

2016

oekotoxzentrum
centre ecotox



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

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Terbuthylazin*

Ersterstellung: 17.07.2012 (Stand der Datenrecherche)
1. Aktualisierung: 03.08.2016 (Stand der Datenrecherche)

1 Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 0.22 µg/L (unverändert)

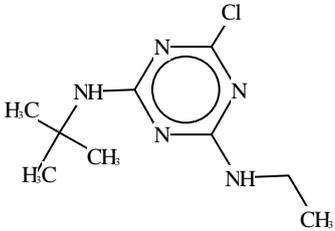
AQK (MAC-EQS): 1.28 µg/L (unverändert)

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

In Tabelle 1 wird die Identität wie auch chemische und physikalische Parameter für Terbutylazin 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.

Tabelle 1 Geforderte Angaben nach dem TGD for EQS (EC 2011), zusätzliche Angaben in kursiv.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	N ² - <i>tert</i> -butyl-6-chloro-N ⁴ -ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	Tomlin 2009
<i>Chemische Gruppe</i>	Chlorotriazin	US EPA 1995
CAS-Nummer	5915-41-3	Tomlin 2009
EINECS-Nummer	227-637-9	Tomlin 2009
Summenformel	C ₉ H ₁₆ ClN ₅	Tomlin 2009
Strukturformel		EPI 2011
SMILES-code	<i>n(c(nc(n1)NC(C)(C)C)NCC)c1CL</i>	EPI 2011
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	229.7	Tomlin 2009
Schmelzpunkt (°C)	175.5°C (exp) 177 - 179°C (exp)	EC 2007a WHO 2003
Siedepunkt (°C)	Zersetzt sich vor Siedepunkt (224 – 230°C) (exp) 321.23°C (est)	EC 2007a EPI 2011
Dampfdruck (Pa)	9 · 10 ⁻³ (25°C) (exp); 1.52 · 10 ⁻⁴ (22°C) (exp) 1.5 · 10 ⁻⁴ (20°C) (exp)	EC 2007a WHO 2003
Henry-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	2.3 · 10 ⁻³ (25°C) (exp); 4.18 · 10 ⁻³ (20°C) (exp) 3.77 · 10 ⁻³ (25°C) (exp)	EC 2007a EPI 2011
Wasserlöslichkeit (g·L ⁻¹)	9 · 10 ⁻³ (25°C, pH 7.4) (exp); 6.64 · 10 ⁻³ (20°C, pH 7) (exp) 8.5 · 10 ⁻³ (20°C) (exp)	EC 2007a WHO 2003
Dissoziationskonstante (pK _a)	1.95 und 1.84 (20°C) (exp) 1.9 ± 0.1 (21°C) (exp)	EC 2007a US EPA 1995
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	3.4 (25°C) (exp) 3.03 (exp)	Tomlin 2009 WHO 2003
Sediment/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{oc})	Es konnte nur ein log K _{oc} recherchiert werden: 2.32 (exp)	EPI 2011

oder log K_p)		
<i>Hydrolysestabilität (Halbwertszeit in Tagen)</i>	205 und > 365 (25°C, pH 7) (exp) > 200 Tage (pH 7) (est)	EC 2007a WHO 2003
<i>Photostabilität (Halbwertszeit)</i>	29.5 Tage (40°N, Sommer) (exp) 3 Monate (natürliches Sonnenlicht); 39 Stunden (volle Mittagssonne) (exp)	EC 2007a WHO 2003

3 Allgemeines

Anwendung:

Als Herbizid

Terbutylazin dient zur Bekämpfung von Unkraut und ist besonders effektiv gegen einjährige Dikotyle (WHO 2003). In Europa wird das Herbizid hauptsächlich im Mais- und Hirseanbau verwendet. Weitere Verwendungen finden sich im Anbau von Wein, Obst, Zitrusfrüchten, Kaffee, Palmöl, Kakao, Oliven, Kartoffeln, Bohnen, Erbsen, Zuckerrohr, Gummi und in Aufforstungen und Neubepflanzungen. Das Herbizid wird hauptsächlich durch die Wurzeln aufgenommen. Es kann im Vor- und Nachauflauf zur Unkrautkontrolle angewendet werden (Tomlin 2009).

Als Biozid

Terbutylazin dient gemäss der Europäischen Kommission (EC 2007b und EC 1998) als Biozid der Produktgruppen 2 (Desinfektionsmittel und andere Biozidprodukte), 11 (Konservierungsmittel in Flüssigkühl- und Aufbereitungssystemen), 12 (Schleimbekämpfungsmittel) zur Bekämpfung von schleimbildenden Algen, Pilzen und Bakterien.

Wirkungsweise:

Terbutylazin hemmt die Photosynthese durch die Blockierung des Elektronentransports im Photosystem II (Tomlin 2009).

Analytik:

Mit GC-MS/MS konnte eine Nachweisgrenze von 31 ng L⁻¹ erreicht werden (Penetra *et al.* 2010). Mit on-line SPE-LC-MS/MS lag die erreichte Nachweisgrenze bei 0.068 ng L⁻¹ und die Quantifizierungsgrenze bei 0.18 ng L⁻¹ (Kampioti *et al.* 2005).

Stabilität und

Metaboliten:

Gemäss dem Draft Assessment Report (DAR) der Pflanzenschutzmittelzulassung (EC 2007a) ist Terbutylazin unter den Testbedingungen von akuten Ökotoxizitätstests stabil (vergleiche dazu die im DAR zitierten Studien von Migchielsen (2002a), Grade (1993b), Swarbrick und Maynard (2002)).

Für alle Kurzzeitexpositionen (gewöhnlich bis 96h) sowie für alle Tests in denen die Testlösungen regelmässig erneuert wurden, kann daher davon ausgegangen werden, dass die Testkonzentrationen stabil waren. Die analytische Validierung der Testkonzentrationen ist somit nicht als zwingendes Kriterium für die Validität einer akuten Studie anzusehen. Die grundsätzliche Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, wenn auch eine 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 der eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht-systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Daher werden alle Werte, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, gekennzeichnet. 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.

Hoberg (1993), zitiert in EC 2007a, beobachtete eine Reduktion der Testkonzentrationen in einem statischen Test von ungefähr 50% über einen Zeitraum von 14 Tagen. Für chronische Ökotoxizitätstests sollte daher eine chemische Analyse der Testkonzentrationen vorliegen, falls die Testlösungen nicht regelmässig erneuert wurden.

Die wichtigsten Metaboliten im Wasser sind Desethyl-Terbutylazin und Hydroxy-Terbutylazin (EC 2007a). Die wichtigsten Metaboliten/Metabolitenrückstände in Sedimenten sind Desethyl-Terbutylazin, Hydroxy-Terbutylazin und Terbutryn (EC 2007a).

Existierende EQS: In untenstehender Tabelle sind existierende EQS (oder vergleichbare Werte nach derselben Methode) aufgelistet.

Land	AA-EQS [$\mu\text{g/L}$]	MAC-EQS [$\mu\text{g/L}$]	Quelle
Deutschland	0.5		Oberflächengewässerverordnung; Anlage 5; Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 37, 2011
Niederlande	0.19	1.3	Niederlande 2010 und pers. Komm. C. E. Smit, RIVM, Niederlande
Slowenien	0.53	5.3	Slowenien (2010)

Für Desethyl-Terbuthylazin schlagen die Niederlande ein dem AA-EQS vergleichbaren MTR von 2.4 ng/L vor (RIVM Datenbank).

4 Effektdatensammlung

Für Terbutylazin (TBA) sind Effektdaten zu Cyanobakterien, Algen, Wasserpflanzen, Krebstieren, Insekten und Fischen vorhanden (Tabelle 2). Effektdaten aus Toxizitätstests mit Formulierungen wurden als nicht relevant eingestuft, da der Einfluss von Hilfsstoffen auf die Toxizität von TBA unbekannt ist. Für marine Arten konnten nur sehr wenige Effektdaten gefunden werden. Literaturdaten, die nicht die Anforderungen nach TGD for EQS (EC 2011) bezüglich ihrer Relevanz und Zuverlässigkeit (Validität) erfüllen, wurden in grau dargestellt. Sie wurden für die Ableitung der EQS nicht verwendet, 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-Kriterien für Studien die im Zuge der Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (R; Engl. *Reliability*) und Relevanz (C; Engl. *Relevance*) bewertet. Beide 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. Eine Neubewertung der vor der Aktualisierung aufgeführten Studien fand nicht statt. Eine Bewertung der Verlässlichkeit wurde nicht durchgeführt, wenn eine Studie als nicht relevant (C3) bewertet wurde.

Tabelle 2 Effektdatensammlung für Terbutylazin. Werte aus Studien, die durch die EU oder US EPA überprüft und für die Verwendung in der Grenzwertregulierung akzeptiert wurden, werden gemäss TGD for EQS als „face value“ übernommen und mit Klimisch 1 bewertet. Gemäss TGD for EQS werden bei den Biotests mit Pflanzen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet (welche daher in grau dargestellt sind). Zusätzlich wurden auch noch Studien zur Reproduktion von Algen (Wachstumshemmung in synchronisierten Kulturen basierend auf direkt bestimmter Zellzahl) berücksichtigt, selbst wenn sie eine kürzere Testdauer als 72 h hatten, da damit im Prinzip dieselben Prozesse getestet werden.

(**Testtyp:** **S** = statisch, **R** = semi-statisch, **F** = Durchfluss; **Chemische Analyse:** **n** = nominal; **ana** = analytische bestimmte Konzentration; **n-ana** = nominal, Überprüfung der Testkonzentration hat stattgefunden und Abweichungen im Toleranzbereich (80 – 120% der nominalen Konzentrationen); **est** = Wert geschätzt aus Grafik; **Form.** = Formulierung; **kA** = keine Angaben).

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
akute Daten limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	120	h	EC50	=	52	ana	S	1	Migchielsen 2002a, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	EC50	=	18	ana	S	1	Migchielsen 2002a, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	120	h	EC50	=	99	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences 1995, zitiert in OPP 2000
Cyanobakterien	<i>Anabaena variabilis</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	EC50	=	1034	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Cyanobakterien	<i>Anabaena variabilis</i>	Photosyntheserate (polarografisch)	24	h	EC50	=	80	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Cyanobakterien	<i>Lyngbya sp.</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	EC50	<	23	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Cyanobakterien	<i>Lyngbya sp.</i>	Photosyntheserate (polarografisch)	24	h	EC50	<	23	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	120	h	EC50	=	102	ana	S	1	Migchielsen 2002b, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	EC50	=	16	ana	S	1	Migchielsen 2002b, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	96	h	EC50	=	15	nom	B, S	1	Grade 1993b, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Nostoc muscorum</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	10	d	EC50	=	60	ana	Form, S	2	Shabana und Abou-Waly 1995
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	EC50	=	23	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Photosyntheserate (polarografisch)	24	h	EC50	=	92	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Algen	<i>Chlorococcum sp.</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	EC50	=	666	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Algen	<i>Chlorococcum sp.</i>	Photosyntheserate (polarografisch)	24	h	EC50	=	92	nom	S	3	Hawxby et al. 1977
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	120	h	EC50	=	11	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences, 1996, zitiert in OPP 2000
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	96	h	EC50	>	25	ana	S	1	Grade (1993c), zitiert in EC 2007a
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	kA	120	h	EC50	=	3.2	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences, 1996, zitiert in OPP 2000
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Photosyntheseinhibition (Fluorometrisch)	2	h	EC50	=	11.1	kA	S	R4, C2	Tang et al. 2014
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Optische Dichte)	24	h	EC50	=	19.7	kA	S	R4, C2	Tang et al. 2014
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	72	h	EC50	=	12	ana	S	1	Kelly 1996, zitiert in EC 2007a

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	72	h	EC50	=	17	nom	S	2	Okamura <i>et al.</i> 2000
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	72	h	EC50	=	9	nom	S	2	Sbrilli <i>et al.</i> 2005
			geom. Mittelwert			=	12.2				
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC50	=	28	ana	S	1	Kelly 1996, zitiert in EC 2007a
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC50	=	36	nom	S	2	Okamura <i>et al.</i> 2000
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Optische Dichte)	72	h	EC50	=	24	nom	S	2	Pérez <i>et al.</i> 2011
			geom. Mittelwert			=	28.9				
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	48 ^c	h	EC50	=	55	nom	S	2	Cedergreen und Streibig 2005b
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	48	h	EC50	=	595	nom	S	3	Munkegaard <i>et al.</i> 2008
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Reproduktion in synchronisierten Kulturen	24 ^d	h	EC50	=	15.9	ana	S	2	Faust <i>et al.</i> 2001
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse (Chlorophyllfluoreszenz)	72	h	EC50	=	16	nom	S	2	Nitschke <i>et al.</i> 1999
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	72	h	EC50	=	16	ana	B, S, E	3	Grade 1993a, zitiert in EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	17	ana	S	1	Hoberg 1993, zitiert in EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Frondzahl)	14	d	EC50	=	19	ana	S	1	Hoberg 1993, zitiert in EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	14	d	EC50	=	16	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences, Florida (1996), zitiert in (OPP 2000)
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Frondzahl)	7	d	EC50	=	12.8	ana	R	1	Dengler 2001, zitiert in EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Nassgewicht)	7	d	EC50	=	13.3	ana	R	1	Dengler 2001, zitiert in EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Nassgewicht)	9	d	EC50 (est)	=	115	nom	R	2	Cedergreen und Streibig 2005a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	9	d	EC50 (est)	=	125	nom	R	2	Cedergreen und Streibig 2005a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	9	d	EC50 (est)	=	170	nom	R	2	Cedergreen und Streibig 2005a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	9	d	EC50 (est)	=	300	nom	R	2	Cedergreen und Streibig 2005a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	7	d	EC50	=	157	nom	S	2	Munkegaard <i>et al.</i> 2008
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	7	d	EC50	=	105	nom	S	2	Cedergreen und Streibig 2005b
			geom. Mittelwert			=	128.4				
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse (Frondzahl)	7	d	EC50	=	230	nom	S	2	Nitschke <i>et al.</i> 1999
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	7	d	EC50	=	167.5	kA	kA	3	Cedergreen <i>et al.</i> 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	96 ^c	h	EC50	=	183	nom	S	2	Cedergreen <i>et al.</i> 2005

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Fronfläche)	96°	h	EC50	=	32.4	nom	S	2	Cedergreen <i>et al.</i> 2005
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Fronfläche)	96°	h	EC50	=	148	nom	S	2	Cedergreen <i>et al.</i> 2005
			geom. Mittelwert			=	95.7				
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	96	h	NOEC	=	9800	kA	S	4	Ciba Geigy 1983, zitiert in OPP 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	96	h	EC50	=	50900	kA	S	4	Ciba Geigy 1983, zitiert in OPP 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	50900	kA	kA	1	US EPA 1995
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	NOEC	>	5000	nom	S	2	Marchini <i>et al.</i> 1988
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	1000	ana	S, O	3	Douglas <i>et al.</i> 1988c, zitiert in EC 2007a
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	11000	ana	S, O	3	Douglas <i>et al.</i> 1988c, zitiert in EC 2007a
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	>	69300	ana	S, O	3	Van der Kolk 1996, zitiert in EC 2007a
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48	h	NOEC	=	10000	kA	S	4	Union Carbide Corp. Env. Services 1977, zitiert in OPP 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48	h	EC50	=	21200	kA	S	4	Union Carbide Corp. Env. Services 1977, zitiert in OPP 2000
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Schwimmverhalten und Enzymaktivität	96	h	EC50	>	200	ana	S	C3	Pérez <i>et al.</i> 2013b
Fische	<i>Carassius auratus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	9500	kA	kA	4	Tomlin 2002
Fische	<i>Carassius carassius</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	66000	nom	kA, O	3	Sachsse 1972, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Carassius carassius</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	90000	nom	S	3	Bathe <i>et al.</i> 1975
Fische	<i>Carassius carassius</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	7000	kA	kA	4	Tomlin 2002
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	5700	ana	S	1	Wallace and Woodyer 2002, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	NOEC	<	5700	ana	S	1	Wallace and Woodyer 2002, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Danio rerio</i>	Entwicklung und Schlupferfolg	96	h	LOEC	>	16200	ana	R	R2, C1	Pérez <i>et al.</i> 2013a
Fische	<i>Danio rerio</i>	Schwimmverhalten und Enzymaktivität	96	h	EC50	=	13000	ana	R	R2, C3	Pérez <i>et al.</i> 2013a
Fische	<i>Ictalurus ameiurus</i>	Mortalität	96	h	LC50 (est)	=	7000	nom	kA, O	3	Sachsse 1972, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Ictalurus melas</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	8000	nom	S	3	Bathe <i>et al.</i> 1975
Fische	<i>Lebistes reticulatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1600	nom	kA, O	3	Sachsse 1972, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Lebistes reticulatus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	10000	nom	S	3	Bathe <i>et al.</i> 1975
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6800	ana	R	1	Douglas <i>et al.</i> 1988b, zitiert in EC 2007a

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	7500	kA	kA	1	US EPA 1995
		geom. Mittelwert	96	h	LC50	=	7141				
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	52000	nom	kA, O	3	Sachsse 1972, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	kA	96	h	EC50	=	7500	kA	S	4	Ciba Geigy 1983, zitiert in OPP 2000
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	3200	ana	R	1	Douglas <i>et al.</i> 1988b, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	kA	96	h	NOEC	=	5600	kA	S	4	Ciba Geigy 1983, zitiert in OPP 2000
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2200	n-ana	S	1	Swarbrick and Maynard 2002, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3400	kA	kA	1	US EPA 1995
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	geom. Mittel	=	2735				
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2400	ana	R, H	3	Douglas <i>et al.</i> 1988a, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4600	nom	kA, O	3	Sachsse 1972, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	kA	96	h	EC50	=	3400	kA	S	4	Ciba Geigy 1983, zitiert in OPP 2000
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	NOEC	<	560	n-ana	S	1	Swarbrick and Maynard 2002, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	1800	ana	R	1	Douglas <i>et al.</i> 1988a, zitiert EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	kA	96	h	NOEC	=	1900	kA	S	4	Ciba Geigy 1983, zitiert in OPP 2000
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	9000	nom	S	3	Bathe <i>et al.</i> 1975
akute Daten marin											
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	kA	120	h	EC50	=	31.0	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences 1996, zitiert in OPP 2000
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	kA	48	h	EC50	=	109000	kA	S	4	Env. Science & Technology Inc. 1988, zitiert in OPP 2000
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	167	kA	S	4	Wert gelistet in der PPDB
Krebstiere	<i>Pandalus spp.</i>	kA	kA	kA	EC50	=	109.7	kA	kA	4	US EPA 1995
chronische und subchronische Daten limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	20	ana	S	1	Migchielsen 2002a, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	8.9	ana	S	1	Migchielsen 2002a, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	120	h	NOEC	=	17	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences 1995, zitiert in OPP 2000
Cyanobakterien	<i>Anabaena variabilis</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	NOEC	<	230	nom	S	3	Hawxby <i>et al.</i> 1977
Cyanobakterien	<i>Lyngbya sp.</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	NOEC	<	23	nom	S	3	Hawxby <i>et al.</i> 1977

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	4.4	ana	S	1	Migchielsen 2002b, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	39.6	ana	S	1	Migchielsen 2002b, zitiert in EC 2007a
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	96	h	NOEC	=	11	ana	S	1	Grade 1993b, zitiert in EC 2007a
Algen	<i>Asterionella formosa</i>	Photosynthesehemmung	80	min	LOEC	>	46000	nom	S	2	Choi <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Photosynthesehemmung	80	min	LOEC	<	92	nom	S	2	Choi <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	NOEC	<	23	nom	S	3	Hawxby <i>et al.</i> 1977
Algen	<i>Chlorococcum sp.</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllkonzentration)	24	h	NOEC	=	23	nom	S	3	Hawxby <i>et al.</i> 1977
Algen	<i>Cryptomonas erosa</i>	Photosynthesehemmung	80	min	LOEC	>	46000	nom	S	2	Choi <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	120	h	NOEC	=	5.6	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences 1996, zitiert in OPP 2000
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	96	h	NOEC	=	10	ana	S	1	Grade 1993c, zitiert in EC 2007a
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Photosynthesehemmung	80	min	LOEC	>	46000	nom	S	2	Choi <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	kA	120	h	NOEC	=	0.6	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences 1996, zitiert in OPP 2000
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	72	h	NOEC	=	1.2	ana	S	1	Kelly 1996, zitiert in EC 2007a
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	72	h	NOEC	=	2	nom	S	2	Sbrilli <i>et al.</i> 2005
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse (Zellzahl)	72	h	geom. Mittel	=	1.5				
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	NOEC	=	2.4	ana	S	1	Kelly 1996, zitiert in EC 2007a
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate (Optische Dichte)	72	h	NOEC (est)	=	2.5	nom	S	2	Pérez <i>et al.</i> 2011
		geom. Mittelwert	72	h		=	2.4				
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	48	h	EC10	=	25	nom	C, S	2	Cedergreen und Streibig 2005b
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Photosynthesehemmung	80	min	LOEC	<	92	nom	S	2	Choi <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	F684/F735 Fluoreszenzverhältnis	1	min	LOEC	=	50	ana	S	2	Eullaffroy und Vernet 2003
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	F684/F735 Fluoreszenzverhältnis	1	min	NOEC	<	17	ana	S	2	Eullaffroy und Vernet 2003
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse (Chlorophyllfluoreszenz)	72	h	EC10	=	7	ana	S	2	Nitschke <i>et al.</i> 1999
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	72	h	NOEC	=	3.3	ana	S, E	3	Grade 1993a, zitiert in EC 2007a
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Reproduktion in synchronisierten Kulturen	24	h	NOEC	=	2.2	ana	D, S	2	Faust <i>et al.</i> 2001
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Biomasse (Zellzahl, mit synchronisierten Algenkulturen)	24	h	EC01	=	1.3	ana	S	2	Faust <i>et al.</i> 2001
Algen	<i>Synura petersenii</i>	Photosynthesehemmung	80	min	LOEC	<	92	nom	S	2	Choi <i>et al.</i> 2012

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
Höhere Wasserpflanzen	<i>Callitriche platycarpa</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	119	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Callitriche platycarpa</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	28	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	196	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	4	ana	R; K, L	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum submersum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	69	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum submersum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	8	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum submersum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	17	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum submersum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	2	ana	R, K, L	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	305	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Biomasse	14	d	EC10	=	64	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	98	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Biomasse	14	d	EC10	=	27	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Chlorose	14	d	NOEC	=	5.5	ana	S	1	Hoberg 1993, zitiert in EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wurzelbildung	14	d	NOEC	=	18	ana	S	1	Hoberg 1993, zitiert in EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Frondzahl)	14	d	NOEC	<	2.2	ana	S	1	Hoberg 1993 zitiert EC 2007a
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	14	d	NOEC	=	2.1	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences 1996, zitiert in OPP 2000
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse	14	d	EC10	=	6	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	40	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse	14	d	EC10	=	43	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	111	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse (Frondzahl)	7	d	EC10	=	110	nom	S	2	Nitschke et al. 1999
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	96	h	EC10	=	44.8	nom	S	2	Cedergreen et al. 2005
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	96	h	EC10	=	5.3	nom	S	2	Cedergreen et al. 2005
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	96	h	EC10	=	44.6	nom	S	2	Cedergreen et al. 2005
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Frondfäche)	96	h	EC10	=	21.8	nom	S	2	Cedergreen et al. 2005
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna trisulca</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	254	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna trisulca</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	38	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
Höhere Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	55	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	20	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	109	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	63	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	199	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	22	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	228	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	16	ana	R, J	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	146	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Höhere Wasserpflanzen	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC10	=	6	ana	R, K	3	Cedergreen et al. 2004
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	21	d	NOEC	=	170	ana	R	1	Bell 1995, zitiert in EC 2007a
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	19	ana	R	1	Shillabeer et al. 2002, zitiert in EC 2007a
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Schlupfrate	28	d	NOEC	=	3200	ana	S, O	3	Desmares-Koopmans 2001, zitiert in EC 2007a
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Schlupfzeit	28	d	NOEC	=	1800	ana	S, O	3	Desmares-Koopmans 2001, zitiert in EC 2007a
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Schlupfrate	27	d	NOEC	=	500	ana	S	1	Memmert 1998, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Wachstum (Gewicht und Länge)	30	d	NOEC	=	160	ana	Form., F	C3	Štěpanova et al. 2012
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	30	d	LOEC	>	820	ana	Form., R	C3	Hostovsky et al. 2011
Fische	<i>Danio rerio</i>	Wachstum und Mortalität	28	d	LOEC	>	1000	ana	Form., F	C3	Phalova et al. 2012
Fische	<i>Danio rerio</i>	Histopatologische Veränderungen im Lebergewebe	28	d	NOEC	=	150	ana	Form., F	C3	Phalova et al. 2012
Fische	<i>Danio rerio</i>	Licht-Dunkel-Präferenz	28	d	NOEC	=	1	ana	F	2	Lorenz et al. 1996
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Wachstum (Länge)	21	d	NOEC	=	160	ana	R	1	Bell 1994a, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Wachstum (Gewicht)	21	d	NOEC	=	160	ana	R	1	Bell 1994a, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Wachstum (Gewicht)	21	d	NOEC	=	310	ana	F	1	Ritter 1990, zitiert in EC 2007a
		geom. Mittelwert	21	d	NOEC	=	222.7				
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ELS Test)	Wachstum (Länge)	90	d	NOEC	≥	90	ana	F	1	Rufli 1996, zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ELS Test)	Wachstum (Trockengewicht)	90	d	NOEC	≥	90	ana	F	1	Rufli 1996, zitiert in EC 2007a

chronische und subchronische Daten marin

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt (Messparameter)	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [$\mu\text{g/L}$]	Chemische Analyse (Salinität)	Notiz	Validität	Quelle
Algen	<i>Alexandrium lusitanicum</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	4-7	d	NOEC	<	25	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Fibrocapsa japonica</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	1-20	d	NOEC	≤	1	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Gonyaulax spinifera</i>	Wachstumsrate (bei 20°C standard Temp)	8	d	NOEC	=	1	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Gonyaulax spinifera</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	1-20	d	NOEC	<	1	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Heterosigma akashiwo</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	4-7	d	NOEC	<	25	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Lingulodinium polyedrum</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	1-20	d	NOEC	=	1	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Prorocentrum minimum</i>	Wachstumsrate (bei 15, 20 und 25°C)	4-20	d	LOEC	>	30	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Prorocentrum minimum</i>	Photosynthese (bei 15, 20 und 25°C)	4-7	d	NOEC	≥	30	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Prorocentrum micans</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	4-7	d	NOEC	<	25	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Prorocentrum reticulatum</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	4-7	d	NOEC	<	25	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	Photosynthese (bei 20°C standard Temp)	4-7	d	NOEC	<	25	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	kA	120	h	NOEC	=	9.0	kA	S	4	Toxicon Env. Sciences 1996, zitiert in OPP 2000
Algen	<i>Skeletonema marinoi</i>	Wachstumsrate (bei 15 und 20°C)	4-24	d	NOEC	=	10	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori and Pistocchi 2014
Algen	<i>Skeletonema marinoi</i>	Wachstumsrate (bei 25°C)	4-24	d	NOEC	=	5	kA (35 ppt)	S	R3, C2	Fiori and Pistocchi 2014
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	kA	48	h	NOEC	=	13000	kA	S	4	Env. Science & Technology Inc. 1988, zitiert in OPP 2000
Mikro- und Mesokosmen											
Algen	<i>Chara vulgaris</i>	Sauerstoffproduktion	90	d	EC50 (est)	=	$\frac{3}{37} < \text{EC50} < 3$	ana	S	3	Schilling <i>et al.</i> 1992
Algen	<i>Chara vulgaris</i>	Sauerstoffproduktion	90	d	NOEC (est)	<	3	ana	S	3	Schilling <i>et al.</i> 1992
Algen und Cyanobakterien	div.	Wachstum (Chlorophyllkonzentration und Zellzahl)	10	d	NOEC	=	5	ana	Form., S	3	Shehata <i>et al.</i> 1993
Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Biomasse (Trockengewicht)	56	d	NOEC	=	3.8	ana	M, R	3	Coors <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse (Fronfläche)	49	d	NOEC	=	3.8	ana	M, R	3	Coors <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Biomasse (Trockengewicht)	56	d	NOEC	=	3.8	ana	M, R	3	Coors <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstum (Sprosslänge)	56	d	NOEC	=	3.8	ana	M, R	3	Coors <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Potamogeton lucens</i>	Wachstum (Sprosslänge)	56	d	NOEC	=	3.8	ana	M, R	3	Coors <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Potamogeton lucens</i>	Biomasse (Trockengewicht)	56	d	NOEC	=	3.8	ana	M, R	3	Coors <i>et al.</i> 2006
div.	div.	div.	14	m	NOEC	=	10	nom	S, O	3	Huber 1996, zitiert in EC 2007a

Notizen

- B** Effektwert mit nominalen Testkonzentrationen berechnet trotz abweichenden gemessenen Konzentrationen ausserhalb der Toleranz von 80 – 120%. Effektwert neu berechnet mit gemessenen Konzentrationen. Da das Resultat vergleichbar ist (innerhalb Faktor 2), wurde der Literaturwert übernommen
- C** Testdauer zu kurz.
- D** Testdauer nur 24 h, gemäss Autor ist die Sensitivität des Tests jedoch vergleichbar mit dem standardisierten 72 h Test nach ISO.
- E** Aufgrund der nicht-monoton steigenden Dosis-Wirkungs-Kurve mit Klimisch 3 bewertet.
- H** EC50 Wert im Report nicht nachvollziehbar aufgrund der Rohdaten (maximale Mortalität = 10% bei höchster Konzentration) und darum mit Klimisch 3 bewertet.
- J** Hohe Lichtintensität ($544 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
- K** Tiefe Lichtintensität ($207 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
- L** Extrapolierter Wert (tiefste Testkonzentration 8 $\mu\text{g/L}$)
- M** Testkonzentration neu berechnet: Durchschnitt aus gemessenen Konzentrationen
- O** Studie wurde vom DAR (EC 2007) als nicht geeignet für die Risikobewertung eingestuft.

5 Grafische Darstellung der Effektdaten

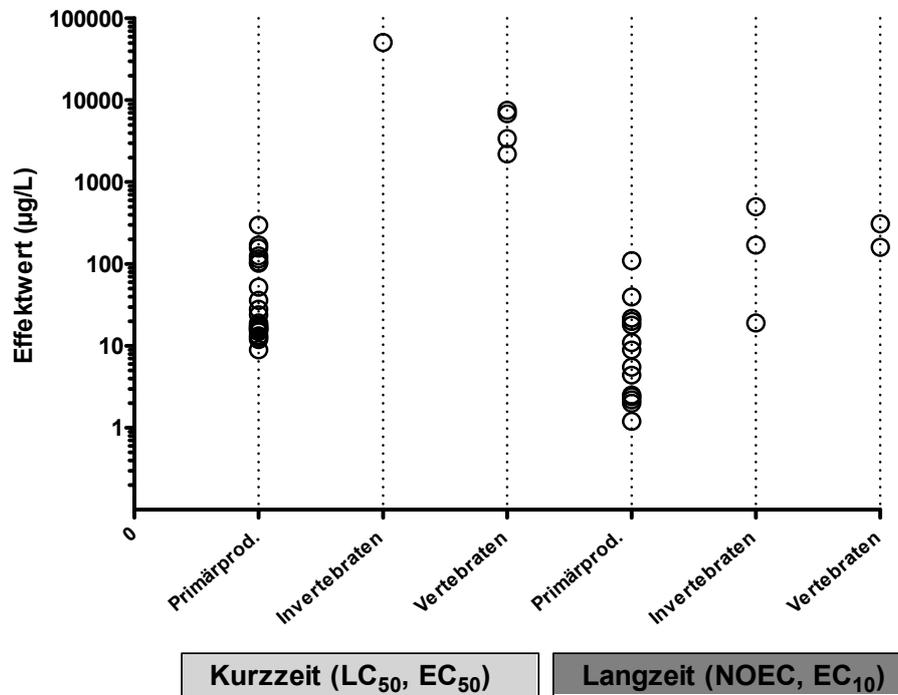


Abbildung 1: Grafische Darstellung aller valider Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten aus Tabelle 2 für Terbutylazin.

Die Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen) reagieren eindeutig am empfindlichsten auf Terbutylazin. Ihre Effektwerte liegen, mit einer Ausnahme, alle tiefer als jene der Taxa der anderen zwei trophischen Ebenen (Abbildung 1). Für marine Organismen konnten keine validen Toxizitätsdaten gefunden werden.

6 Zusammenstellung der kritischen Toxizitätswerte

Im Folgenden werden die kritischen Toxizitätswerte der Effektdatensammlung zusammengefasst. Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten und chronischen Toxizitätsdaten verwendet 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 Species Sensivity Distribution (SSD) bestimmt werden. Valide Mikro-/Mesokosmosstudien dienen einerseits zur Verfeinerung des AF, der durch eine SSD hergeleitet wurde. Andererseits können sie auch direkt zur Bestimmung eines EQS verwendet werden.

Bei Algen und Cyanobakterien wurde die Wachstumsrate gemäß TGD for EQS gegenüber der Biomasse bevorzugt, wo Effektwerte für beide Endpunkte für dieselbe Art vorhanden waren.

7 Chronische Toxizität

7.1 AA-EQS mit der AF Methode

Tabelle 3: Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für Terbutylazin.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. (µg/L)	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	NOEC	2.2	Faust <i>et al.</i> (2001)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	19	Shillabeer <i>et al.</i> (2002), zitiert in EC 2007a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	NOEC	160	Bell (1994a), zitiert in EC 2007a
weitere				
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	NOEC	500	Memmert (1998), zitiert in EC 2007a

Es liegen valide chronische Effektdaten (NOECs) aus Einzelspeziesstudien für die Gruppen der Primärproduzenten, Krebstiere, Insekten und Fische vor (Tabelle 3). Alle 3 trophischen Ebenen sind repräsentiert. Es kann darum ein AF von 10 angewendet werden. Der tiefste verlässliche und relevante Wert aus dem chronischen Effektdatensatz beträgt 2.2 µg/L für die Grünalge *Scenedesmus vacuolatus*.

$$\text{AA-EQS (AF)} = 2.2 \mu\text{g/L} / 10 = 0.22 \mu\text{g/L}$$

7.2 AA-EQS mit SSD Methode

Die Ableitung eines AA-EQS mittels SSD ist nicht möglich, da die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS nicht erfüllt sind.

7.3 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine validen Mikro- oder Mesokosmosstudien vorhanden, so dass ein AA-EQS basierend auf Mikro-/Mesokosmosstudien nicht abgeleitet werden kann.

Die Studie von Schilling *et al.* (1992) beinhaltet nur Primärproduzenten und wurde ohne Replikate durchgeführt. Von der Studie von Coors *et al.* (2006) sind keine belastbaren Effektwerte ableitbar, da nur 2 Testkonzentrationen getestet wurden mit Abstand Faktor 10. Die Studie von Huber (1996) wurde vom DAR (EC 2007) als nicht verwendbar für die Risikobewertung eingestuft.

Im „additional Report to the DAR“ (UK 2010) wird die Studie von Huber (1994) zitiert, in der in Mikrokosmen über 83 Tagen ein NOEC von 5 µg/L (für die Formulierung A-5435 von Ciba-Geigy) bestimmt wurde. Dieser Wert liegt in der Nähe des tiefsten NOECs von 2.2 µg/L für die Grünalge *Scenedesmus vacuolatus* (Faust, 2001). In den „conclusion on pesticide peer review“ der EFSA (EFSA 2011) wird aber erwähnt, dass für Terbutylazin kein klarer NOEC identifiziert werden konnte.

8 Akute Toxizität

8.1 MAC-EQS mit der AF Methode

Tabelle 4: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Terbutylazin.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz (µg/L)	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	EC50	12.8	Dengler (2001), zitiert in EC 2007a
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	EC50	50900	US EPA 1995
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EC50 (geom. Mittel)	2735	Swarbrick and Maynard (2002), zitiert in EC 2007a; US EPA 1995

Tabelle 5 Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

Risikoklasse	Niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
Nicht eingestuft	>100mg/l	
schädlich	<100mg/l; >10 mg/l	
Giftig	<10mg;>1mg/l	
Sehr giftig	<1mg/l	x

Es liegen valide EC50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten, Kleinkrebse und Fische vor (Tabelle 4). Terbutylazin wird nach TGD for EQS als sehr giftig eingestuft (Tabelle 5).

Wenn valide EC50-Kurzzeit-Testergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen Algen/Cyanobakterien, Krebstiere und Fische vorhanden sind, kann ein Assessmentfaktor von 100 mit dem EC50-Wert der sensitivsten Art verrechnet werden. Der AF kann gemäss TGD for EQS auf 10 erniedrigt werden, wenn der Wirkmechanismus bekannt ist und ein repräsentativer Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im Effektdatensatz mit dem tiefsten Wert vertreten ist. Als kritischer Wert für die EQS-Ableitung wird der EC50 der Studie mit der Wasserlinse *Lemna gibba* verwendet. Dieser beträgt 12.8 µg/L. Da diese Art ein Vertreter der für PSII-Hemmer empfindlichsten Gruppe der Primärproduzenten ist, kann ein Assessmentfaktor von 10 angewendet werden.

Der leicht tiefere Wert von 12.2 µg/L aus einer Studie mit *P. subcapitata* für den Endpunkt Zellzahl („Yield“) wurde nicht zur EQS-Ableitung verwendet, weil der Autor dieser Studie auch einen EC50 basierend auf der Wachstumsrate berechnete. Dieser ist gemäss TGD for EQS zu bevorzugen und liegt mit 28.9 µg/L höher als der kritische Wert (*Lemna gibba*).

$$\text{MAC-EQS(AF)} = 12.8 \mu\text{g/L} / 10 = 1.28 \mu\text{g/L}$$

8.2 MAC-EQS mit SSD Methode

Eine SSD mit allen validen, akuten Toxizitätsdaten wurde konstruiert (Abbildung 2).

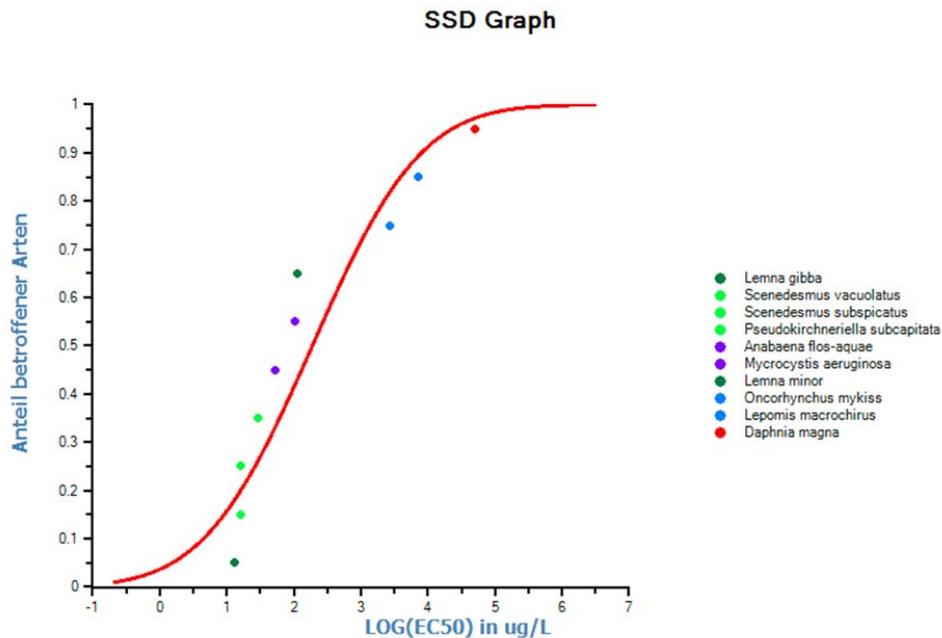


Abbildung 2: Species Sensitivity Distribution (SSD) aller Arten erstellt mit den akuten Effektdaten. Detaillierte Informationen zur SSD im Appendix (Tabellen 7 – 9 und Abbildung 4 im Appendix).

Der verwendete Datensatz umfasst nur 5 taxonomische Gruppen und ist nicht normalverteilt (Tabelle 15 im Appendix) und kann somit gemäß TGD for EQS nicht für die Herleitung eines EQS verwendet werden.

In der Verteilung in Abbildung 2 ist ein Bruch zwischen Primärproduzenten und den restlichen taxonomischen Gruppen zu erkennen, welcher auf der Wirkungsweise des Herbizides beruht (Photosynthesehemmung). Nach dem TGD for EQS soll in solchen Fällen eine SSD ausschließlich mit Arten der sensitivsten taxonomischen Gruppe(n) konstruiert werden.

Abbildung 3 zeigt die SSD basierend auf allen validen, akuten Effektdaten der Primärproduzenten. Der resultierende HC5 beträgt 7.1 µg/L. Die Daten sind normalverteilt, da aber nur 7 Datenpunkte vorhanden sind, darf kein EQS mit dieser Methode abgeleitet werden.

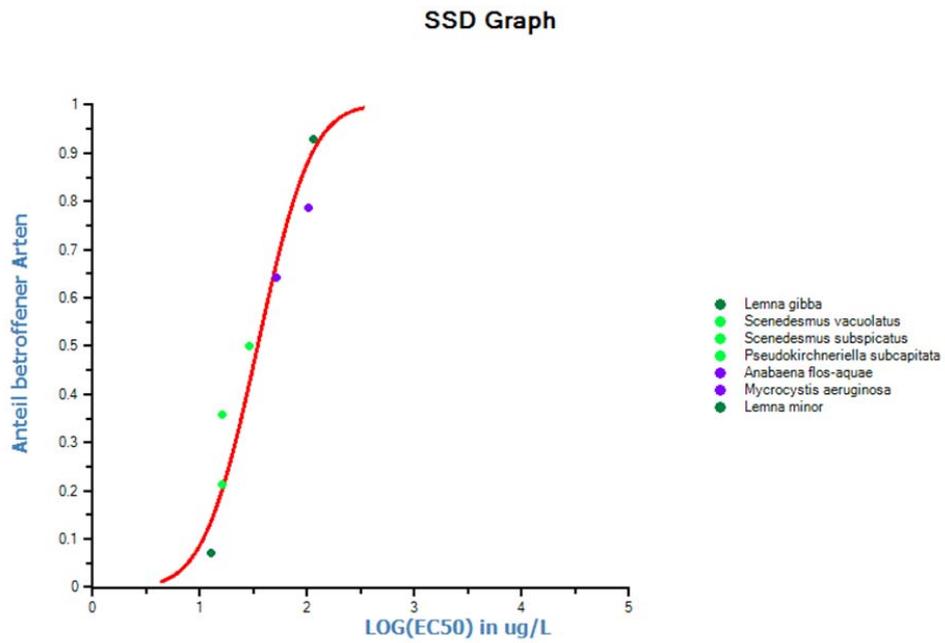


Abbildung 3: Species Sensitivity Distribution (SSD) aller Primärproduzenten erstellt mit den akuten Effektdaten. Detaillierte Informationen zur SSD im Appendix (Tabellen 10 – 12 und Abbildung 5).

9 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 (BKF) >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 gemessenen Wert von 3.4 bzw. 3.03 liegt der $\log K_{OW}$ von Terbutylazin zwar über 3, der höchste gemessene BKF liegt allerdings mit 34 ist unter dem Triggerwert von 100 für potentielle Biomagnifikation. In Tabelle 6 sind relevante Bioakkumulationsstudien und BKF-Werte aufgelistet. Gemäss dem TGD for EQS muss daher kein EQS_{biota} Wert abgeleitet werden. Der pflanzenspezifische Wirkmechanismus und die vergleichsweise geringe Toxizität gegenüber tierischen Arten deuten darauf hin, dass für Vertebraten keine Gefahr durch sekundäre Intoxikation besteht. Dies gilt auch für das Kontaminationsrisiko für den Mensch durch den Verzehr von Fischereiprodukten.

Tabelle 6 Übersicht der Biokonzentrationsfaktoren (BKF) aus Bioakkumulationsstudien (est = aus Grafik geschätzt).

Organismus	BKF	Quelle
<i>Daphnia magna</i>	4.5 (est)	Schramm <i>et al.</i> 1998
<i>Lepomis macrochirus</i>	34	Baranowski (1999), zitiert in EC 2007a
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	19	Van Dijk (1997), zitiert in EC 2007a
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	6.2 (bei 4°C)	Tarja <i>et al.</i> 2003
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	5.5 (bei 10°C)	Tarja <i>et al.</i> 2003
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	8.1 (bei 17°C)	Tarja <i>et al.</i> 2003

10 Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Terbutylazin umfasst alle 3 trophischen Ebenen sowohl bei den Kurzzeit- als auch bei den Langzeittoxizitäten. In beiden Datensätzen stellen aufgrund des pflanzenspezifischen Wirkmechanismus die Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen) die empfindlichsten Organismengruppen dar.

Der AA-EQS für Terbutylazin liegt bei 0.22 µg/L.

Der MAC-EQS für Terbutylazin liegt bei 1.28 µg/L.

Diese Werte sind vergleichbar mit den Qualitätskriterien anderer Länder (siehe Kapitel 3):

In den EFSA Conclusions wird darauf eingegangen, dass die Metaboliten Desethyl-Terbutylazin, Terbutryn und Hydroxy-Terbutylazin (sehr) giftig sind, das Risiko für aquatische Organismen allerdings gering sei. Das Risiko für das Metabolit Desethylhydroxy-Terbutylazin sei aufgrund mangelnder Daten hingegen nicht bewertbar. Die Niederlande schlagen für Desethyl-Terbutylazin einen AA-EQS 2.4 ng/L vor (RIVM Datenbank), also ca. 100-fach tiefer als der hier vorgeschlagenen AA-EQS für Terbutylazin. In der Studie von Fiori und Pistocchi (2014) wirkte Terbutylazin jedoch toxischer gegenüber der marinen Kieselalge *Skeletonema marinoi* als Desethyl-Terbutylazin. Die hier vorgeschlagenen EQS sollten einen ausreichenden Schutz für alle aquatischen Organismen bieten. Die Gefahr der Bioakkumulation und damit einer sekundären Intoxikation erscheint gering. Das Risiko für aquatischen Organismen durch Metaboliten von Terbutylazin erscheint noch nicht gänzlich geklärt und sollte näher untersucht werden.

11 Änderungen gegenüber der Version vom 17.07.2012

Keine der im Zuge der Aktualisierung recherchierten Effektdaten wurde als valide bewertet. Das vorliegende Dossier und die darin abgeleiteten EQS-Vorschläge bleiben daher im Wesentlichen unverändert.

12 Referenzen

- Bathe R, Sachsse K, Ullmann L, Hoermann W, Zak F, Hess R (1975): The evaluation of fish toxicity in the laboratory. Proc Eur Soc Toxicol 16: 113-124.
- Bell G (1994a): Zitiert in EC (2007a). Originalliteratur nicht angegeben.
- Cedergreen N, Spliid N H, Streibig J C (2004): Species-specific sensitivity of aquatic macrophytes towards two herbicide. Ecotoxicology and Environmental Safety 58(3): 314-323.
- Cedergreen N, Andersen L, Olesen C F, Spliid H H, Streibig J C (2005): Does the effect of herbicide pulse exposure on aquatic plants depend on Kow or mode of action? Aquatic Toxicology 71(3): 261-271.
- Cedergreen N, Streibig J C (2005a): Can the choice of endpoint lead to contradictory results of mixture-toxicity experiments? Environmental Toxicology and Chemistry 24(7): 1676-1683.
- Cedergreen N, Streibig J C (2005b): The toxicity of herbicides to non-target aquatic plants and algae: Assessment of predictive factors and hazard. Pest Management Science 61(12): 1152-1160.
- Choi C J, Berges J A, Young E B (2012): Rapid effects of diverse toxic water pollutants on chlorophyll a fluorescence: Variable responses among freshwater microalgae. Water Research 46(8): 2615-2626.
- Coors A, Kuckelkorn J, Hammers-Wirtz M, Strauss T (2006): Application of in-situ bioassays with macrophytes in aquatic mesocosm studies. Ecotoxicology 15(7): 583-591.
- Dengler D. (2001): Assessment of toxic effects of terbuthylazine technical on the duckweed *Lemna gibba* in a semi static test and a recovery period. GAB Biotechnology GmbH, Niefern-Öschelborn. Oxon Italia S.P.A, Pero, Italy. Report No: 20001420/01-ARLg.
- EC (1998): DIRECTIVE 98/8/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL. European Commission.
- EC (2007a): Draft Assessment Report (DAR) for Terbuthylazine – Volume 3. European Commission.
- EC (2007b): Commission Regulation (EC) No 1451/2007. European Commission.
- EC (2011): Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. European Communities.
- EFSA (2011): Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance terbuthylazine; European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy.
- EPI (2011): Version 4.10 .The EPI (Estimation Programs Interface) Suite™ . A Windows®-based suite of physical/chemical property and environmental fate estimation programs developed by the EPA's Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Corporation (SRC).
- Eullaffroy P, Vernet G (2003): The F684/F735 chlorophyll fluorescence ratio: A potential tool for rapid detection and determination of herbicide phytotoxicity in algae. Water Research 37(9): 1983-1990.
- Faust M, Altenburger R, Backhaus T, Blanck H, Boedeker W, Gramatica P, Hamer V, Scholze M, Vighi M, Grimme L H (2001): Predicting the joint algal toxicity of multi-component s-triazine mixtures at low-effect concentrations of individual toxicants. Aquatic Toxicology 56(1): 13-32.
- Fiori E, Mazzotti M, Guerrini F, Pistocchi R (2013): Combined effects of the herbicide terbuthylazine and temperature on different flagellates from the Northern Adriatic Sea. Aquatic Toxicology 128-129, 79-90.
- Fiori E, Pistocchi R (2014): Skeletonema marinoi (Bacillariophyceae) sensitivity to herbicides and effects of temperature increase on cellular responses to terbuthylazine exposure. Aquatic Toxicology 147, 112-120.
- Grade (1993c): Report on the growth inhibition test of GS 13529 tech. to Diatoms (*Navicula pelliculosa*). Novartis Crop Protection AG, Basel, Switzerland. Ciba-Geigy Basel, Oekotoxikologie, Basel, Switzerland. Report No: 928433.

- Hawxby K, Tubea B, Ownby J, Basler E (1977): Effects of various classes of herbicides on four species of algae. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 7(3): 203-209.
- Hoberg J (1993): GS 13520 – Toxicity to Duckweed, *Lemna gibba*. Novartis Crop Protection AG, Basel, Switzerland. Springborn Laboratory Inc., Wareham, United states. Report No: 93-9-4947.
- Hostovsky M, Blahova J, Plhalova L, Stepanova S, Praskova E, Marsalek P, Svobodova Z (2011): Oxidative stress parameters in early developmental stages of common carp (*Cyprinus carpio* L.) after subchronic exposure to terbuthylazine and metribuzin. *Neuro endocrinology letters* 33, 124-129.
- Huber (1996): Zitiert in EC 2007. Originalliteratur nicht angegeben.
- ISO (1997): Water quality — Determination of selected plant treatment agents — Methods using high performance liquid chromatography with UV detection after solid-liquid extraction. International Organisation of Standardisation.
- Kampioti A A, Da Cunha A C B, De Alda M L, Barceló D (2005): Fully automated multianalyte determination of different classes of pesticides, at picogram per litre levels in water, by on-line solid-phase extraction-liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 382(8): 1815-1825
- Kelly C (1996): Terbuthylazine technical algal growth inhibition. Huntingdon Life Sciences Limited, Cambridgeshire, UK. Oxon Italia S.P.A, Pero, Italy. Report No: OXN 180/962297.
- 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.
- Lorenz R, Brüggemann R, Steinberg C E W, Spieser O H (1996): Humic material changes effects of terbuthylazine on behavior of zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Chemosphere* 33(11): 2145-2158.
- Marchini S, Passerini L, Cesareo D, Tosato M L (1988): Herbicidal triazines: Acute toxicity on *Daphnia*, fish, and plants and analysis of its relationships with structural factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 16(2): 148-157.
- Migchielsen M H J (2002a): 120-hour fresh water cyanobacteria growth inhibition test with terbuthylazine technical. Notox B.V, 's-Hertogenbosch, The Netherlands. Oxon Italia S.P.A, Pero, Italy. Report No: 314055.
- Migchielsen M H J (2002b): Fresh water algal growth inhibition test with terbuthylazine technical. Notox B.V, 's-Hertogenbosch, The Netherlands. Oxon Italia S.P.A, Pero, Italy. Report No: 346444.
- 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.
- Munkegaard M, Abbaspoor M, Cedergreen N (2008): Organophosphorous insecticides as herbicide synergists on the green algae *Pseudokirchneriella subcapitata* and the aquatic plant *Lemna minor*. *Ecotoxicology* 17(1): 29-35.
- Niederlande (2010): Staatscourant 5615. Government of the Netherlands.
- Nitschke L, Wilk A, Schüssler W, Metzner G, Lind G (1999): Biodegradation in laboratory activated sludge plants and aquatic toxicity of herbicides. *Chemosphere* 39(13): 2313-2323.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016. BGBl. I S. 1373.
- Okamura H, Aoyama I, Liu D, Maguire R J, Pacepavicius G J, Lau Y L (2000): Fate and ecotoxicity of the new antifouling compound Irgarol 1051 in the aquatic environment. *Water Research* 34(14): 3523-3530.
- OPP (2000) Pesticide Ecotoxicity Database. Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C. <http://www.ipmcenters.org/Ecotox>.
- Penetra A, Vale Cardoso V, Ferreira E, Benoliel M J (2010): Solid-phase extraction and gas chromatography-tandem mass spectrometry method for the simultaneous determination of several pesticides in water. *Water Science and Technology* 62(3): 667-675.

- Pérez J, Domingues I, Soares A M V M, Loureiro S (2011): Growth rate of *Pseudokirchneriella subcapitata* exposed to herbicides found in surface waters in the Alqueva reservoir (Portugal): A bottom-up approach using binary mixtures. *Ecotoxicology* 20(6): 1167-1175.
- Pérez J, Domingues I, Monteiro M, Soares A M V M, Loureiro S (2013a): Synergistic effects caused by atrazine and terbuthylazine on chlorpyrifos toxicity to early-life stages of the zebrafish *Danio rerio*. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 4671-4680.
- Pérez J, Monteiro M S, Quintaneiro C, Soares A M V M, Loureiro S (2013b): Characterization of cholinesterases in *Chironomus riparius* and the effects of three herbicides on chlorpyrifos toxicity. *Aquatic Toxicology* 144-145, 296-302.
- Plhalova L, Stepanova S, Blahova J, Praskova E, Hostovsky M, Skoric M, Zelnickova L, Svobodova Z, Bedanova I (2011): The effects of subchronic exposure to terbuthylazine on zebrafish. *Neuro endocrinology letters* 33:113-9.
- PPDB (undatiert) Pesticide properties database. University of Hertfordshire. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>
- Štěpanova S, Plhalová L, Doleželov P, Prokeš M, Maršálek P, Škorič M, Svobodová Z (2012): The effects of subchronic exposure to terbuthylazine on early developmental stages of common carp. *The Scientific World Journal* 2012.
- Sbrilli G, Bimbi B, Cioni F, Pagliai L, Luchi F, Lanciotti E (2005): Surface and ground waters characterization in Tuscany (Italy) by using algal bioassay and pesticide determinations: Comparative evaluation of the results and hazard assessment of the pesticides impact on primary productivity. *Chemosphere* 58(5): 571-578.
- Schilling N, Reimann I, Krauss B, Alles E (1992): Effects of terbuthylazine on photo-autotrophic organisms in the aquatic ecosystem. *Schr.-Reihe Verein WaBoLu* 89: 157-164.
- Schramm K W, Behechti A, Beck B, Kettrup A (1998): Influence of an aquatic humic acid on the bioconcentration of selected compounds in *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 41(1): 73-76.
- Shabana E F, Abou-Waly H (1995): Growth and some physiological aspects of *Nostoc muscorum* in response to mixtures of two triazine herbicides. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54(2): 273-280.
- Shehata S A, El-Dib M A, Abou-Waly H F (1993): Effect of triazine compounds on freshwater algae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50(3): 369-376.
- Shillabeer N, Maynard J S, Woodyer J M (2002): GS13529 (Terbuthylazine technical): Chronic toxicity to *Daphnia magna*. Syngenta Crop Protection AG, Basel, Switzerland. Brixham Environmental Laboratory, Brixham, United Kingdom, Report No: BL7397/B.
- Slowenien (2010): Summary report for Terbuthylazine. ZZV Maribor – Inštitut za varstvo okolja.
- Swarbrick R H, Maynard S (2002): GS13529 (Terbuthylazine technical): Acute toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Syngenta Crop Protection AG, Basel, Switzerland. Report No: BL7395/B.
- Tarja N, Kirsti E, Marja L, Kari E (2003): Thermal and metabolic factors affecting bioaccumulation of triazine herbicides by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology* 18(4): 219-226.
- Tang, J. Y., & Escher, B. I. (2014): Realistic environmental mixtures of micropollutants in surface, drinking, and recycled water: herbicides dominate the mixture toxicity toward algae. *Environmental toxicology and chemistry*, 33(6), 1427-1436.
- Tomlin C D S (2002) *The Pesticide Manual*. British Crop Production Council (BCPC).
- Tomlin C D S (2009) *The Pesticide Manual*. British Crop Production Council (BCPC).
- UK (2010): Additional Report to the DAR - Terbuthylazine - Rapporteur Member State The United Kingdom, Feb. 2010.
- UN (2015): *Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS)*, 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA (1995): Reregistration Eligibility Decision (RED) - Terbuthylazine. Environmental Protection Agency (EPA).

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.

WHO (2003): Terbutylazine (TBA) in Drinking-water. World Health Organisation. Geneva, Switzerland.

13 Appendix

Tabelle 7 Verwendete EC50-Werte zur Erstellung der SSD mit allen Arten und Zuordnung der Artnamen zu den in der SSD verwendeten Werten.

EC50 (µg/L)	Art	Taxonomische Gruppe
12.8	<i>Lemna gibba</i>	Wasserpflanzen
15.9	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Algen
16	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Algen
28.9	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algen
52	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobakterien
102	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Cyanobakterien
115	<i>Lemna minor</i>	Wasserpflanzen
2735	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische
7141	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fische
50900	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere

Tabelle 8 HC5 der SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle Arten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	2.275636042	mean of the log toxicity values	
s.d.	1.269783307	sample standard deviation	
n	10	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0.037961477	-1.420656898	lower estimate of the HC5
HC5	1.302964028	0.114932426	median estimate of the HC5
UL HC5	9.63578179	0.983886956	upper estimate of the HC5
sprHC5	253.8305289	2.404543855	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.612	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	20.036	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	34.63909377	1.539566521	lower estimate of the HC50
HC50	188.6409792	2.275636042	median estimate of the HC50
UL HC50	1027.319574	3.011705563	upper estimate of the HC50
sprHC50	29.65780746	1.472139041	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	30.14800607	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	69.85199394	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

Tabelle 9 „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle Arten - 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	Rejected			
0.05	0.752	Accepted	AD Statistic:	0.750106342	
0.025	0.873	Accepted	n:	10	
0.01	1.035	Accepted			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.819	Rejected			
0.05	0.895	Rejected	KS Statistic:	0.914139079	
0.025	0.995	Accepted	n:	10	
0.01	1.035	Accepted			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.104	Rejected			
0.05	0.126	Accepted	CM Statistic:	0.121956177	
0.025	0.148	Accepted	n:	10	
0.01	0.179	Accepted			

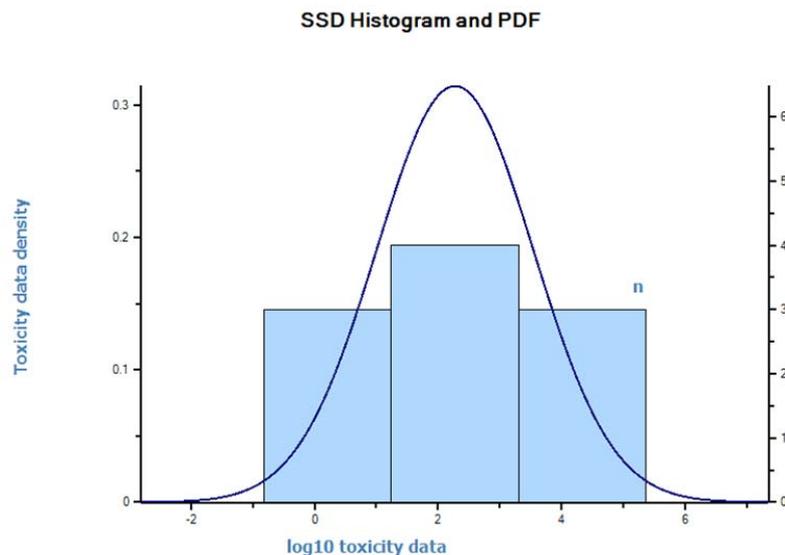


Abbildung 4 Histogramm für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle Arten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Tabelle 10 Verwendete EC50-Werte zur Erstellung der SSD mit ausschliesslich Primärproduzenten und Zuordnung der Artnamen zu den in der SSD verwendeten Werten.

EC50 (µg/L)	Art	Taxonomische Gruppe
12.8	<i>Lemna gibba</i>	Wasserpflanzen
15.9	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Algen
16	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Algen
28.9	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algen
52	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobakterien
102	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Cyanobakterien
115	<i>Lemna minor</i>	Wasserpflanzen

Tabelle 11 HC5 der SSD der akuten EC50/LC50 Werte für Primärproduzenten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	1.536989468	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.396370565	sample standard deviation	
n	7	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	1.547176858	0.189539961	lower estimate of the HC5
HC5	7.088562611	0.85055818	median estimate of the HC5
UL HC5	14.86553334	1.172180495	upper estimate of the HC5
sprHC5	9.60816681	0.982640534	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.341	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	25.009	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	17.61464411	1.245873873	lower estimate of the HC50
HC50	34.434158	1.536989468	median estimate of the HC50
UL HC50	67.31394796	1.828105063	upper estimate of the HC50
sprHC50	3.821476467	0.58223119	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	26.70707541	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	73.29292459	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

Tabelle 12 „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für Primärproduzenten - 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:	0.449079759	
0.025	0.873	Accepted	n:	7	
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:	0.674376493	
0.025	0.995	Accepted	n:	7	
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:	0.049357868	
0.025	0.148	Accepted	n:	7	
0.01	0.179	Accepted			

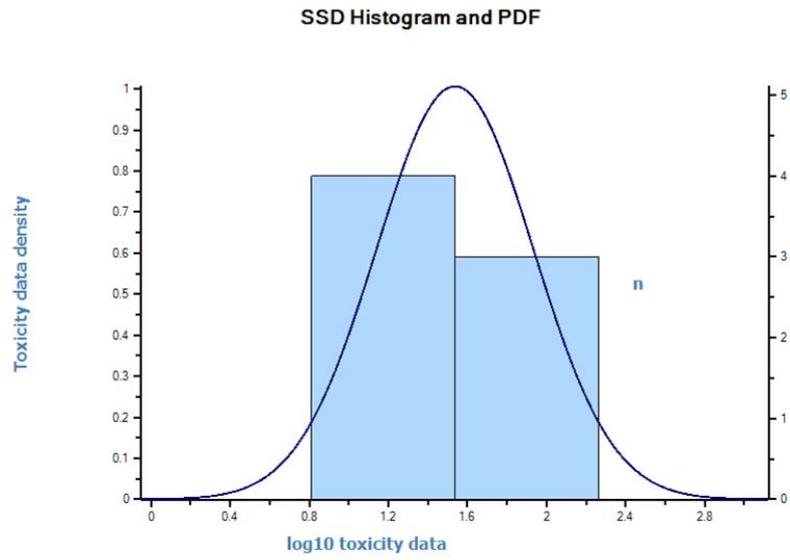


Abbildung 5 Histogramm für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für Primärproduzenten - berechnet mit dem