

2017

oekotoxzentrum
centre ecotox



Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie
Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée
Eawag-EPFL

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Triclosan*

Ersterstellung: 30.05.2011

Aktualisierung: 30.06.2017

1 EQS-Vorschläge

AA-EQS: 0.1 µg/L (vorher 0.02 µg/L)

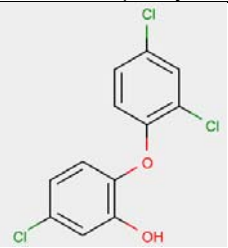
MAC-EQS: 0.1 µg/L (vorher 0.02 µg/L)

Das chronische Qualitätskriterium (CQK) und das akute Qualitätskriterium (AQK) 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

In Tabelle 1 werden Identität, chemische und physikalische Parameter für Triclosan angegeben. Wo bekannt, wird mit (exp) spezifiziert, dass es sich um experimentell erhobene Daten handelt, während es sich bei mit (est) gekennzeichneten Daten um abgeschätzte Werte handelt. Wenn keine dieser beiden Angaben hinter den Werten steht, fand sich in der zitierten Literatur keine Angabe.

Tab. 1: Geforderte Angaben zu Triclosan nach dem TGD for EQS (European Commission, 2011) zusätzliche Angaben in kursiv.

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
IUPAC Name	5-chloro-2-(2,4-dichlorophenoxy)phenol	http://esis.jrc.ec.europa.eu
Chemische Gruppe	chlorierte Biphenylether	Orvos et al. 2002
Strukturformel		http://esis.jrc.ec.europa.eu
CAS-Nummer	3380-34-5	http://esis.jrc.ec.europa.eu
EINECS-Nummer	222-182-2	http://esis.jrc.ec.europa.eu
Summenformel	C ₁₂ H ₇ Cl ₃ O ₂	EPI Suite™ (US EPA 2008)

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
SMILES-code	<chem>O(c(c(O)cc(c1)Cl)c1)c(c(cc(c2)Cl)Cl)c2</chem>	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	289.55	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Schmelzpunkt (°C)	136.79 (est)	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Siedepunkt (°C)	373.62 (est)	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Dampfdruck (Pa)	0.00062 (est)	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	5.05*10 ⁻⁴ (est: Bond Method); 2.16*10 ⁻³ (est: Group Method)	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	10 (exp)	EPI Suite™ (US EPA 2008)
pKa	8.01	Sparc (2010)
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient(log Kow)	4.76 (exp) ; 4.8 (exp)	EPI Suite™ (US EPA 2008); Ciba-Geigy Limited 1990 zitiert in NICNAS 2009
Sediment/ Wasser Verteilungskoeffizient (log Koc)	3.925 (est Kow Methode); 4.67 (exp)	EPI Suite™ (US EPA 2008); Balmer et al. 2004

3 Allgemeines

Anwendung: Triclosan wird wegen seiner Breitspektrumwirkung gegen Bakterien, Schimmelpilze und Hefen in verschiedenen medizinischen und nichtmedizinischen Produkten verwendet. Dazu gehören unter anderem Hygieneprodukte wie Mundspülungen, Zahnpasta und Deodorants, dekorative Kosmetik wie Augenmakeup, Textilien wie Sportsocken, Kissen, Handtücher und Polstermöbel, Plastikprodukte wie Toilettensitze und Zahnbürsten und PVC Teppiche, medizinische Desinfektionsmittel, Pickelcremes und Gels zur Behandlung von Verbrennungen (NICNAS 2009).

Wirkungsweise: Über die Wirkungsweise ist noch nicht viel bekannt. Für *E.coli* haben McMurry et al. (1998) gezeigt, dass Triclosan die Lipidsynthese blockiert, indem es das Enzym "Enoyl-acyl Carrier Reductase" (ENR) spezifisch hemmt. Die

Strukturaufklärung dieser spezifischen Hemmung wurde von Levy et al. (1999) gemacht. Die Ergebnisse von Franz et al. (2008) deuten darauf hin, dass Triclosan in Algen auch eine entkoppelnde Wirkung haben könnte.

Analytik:

Singer et al. (2002) berichten für Triclosan in Oberflächengewässern eine Bestimmungsgrenze von 1 ng/L mit GC/MS nach SPE-Anreicherung. Die Nachweisgrenze liegt bei 0.2 ng/L mit GC/MS nach SPE-Anreicherung (Boyd et al. 2003).

Stabilität

In der Veröffentlichung von Orvos et al. (2002) wurden die Ergebnisse zahlreicher Industriestudien publiziert, in denen auch die Testkonzentrationen überprüft worden sind. Es zeigte sich eine gute Stabilität im 72h-Algentest (88% und 75% der nominalen Konzentration). Im Daphnien-Reproduktionstest (pH 8.2-8.6) variierte die Wiederfindung von 30% bis 77%. Im „ELS“-Test mit der Regenbogenforelle wurde hingegen eine „exzellente Stabilität“ beobachtet (pH 8.2). Fort et al. (2010) haben eine Wiederfindung von 50%-77% beobachtet (keine Angabe des pH Wertes). Bei der für die EQS-Ableitung kritischen Studie von Yang et al. 2008 wurde keine Überprüfung der Testkonzentrationen vorgenommen. Da aber die Testdauer sowie der Test-pH vergleichbar mit der Algenstudie aus Orvos et al. (2002) sind, wird davon ausgegangen, dass die Testkonzentration nicht signifikant von der nominalen Konzentration abweicht.

4 Effektdatensammlung

Für Triclosan wurden Einzelspeziesstudien mit Bakterien, Algen, höheren Wasserpflanzen, Krebstieren, Insekten Amphibien und Fischen gefunden (Tabelle 2).

Tab.2: Effektdatensammlung für Triclosan. Literaturdaten die in grau dargestellt wurden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS (Kommission der europäischen Gemeinschaften 2010), sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch et al. 1997) durchgeführt. Eine Unterscheidung in nominale und tatsächliche Testkonzentration wurde in der Tabelle nicht vollzogen, aber für die EQS-relevanten Studien (siehe Tab. 3 + 6) wurden nur Studien verwendet, bei denen eine signifikante Abweichung unwahrscheinlich ist (siehe auch Kapitel über die Stabilität).

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.5	96	h	EC50	=	1.6	µg/L	1	Orvos et al. 2002 vermutlich bezogen auf Daten in Drottar und Krüger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.4-7.8	96	h	EC50	=	1.6	µg/L	1	Drottar und Krüger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	7.3-7.5	96	h	EC50	=	0.97	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997 auch zitiert in NICNAS 2009
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.3-7.5	96	7.3-7.5	EC50	=	1.31	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997
Cyanobakterien	<i>Anabaena f0.98los aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.4-7.8	96	h	EC50	=	4.81	µg/L	1	Drottar und Krüger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Geometrischer Mittelwert Wachstumsrate 96 h						2.51	µg/L		

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.4-7.8	72	h	EC50	=	5.01	µg/L	1	Drottar und Krüger 1998
Algen	<i>Closterium ehrenbergii</i>	Wachstumsrate asexuelle Reproduktion	7.5	120	h	EC50	=	620	µg/L	2	Cinigia et al. 2005
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.5-7.8	72	h	EC50	=	0.7	µg/L	1	Orvos et al. 2002 & Wüthrich 1995
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)		96	h	EC50	=	1.4	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Biomasse (bezogen auf die gemessenen Konzentrationen)	k.A.	96	h	EC50	=	0.7	µg/L	2	Anonymus 1997 zitiert in ECHA 2015
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	7.5-7.8	72	h	EC50	=	2.8	µg/L	1	Orvos et al. 2002 & Wüthrich 1995
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Wachstumsrate (bezogen auf die gemessenen Konzentrationen)	k.A.	96	h	EC50	=	2.8	µg/L	2	Anonymus 1997 zitiert in ECHA 2015
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	8.0- 10.3	72	h	EC50	=	1.99	µg/L	1	Wüthrich 1995
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.5-9.5	72	h	EC50	=	1.89	µg/L	2	Drottar & Krueger 1999
Algen	<i>subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Wachstumsrate (geometrischer Mittelwert)		72	h	EC50	=	1.94	µg/L		
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Wachstumsrate	7.5-9.5	96	h	EC50	=	1.61	µg/L	2	ECHA 2015 & Drottar & Krueger 1999
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.5- 10.2	72	h	EC50	=	1.76	µg/L	3	Stuerman & Hicks ABC Laboratories 1997
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus)</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.7-8.1	72	h	EC50	>	223	µg/L	2	Wüthrich 1990

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
	<i>subspicatus</i>)										
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.2-7.5	96	h	EC25	=	10.7	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.2-7.8	96	h	EC50	=	19.1	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	7.2-7.8	96	h	EC50	=	56.0	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Yield)	7.7-8.6	72	h	EC50	=	0.53	µg/L	2	Yang et al. 2008
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (area under the curve)	7.5	96	h	EC50	=	12	µg/L	4	Harada et al. 2008
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>			96	h	IC50	=	2.6	µg/L	4	Ferrari et al. 2002 zitiert in NICNAS 2009
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.3-7.5	96	h	EC25	=	2.44	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.3-7.5	96	h	EC50	=	4.46	µg/L	1	Orvos et al. 2002 vermutlich bezogen auf Daten aus Carolina Ecotox Inc. 1997
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.3-7.5	96	h	EC50	=	4.46	µg/L	1	Carolina Ecotox Inc. 1997
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.5-7.8	72	h	EC50	=	4.70	µg/L	3	Tatarazako et al. 2004
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.3-7.5	96	h	EC50	=	15.8	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	k.A.	72	h	EC50	=	5.1	µg/L	2	Tamura et al. 2013
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Geometrischer Mittelwert Wachstumsrate				EC50	=	8.98	µg/L		
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata (Senastrum capricornutum)</i>	Keine Angabe	7.8	96	h	EC50	=	112	µg/L	4	Li et al. 2013

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Scenedemus vacuolatus</i>	Reproduktion	6.8	24	h	EC50	=	<u>1.85</u>	µg/L	2	Franz et al. 2008
Algen	<i>Scenedemus vacuolatus</i>	Photosynthese (modelliert)	6.8	„infinite“	h	EC50	=	9.4	µg/L	2	Franz et al. 2008
Gefäßspflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.7-7.8	96	h	EC25	>	62.5	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Gefäßspflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.7-7.8	96	h	EC50	>	62.5	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Gefäßspflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frondzahl)		7	d	EC50	=	64.4	µg/L	2	Fulton et al. 2009
Gefäßspflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frischgewicht)		7	d	EC50	=	56.9	µg/L	2	Fulton et al. 2009
Gefäßspflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Wachstumsrate)		7	d	EC50	=	<u>108.9</u>	µg/L	2	Fulton et al. 2009
Gefäßspflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum		6	d	EC50	=	26.3	µg/L	2	Küster et al. 2007
Gefäßspflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Autorenkommunikation)		6	d	EC50	=	<u>27.5</u>	µg/L	2	Küster et al. 2007
Protozoa	<i>Paramecium caudatum</i>	Wachstumsrate		120	h	EC50	=	399	µg/L	3	Miyoshi et al. 2003
Protozoa	<i>Paramecium caudatum</i>	Wachstumsrate		48	h	EC50	=	475	µg/L	3	Miyoshi et al. 2003
Protozoa	<i>Paramecium trichium</i>	Wachstumsrate		120	h	EC50	=	1564	µg/L	3	Miyoshi et al. 2003
Protozoa	<i>Paramecium trichium</i>	Wachstumsrate		48	h	EC50	=	747	µg/L	3	Miyoshi et al. 2003
Rotifera	<i>Plationus patulus</i>	Immobilisierung	7.5	48	h	EC50	=	<u>320</u>	µg/L	2	Martinez-Gomez et al. 2015
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung		48	h	EC50	=	123	µg/L	4	Ferrari et al. 2002 zitiert in NICNAS 2009
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	6.8-7	48	h	EC50	=	<u>120</u>	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	7.4-7.6	48	h	EC50	=	182	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	8-8.2	48	h	EC50	=	236	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	8.2-8.5	48	h	EC50	=	406	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung		48	h	EC50	=	303	µg/L	4	Ferrari et al. 2002 zitiert in NICNAS 2009
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung		48	h	NOEC	=	100	µg/L	2	ABC Laboratories Inc. 1990 zitiert in

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
											NICNAS 2009
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung		48	h	EC50	=	260	µg/L	3	Harada et al. 2008
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	8	48	h	EC50	=	338	µg/L	4	Wang et al. 2013
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung		48	h	EC50	=	191	µg/L	2	ECHA 2015
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	8.3-8.5	48	h	EC50	=	390	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	7.5	48	h	EC50	=	330	µg/L	2	Peng et al. 2013
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	k.A. (nach OECD 202 6- 9)	48	h	EC50	=	180	µg/L	2	Tamura et al. 2013
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Geometrischer Mittelwert (Immobilisierung)		48	h	EC50		258	µg/L		
Kleinkrebse	<i>Thamnocephalus platyrus</i>	Mortalität		24	h	LC50	=	470	µg/L	4	Kim et al. 2009
Kleinkrebse	<i>Neocaridina denticulate sinensis</i>	Mortalität	8	96	h	LC50	=	772	µg/L	4	Wang et al. 2013
Insekten	<i>Chironomus plumosus</i>	Larvenmortalität	8	96	h	EC50	=	2890	µg/L	4	Wang et al. 2013
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Mortalität	8.4	10	d	LC50	=	400	µg/L	3	Dussault et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Wachstum	8.4	10	d	EC50	=	280	µg/L	3	Dussault et al. 2008
Cnidaria	<i>Hydra magnipapillata</i>	Regenerationskapazität		96	h	EC50	=	< 1000	µg/L	3	Park & Yeo 2012
Annelida	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Mortalität	8	96	h	LC50	=	2046	µg/L	4	Wang et al. 2013
Fische	<i>Carassius auratus</i>	Mortalität	8	96	h	LC50	=	1839	µg/L	4	Wang et al. 2013
Fische	<i>Carassius auratus</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	560	µg/L	4	Ciba chem. Corp. 1996
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	7.8-8.3	96	h	LC50	=	540	µg/L	1	European Chemicals Bureau 2004 zitiert in NICNAS 2009
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	7	96	h	LC50	=	340	µg/L	2	Oliveira et al. 2009
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	6.5-8.5	96	h	LC50	=	300	µg/L	2	Busquet et al. 2014

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Danio rerio</i>	Geometrischer Mittelwert (Mortalität)		96	h	LC50	=	319	µg/L		
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	370	µg/L	2	Orvos et al. 2002 sowie ECHA 2015
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität		48	h	LC50	=	410	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität		24	h	LC50	=	440	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Fische	<i>Leuciscus idus</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	560	µg/L	4	European Chemicals Bureau 2004 zitiert in NICNAS 2009
Fische	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Mortalität	8	96	h	LC50	=	45	µg/L	4	Wang et al. 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	350	µg/L	2	European Chemicals Bureau 2004 zitiert in NICNAS 2009
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	600	µg/L	4	Kim et al. 2009
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	1700	µg/L	3	Nassef et al. 2010
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	399	µg/L	2	Ishibashi et al. 2004
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	210	µg/L	2	Tamura et al. 2013
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Geometrischer Mittelwert (Mortalität)		96	h	LC50	=	289	µg/L		
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität		48	h	LC50	=	352	µg/L	2	Foran et al. 2000
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	260	µg/L	2	Orvos et al. 2002
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	360	µg/L	2	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in NICNAS 2009
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Geometrischer Mittelwert (Mortalität)		96	h	LC50	=	306	µg/L		
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Larvenmortalität (7d post-hatch)	7.69	7	d	LC50	=	190	µg/L	2	Fritsch et al. 2013
Fische	<i>Pesudirasboa parva</i>	Mortalität	8	96	h	LC50	=	71	µg/L	4	Wang et al. 2013
Fische	<i>Tanichthys albonubes,</i>	Mortalität	8	96	h	LC50	=	45	µg/L	4	Wang et al. 2013
Fische	<i>Xyphosurus helleri</i>	Fry Mortalität	7.5	96	h	LC50	=	1470	µg/L	4	Liang et al. 2013
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Larvenmortalität (Faber stage 49)		96	h	LC50	=	259	µg/L	2	Palenske et al. 2010

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Larvenmortalität (Faber stage 41)		96	h	LC50	=	343	µg/L	2	Palenske et al. 2010
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Larvenmortalität (Faber stage 54)		96	h	LC50	=	443	µg/L	2	Palenske et al. 2010
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Larvenmortalität (Faber stage 66)		96	h	LC50	=	664	µg/L	2	Palenske et al. 2010
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Larvenmortalität (Faber stage 66)		96	h	LC50	=	820	µg/L	4	Harada et al. 2008
Amphibien	<i>Acris crepitans blanchardii</i>	Larvenmortalität (Faber stage 30)		96	h	LC50	=	367	µg/L	2	Palenske et al. 2010
Amphibien	<i>Bufo woodhousii woodhousii</i>	Larvenmortalität (Faber stage 30)		96	h	LC50	=	152	µg/L	2	Palenske et al. 2010
Amphibien	<i>Rana sphenoccephala</i>	Larvenmortalität (Faber stage 30)		96	h	LC50	=	562	µg/L	2	Palenske et al. 2010
Amphibien	<i>Rana limnocharis</i>	Larvenmortalität	8	96	h	LC50	=	518	µg/L	4	Wang et al. 2013
Protozoen	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Wachstum		96	h	EC50	=	210	µg/L	4	Harada et al. 2008
Protozoa	<i>Tetrahymena thermophila</i>	Wachstum		24	h	EC50	=	1063	µg/L	4	Gao et al. 2015
Rekombinant veränderte Hefen	<i>Sacharomyces cerevisiae</i> (rekombinant verändert mit dem menschlichen Östrogenrezeptor α)	Bindung an den menschlichen Östrogenrezeptor		3	d	EC50	=	4.24	µg/L	2	Svobodova et al. 2009
akute Effektdaten marin											
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	Lumineszenz	kA	15	min	EC50	=	53	µg/L	2	DeLorenzo et al. 2008
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	7	15	min	EC50	=	150	µg/L	2	Tatarazako et al. 2004
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	7	15	min	EC50	=	280	µg/L	2	Farre et al. 2008
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	Geometrischer Mittelwert (Biolumineszenz)		15	min	EC50	=	131	µg/L	2	
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	Lumineszenz	7.4-8.0	15	min	EC50	=	520	µg/L	4	Harada et al. 2008
Algen	<i>Chaetocerus gracilis</i>	Wachstumsrate		72	h	EC50	=	183	µg/L	4	McHenry et al. 2006
Algen	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Biomasse (Zelldichte)	kA	96	h	EC50	=	3.55	µg/L	2	DeLorenzo und Fleming 2008, DeLorenzo et al. 2008
Algen	<i>Nannochloropsis oculata</i>	Wachstumsrate		72	h	EC50	=	165	µg/L	4	McHenry et al. 2006

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Nitzschia palea</i>	Photosyntheseaktivität		24	h	EC50	=	<u>390</u>	µg/L		Franz et al. 2008
Algen	<i>Nitzschia palea</i>	Photosyntheseaktivität (Modellierung)		„infinite“		EC50	=	324	µg/L		Franz et al. 2008
Algen	<i>Rhodomonas salina</i>	Wachstumsrate		72	h	EC50	=	168	µg/L	4	McHenry et al. 2006
Algen	<i>Tetraselmis chuii</i>	Wachstumsrate		72	h	EC50	=	83.8	µg/L	4	McHenry et al. 2006
Algen	<i>Diatomeen Gemeinschaft</i>	Mortalität	7.7-7.9	48	h	LC50	=	560	µg/L	4	Morin et al. 2010
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	kA	96	h	EC25	>	66	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	kA	96	h	EC50	>	66	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Kleinkrebse	<i>Palaemonetes pugio</i>	Larven-Mortalität	kA	96	h	LC50	=	<u>154</u>	µg/L	2	DeLorenzo et al. 2008
Kleinkrebse	<i>Palaemonetes pugio</i>	Mortalität adulter Tiere	kA	96	h	LC50	=	305	µg/L	2	DeLorenzo et al. 2008
Kleinkrebse	<i>Palaemonetes pugio</i>	Embryo-Mortalität	kA	96	h	LC50	=	651	µg/L	2	DeLorenzo et al. 2008
Kleinkrebse	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	<u>74.3</u>	µg/L	2	Perron et al. 2012
Kleinkrebse	<i>Ampelisca abdita</i>	Mortalität		96	h	LC50	=	<u>73.4</u>	µg/L	2	Perron et al. 2012
Kleinkrebse	<i>Artemia salina</i>	Mortalität	8	24	h	LC50	=	171	µg/L	3	Xu et al. 2015
Mollusken	<i>Perna perna</i>	Larvenentwicklung	7.87-8.03	48	h	EC50	=	135	µg/L	4	Cortez et al. 2012
Echinodermata	<i>Psamechinus miliaris</i>	Larvenentwicklung (Experiment A)		72	h	EC50	=	78.2	µg/L	3	Anselmo et al. 2011
Echinodermata	<i>Psamechinus miliaris</i>	Larvenentwicklung (Experiment B)		72	h	EC50	=	89.2	µg/L	3	Anselmo et al. 2011
Echinodermata	<i>Strongylocentrotus nudus</i>	Larvenentwicklung		72	h	EC50	=	286	µg/L	3	Hwang et al. 2014
subchronische und chronische Daten											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.5	96	h	EC10	=	0.97	µg/L	1	Orvos et al. 2002 vermutlich bezogen auf Drottar und Krueger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.4-7.8	96	h	EC10	=	0.97	µg/L	1	Drottar und Krueger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.4-7.8	72	h	EC10	=	1.98	µg/L	1	Drottar und Krueger

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
											1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)		96	h	NOEC	=	0.81	µg/L	1	Orvos et al. 2002 vermutlich bezogen auf Drottar und Krueger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.4-7.8	96	h	NOEC	=	0.81	µg/L	1	Drottar und Krueger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.4-7.8	72	h	NOEC	=	1.7	µg/L	1	Drottar und Krueger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.3-7.5	96	h	EC10	=	0.6	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.4-7.8	96	h	EC10	=	1.6	µg/L	1	Drottar und Krueger 1998
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos aquae</i>	Geometrischer Mittelwert (Wachstumsrate 96h)		96	h	EC10	=	0.98	µg/L		
Algen	<i>Closterium ehrenbergii</i>	Wachstumsrate asexuelle Reproduktion	7.5	120	h	NOEC	=	250	µg/L	2	Ciniglia et al. 2005
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.5-7.8	72	h	NOEC	=	0.5	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	7.5-7.8	72	h	NOEC	=	0.5	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Biomasse (bezogen auf die gemessenen Konzentrationen)	k.A.	96	h	NOEC	=	0.5	µg/L	2	Anonymus 1997 zitiert in ECHA 2015
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.5-9.5	72	h	EC10	=	0.46	µg/L	2	Drottar & Krueger 1999
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	8.0- 10.3	72	h	EC10	=	1.31	µg/L	1	Wüthrich 1995
Algen	<i>Desmodesmus</i>	Wachstumsrate		72	h	EC10	=	0.776	µg/L	2	

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
	<i>subspicatus</i>										
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	7.5-7.8	96	h	NOEC	=	0.69	µg/L	1	Orvos et al. 2002
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate		96	h	EC10	=	12.66	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997
Algen	<i>Nitzschia palea</i>	Photosyntheseaktivität		24	h	EC10	=	219	µg/L	2	
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomass (Zellzahl)	7.5-7.8	72	h	EC10	=	2.7	µg/L	3	Tatarazako et al. 2004
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Yield gemäss OECD 201)	7.7-8.6	72	h	LOEC	=	0.4	µg/L	2	Yang et al. 2008
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Yield gemäss OECD 201)	7.7-8.6	72	h	NOEC	=	0.2	µg/L	2	Yang et al. 2008
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate (neu ausgewertet)	7.3-7.5	96	h	EC10	=	1.81	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	k.A.	72	h	NOEC	=	0.53	µg/L	2	Tamura et al. 2013
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Geometrischer Mittelwert (Wachstumsrate)						0.98			
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Fläche unter der Kurve)	7.5	96	h	NOEC	=	8.3	µg/L	4	Harada et al. 2008
Algen	<i>Scenedemus vacuolatus</i>	Reproduktion	6.8	24	h	EC10	=	1.08	µg/L	2	Franz et al. 2008
Gefässpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate		7	d	NOEC	=	10	µg/L	2	Fulton et al. 2009
Gefässpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Yield (Frondzahl)	7.71-8.61	7	d	NOEC	=	12.5	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997
Gefässpflanzen	<i>Lemna gibba</i>							11.2			
Gefässpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum (nach Autorenkommunikation)		6	d	EC10	=	3.16	µg/L	2	Küster et al. 2007
Kleinkrebse	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Keine Angabe		48	h	NOEC	=	50	µg/L	4	Ferrari et al. 2002 zitiert in in NICNAS 2009

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	7-7.5	7	d	EC25	=	170	µg/L	2	Tatarazako et al. 2004
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	7-7.5	7	d	EC50	=	220	µg/L	2	Tatarazako et al. 2004
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	8.5	7	d	NOEC	=	182	µg/L	1	Orvos et al. 2002 & Procter & Gamble 1992
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	7	7	d	NOEC	=	6	µg/L	1	Orvos et al. 2002 & Procter & Gamble 1992
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	k.A.	8	d	NOEC	=	30	µg/L	2	Tamura et al. 2013
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	7-7.5	7	d	EC10	=	132	µg/L	2	Tatarazako et al. 2004
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Geometrischer Mittelwert (Reproduktion)						13.4	µg/L		
Kleinkrebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion		7	d	NOEC	=	4	µg/L	4	Ferrari et al. 2002 zitiert in NICNAS 2009
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	8.2-8.6	21	d	NOEC	=	40	µg/L	3	Orvos et al. 2002 & Ciba-Geigy 1990
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion („total number of spawning“)	k.A.	21	d	EC10	=	29	µg/L	2	Wang et al. 2013
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	7.5	21	d	EC10	=	9	µg/L	2	Peng et al. 2013
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Geometrischer Mittelwert (Reproduktion)				EC10	=	16.2	µg/L		
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Überleben		21	d	NOEC	=	200	µg/L	4	Brausch und Rand 2011
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Geschlechterverhältnis		30	d	NOEC	=	1	µg/L	3	Flaherty und Dodson 2005
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	k.A.	21	d	NOEC	=	13.7	µg/L	3	Silva et al. 2015

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Kleinkrebse	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität		10	d	LC10	=	5	µg/L	2	Dussault et al. 2008
Kleinkrebse	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität		10	d	LC50	=	200	µg/L	2	Dussault et al. 2008
Molluska	<i>Physa acuta</i>	Wachstumsrate		42	d	NOEC	≥	10	µg/L	2	Brown et al. 2012
Fische	<i>Danio rerio</i>	Early Life Stage Test unter Hungerbedingungen (Schlüpftrate)		9	d	IC25	=	160	µg/L	3	Tatarazako et al. 2004
Fische	<i>Danio rerio</i>	Early Life Stage Test unter Hungerbedingungen (Schlüpftrate)		9	d	IC50	=	220	µg/L	3	Tatarazako et al. 2004
Fische	<i>Danio rerio</i>	Early Life Stage Test (Schlüpftrate)	8.0	6	d	NOEC	=	160	µg/L	2	Macedo et al. 2017
Fische	<i>Danio rerio</i>	Early Life Stage Test unter Hungerbedingungen (Schlüpftrate)		9	d	LC10	=	150	µg/L	2	Tatarazako et al. 2004
Fische	<i>Danio rerio</i>	Early Life Stage Test		9	d	NOEC	=	26	µg/L	2	Tamura et al. 2013
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität		10	d	NOEC	=	200	µg/L	4	Ferrari et al. 2002 zitiert in NICNAS 2009
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ELS (Mortalität)	8.2	61	d	NOEC	=	34.1	µg/L	1	Orvos et al. 2002 & Unilever 1996
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	ELS mit Hungern (Schlüpftrate)		14	d	EC50	=	400	µg/L	3	Tatarazako et al. 2004
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	ELS mit Hungern (Schlüpftrate)		14	d	EC10	=	160	µg/L	2	Tatarazako et al. 2004
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	ELS (Schlüpftrate)		14	d	NOEC	=	156	µg/L	2	Ishibashi et al. 2004
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Geometrischer Mittelwert (Schlüpftrate)		14	d		=	158	µg/L		
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	ELS (Embryo-Mortalität)		96	h	LC50	=	399	µg/L	2	Ishibashi et al. 2004
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	ELS (24h alte Larven-Mortalität)		96	h	LC50	=	602	µg/L	2	Ishibashi et al. 2004
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Larvenmortalität (7d post-hatch)	7.69	7	d	NOEC	=	75	µg/L	2	Fritsch et al. 2013
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Mortalität		10	d	LC10	=	20	µg/L	2	Dussault et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Wachstum		10	d	EC10	=	80	µg/L	2	Dussault et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Überleben und Schlupfrate		28	d	NOEC	=	440	µg/L	2	Memmert 2006
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	thyroid medierte Metamorphose		21	d	NOEC	≥	50	µg/L	2	Fort et al. 2010

EFFEKTDATENRECHERCHE

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	pH Wert (Start)/Salinität	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Embryoteratogenität	7.4-8.0	96	h	EC50	=	820	µg/L	4	Harada et al. 2008
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Entwicklung				EC10	>	29.6	µg/L	4	Fort et al. 2010&2011
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	Genexpression	7.4- 8	4	d	NOEC	<	0.03	µg/L	2	Veldhoen et al. 2006
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	Thyroididal modulierte Metamorphose	7.4- 8	4	d	NOEC	<	0.15	µg/L	2	Veldhoen et al. 2006
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	thyroid abhängiger Einfluss auf das Körpergewicht	7.7-8.6	4	d	NOEC	<	0.15	µg/L	2	Veldhoen et al. 2006
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	thyroid abhängiger Einfluss auf das Wachstum der hinteren Extremitäten	7.7-8.6	4	d	NOEC	<	0.15	µg/L	2	Veldhoen et al. 2006
subchronische und chronische Daten marin											
Algen	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Biomasse (Zelldichte)	kA	96	h	NOEC	=	<u>1.6</u>	µg/L	2	DeLorenzo und Fleming 2008, DeLorenzo et al. 2008
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse		96	h	NOEC	=	<u>12.6</u>	µg/L	1	Carolina Ecotox Inc. 1997 zitiert in NICNAS 2009
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate		96	h	EC10	>	66	µg/L	2	Carolina Ecotox Inc. 1997
Echinodermata	<i>Psammechinus miliaris</i>	Larvenentwicklung		16	d	NOEC	=	72	µg/L	3	Anselmo et al. 2011
Echinodermata	<i>Strongylocentrotus nudus</i>	Larvenentwicklung		72	h	NOEC	=	145	µg/L	3	Hwang et al. 2014
Echinodermata	<i>Paracentrotus lividus</i>	Larvenentwicklung (Fehlbildungen)		48	h	NOEC	=	<u>40</u>	µg/L	2	Macedo et al. 2017

5 Graphische Darstellung der Effektdaten

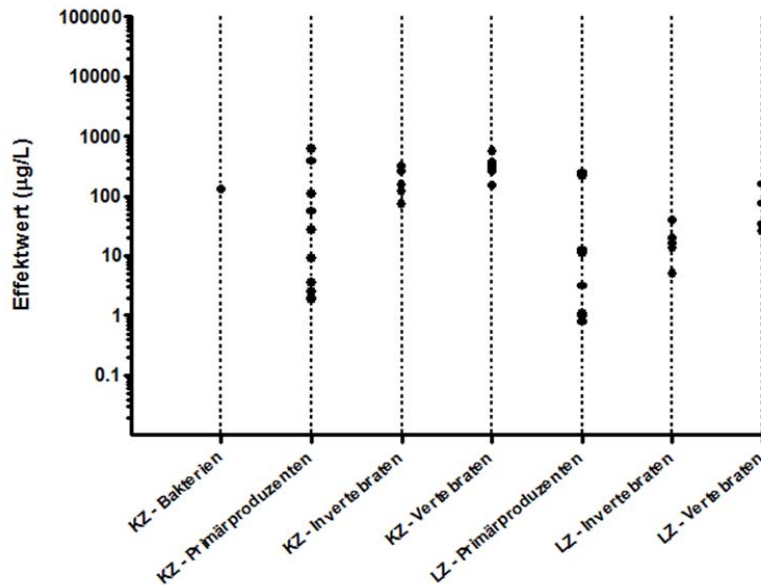


Abb.1: Kurzzeit (KZ) und Langzeit (LZ)-Effektdaten von Triclosan für aquatische Organismen. Bei den Langzeit-Tests mit Bakterien wurden nur Cyanobakterien berücksichtigt. Die Standardabweichung der logarithmierten LC/EC50 Werte beträgt 0.8.

5.1 Vergleich marine/limnische Organismen

Für die akuten Daten gibt es keine signifikanten Unterschiede in der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen (Abbildung 2). Für die akuten Daten ist ein statistischer Vergleich der Empfindlichkeiten von limnischen und marinen Organismen nicht möglich aufgrund der begrenzten Anzahl valider Effektwerte für marine Organismen. Da es keine Hinweise auf einen Unterschied in der Sensitivität gibt, werden beide Datensätze für die folgende EQS-Ableitung kombiniert.

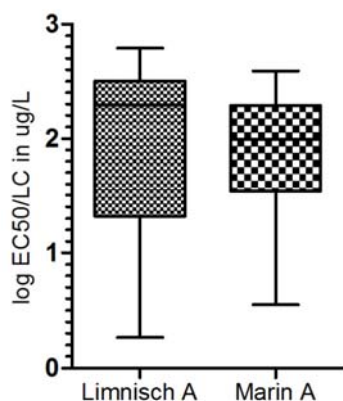


Table Analyzed	Transform of Triclosan akut
Column A	Limnisch A
vs	vs
Column B	Marin A
Mann Whitney test	
P value	0.7139
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation
P value summary	ns
Are medians signif. different? (P < 0.05)	No
One- or two-tailed P value?	Two-tailed
Sum of ranks in column A,B	231 , 69
Mann-Whitney U	48.00

Abb.2: Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen bezüglich der akuten Toxizität.

6 Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) auf Basis von Kurzzeit- und Langzeiteffektdata angewendet werden. Dabei wird mit dem tiefsten chronischen Datenpunkt ein AA-EQS (Annual-Average-Environmental-Quality-Standard) und mit dem tiefsten akuten Datenpunkt ein MAC-EQS (Maximum-Acceptable-Concentration-Environmental-Quality-Standard) abgeleitet. Wenn der Datensatz umfassend genug ist, können diese EQS zusätzlich mittels einer Speziessensitivitätsverteilung (SSD) bestimmt werden. Valide Mikro-/Mesokosmosstudien dienen einerseits zur Verfeinerung des AF für SSDs. Andererseits können sie auch direkt zur Bestimmung eines EQS verwendet werden.

7 Chronische Toxizität

7.1 AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 3 zeigt die kritischen Langzeiteffektwerte für Triclosan.

Tab.3: Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für Triclosan.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Algen/Wasserpflanzen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (geometrischer Mittelwert)	EC10	0.776	Drottar & Krueger 1999 & Wüthrich 1995
Krebstiere (Daphnien)	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (geometrischer Mittelwert)	NOEC	13.4	Tamura et al. 2013 & Tatarazako et al. 2004
Fische	<i>Danio rerio</i>	NOEC	26	Tamura et al. 2013
Sonstige				
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	LC10	5	Dussault et al. 2008
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	LC10	20	Dussault et al. 2008

Es liegen NOEC-Werte für die Organismengruppen der Algen, Kleinkrebse, Fische vor. Der empfindlichste belastbare Endpunkt liegt bei dem von 0.776 µg/L für die Grünalge *Desmodesmus subspicatus*. Nach der AF-Methode ergibt sich daraus ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{AA-EQS} = 0.776 \mu\text{g/L} / 10 = 0.08 \mu\text{g/L} = 80 \text{ ng/L}$$

7.2 AA-EQS mit SSD-Methode

Es sind genügend verlässliche akute Daten vorhanden um den AA-EQS mithilfe der SSD-Methode bestimmen zu können. Es sind alle 8 geforderten taxonomischen Gruppen im

Datensatz enthalten. In Abbildung 3 ist die SSD für die chronischen NOEC oder EC10 Werte aller Arten dargestellt. Die zugrundeliegenden Daten sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

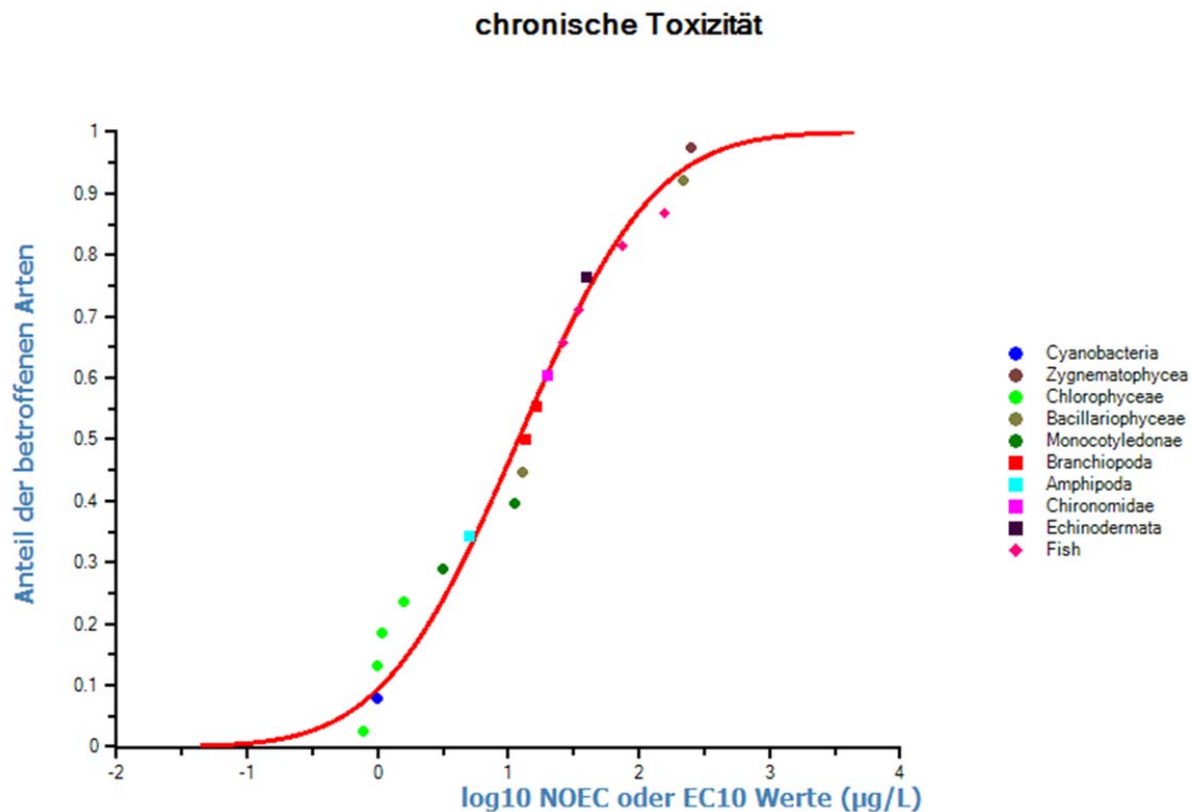


Abb.3: SSD der chronischen Toxizitätswerte für Triclosan. Die zugrundeliegenden Daten sind in Tabelle 4 zusammengetragen. Die Daten sind normalverteilt (die detaillierten Analyseergebnisse befinden sich im Anhang). Der HC05 beträgt 0.514 µg/L (lower limit – upper limit: 0.125 – 1.34 µg/L).

Im Datensatz sind 19 Arten enthalten. Es ergibt sich ein HC05 von 0.514 µg/L (lower limit – upper limit: 0.125 – 1.34 µg/L). Die untere Grenze des HC05 liegt um den Faktor 5 tiefer als der HC05.

Tab.4: Liste der relevanten und verlässlichen chronischen NOEC oder EC10 Werte für Wasserorganismen gegenüber Triclosan.

Daten Nummer	Toxicity data	Artname	Taxonomische Gruppe
1	0.776	<i>Desmosdesmus subspicatus</i>	Algen (Chlorophyceae)
2	0.98	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Bakterien (Cyanobacteria)
3	0.98	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algen (Chlorophyceae)
4	1.08	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Algen (Chlorophyceae)
5	1.6	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Algen (Chlorophyceae)
6	3.16	<i>Lemna minor</i>	Höhere Pflanzen (Monocotyledonae)
7	5	<i>Hyalella azteca</i>	Kleinkrebse (Amphipoda)
8	11.2	<i>Lemna gibba</i>	Höhere Pflanzen (Monocotyledonae)
9	12.66	<i>Navicula pelliculosa</i>	Algen (Bacillariophyceae)
10	13.4	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Kleinkrebse (Branchiopoda)
11	16.2	<i>Daphnia magna</i>	Kleinkrebse (Branchiopoda)
12	20	<i>Chironomus tentans</i>	Insekten (Chironomidae)
13	26	<i>Danio rerio</i>	Fische (Cyprinidae)
14	34.1	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische (Salmonidae)
15	40	<i>Paracentrotus lividus</i>	Stachelhäuter (Echinodermata)
16	75	<i>Pimephales promelas</i>	Fische (Cyprinidae)
17	158	<i>Oryzias latipes</i>	Fische (Adrianichthyidae)
18	219	<i>Nitschia palea</i>	Algen (Bacillariophyceae)
19	250	<i>Closterium ehrenbergii</i>	Algen (Zygnematophyceae)

In den vergangenen Jahren wurden zwei SSDs für die chronische Toxizität von Triclosan publiziert (Capdevielle et al. 2008 und Lyndall et al. 2010). Es wurden dabei HC05 Werte abgeleitet, die höher liegen: 1.55 µg/L (Capdevielle et al. 2008) und 0.8 µg/L (Lyndall et al. 2010). In beiden Arbeiten wurde darauf hingewiesen, dass die zugrundeliegenden Daten nicht normalverteilt sind, sondern sich mehrere Verteilungen im Datensatz befinden. Lyndall

et al. (2010) schreiben, dass die empfindlichsten Arten zu den Algen und Cyanobakterien gehören. Ein ähnliches Bild ergibt sich hier. In Abbildung 3 kann man sehen, dass Grünalgen und Cyanobakterien die empfindlichsten taxonomischen Gruppen sind. Höhere Pflanzen (Monocotyledonae) sind etwas unempfindlicher und andere Algengruppen (Bacillariophyceae und Zygnematophyceae) sogar wesentlich unempfindlicher als Grünalgen und Cyanobakterien. Obwohl die Daten aus der SSD in Abbildung 3 normalverteilt ist, sollte man idealerweise eine SSD nur für Grünalgen und Cyanobakterien erstellen. Dies ist jedoch nicht möglich, da nur für 5 Arten Daten vorhanden sind. Eine SSD für alle Pflanzen und Cyanobakterien ist nicht normalverteilt.

Unter Berücksichtigung der Unsicherheit um den HC05 und der empfindlicher erscheinenden Grünalgen und Cyanobakterien wird ein AF von 5 gewählt. Damit ergibt sich folgender AA-EQS:

$$\text{AA-EQS (SSD)} = 0.514 \mu\text{g/L} / 5 = 0.103 \mu\text{g/L} = 100 \text{ ng/L}$$

7.3 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Nietch et al. (2013) haben Triclosan in den Konzentrationen 0.1, 0.5, 1, 5, und 10 $\mu\text{g/L}$ in der „Environmental Protection Agency (USEPA) Experimental Stream Facility“ getestet. Das Ziel der Studie war, Auswirkungen von Triclosan auf die benthische Lebensgemeinschaft in Bächen zu untersuchen. Das Testsystem war daher eine Fließgewässerrinne in der die Triclosan-Testlösungen jeden zweiten Tag erneuert wurden. Die Studie ging über 56 Tage. Für zwei untersuchte Parameter (Chlorophyll a des Periphytons (erhöht) und Bakterienzellichte im Periphyton (erhöht)) lag der NOEC unterhalb der tiefsten getesteten Konzentration von 0.1 $\mu\text{g/L}$. **Daher kann kein AA-EQS mittels der Mesokosmenmethode hergeleitet werden.** Ein NOEC von 0.1 $\mu\text{g/L}$ wurde für Triclosanresistenz des Periphyton, für die „principle response curve“ der Periphytonzusammensetzung und für die Ostracodendichte (erniedrigt) gemessen. Es ist zu beachten, dass das Periphyton zu 95% aus Bacillariophyceen bestand, einer Algengruppe, die in der SSD als deutlich weniger empfindlich aufgefallen ist. Die Studie ist

daher nicht ideal zur Herleitung des AA-EQS für Triclosan. **Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Studie, dass der AA-EQS nicht höher als 0.1 µg/L sein sollte.**

7.4 AA-EQS Schlussfolgerung

Tabelle 5 gibt einen Überblick zu den mit den 3 unterschiedlichen Methoden hergeleiteten AA-EQS Werten.

Tab.5: Übersicht über die mit den drei Methoden hergeleiteten MAC-EQS.

Methode	Verwendeter Sicherheitsfaktor	Wert (ng/L)
AA-EQS (AF)	10	80
AA-EQS (SSD)	5	100
AA-EQS (Mesokosmen)	Nicht möglich	
Finaler AA-EQS	5	100

Aufgrund der höheren Robustheit wird der mit der SSD-Methode hergeleitete AA-EQS als finaler Wert ausgewählt. Die Mesokosmenstudie von Nietch et al. (2013) unterstützt die Wahl des AF von 5.

8 Akute Toxizität

8.1 MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Es liegen EC50-Werte für die Organismengruppen der Bakterien, Algen, höheren Pflanzen, Kleinkrebse, Rotifera, Fische und Amphibien vor (Tab 6). Triclosan muss nach UN (2015) als sehr giftig eingestuft werden (Tab 7).

Tab. 6: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Triclosan.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. In µg/L	Literatur
Algen/ Wasserpflanzen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	EC50	1.85	Franz et al. 2008
Kleinkrebse (Daphnien)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	EC50	120	DeLorenzo et al. 2008
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	LC50	289	Ishibashi et al. 2004 & Tamura et al. 2013 (geometrischer Mittelwert)
Sonstige				
Amphibien	<i>Bufo woodhousii</i>	EC50	152	Palenske et al. 2010
Kleinkrebse	<i>Ampelisca abdita</i>	EC50	73.4	Perron et al. 2012
Höhere Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	EC50	27.5	Küster et al. 2007
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	EC50	2.51	Carolina Ecotox Inc. 1997 & Drottar und Krüger 1998 (geometrischer Mittelwert)
Rotifera	<i>Plationus patulus</i>	EC50	320	Martinez-Gomez et al. 2015
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	EC50	131	DeLorenzo et al. 2008, Tatarazako et al. 2004 & Farre et al. 2008 (geometrischer Mittelwert)

Tabelle 7: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

Risikoklasse	Niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/L	
3 (schädlich)	>10 mg/L; <100mg/L	
2 (giftig)	<10 mg/L;>1mg/L	
1 (sehr giftig)	< 1mg/L	x

Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Dafür müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 auf den EC50 der sensitivsten Studie verwenden zu können. Der AF kann gemäss TGD for EQS (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2010) auf 10 erniedrigt werden, wenn entweder die Standardabweichung der logarhythmierten EC50 Werte <0.5 ist, oder der Wirkmechanismus bekannt ist und ein Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im Effektdatensatz enthalten ist. Beides ist nicht der Fall. Einige Algen scheinen zwar sehr empfindlich auf Triclosan zu reagieren, aber der Wirkmechanismus in Algen ist noch nicht abschliessend geklärt. Eine weitere Unsicherheit bezüglich eines Vergleichs der Empfindlichkeiten unterschiedlicher taxonomischer Gruppen ist der pH-Wert bei dem getestet wurde. Da Triclosan einen pKa-Wert von 8.01 hat, ist nicht auszuschliessen, dass der Test-pH einen wesentlichen Einfluss auf die Toxizität haben kann. Dies wurde z.B. in der Studie von Orvos et al. 2002 zur Reproduktion von *Ceriodaphnia dubia* deutlich. Bei einem pH von 7 wurde ein NOEC von 6 µg/L beobachtet, während bei einem pH von 8.5 mit 182 µg/L ein deutlich höherer NOEC beobachtet wurde.

Es wird daher die Anwendung der AF-Methode mit einem AF von 100 vorgeschlagen, woraus sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium ableitet:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{AF}} = 1.85 \mu\text{g/L} / 100 = 0.019 \mu\text{g/L}$$

8.2 MAC-EQS mit SSD Methode

Es liegen für 26 Arten aus 7 der 8 geforderten taxonomischen Gruppen valide (verlässliche und relevante) Werte vor. Es fehlt ein valider Wert für Insekten. Allerdings gibt es eine nicht bewertbare Studie, die mit einem EC50 für *Chironomus plumosus* von 2890 µg/L darauf hindeutet, dass Insekten nicht zu den empfindlichen taxonomischen Gruppen gehören. Daher werden die taxonomischen Anforderungen an eine SSD als erfüllt angesehen. In Abbildung 4 ist die SSD für alle akuten Daten (Tabelle 8) dargestellt.

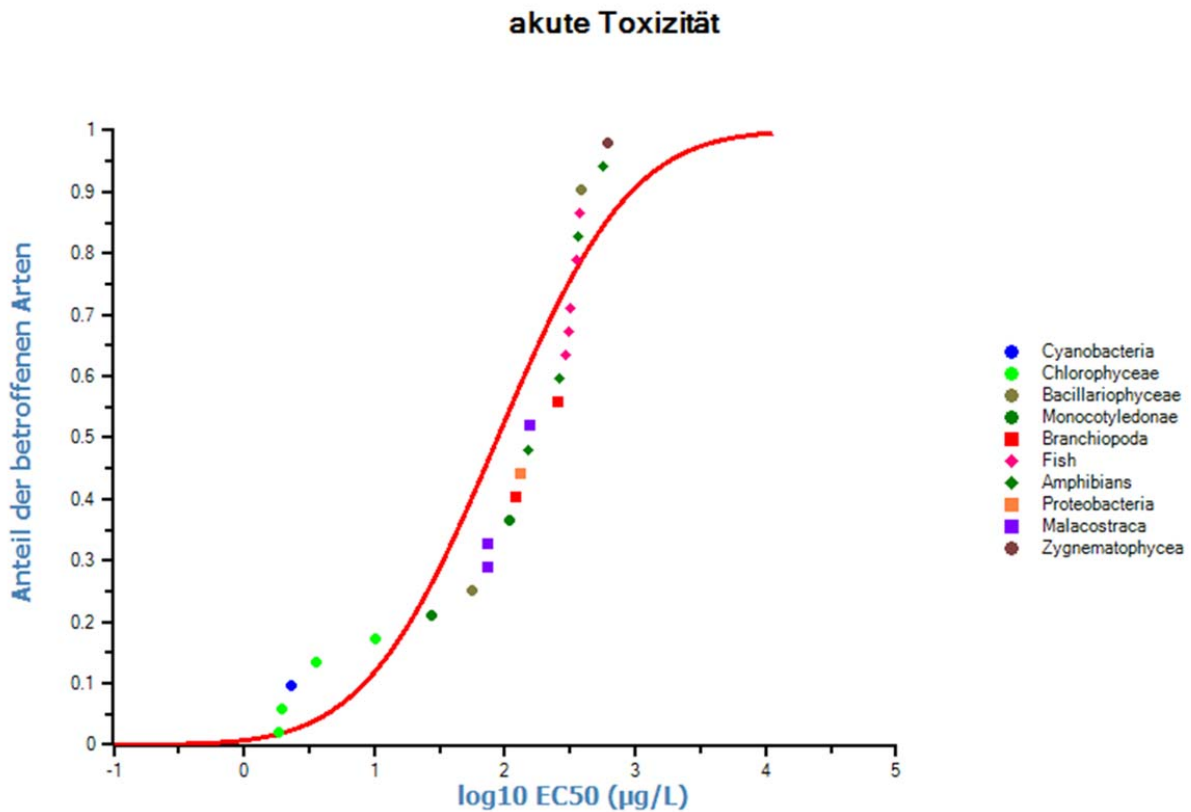


Abbildung 4: SSD basierend auf allen akuten Daten. Die zugrundeliegenden Daten (Tabelle 8) sind nicht normalverteilt. Der HC05 von 4.14 µg/L unterschätzt die Toxizität gegenüber Grünalgen (Chlorophyceae) und Cyanobakterien.

Die Daten sind nicht normalverteilt. Besonders empfindlich scheinen die Grünalgen (Chlorophyceae) und Cyanobakterien zu sein. Kieselalgen (Bacillariophyceae) und höhere Pflanzen (nur Vertreter der Monokotyledonae vorhanden) scheinen eher mit der zweiten Verteilung zu überlappen, die aus Invertebraten besteht. Fische und Amphibien (Wirbeltiere) scheinen die für Triclosan akut am wenigsten empfindliche taxonomische Gruppe zu bilden.

Tab.8: Liste der relevanten und verlässlichen akuten EC50-Werte für Wasserorganismen gegenüber Triclosan.

Daten Nummer	Toxicity data	Artname	Taxonomische Gruppe
1	1.85	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Algen (Chlorophyceae)
2	1.94	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Algen (Chlorophyceae)
3	2.28	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Bakterien (Cyanobacteria)
4	3.55	<i>Dunaliella tertiolecta - marin</i>	Algen (Chlorophyceae)
5	10.1	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algen (Chlorophyceae)
6	27.5	<i>Lemna minor</i>	Höhere Pflanzen (Monocotyledonae)
7	56	<i>Navicula pelliculosa</i>	Algen (Bacillariophyceae)
8	73.4	<i>Ampelisca abdita</i>	Kleinkrebse (Malacostraca)
9	74.3	<i>Americamysis bahia - marin</i>	Kleinkrebse (Malacostraca)
10	108.9	<i>Lemna gibba</i>	Höhere Pflanzen (Monocotyledonae)
11	120	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Kleinkrebse (Branchiopoda)
12	131	<i>Vibrio fischeri - marin</i>	Bakterien (Proteobacteria)
13	152	<i>Bufo woodhousi woodhousi</i>	Amphibien
14	154	<i>Palaeomonetes pugio - marin</i>	Kleinkrebse (Malacostraca)
15	258	<i>Daphnia magna</i>	Kleinkrebse (Branchiopoda)
16	259	<i>Xenopus laevis</i>	Amphibien
17	289	<i>Oryzias latipes</i>	Fische (Adrianichthyidae)

18	306	<i>Pimephales promelas</i>	Fische (Cyprinidae)
19	319	<i>Danio rerio</i>	Fische (Cyprinidae)
20	320	<i>Plationus patulus</i>	Rotifera
21	350	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische (Salmonidae)
22	367	<i>Acris crepitans</i>	Amphibien
23	370	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fische (Centrarchidae)
24	390	<i>Nitzschia palea</i>	Algen (Bacillariophyceae)
25	562	<i>Rana spenocephala</i>	Amphibien
26	620	<i>Closterium ehrenbergii</i>	Algen (Zygnematophyceae)

Idealerweise würde man eine SSD nur für Grünalgen (Chlorophyceae) und Cyanobakterien machen. Da aber für diese Gruppen nur für 5 Arten valide Daten vorliegen, wurde eine SSD für Cyanobakterien, Bakterien und alle Algen gemacht. Diese ist normalverteilt und besteht aus validen Daten für 11 Arten (Abbildung 5).

Es ergibt sich ein HC05 von 0.611 µg/L (lower limit – upper limit: 0.054 – 2.52 µg/L). Die untere Grenze des HC05 liegt um mehr als den Faktor 10 tiefer als der HC05.

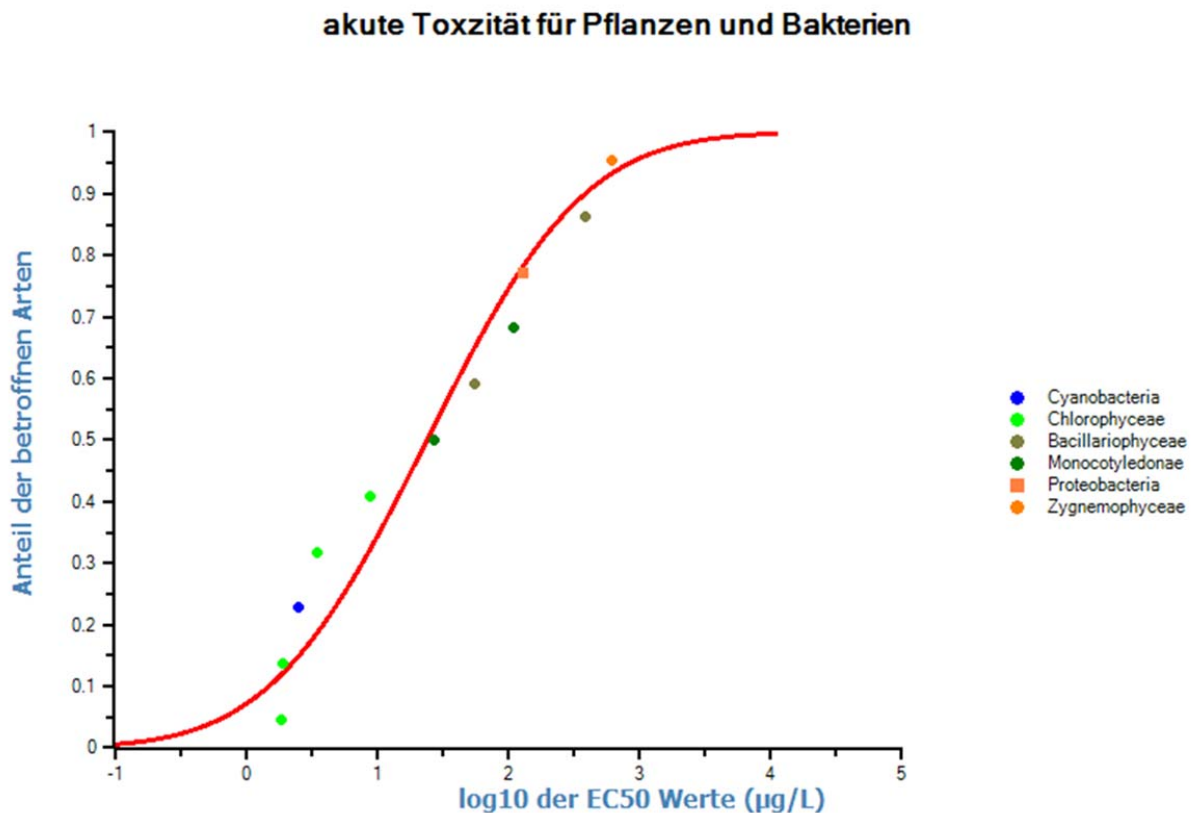


Abbildung 5: SSD basierend auf akuten Daten für Bakterien, Cyanobakterien, Algen und höheren Pflanzen. Die Daten sind normalverteilt (die detaillierten Analyseergebnisse befinden sich im Anhang). Der HC05 beträgt 0.611 µg/L (lower limit – upper limit: 0.054 – 2.52 µg/L).

Auch wenn die zugrundeliegenden Daten eher schlecht durch die Verteilungskurve beschrieben werden, wurde dieser HC05 zur MAC-EQS-Herleitung verwendet.

Für die Wahl des AF gibt das TGD for EQS (EC 2011) einen Standard-AF von 10 an. Dieser kann auf minimal 5 reduziert werden. Dabei sollen folgende Punkte berücksichtigt werden:

- Die Vielfalt und Repräsentativität der taxonomischen Gruppen im Datensatz, sowie das Ausmaß der repräsentierten Unterschiede in den Lebensformen, Fütterungsstrategien und trophischen Ebenen
- Kenntnisse über die Wirkungsweise der Chemikalie

- Statistische Unsicherheit der HC5-Schätzung, z. B. die Güte der Regression oder die Größe des Konfidenzintervalls um das 5. Perzentil
- Vergleiche zwischen Feld- und Mesokosmosstudien, soweit vorhanden, sowie zwischen HC5- und Mesokosmos- / Feldstudien zur Bewertung der Übereinstimmung zwischen Labor und Feld

Der AF von 10 wurde nicht reduziert, da nicht für alle geforderten taxonomischen Gruppen valide Daten vorliegen, die Wirkungsweise von Triclosan noch nicht abschliessend geklärt ist und das untere Konfidenzlimit des HC5 10-fach unter dem HC5 liegt. Es liegen auch keine validen Mesokosmosstudien vor.

$$\text{MAC-EQS}_{\text{SSD}} = 0.611 \mu\text{g/L} / 10 = 0.061 \mu\text{g/L}$$

8.3 MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegen keine validen Mikro- oder Mesokosmosstudien vor.

8.4 MAC-EQS Schlussfolgerung

Tabelle 9: Übersicht über die mit den drei Methoden hergeleiteten MAC-EQS

Methode	Verwendeter Sicherheitsfaktor	Wert (ng/L)
MAC-EQS (AF)	100	19
MAC-EQS (SSD)	10	61
MAC-EQS (Mesokosmen)	Nicht möglich	
Finaler MAC-EQS	10	61

Aufgrund der höheren Robustheit wird der mit der SSD-Methode hergeleitete MAC-EQS als finaler Wert ausgewählt.

Da der MAC-EQS unter dem AA-EQS liegt, wird er dem AA-EQS gleichgesetzt:

$$\text{MAC-EQS} = \text{AA-EQS} = 0.1 \mu\text{g/L}$$

9 Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Mit einem Wert von 4.8 liegt der $\log K_{OW}$ von Triclosan deutlich über 3. In einer Studie mit Larven verschiedener Froscharten (Palenske et al. 2010) wurden BKF-Werte von ca. 243 - 740 (*Bufo woodhousii woodhousii*), 76 - 238 (*Rana sphenoccephala*) und 44 - 114 (*Xenopus laevis*) beobachtet. In einer Studie nach OECD 305 E konnte für den Zebraabärbling *Danio rerio* eine pH-Abhängigkeit des BKF gezeigt werden (Schettgen 2000). Erwartungsgemäss nimmt die Bioakkumulation in umweltrelevanten pH-Bereichen mit steigendem pH-Wert ab. Bei pH 6, wo Triclosan hauptsächlich in der ungeladenen Form vorliegt ($pK_a = 8.01$), wurde ein BKF von 8700 gemessen, bei pH 7 ein Wert von 8150, bei pH 8 (ca. 50% ungeladene Form) ein Wert von 6350 und bei pH 9 ein Wert von 3700. Auch Orvos et al. (2002) haben BKF-Werte für Triclosan und *Danio rerio* (2000-5200) berichtet. Da diese bei pH 7.7-8.0 durchgeführt wurden (NICNAS 2009), lagen sie tiefer als der von Schettgen (2000) für pH 6 bestimmte. Da die EQS prinzipiell für alle Gewässer gelten sollen, wird der von Schettgen (2000) für pH 6 bestimmte BKF-Wert von 8700 für die weiteren Berechnungen verwendet.

Zusätzlich kann der BKF für Fische mit dem $\log K_{OW}$ von 4.8 in Anlehnung an das TGD for EQS (EC 2011) nach Veith et al. (1979) abgeschätzt werden:

$$\log \text{BKFFisch} = 0.85 \times \log K_{OW} - 0.70 = 3.38$$

$$\text{BKF}_{\text{Fisch}} = 2399$$

Nach dem TGD (EC 2011) for EQS kann diesem Wert ein Biomagnifikationsfaktor von 2 zugewiesen werden.

Der Biomagnifikationsfaktor bezogen auf die experimentellen Werte von Schettgen (2000) für pH 6-8 ergibt einen BMF von 10. Da der experimentelle Wert zu bevorzugen ist, wird im Weiteren mit einem BMF von 10 gerechnet.

In einem Review der NICNAS (2009) wurde ein NOAEL von 40 mg/kg/Tag aus einer 13-wöchigen Studie mit Mäusen („repeated dose toxicity“) als tiefster valider Wert eingestuft. Daraus kann nach dem TGD for EQS (EC 2011) mit dem Konvergierungsfaktor von 20 (für Ratten) der folgende NOECoral (in mg/kg Nahrung) extrapoliert werden.

$$NOEC_{oral} = NOAEL_{oral} * 20 = 800 \text{ mg / kg Nahrung}$$

Daraus ergibt sich ein EQS für sekundäre Intoxikation von

$$QS_{biota, sec\ pois} = \frac{Tox_{oral}}{AF_{oral}} = \frac{800 \text{ mg / kg Nahrung}}{30} = 26.7 \text{ mg / kg Nahrung}$$

Umgerechnet auf die Konzentration von Triclosan in Wasser ergibt sich ein EQS für sekundäre Intoxikation von

$$QS_{water} = \frac{QS_{biota}}{BKF * BMF} = \frac{26.7 \text{ mg / kg Nahrung}}{8700 \text{ l / kg} * 10} = 307 \text{ ng / l}$$

Da der AA-EQS mit 100 ng/L tiefer ist als der EQS für sekundäre Intoxikation, hat der recht niedrige Qualitätsstandard für das sekundäre Intoxikationsrisiko keinen Einfluss auf den AA-EQS.

10 Wichtige Abbauprodukte:

Triclosan kann durch UV-Bestrahlung zu dem Dioxin Dichlorodibenzo-*p*-dioxin (Lores et al. 2005) umgewandelt werden (Abbildung 2). Mit einem geschätzten log K_{OW} von 5.63 (US EPA 2008) ist dieses Umwandlungsprodukt noch bioverfügbarer als Triclosan selbst. Auch eine mögliche Gentoxizität kann für dieses Abbauprodukt nicht ausgeschlossen werden.

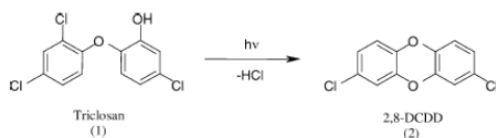


Abb.2: Bildung von Dichlorodibenzo-*p*-dioxin unter UV-Einfluss. Entnommen aus (Lores et al. 2005).

Bei der Chlorierung von Triclosan können auch Chloroform und andere chlorierte Nebenprodukte entstehen (Fiss et al. 2008). Da Triclosan eine hohe Expositionsrelevanz in der Umwelt hat (von der Ohe et al. 2011) scheinen zusätzliche Studien zu den Abbauprodukten notwendig.

11 Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Triclosan umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und Langzeittoxizitäten. Algen stellen die empfindlichste Organismengruppe dar.

Der hergeleitete MAC-EQS von 0.1 µg/L und der AA-EQS von ebenfalls 0.1 µg/L sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Allerdings sollte die Ökotoxizität der Triclosan-Abbauprodukte noch näher untersucht werden.

12 Änderungen gegenüber der Version vom 30.05.2011

In Zusammenarbeit mit Henning Clausen (Dänische Umweltbehörde Miljøstyrelsen), Eric Verbruggen (niederländisches Institut RIVM), Sascha Pawlowski (BASF), Tim Barber und Jen Lyndall (Colgate Palmolive) sowie Andrea van der Veen (ECT beauftragt von BASF und Colgate Palmolive) wurden Toxizitätsdaten zusammengestellt und kommentiert.

Durch BASF und Colgate Palmolive wurden zahlreiche nicht öffentliche Studien zur Verfügung gestellt. Diese wurden, wo notwendig, von Andrea van der Veen neu ausgewertet. Dies vor allem um die Daten an die aktuelle OECD 201 Richtlinie anzupassen.

Die Studienbewertung basiert im Wesentlichen auf der Evaluation durch Henning Clausen, der ursprünglich der Hauptautor für die Erstellung eines Triclosan-Dossiers auf EU-Ebene war. Dieses Dossier wurde (noch) nicht als ein offizielles Dossier finalisiert, da Triclosan schliesslich nicht als prioritäre Substanz unter der Wasserrahmenrichtlinie angesehen wurde. Daher wurden einige Bewertungen geändert, vor allem, wenn damit die Vergleichbarkeit der Studienbewertung mit den Studienbewertungen aus anderen Dossiers des Oekotoxizentrums gewährleistet werden konnte.

Die Bewertung der sekundären Intoxikation wurde nicht angepasst. Eine Herleitung von QS zum Schutz vor der Konsumation von Fischereiprodukten, wie sie in der EU gemäss des TGD for EQS gemacht werden soll (EC 2011), ist in der Schweiz generell nicht Teil der Qualitätskriterienherleitung.

13 Referenzen (Stand der Literaturrecherche: 2015)

- ABC Laboratories Inc. (1990): Acute toxicity of D1063.01 to *Daphnia magna*. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc. Unpublished report, Proctor & Gamble Company. Zitiert in NICNAS 2009.
- Anselmo HMR, Koerting L, Devito S, van den Berg JHJ, Dubbeldam M, Kwadijk C, Murk AJ (2011) Early life developmental effects of marine persistent organic pollutants on the sea urchin *Psammechinus miliaris*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 2182–2192
- Balmer M E, Poiger T, Droz C, Romanin K, Bergqvist P A, Müller M D, Buser H R (2004): Occurrence of Methyl Triclosan, a Transformation Product of the Bactericide Triclosan, in Fish from Various Lakes in Switzerland. *Environmental Science and Technology* 38(2):390-395.
- Boyd G R, Reemtsma H, Grimm D A, Mitra S (2003): Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *The Science of The Total Environment* 311(1-3):135-149.
- Brausch J M, Rand G M (2011): A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity. *Chemosphere* 82(11):1518-1532.
- Brown J, Bernot MJ, Bernot RJ (2012) The influence of TCS on the growth and behavior of the freshwater snail, *Physa acuta*. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 47: 1626–1630
- Busquet F, Strecjer R, Rawlings JM, Belanger S, Braunbeck T, Carr GJ, Cenijn P, Fochtman P, Gourmelon A, Hübler N, Kleensang A, Knöbel M, Kussatz C, Legler J, Lillcrap A, Martinez-Jeronimo F, Polleichtner C, Rzodeczko H, Salinas E, Schneider KE, Scholz S, van den Brandhof E-J, van der Ven LTM, Walter-Rohde S, weight S, Witters H, Halder M (2014). OECD validation study to assess intra- and inter-laboratory reproducibility of the zebrafish embryo toxicity test for acute aquatic toxicity testing. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 69: 496–511.
- Capdevielle M, Van Egmond R, Whelan M, Versteeg D, Hofmann-Kamensky M, Inauen J, Cunningham V, Woltering D (2008): Consideration of Exposure and Species

Sensitivity of Triclosan in the Freshwater Environment. Integrated Environmental Assessment and Management 4(1): 15-23.

Carolina Ecotox Inc. (1997): Effects of triclosan on the growth and reproduction of aquatic plants. Unpublished study report No. 21-02-1, Ciba Specialty Chemicals, NC, USA. As cited on NICNAS 2009. Die Studie lag vor.

CIBA-Geigy Limited (1990): Report on partition coefficient - by OECD TG 107. Unpublished test report: Anal. Test. No. FC-90/1T. Ciba-Geigy Limited, Basel, Switzerland. Zitiert in NICNAS 2009.

Ciniglia C, Cascone C, Lo Guidice R, Pinto G, Pollio A (2005) Application of methods for assessing the geno- and cytotoxicity of Triclosan to *C. ehrenbergii*. Journal of Hazardous Materials 122: 227–232

Cortez FS, Pereira CD, Santos AR, Cesar A, Choueri RB, de Assis Martini G, Bohrer-Morel (2012) Biological effects of environmentally relevant concentrations of the pharmaceutical Triclosan in the marine mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758). Environmental Pollution 168: 145-150

DeLorenzo M E, Fleming J (2008): Individual and mixture effects of selected pharmaceuticals and personal care products on the marine phytoplankton species *Dunaliella tertiolecta*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 54(2):203-210.

DeLorenzo M E, Keller J M, Arthur C D, Finnegan M C, Harper H E, Winder V L, Zdankiewicz D L (2008): Toxicity of the antimicrobial compound triclosan and formation of the metabolite methyl-triclosan in estuarine systems. Environmental Toxicology 23(2):224-232.

Drottar & Krueger (1998). Triclosan. A 96-hour toxicity test with the freshwater alga (*Anabaena flos-aquae*) Final report. Wildlife International Ltd. Report-No. 473A-101.

Drottar & Krueger (1999). Report-No. 362A-105.

Dussault E B, Balakrishnan V K, Sverko E, Solomon K R, Sibley P K (2008): Toxicity of human pharmaceuticals and personal care products to benthic invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry 27(2):425-432.

EC (2011) European Commission (EC), Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27.

ECHA (2015): Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment report. Triclosan product-type 1 (human hygiene). June 2015 Denmark.

- European Chemicals Bureau (2004): Environmental aspects of triclosan. ECBI/18/02 Add. 22. Accessed at http://ecb.jrc.it/classlab/1802a22_IND_triclosan.pdf in April 2006. Zitiert in NICNAS 2009.
- Farré M, Asperger D, Kantiani L, Gonzales S, Petrovic M, Barcelo (2008): Assessment of the acute toxicity of triclosan and methyl triclosan in wastewater based on the bioluminescence inhibition of *Vibrio fischeri*. *Anal Bioanal Chem* 390: 1999–2007
- Ferrari B, Paxeus N, Pollio A, Andreozzi R, Marotta R, Vogna D, Lyberatos G, J G (2002): Fate and effect of triclosan in the aquatic ecosystems: data for a risk assessment [poster]. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Annual Meeting in Europe; 2002 May 12 – 16; Vienna, Austria. Brussels (BE): SETAC Europe. Poster 73-04. Zitiert in NICNAS 2009.
- Fiss E M, Rule K L, Vikesland P J (2008): Formation of chloroform and other chlorinated byproducts by chlorination of triclosan-containing products (*Environmental Science and Technology* (2007) 41, (2387-2394)). *Environmental Science and Technology* 42(3):976.
- Fritsch EB, Connon RE, Werner I, Davies RE, Beggel S, Feng W, Pessah IN (2013) Triclosan Impairs Swimming Behavior and Alters Expression of Excitation-Contraction Coupling Proteins in Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). *Environ. Sci. Technol.* 47: 2008–2017
- Flaherty C M, Dodson S I (2005): Effects of pharmaceuticals on *Daphnia* survival, growth, and reproduction. *Chemosphere* 61(2):200-207.
- Foran C M, Bennett E R, Benson W H (2000): Developmental evaluation of a potential non-steroidal estrogen: Triclosan. *Marine Environmental Research* 50(1-5):153-156.
- Fort D J, Rogers R L, Gorsuch J W , Navarro LT, Robert P, Plautz J R (2010): Triclosan does not affect thyroid-mediated metamorphosis in *Xenopus laevis*. *Toxicological Sciences* 113(2):392-400.
- Fort D J, Mathis M B, Hanson, W, Fort C W, Navarro L T, Peter R, Büche C, Unger S, Pawlowski S, Plautz J R (2011): Triclosan and Thyroid-Mediated Metamorphosis in Anurans: Differentiating Growth Effects from Thyroid-Driven Metamorphosis in *Xenopus laevis*. *Toxicological Sciences* 121(2): 292–302
- Franz S, Altenburger R, Heilmeyer H, Schmitt-Jansen M (2008): What contributes to the sensitivity of microalgae to triclosan? *Aquatic Toxicology* 90(2):102-108.
- Fulton B A, Brain R A, Usenko S, Back J A, King R S, Brooks B W (2009): Influence of nitrogen and phosphorus concentrations and ratios on *Lemna gibba* growth responses to triclosan in laboratory and stream mesocosm experiments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28(12):2610-2621.

- Gao L, Yuan T, Cheng P, Bai Q, Zhou C, Ao J, wang W, Zhang H (2015). Effects of triclosan and triclocarban on the growth inhibition, cell viability, genotoxicity and multixenobiotic resistance responses of *Tetrahymena thermophila*. *Chemosphere* 139: 434–440
- Harada A, Komori K, Nakada N, Kitamura K, Suzuki Y (2008): Biological effects of PPCPs on aquatic lives and evaluation of river waters affected by different wastewater treatment levels. *Water Science and Technology*: 1541-1546.
- Hwang J, Suh S-S, Chnag M, Park SY, Ryu TK, Lee S, Lee T-K (2014) Effects of triclosan on reproductive prarmeters and embryonic development of sea urchin, *Strongylocentrotus nudus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 100: 148–152
- Ishibashi H, Matsumura N, Hirano M, Matsuoka M, Shiratsuchi H, Ishibashi Y, Takao Y, Arizono K (2004): Effects of triclosan on the early life stages and reproduction of medaka *Oryzias latipes* and induction of hepatic vitellogenin. *Aquatic Toxicology* 67(2):167-179.
- Kim J W, Ishibashi H, Yamauchi R, Ichikawa N, Takao Y, Hirano M, Koga M, Arizono K (2009): Acute toxicity of pharmaceutical and personal care products on freshwater crustacean (*Thamnocephalus platyurus*) and fish (*Oryzias latipes*). *Journal of Toxicological Sciences* 34(2):227-232.
- 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.
- Kommission der europäischen Gemeinschaften (2001): Richtlinie 2001/59/EG der Kommission vom 6. August 2001 zur 28. Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt. Annex 6. *Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften* L225/263. .
- Küster A, Pohl K, Altenburger R (2007): A fluorescence-based bioassay for aquatic macrophytes and its suitability for effect analysis of non-photosystem II inhibitors. *Environmental Science and Pollution Research* 14(6):377-383.
- Liang X, Nie X, Ying G, An T, Li K (2013): Assessment of toxic effects of triclosan on the swordtail fish (*Xiphophorus helleri*) by a multi-biomarker approach. *Chemosphere* 90: 1281–1288
- Levy C W, Roujeinikova A, Sedelnikova S, NBaker P, Stuitje A R, Slabas A R, Rice D W, Rafferty J B (1999): Molecular basis of triclosan activity. *Nature* 398: 383-384.

- Li YG, Liu BY, Peng Y, Liao W, Wu X, S T, Ou R, Nie X (2013): Toxic effects of triclosan on growth and antioxidase activity of *Selenastrum capricornutum*. *Asian Journal of Ecotoxicology* 8 (3): 357-365.
- Lores M, Llompарт M, Sanchez-Prado L, Garcia-Jares C, Cela R (2005): Confirmation of the formation of dichlorodibenzo-p-dioxin in the photodegradation of triclosan by photo-SPME. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 381(6):1294-1298.
- Lyndall J, Fuchsman P, Bock M, Barber T, Lauren D, Leigh K, Perruchon E, Capdevielle M (2010): Probabilistic Risk Evaluation for Triclosan in Surface Water, Sediments and Aquatic Biota Tissues. *Integrated Environmental Assessment and Management* 6(3): 419-440.
- Macedo S, Torres T, Santos MM (2017) Methyl-triclosan and triclosan impact embryonic development of *Danio rerio* and *Paracentrotus lividus*. *Ecotoxicology* 26:482–489
- Martinez-Gomez DA, Baca S, Walsh EJ (2015) Lethal and sublethal effects of selected PPCPs on the freshwater Rotifer, *Platyonus patulus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34 (4): 913–922
- Mayer F L J, Eilersieck M R (1986): Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 Chemicals and 66 Species of freshwater animal. Resource Publication 160, US Department of Interior, US Fish and Wildlife Service, Washington, DC. Zitiert in NICNAS 2009.
- Memmert U (2006). Triclosan: Effects on the development of sediment-dwelling larvae of *Chironomus riparius* in a water-sediment system with spiked sediment. RCC Ltd., Itingen, Switzerland, Report No. A34896, date: 2006-07-17 zitiert in Brausch and Rand (2011).
- McHenry, M., Suchar, V. and Chigbu, P. (2006): The effects of triclosan on marine algae. Mississippi Academy of Sciences MAS Seventieth Annual Meeting Feb 22-24 2006. Available at: www.msstate.edu/org/MAS/jan06journal/mas06.pdf. Also reported in Performance Report for Co-operative Agreement NA17AE1624 for the period 1 October 2004 to 30 Sept 2005. Florida A @ M University. Environmental Cooperative Science Centre (ECSC). Ecotoxicology studies of triclosan on marine algae. Ms student M. McHenry. Available at: <http://www.ecsc.famu.edu/documents/1004to0905performancereportforNA17AE1624.pdf> As cited in the UK TAG dossier from 2009 (could not be retrieved though)
- McMurry L M, Oethinger M, Levy S B (1998): Triclosan targets lipid synthesis [4]. *Nature* 394(6693):531-532.
- Miyoshi N, Kawano T, Tanaka M, Kadono T, Kosaka T, Kunimoto M, Takahashi T, Hosoya H (2003) Use of *Paramecium* species in bioassays for environmental risk management: determination of IC50 values for water pollutants. *Journal of Health Science* 49(6): 429-435.

- Morin S, Proia L, Ricart M, Bonnineau C, Geiszinger A, Ricciardi F, Guasch H, Romani A M, Sabater S (2010): Effects of a bactericide on the structure and survival of benthic diatom communities. *Vie et milieu - life and environment* 60 (2): 109-116
- Nassef M, Kim S G, Seki M, Kang I J, Hano T, Shimasaki Y, Oshima Y (2010): *In ovo* nano-injection of triclosan, diclofenac and carbamazepine affects embryonic development of medaka fish (*Oryzias latipes*). *Chemosphere* 79: 966–973
- NICNAS (2009): Priority Existing Chemical Assessment Report No. 30. Triclosan. http://www.nicnas.gov.au/publications/car/pec/pec30/pec_30_full_report_pdf.pdf.
Letzter Zugriff am 04.04.2011.
- Nietch CT, Quinlan EL, Lazorchak JM, Impellitteri CA, Raikow D, Walters D (2013) Effects of a chronic lower range of triclosan exposure on a stream mesocosm community. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32(12): 2874–2887
- Oliveira R, Domingues I, Koppe Grisolia C, Soares A M V M (2009): Effects of triclosan on zebrafish early-life stages and adults. *Environ Sci Pollut Res* 16: 679–688
- Orvos D R, Versteeg D J, Inauen J, Capdevielle M, Rothenstein A, Cunningham V (2002): Aquatic toxicity of triclosan. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(7):1338-1349.
- Palenske N M, Nallani G C, Dzialowski E M (2010): Physiological effects and bioconcentration of triclosan on amphibian larvae. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology* 152(2):232-240.
- Park H-G, Yeao M-K (2012): The toxicity of triclosan, bisphenol A, bisphenol A diglycidyl ether to the regeneration of cnidarian, *Hydra magnipapillata*. *Mol Cell Toxicol* 8:209-216
- Peng Y, Luo Y, Nie XP, Liao W, Yang Y, Ying GG (2013) Toxic effects of Triclosan on the detoxification system and breeding of *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 22:1384–1394
- Perron MM, Ho KT, Cantwell MG, Burgess RM, Pelletier MC (2012). Effects of triclosan on marine benthic and epibenthic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 31 (8): 1861–1866
- Schettgen C (2000): Bioakkumulation von Triclosan bei verschiedenen pH-Werten des Wassers und der Pyrethroide Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin und Permethrin. Oldenburg: IBIT - Universitätsbibliothek.
- Silva AR, Cardoso DN, Cruz A, Lourenco J, Mendo S, Soares AMVM, Loureiro S (2015) Ecotoxicity and genotoxicity of a binary combination of triclosan and carbendazim to *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 115: 279–290

- Singer H, Müller S, Tixier C, Pillonel L (2002): Triclosan: Occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments. *Environmental Science and Technology* 36(23):4998-5004.
- Sparc (2010): Sparc V4.5 online calculator. <http://archemcalc.com/sparc/>
- Stuermer & Hicks (1997) Acute toxicity of triclosan to *Scenedesmus subspicatus*. ABC Laboratories. GLP Studie. Studie liegt vor.
- Svobodova K, Plackova M, Novotna V, Cajthaml T (2009): Estrogenic and androgenic activity of PCBs, their chlorinated metabolites and other endocrine disruptors estimated with two in vitro yeast assays. *Science of the Total Environment* 407(22):5921-5925.
- Tamura I, Kagota K-I, Yasuda Y, yoneda S, Morita J, Nakada N, Kameda Y, Kimura K, Tatarazako N, Yamamoto H (2013) Ecotoxicity and screening level ecotoxicological risk assessment of five antimicrobial agents: triclosan, triclocarban, resorcinol, phenoxyethanol and p-thymol. *J. Appl. Toxicol.* 33: 1222–1229
- Tatarazako N, Ishibashi H, Teshima K, Kishi K, Arizono K (2004): Effects of triclosan on various aquatic organisms. *Environ Sci* 11(2):133-140.
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA (2008): EPI Suite™ Version 4.0.
<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuite.htm>.
- Van Vlaardingen P L A, Traas T P, Wintersen A M, Aldenberg T (2005): ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity Data.
- Veith G D, Defoe D L, Bergstedt B. V. (1979): Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *J Fish Res Board Can* 36 1040-1048.
- Veldhoen N, Skirrow R C, Osachoff H, Wigmore H, Clapson D J, Gunderson M P, Van Aggelen G, Helbing C C (2006): The bactericidal agent triclosan modulates thyroid hormone-associated gene expression and disrupts postembryonic anuran development. *Aquatic Toxicology* 80(3):217-227.
- von der Ohe, P.C., Schmitt-Jansen, M., Slobodnik, J., Brack, W. (2011): Triclosan – the forgotten priority substance? *Environmental Science and Pollution Research*. *In press*

- Wang X-N, Liu Z-T, Yan Z-G, Zhang C, Wang W-L, Zhou J-L, Pei S-W (2013) Development of aquatic life criteria for triclosan and comparison of the sensitivity between native and non-native species. *Journal of Hazardous Materials* 260: 1017– 1022
- Wüthrich V (1990) Toxicity of FAT 80'023/Q to *Scenedesmus subspicatus* (OECD – Algae Growth Inhibition Test). RCC study project number 262945.
- Wüthrich V (1995) Toxicity of 14C-FAT 80'023/R to *Scenedesmus subspicatus* (OECD – Algae Growth Inhibition Test). RCC study project number 385637.
- Xu X, Lu Y, Zhang D, Wang Y, Zhou X, Xu H, Mei Y (2015). Toxic Assessment of Triclosan and Triclocarban on *Artemia salina*. *Bull Environ Contam Toxicol* 95:728–733
- Yang L H, Ying G G, Su H C, Stauber J L, Adams M S, Binet M T (2008): Growth-inhibiting effects of 12 antibacterial agents and their mixtures on the freshwater microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(5):1201-1208.

Anhang

Tab. A1: „Goodness of fit“ für die SSD der chronischen NOEC und EC10 Werte - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (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:	0.370912
0.025	0.873	Accepted	n:	19
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:	0.547949
0.025	0.995	Accepted	n:	19
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:	0.041331
0.025	0.148	Accepted	n:	19
0.01	0.179	Accepted		

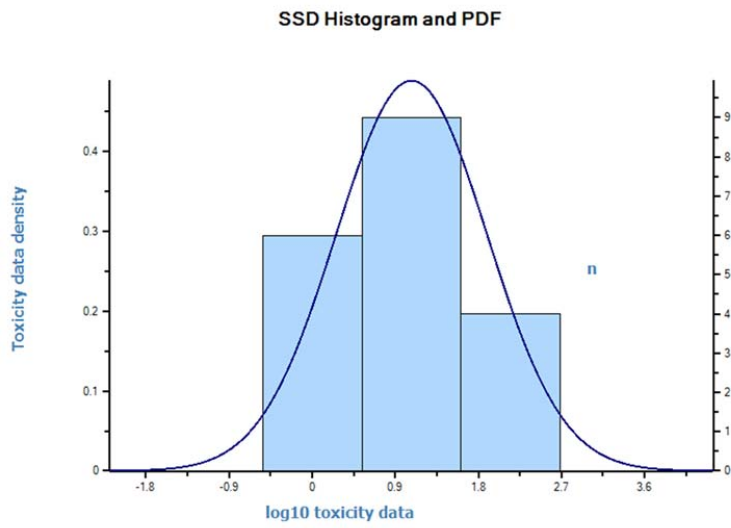


Abb. A1: Histogramm für die SSD der chronischen NOEC und EC10 Werte - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tab. A2: HC5 der SSD der chronischen NOEC und EC10 Werte - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	1.076827	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.816489	sample standard deviation	
n	19	sample size	
HC5 results			
Name	Value (µg/L)	log10(Value)	Description
LL HC5	0.125443	-0.90156	lower estimate of the HC5
HC5	0.514187	-0.28888	median estimate of the HC5
UL HC5	1.337343	0.126243	upper estimate of the HC5
sprHC5	10.661	1.027798	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	1.221	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA me dia n	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	14.393	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value (µg/L)	log10(Value)	Description
LL HC50	5.649499	0.75201	lower estimate of the HC50
HC50	11.93512	1.076827	median estimate of the HC50
UL HC50	25.2141	1.401643	upper estimate of the HC50
sprHC50	4.463068	0.649634	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	35.29548	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA me dia n	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	64.70452	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

Tab. A3: „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50 Werte für Pflanzen und Bakterien - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (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:	0.411154
0.025	0.873	Accepted	n:	11
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:	0.623504
0.025	0.995	Accepted	n:	11
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:	0.049828
0.025	0.148	Accepted	n:	11
0.01	0.179	Accepted		

SSD Histogram and PDF

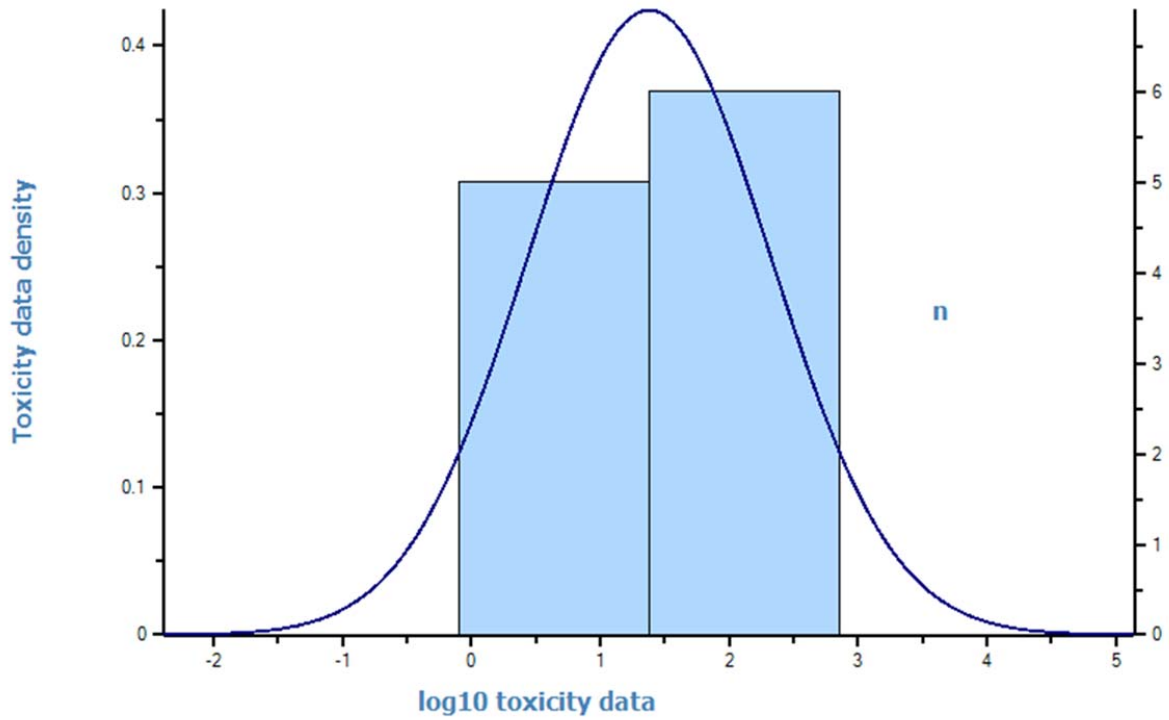


Abb. A2: Histogramm für die SSD der akuten EC50 Werte für Pflanzen und Bakterien - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tab. A4: HC5 der SSD der akuten EC50 Werte für Pflanzen und Bakterien- berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	1.380312	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.940149	sample standard deviation	
n	11	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0.054175	-1.2662	lower estimate of the HC5
HC5	0.611028	-0.21394	median estimate of the HC5
UL HC5	2.519797	0.401366	upper estimate of the HC5
sprHC5	46.51227	1.667568	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.695	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	18.964	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	7.354299	0.866541	lower estimate of the HC50
HC50	24.00555	1.380312	median estimate of the HC50
UL HC50	78.35776	1.894082	upper estimate of the HC50
sprHC50	10.65469	1.027541	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	30.99677	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	69.00323	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	