

2016

oekotoxzentrum
centre ecotox



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

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Glyphosat*

Ersterstellung: 02.06.2011 (Datenstand: 02/06/2011)

Einarbeitung des ECT Gutachtens: 31.01.2012 und 11.10.2013 (2.
Gutachten)

Aktualisierung: 11.09.2016 (Stand der Datenrecherche)

1. EQS-Vorschläge


CQK (AA-EQS): 120 µg/L (vorher 108 µg/L)

AQK (MAC-EQS) 360 µg/L (vorher 300 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

Tabelle 1: Geforderte Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS für Glyphosat. Zusätzliche Eigenschaften wurden kursiv angegeben. Wo bekannt wird mit (exp) darauf 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 genaue Angabe.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	N-(phosphonomethyl)glycine	BLW 2011
<i>Synonyme</i>	keine	
<i>Chemische Gruppe</i>	Aminomethylenphosphonates	Popov <i>et al.</i> 2001
Strukturformel		http://esis.jrc.ec.europa.eu/
CAS-Nummer	1071-83-6	http://esis.jrc.ec.europa.eu/
EINECS-Nummer	213-997-4	http://esis.jrc.ec.europa.eu/
Summenformel	C ₃ H ₈ NO ₅ P	http://esis.jrc.ec.europa.eu/
SMILES-code	OC(=O)CNCP(O)(O)=O	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	169.07	EPI Suite™ (US EPA 2008)
Schmelzpunkt (°C)	204.23 (est), 189.5	EPI Suite™ (US EPA 2008), EC 2002
Siedepunkt (°C)	417.49 (est), Zersetzung	EPI Suite™ (US EPA 2008), EC 2002
Dampfdruck (Pa)	2.11*10 ⁻⁶ (exp), 1.31 * 10 ⁻⁵	EPI Suite™ (US EPA 2008), EC 2002
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	2.13*10 ⁻⁷ (exp); 2.1 * 10 ⁻⁷	EPI Suite™ (US EPA 2008), EC 2002

Eigenschaften	Wert	Referenz
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	1.05*10 ⁴ (exp) (als Kaliumsalz bei pH 1.9); pH 2: 1.05*10 ⁴ ± 0.2; 1.44*10 ⁵ bei pH 3.2.	EPI Suite™ (US EPA 2008), EC 2002; Tomlin 2006
Dissoziationskonstante (pK _a)	2.68, 4.07, 4.90; 2.34 (20 °C), 5.73 (20 °C), 10.2 (25 °C)	http://archemcalc.com/sparc/ ; EC 2002
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient(log K _{ow})	-3.4 (exp), -5.4, pH 5 – 9: - 3.2 at 25 °C	EPI Suite™ (US EPA 2008), EC 2002
Sediment/ Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{oc} or log K _p)	-2.771 (log K _{oc} , est K _{ow} -Methode), 0.000 (log K _{oc} , est MCI Methode); 4.35 (log K _{oc} , exp, "loamy sand") – 4.78 (log K _{oc} exp, "silty clay loam")	EPI Suite™ (US EPA 2008); EC 2002

3. Allgemeines

Anwendung: Glyphosat wird zur Kontrolle von einjährigen oder mehrjährigen Gräsern und breitblättrigen Unkräutern beim Anbau der folgenden Kulturpflanzen eingesetzt: Getreide, Erbsen, Raps, Flachs, Senf, Wein und Oliven. Zusätzlich findet es noch Verwendung im Obstbau, auf Weideland, im Forstwesen und bei industrieller Unkrautbekämpfung (Tomlin 2006).

Wirkungsweise: Bei Glyphosat handelt es sich um ein nicht selektives systemisches Herbizid, das über die Blätter aufgenommen wird und beim Kontakt mit Erde inaktiviert wird (Tomlin 2006). Glyphosat hemmt in Pflanzen die Biosynthese aromatischer Aminosäuren, die Synthese von δ-Aminolevulinischer Säure und beeinträchtigt schliesslich die Proteinsynthese, die Nukleinsäuresynthese sowie die Atmung und führt indirekt zu einer Zerstörung photosynthetischer Pigmente in den Blättern (Roshon 1997). Die Wirkung kommt durch die Strukturverwandtschaft mit Phosphoenolpyruvat zustande. Glyphosat konkurriert mit Phosphoenolpyruvat um die Bindung an das Enzym Enolpyruvylshikimatphosphat-Synthase und hat dabei eine wesentlich höhere Affinität (Richter 1996, S.160).

Analytik: Hanke *et al.* (2008) haben eine Methode zur Glyphosatanalyse entwickelt, die auf einer Derivatisierung mit 9-Fluorenylmethylchloroformat (FMOC-CL) und SPE Anreicherung basiert. Die Analyse erfolgt mittels Elektrospray Tandem Massenspektrometrie (LC-ESI-MS/MS). Hanke *et al.* (2008) konnten so ein Detektionslimit von 0.2 ng/L und eine Quantifizierungsgrenze von 0.7 ng/L für Oberflächengewässer erreichen.

Anmerkung: In der veröffentlichten Literatur finden sich sowohl Daten für die Aktivsubstanz Glyphosat als auch für Formulierungen (z.B. Roundup). In den Formulierungen sind oder waren oberflächenaktive Substanzen enthalten, die z.T. eine höhere Toxizität aufwiesen als die Aktivsubstanz selbst (Folmar *et al.* 1979). Daher wurde bei der Literaturrecherche hauptsächlich nach Daten für die Aktivsubstanz gesucht. Ebenso wurden mit dem Isopropylammoniumsalz gewonnene Daten ausgeschlossen. Da aber auch die Daten aus dem Stoffdatenblattentwurf der EU (EC 2002) als relevant und valide eingestuft wurden (da sie bereits einer Klimisch Bewertung unterzogen wurden), jedoch

die Originalliteratur nicht in allen Fällen verfügbar war, ist nicht auszuschliessen, dass im Datensatz auch Ökotoxizitätsdaten enthalten sind, die mit einer Glyphosat Formulierung oder dem Isopropylammoniumsalz gewonnen wurden.

Stabilität:

Im Review Report der EU für die Pflanzenschutzmittelzulassung (EC 2002) wird Glyphosat bei pH 5-9 als stabil gegenüber Hydrolyse angegeben. Auch gegenüber Photolyse ist es mit einem DT₅₀ von 33 d (pH 5), 69 d (pH 7) und 77 d (pH 9) stabil (EC 2002). Bezüglich des biologischen Abbaus sind die Angaben im Review Report etwas widersprüchlich. Obwohl Glyphosat nicht als leicht biologisch abbaubar eingestuft wurde, wird ein DT₅₀ von 1 bis 4 Tagen angegeben. Nach Giesy *et al.* (2000) kann Glyphosat mikrobiell zu AMPA und CO₂ abgebaut werden. Für natürliche Gewässer haben sie eine aquatische Halbwertszeit von 7 bis 14 Tagen geschätzt. Eine andere Erklärung für die recht kurzen DT50 Werte kann auch Adsorption an das Sediment sein, da die Halbwertszeiten in Sediment-Wasser Systemen bestimmt wurden (EC 2002).

Existierende EQS:

Tabelle 2: Bereits existierende EQS für Glyphosat.

Land	AA-EQS [µg/L]	MAC-EQS [µg/L]	Referenz
Frankreich	28	70	INERIS 2014
Vereinigtes Königreich Großbritannien und Nordirland (UK) – EQS für England und Wales	196	398	UK 2015
Deutschland	18.2	160	Herrchen et al. 2000

4. Effektdatensammlung

Tab.2: Effektdatensammlung für Glyphosat. Daten zu Glyphosat-Formulierungen sowie zum Glyphosat Isopropylaminsalz werden nicht zur EQS Herleitung herangezogen und daher nicht vollständig aufgeführt. Literaturdaten die in grau dargestellt wurden erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS (EC 2011), sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität¹ 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). Effektwerte, die keiner spezifischen Konzentration zugeordnet werden können (Operatoren >, ≥, < und ≤), können normalerweise nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden und sind ebenfalls in grau dargestellt. Werte aus akzeptierten Studien aus Environment Agency (2012), die uns nicht vorlagen, wurden zusammen mit ihren Klimisch-Bewertungen als „Face Value“ übernommen. Ebenso wurden Daten aus dem Renewal Assessment Report des Rapporteur Member State Deutschland (Deutschland 2013) als „Face Value“ übernommen. Für Algentests werden gemäss TGD for EQS Werte basierend auf der Wachstumsrate bevorzugt, wenn mehrere Endpunkte in einer Studie angegeben sind. Werte, die für die EQS Herleitung verwendet werden, sind unterstrichen.

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	120	h	EC50	=	<u>38</u>	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Smyth et al/1996d zitiert in Environment Agency 2012 und Deutschland 2013
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	<u>22</u>	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Smyth et al/1996 zitiert Deutschland 2013
Cyanobakterien	<i>Anabaena catenula</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	=	256.5	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok et al. 2010
Cyanobakterien	<i>Arthrospira fusiformis</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	>	169	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok et al. 2010
Cyanobakterien	<i>Leptolyngbya boryana</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	=	246.6	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok et al. 2010
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	=	251.4	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok et al. 2010
Cyanobakterien	<i>Nostoc commune</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	=	598.4	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok et al. 2010
Cyanobakterien	<i>Synechocystis aquatilis</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	=	164.9	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok et al. 2010
Cyanobakterien	<i>Spirulina platensis</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	>	169	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok et al. 2010
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	<u>3.53</u>	mg/l	statisch, keine Analytik	K2	Ma et al. 2001
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	590	mg/L	statisch, Analytik gemacht	R3; C1	Maule & Wright 1984
Algen	<i>Chlorella</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	<u>40.6</u>	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Vendrell et al. 2009

¹ 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 Bewertung der Verlässlichkeit wurde nicht durchgeführt, wenn eine Studie als nicht relevant bewertet wurde

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
	<i>saccharophila</i>										
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	41.7	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Vendrell <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	4.70	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Ma <i>et al.</i> 2002
	<i>Chlorella vulgaris</i>	Geometrischer Mittelwert				=	14.0	mg/l			
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstumsrate	21	d	EC50	=	292.3	mg/l	semi-statisch, keine Analytik	K3	Lipok <i>et al.</i> 2010
Algen	<i>Chlorococcum hyposporum</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	68	mg/l	Statisch, Analytik gemacht	R4; C3	Maule & Wright 1984
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	26.0	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Vendrell <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse	96	h	EC50	=	70.3	mg/l	Statisch, keine Angabe zur Analytik	K1	Wüthrich 1990 zitiert in Deutschland 2013
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse	72	h	EC50	=	46	mg/l	Statisch, keine Angabe zur Analytik	K1	Handley <i>et al.</i> zitiert in Deutschland 2013
	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Geometrischer Mittelwert				=	43.8				
Algen	<i>Phycobionta</i>	Wachstum			EC50	=	3.32	mg/l	Keine Angabe	K4	ETOX, 2011
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumshemmung	96	h	EC50	=	7.8	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	St-Laurent <i>et al.</i> 1992 zitiert in Environment Agency 2012
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	54	mg/l	Statisch, keine Analytik	K1	Hughes 1987 zitiert in Deutschland 2013
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	19	mg/l	Statisch, Analytik gemacht	K1	Smyth <i>et al.</i> 1995, zitiert in Deutschland 2013
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	24.7	mg/l	semi-statisch, Analytik gemacht	K2	Tsui & Chu, 2003
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumshemmung	96	h	EC50	=	129	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Pereira <i>et al.</i> 2009 zitiert in Environment Agency 2012
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	270	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Cedergreen & Streibig 2005
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstum	72	h	EC50	=	485	mg/l	Keine Angabe	K2	Monsanto zitiert in ETOX 2011
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	91.3	mg/l	Statisch, nominale Konzentration	K1	Dias Correa Tavares <i>et al.</i> 2000, zitiert in Deutschland 2013
	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Geometrischer Mittelwert				=	64.6	mg/l			
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	120	h	EC50	=	21	mg/l	semi-statisch, Analytik gemacht	K2	Smyth <i>et al.</i> 1995 zitiert in Environment Agency 2012 und Deutschland 2013
Algen	<i>Scenedesmus acutus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	24.5	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Vendrell <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	43.36	mg/l	Statisch, keine Analytik	R2 C1	Daouk 2013
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	17	mg/l	statisch, Analytik gemacht, EC50 tiefer als NOEC	K3	Smyth <i>et al.</i> 1996b zitiert in Deutschland 2013
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	17	mg/l	statisch, Analytik gemacht, EC50 tiefer als NOEC	K3	Smyth <i>et al.</i> 1996b zitiert in Deutschland 2013
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Fronzzahl)	14	d	EC50	=	12	mg/l	semi-statisch, Analytik	K1	Smyth <i>et al.</i> 1996a zitiert

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
									gemacht		in Environment Agency 2012 und Deutschland 2013
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	10	d	EC50	=	20.5	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Sobrero <i>et al.</i> 2007
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14	d	EC50	=	25.5	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Hughes 1987b zitiert in Environment Agency 2012; Monsanto zitiert in ETOX 2011 und Deutschland 2013
	<i>Lemna gibba</i>	Geometrischer Mittelwert				=	18.4	mg/l			
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	7	d	LC50	>	16	mg/l	Statisch, keine Analytik	2	Kumar & Han 2010
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	CHL Inhibition	7	d	LC50	>	16	mg/l	Statisch, keine Analytik	2	Kumar & Han 2010
höhere Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate	7	d	EC50	=	46.9	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Cedergreen & Streibig 2005
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wachstum (Frischgewicht)	14	d	EC50	=	12.3	mg/L	Statisch, Analytik gemacht	K1	Wenzel 2012 zitiert in Deutschland 2013
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Wachstum (Wurzellänge)	14	d	EC50	=	0.844	mg/l	statisch, keine Analytik gemacht	K2	Roshon 1997
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Wachstum (Frischgewicht)	14	d	EC50	=	1.4741	mg/l	statisch, keine Analytik gemacht	K2	Roshon 1997
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll b Gehalt	14	d	EC50	=	1.9287	mg/l	statisch, keine Analytik gemacht	K2	Roshon 1997
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	147	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Tsui & Chu 2003
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	>	2000	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Pereira <i>et al.</i> 2009 zitiert in Environment Agency 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	780	mg/l	Keine Angabe	K4	GSBL zitiert in ETOX 2011
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	134	mg/l	statisch	K1	OPP 2007 zitiert in Environment Agency 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	40	mg/l	Statisch, Analytik,	K1	Wüthrich <i>et al.</i> 1991, zitiert in Deutschland 2013
		Geometrisches Mittel	48	h	EC50	=	73.2				
Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.53	mg/l	statisch	R4 C4	Ayanda <i>et al.</i> 2015
Fische	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	AchE Aktivität	96	h	NOEC	<	1	mg/l	Semi-statisch	R3 C3	Menéndez-Helman 2012
Fische	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	≥	35	mg/l	Semi-statisch	R3 C1	Menéndez-Helman 2012
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	5.5	mg/l	Statisch, keine Analytik	K3	Wang <i>et al.</i> 1994 zitiert in Environment Agency 2012
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	100	mg/l	Semi-statisch, Analyse	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	115	mg/l	statisch	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	123	mg/l	Semi-statisch, Nominale Konzentration	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	130	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Folmar <i>et al.</i> 1979
Fische	<i>Jordanella floridae</i>	Mortalität	96	h	LC20	=	29.6	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Holdway & Dixon, 1988 zitiert in Environment

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
											Agency 2012 EPA 1993
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	24	mg/l	Keine Angabe	K2	
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	45	mg/l	statisch	K4	OPP 2007 zitiert in Environment Agency 2012
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	140	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Folmar et al. 1979
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	47	mg/l	Statisch, Analyse	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	120	mg/l	Statisch, Analyse	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
		Geometrisches Mittel	96	h	LC50	=	92.4	mg/l			
Fische	<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	Mortalität in weichem Wasser (Stadtwasser)	96	h	LC50	=	14	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	Mortalität in mittelhartem Wasser (rekonstituiert)	96	h	LC50	=	94	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	Mortalität in hartem Wasser (See)	96	h	LC50	=	190	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus keta</i>	Mortalität in weichem Wasser (Stadtwasser)	96	h	LC50	=	10	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus keta</i>	Mortalität in mittelhartem Wasser (rekonstituiert)	96	h	LC50	=	99	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus keta</i>	Mortalität in hartem Wasser (See)	96	h	LC50	=	148	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Olfaktorische Störung	30	min	NOEC	<	1	mg/l	Keine Angabe	K2	Tierney et al. 2010
Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität in weichem Wasser (Stadtwasser)	96	h	LC50	=	27	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität in mittelhartem Wasser (rekonstituiert)	96	h	LC50	=	112	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität in hartem Wasser (See)	96	h	LC50	=	174	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.3	mg/l	Keine Angabe	K4	WRc 2007
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität in weichem Wasser (Stadtwasser)	96	h	LC50	=	10	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität in mittelhartem Wasser (rekonstituiert)	96	h	LC50	=	99	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität in hartem Wasser (See)	96	h	LC50	=	197	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	140	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Folmar et al. 1979
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	71.4	mg/l	Statisch	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	38	mg/l	Statisch	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	130	mg/l	Statisch, Nominale Konzentrationen	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
		Geometrisches Mittel	96	h	LC50	=	71.6				
Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Mortalität in weichem Wasser (Stadtwasser)	96	h	LC50	=	19	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Mortalität in mittelhartem Wasser (rekonstituiert)	96	h	LC50	=	102	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Mortalität in hartem Wasser (See)	96	h	LC50	=	211	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Wan et al. 1989
Fische	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	7.9	mg/l	Statisch, keine Analytik	K3	Wang et al. 1994 zitiert in Environment Agency 2012
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	84.9	mg/l	Statisch, keine Analytik	K1	E G & G Bionomics 1975 zitiert in Environment Agency 2012
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	97	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Folmar et al. 1979
Amphibien	<i>Litoria moorei</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	81.2	mg/l	semi-statisch, Analytik gemacht	K2	Mann & Bidwell 1999
Ciliaten	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Wachstum	40	h	EC50	=	648	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Tsui & Chu 2003
Insekten	<i>Chironomus plumosus</i>	Mortalität	48	h	EC50	=	55	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Folmar et al. 1979
akute Effektdaten - marin											
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	15	min	EC50	=	17.5	mg/l	statisch, Analytik gemacht 30‰	K2	Tsui & Chu 2003
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Wachstum	30	min	EC50	=	44.2	mg/l	2%	K2	Hernando et al. 2007
	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Geometrischer Mittelwert				=	27.8	mg/l			
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	7	d	EC50	=	0.831	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K3	Hughes 1987a zitiert in Environment Agency 2012
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	2.27	mg/l	statisch, Analytik gemacht 30‰	K2	Tsui & Chu 2003
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	18	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K1	Smyth et al. 1996c zitiert in Environment Agency 2012 und Deutschland 2013
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	1.3	mg/l		K2	Monsanto zitiert in ETOX 2011
	<i>Skeletonema costatum</i>	Geometrischer Mittelwert				=	3.76	mg/l			
Krebstiere	<i>Acartia tonsa</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	35.3	mg/l	statisch, Analytik gemacht 30‰	K2	Tsui & Chu 2003
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	40	mg/l	Keine Angabe	K4	OPP 2007 zitiert in Environment Agency 2012
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	240	mg/l	statisch	K4	OPP 2007 zitiert in Environment Agency 2012
Echinodermata	<i>Triploneustes esculentus</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	>	1000	mg/l	Statisch, keine Analytik	K4	EG & G Bionomics 1978 zitiert in WHO 1994

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
											zitiert in Environment Agency 2012
Muscheln	<i>Crassostera virginica</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	10	mg/l	Statisch, keine Analytik	K4	WHO 1994 zitiert in Environment Agency 2012
Ciliaten	<i>Euplotes vannus</i>	Wachstum	48	h	EC50	=	10.1	mg/l	semi-statisch, Analytik gemacht 30%	K2	Tsui & Chu 2003
subchronische und chronische Daten – limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate und Biomasse	120	h	NOEC	=	12	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Smyth <i>et al.</i> 1996d zitiert in Environment Agency 2012
Cyanobakterien	<i>Anabaena fertilissima</i>	Chlorophyll a Inhibition	96	h	NOEC	<>	1.5; 10	mg/l	Statisch, keine Analytik	K3	Inderjit & Kaushik 2010
Algen	<i>Chlorella saccharophila</i>	Wachstumsrate	72	h	EC10	=	3.0	mg/l	statisch keine Analytik	K2	Vendrell <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	<	0.1	mg/l	statisch keine Analytik	K2	Vendrell <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC10	=	1.6	mg/l	statisch keine Analytik	K2	Vendrell <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstum	120	h	NOEC	=	19	mg/l	statisch, Analytik gemacht, EC50 grösser als NOEC	K3	Smyth <i>et al.</i> 1996b zitiert in Environment Agency 2012
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC10	=	92.5	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Cedergreen & Streibig 2005
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate und Biomasse	72	h	NOEC	=	10	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Smyth <i>et al.</i> 1995 zitiert in Deutschland 2013
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	5.6	mg/l	Statisch, nominale Konzentration	K1	Dias Correa Tavares <i>et al.</i> 2000, zitiert in Deutschland 2013
	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Geometrischer Mittelwert			NOEC		17.3	mg/L			
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate und Biomasse	120	h	NOEC	=	10	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Smyth <i>et al.</i> 1995 zitiert in Environment Agency 2012 und Deutschland 2013
Algen	<i>Phytoplankton</i>	CHL Inhibition	35	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Algen	<i>Phytoplankton</i>	CHL Inhibition	16	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Algen	<i>Phytoplankton</i>	Biomasserreduktion	35	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Algen	<i>Phytoplankton</i>	Biomasserreduktion	25	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Algen	<i>Scenedesmus acutus</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	<	0.1	mg/l	Statisch, keine Analytik	2	Vendrell <i>et al.</i> 2009
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	120	h	NOEC	=	19	mg/l		K3	Smyth <i>et al.</i> 1996 zitiert in Deutschland 2013
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	1.4	mg/l	semi-statisch, Analytik gemacht	K1	Smyth <i>et al.</i> 1996a zitiert in Environment Agency 2012
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	10	d	EC10	=	4.6	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Sobrero <i>et al.</i> 2007
höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14	d	EC10	=	12.69	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Hughes 1987a zitiert in

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
											Environment Agency 2012
	<i>Lemna gibba</i>	Geometrischer Mittelwert				=	4.34	mg/l			
höhere Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate	7	d	EC10	=	3.78	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Cedergreen & Streibig 2005
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wachstum (Frischgewicht)	14	d	NOEC	<	5	mg/L	Statisch, Analytik gemacht	K1	Wenzel 2012 zitiert in ETOX Deutschland 2013
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll b Gehalt	14	d	NOEC	=	0.0123	mg/l	statisch, keine Analytik gemacht	K2	Roshon 1997
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Wachstum (Frischgewicht und Pflanzenoberfläche)	14	d	NOEC	=	0.1106	mg/l	statisch, keine Analytik gemacht	K4	Roshon 1997
höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Wachstum (Sprosslänge)	14	d	NOEC	=	0.3318	mg/l	statisch, keine Analytik	K2	Roshon 1997
höhere Pflanzen	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Wachstum	28	d	MATC	=	3.162	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Fleming et al. 1991 zitiert in Environment Agency 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	50	mg/l	Durchfluss mit Analytik	K1	McAllister 1982 zitiert in Environment Agency 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	12.5	mg/l	Semi-statisch, Analytik, 97.6 % Reinheit	K1	Magor et al 1999, zitiert in Deutschland 2013
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	30	mg/l	Semi-statisch, Analytik, 97.6 % Reinheit	K1	Wüthrich 1990, zitiert in Deutschland 2013
	<i>Daphnia magna</i>	Geometrischer Mittelwert					26.6				
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>	Abundanz	16-39	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia sp</i>	Abundanz	16-36	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Krebstiere	<i>Leptodiptomus minutus</i>	Abundanz	16-37	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Krebstiere	<i>Skistodiptomus oregonensis</i>	Abundanz	16-38	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Insekten	<i>Enallagma cyathigerum</i>	Wachstumsrate	7	d	NOEC	<	2	mg/l	Semi-statisch, keine Analytik	K4	Janssen & Stocks
Muscheln	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	12.5	mg/l	semi-statisch, Analytik gemacht	K2	Bringolf et al. 2007
Nematoda	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Reproduktion	72	h	NOEC	>>	0.7; 7	mg/l	semi-statisch, keine Analytik gemacht	K2	Ruan et al. 2009
	<i>Caenorhabditis elegans</i>	MATC für SSD				=	2.214	mg/l			
Schnecken	<i>Pseudosuccinea columella</i>	Schlupferfolg der 3. Generation	28	d	NOEC	>>	1; 10	mg/l	semi-statisch, keine Analytik gemacht	K2	Tate et al. 1997
	<i>Pseudosuccinea columella</i>	MATC für SSD				=	3.162	mg/l			
Amphibien	<i>Lithobates pipiens</i>	Mortalität/Entwicklung/ Biomassereduktion	40-45	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009
Amphibien	<i>Hyla versicolor</i>	Mortalität/Entwicklung	26	d	NOEC	≥	0.0069	mg/l	Statisch, Analytik gemacht, 98%	K2	Relyea 2009

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Danio rerio</i>	Wachstum (Early life toxicity test)	7	d	NOEC	=	1	mg/l		K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Danio rerio</i>	Gehirnentwicklung	19	h	NOEC	<	50	mg/L	Exposition von 5h post Fertilisation bis 19h post Fertilisation	R2 C3	Roy et al. 2016
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Histopathologische Veränderungen der Kiemen	14	d	NOEC	=	2.5	mg/l	semi-statisch, keine Analytik gemacht	K2	Nešković et al. 1996
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Überleben/Wachstum	21	d	NOEC	=	52	mg/l	Durchfluss mit Analytik	K1	Bowman 1989 zitiert in Environment Agency 2012 Studie liegt vor
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Schlupfrate (Early life toxicity test)	85	d	NOEC	=	9.63	mg/l	Durchfluss, Analytik	K1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben/Entwicklung / Länge	254	d	NOEC	=	25.7 ²	mg/l	Durchfluss mit Analytik	K2	E G & G Bionomics 1975 Studie lag vor
parasitäre Würmer	<i>Chordodes nobilii</i>	Infektion des Wirtes, Exposition von Embryos	7	d	NOEC	<	0.1	mg/l	Keine Analytik, partielle Erneuerung der Testlösungen	K3	Achiorno et al. 2008
subchronische und chronische Daten -marin											
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Keine Angabe	7	d	NOEC	=	0.534	mg/l	Keine Angabe	K2	EG & G Bionomics 1978 zitiert in Environment Agency 2012
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum (Zelldichte)	72	h	NOEC	=	1.8	mg/l	statisch, Analytik gemacht	K2	Smyth et al. 1996c zitiert in Environment Agency 2012
	<i>Skeletonema costatum</i>	Geometrischer Mittelwert				=	0.98	mg/l			
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum (Zelldichte)	7	d	EC10	=	0.348	mg/l	Statisch,, Analytik gemacht	K3	Hughes 1987a zitiert in Environment Agency 2012
höhere Pflanzen	<i>Zostera marina</i>	Wachstum	72	h	NOEC	>	16.9	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Nielsen & Dahllöf 2007
Tests mit Formulierungen											
akute Daten - limnisch											
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Photosynthese Inhibition	0.83	h	EC50	=	153	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz & Di Marzio 2009
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	11.66	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz & Di Marzio 2009
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Photosynthese Inhibition	0.83	h	EC50	=	153	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz & Di Marzio 2009
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	7.2	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz & Di Marzio 2009
akute Daten - marin											
Muscheln	<i>Crassostrea gigas</i>	Entwicklung	48	h	EC50	=	28.32	mg/l	Natürlich sterilisiertes Seewasser	K2	Mottier 2013

² In dieser Studie wurden bis zu einer Konzentration von 25.7 mg/l keine Effekte beobachtet. Da aber ein als Vortest durchgeführter akuter Test bereits nach 24h bei einer Konzentration von 87 mg/l 80% Mortalität bewirkte und der mittels einer Regression bestimmte LC50 bei 84.9 mg/l lag, ist anzunehmen, dass bei einem üblichen „Spacing“ zwischen den Testkonzentrationen von 3.2 auch im chronischen Test bei der nächst höheren Konzentration (82.2 mg/l) eine signifikante Mortalität zu beobachten gewesen wäre. Daher wird der Wert von 25.7 mg/l als chronischer NOEC für *Pimephales promelas* anerkannt.

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Expositionsregime und Analytik der Testkonzentrationen/ Salinität	Validität	Literaturquelle
subchronische und chronische Daten - limnisch											
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	96	d	NOEC	=	1	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz & Di Marzio 2009
Algen	<i>Scenedesmus acutus</i>	Wachstumsrate	96	h	NOEC	=	2	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz & Di Marzio 2009
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstumsrate	96	h	NOEC	=	0.77	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz & Di Marzio 2009
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Photosynthese Inhibition	96	h	NOEC	=	1.6	mg/l	Statisch, keine Analytik	K2	Saenz 1997
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Körpergrösse des zweiten Eigeleges)	36	d	NOEC	<	0.05	mg/l	Semi-statisch, keine Analytik	K2	Cuhra 2013

5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

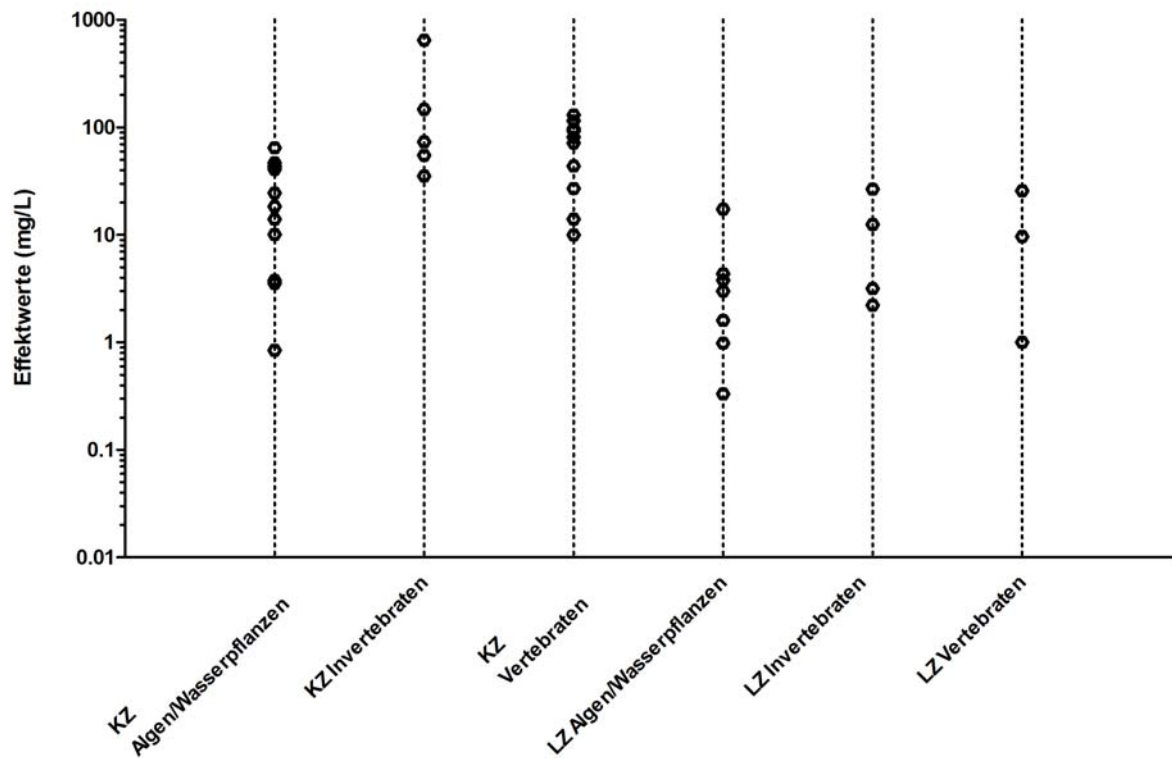


Abb.1: Kurzzeit (KZ) und Langzeit(LZ)-Effektdaten von Glyphosat für aquatische Organismen. Bei den Langzeit-Tests mit Bakterien wurden nur Cyanobakterien berücksichtigt. Nur valide Daten wurden verwendet.

5.1. Vergleich von marinen und limnischen Effektdaten

Wie in Abbildung 2 dargestellt, konnte kein signifikanter Unterschied zwischen marinen und limnischen Daten gezeigt werden. Die akuten marinen und limnischen Daten können daher für die EQS-Herleitung vereinigt werden.

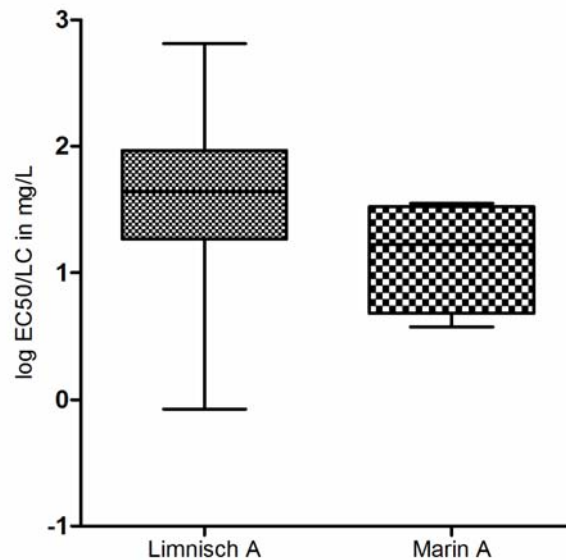


Abb.2: Vergleich der marinen und limnischen akuten Daten für Glyphosat (aus Tabelle 2). Der p-Wert für die log-transformierten Daten liegt mit 0.15 deutlich über dem im TGD for EQS geforderten Signifikanzlevel von 0.05. Nur valide Daten wurden verwendet.

6. Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Assessmentfaktor (AF) - Methode auf der Basis 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 Speziessensitivitätsverteilung (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.

7. Chronische Toxizität

7.1. AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

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

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in mg/l	Literatur
Algen/Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	NOEC	0.332	Roshon 1997
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	26.6 (geometrischer Mittelwert)	McAllister WA 1982 zitiert in Environment Agency 2012, Magor et al 1999 & Wüthrich 1990 zitiert in Deutschland 2013
Fische	<i>Danio rerio</i>	NOEC	1	Anonymous, zitiert in Deutschland 2013

Es liegen NOEC-Werte für die Organismengruppen der Algen, Kleinkrebse und Fische vor. Der empfindlichste belastbare Endpunkt liegt bei dem von 0.332 für *Myriophyllum sibiricum*. Der NOEC für den Chlorophyll b Gehalt bei *Myriophyllum sibiricum* (0.0123 mg/l) wurde nicht berücksichtigt, da ein Bezug zur Populationsebene nicht eindeutig herzustellen ist.

Nach der AF-Methode ergibt sich ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{AA-EQS (AF)} = 0.332 \text{ mg/l} / 10 = 0.0332 \text{ mg/l} \approx 33 \text{ } \mu\text{g/l}$$

7.2. AA-EQS mit der SSD-Methode

Es sind 13 chronische NOEC oder EC10 für 8 taxonomische Gruppen vorhanden: Fische (*Oncorhynchus mykiss*), eine weitere Art der Chordaten (*Pimephales promelas*), Krebstiere, Muscheln, Schnecken, Nematoden, Algen und höhere Pflanzen. Es fehlen chronische Daten für Insekten.

Allerdings deutet die chronische Toxizität für die vorhandenen taxonomischen Gruppen nicht darauf hin, dass Insekten besonders empfindlich gegenüber Glyphosat sein könnten. Es ist noch anzumerken, dass für die Schnecke und den Nematoden der geometrische Mittelwert aus dem NOEC und dem LOEC berechnet wurde (MATC), da in beiden Tests ein Faktor 10 zwischen diese beiden Werten lag und das sonst zu einem „Bias“ in der SSD führen könnte.

In Abbildung 3 sieht man, dass es keinen Bruch in der Verteilung gibt (Primärproduzenten- und Tierdaten überlappen), obwohl für Glyphosat nur ein pflanzenspezifischer Wirkmechanismus bekannt ist. Die Tests auf Normalverteilung (Tabelle A4) zeigen, dass die Daten normalverteilt sind.

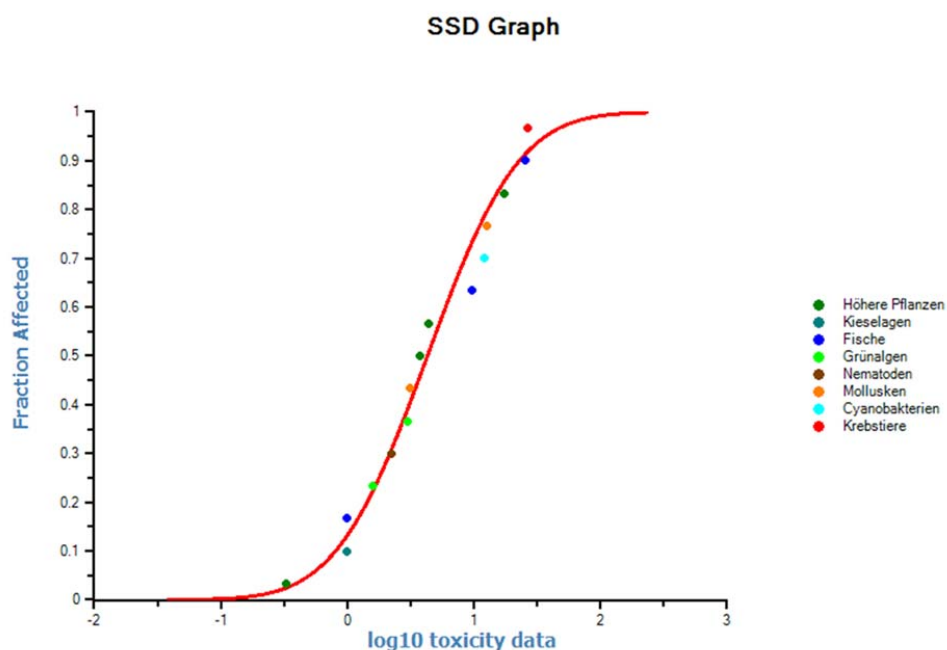


Abb.3: Spezies-Sensitivitätsverteilung mit chronischen Daten.

Aus der SSD ergibt sich ein HC5 von 479 µg/l (Tabelle A5). Aufgrund der beiden MATC und des fehlenden Wertes für die Insekten wird trotz der 15 Datenpunkte und der einheitlichen Verteilung von Pflanzen und Tierdaten der Assessmentfaktor nur von 5 auf 4 erniedrigt. Damit ergibt sich ein AA-EQS von:

$$\text{AA-EQS (SSD)} = 479 \mu\text{g/l} / 4 = 120 \mu\text{g/l}$$

Für eine SSD mit Primärproduzenten sind nicht genügend valide Daten vorhanden.

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.

7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Mit der AF-Methode wurde ein AA-EQS von 33 µg/l abgeleitet und mit der SSD-Methode ein AA-EQS von 120 µg/l. Da EQS, die mittels einer SSD ermittelt wurden, bevorzugt werden (EC 2011) ergibt sich für Glyphosat ein **AA-EQS von 120 µg/l**.

8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tab. 4: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Glyphosat.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in mg/l	Literatur
Algen/ Wasserpflanzen	Myriophyllum sibiricum	EC50	0.844	Roshon 1997
Krebstiere	Acartia tonsa	EC50	35.3	Tsui & Chu 2003
Fische	Oncorhynchus mykiss und Oncorhynchus keta	LC50	10	Wan et al. 1989
Sonstige	Chironomus plumosus	LC50	55	Folmar et al. 1979
Sonstige	Euplotes vannus	EC50	10.1	Tsui & Chu 2003

Für die die beiden Fischarten in Tabelle 4 wurden nur die LC50 Werte für weiches Wasser berücksichtigt, da Wan et al. (1989) zeigen konnten, dass die Toxizität mit zunehmender Wasserhärte abnimmt. Der von Folmar et al. (1979) publizierte Wert wurde in mittelhartem Wasser gewonnen. Daher wurde für Oncorhynchus mykiss kein geometrischer Mittelwert gebildet.

Tab. 5: Gefährlichkeitsklassierung anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

Kategorie (akut)	Niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/l	
3	>10 mg/l; <100mg/l	
2	<10 mg/l;>1mg/l	
1	< 1mg/l	x

Es liegen EC50-Werte für die Organismengruppen der Algen, Kleinkrebse und Fische vor. Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Es müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 mit den EC50 der sensitivsten Studie verwenden zu können. Der Assessmentfaktor kann auf 10 verringert werden, wenn der Wirkmechanismus bekannt ist und ein für den Wirkmechanismus empfindlicher Organismus im Datensatz enthalten ist. Dies ist mit der höheren Wasserpflanze *Myriophyllum sibiricum* erfüllt, für die auch der tiefste EC50 beobachtet wurde. Nach der AF-Methode lässt sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium ableiten:

$$\text{MAC-EQS (AF)} = 0.844 \text{ mg/l} / 10 = 0.0844 \text{ mg/l} = \mathbf{84.4 \mu\text{g/l}}$$

8.2. MAC-EQS mit der SSD-Methode

Da sehr viele Daten zur akuten Toxizität vorhanden sind, wird zusätzlich die SSD Methode angewendet. Marine und limnische Daten wurden vereinigt (siehe Abbildung 2 unter „Vergleich von marinen und limnischen Effektdaten“). Die Datenvoraussetzung für eine SSD sind, dass EC50 Werte idealerweise für mehr als 15, aber mindestens für 10 unterschiedliche Arten aus mindestens 8 taxonomischen Gruppen vorhanden sind. In Tabelle 2 sind valide und relevante EC50 Werte zur akuten Toxizität von 25 Arten aus 9 taxonomischen Gruppen enthalten: Fische, Krebstiere, Amphibien, Ciliaten, Insekten, Bakterien, Cyanobakterien, Algen und höhere Pflanzen. Damit sind die Anforderungen an die enthaltenen taxonomischen Gruppen erfüllt (EC 2011). Auch die Anforderungen an die Normalverteilung der Daten sind erfüllt (Tabelle A.1 im Appendix). In Abbildung 3 ist die SSD grafisch dargestellt. Der resultierende HC05 ist 3.63 mg/l.

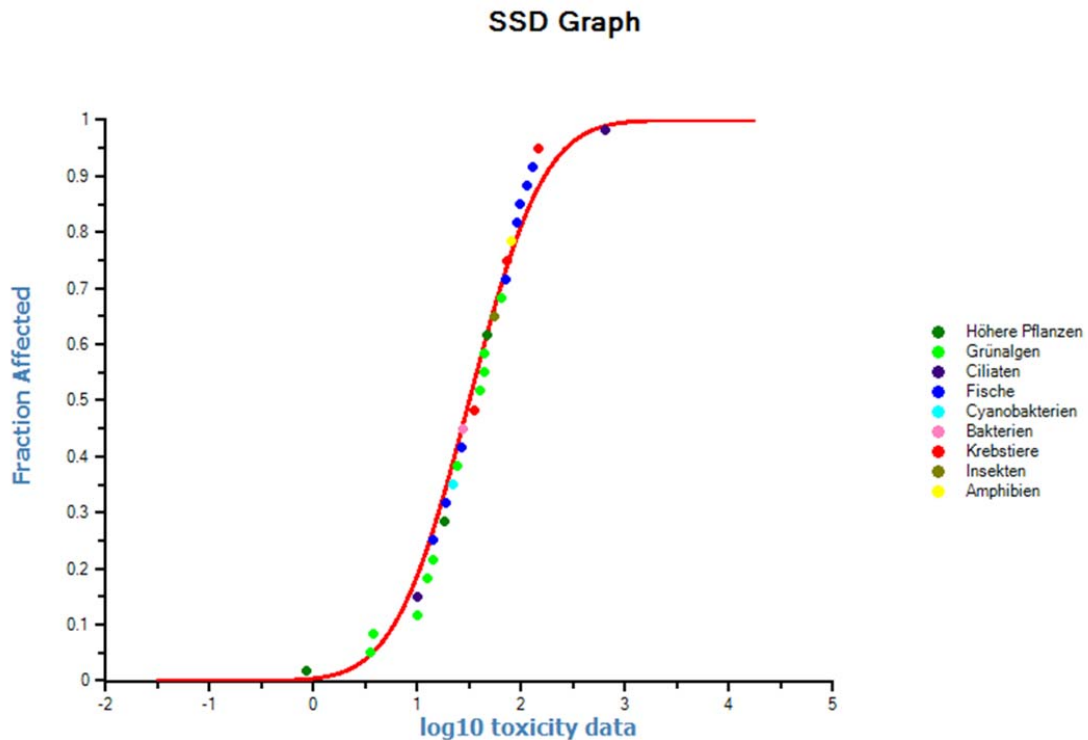


Abb.4: SSD der akuten EC50 Werte für alle taxonomische Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Gemäss TGD for EQS sollte eine SSD für die empfindlichsten taxonomischen Gruppen gemacht werden. Obwohl für Glyphosat ein spezifischer Wirkmechanismus vorliegt, der bislang nur im Zusammenhang Pflanzen beschrieben wurde, spiegelt sich dieser nicht in der SSD wider, da kein Bruch in der Verteilung zu sehen ist, der zeigen würde, dass Primärproduzenten (Algen, Cyanobakterien und höhere Pflanzen) deutlich empfindlicher auf Glyphosat reagierten als Tiere. Die drei empfindlichsten Arten (*Myriophyllum sibiricum*, *Skeletonema costatum* und *Chlorella pyrenoidosa*) gehören zwar zu den Pflanzen, andere Pflanzen sind aber deutlich weniger empfindlich, so dass die Empfindlichkeiten der verschiedenen taxonomischen Gruppen überlappen. Auch ist die SSD für alle taxonomischen Gruppen recht steil (sie erstreckt sich auf der Konzentrationsachse nur über etwa zwei Zehnerpotenzen) was erfahrungsgemäss eher gegen eine besonders empfindliche taxonomische Gruppe spricht. Eine SSD nur für Primärproduzenten ergibt jedoch einen HC5 von 1.87 mg/l (siehe Anhang). Da bis auf den bekannten Wirkmechanismus die Hinweise auf eine besonders empfindliche taxonomische Gruppe beschränkt sind, obwohl über 20 Datenpunkte vorhanden sind, wird der HC05 aus der SSD für alle taxonomischen Gruppen zur EQS Ableitung herangezogen. Im TGD for EQS (EC 2011) wird für die Ableitung eines MAC-EQS basierend auf einem HC05 standardmässig ein AF von 10 vorgeschlagen. Ein tieferer AF ist zwar möglich – Anhaltspunkte für die Wahl eines tieferen AF

werden im TGD for EQS (EC 2011) gegeben – wird aber aufgrund der bestehenden Unsicherheit bezüglich einer besonders empfindlichen taxonomischen Gruppe nicht vorgeschlagen. Daraus ergibt sich:

$$\text{MAC-EQS(SSD)} = 3.62 \text{ mg/l} / 10 = 0.36 \text{ mg/l} = \mathbf{360 \mu\text{g/l}}$$

Wenn man den MAC-EQS basierend auf dem HC05 der SSD für Primärproduzenten mit dem minimalen AF von 5 berechnet, kommt man mit 374 $\mu\text{g/l}$ auf ein sehr ähnliches Ergebnis.

8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

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

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Mit der AF-Methode wurde ein MAC-EQS von 84.4 $\mu\text{g/l}$ abgeleitet und mit der SSD-Methode ein MAC-EQS von 360 $\mu\text{g/l}$. Da EQS, die mittels einer SSD ermittelt wurden bevorzugt werden (EC 2010) ergibt sich für Glyphosat ein **MAC-EQS von 360 $\mu\text{g/l}$** .

8.5. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Nach dem TGD for EQS (EC, 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotentials einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktors (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF oder BCF Daten vor, kann stattdessen der $\log K_{OW}$ zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist. Mit einem Wert von -3.2 liegt der $\log K_{OW}$ von Glyphosat unter 3. Für *Cyprinus carpio* und *Oreochromis mossambicus* wurden Biokonzentrationsfaktoren (bezogen auf radioaktiv markiertes Material) für den ganzen Fisch zwischen 10.0 und 42.3 bzw. zwischen 12.0 und 65.5 bestimmt. Maximale Werte wurden nach 5 bis 7 Tagen gefunden (Wang et al. 1994). Es liegen keine besonderen Hinweise für Säugertoxizität vor. Damit ist die Bestimmung der sekundären Intoxikation nicht relevant.

8.6. Ökotoxizität des Abbauproduktes von Glyphosat

Das primäre Transformationsprodukt von Glyphosat ist AMPA (Aminomethylphosphonische Säure). Für AMPA wurde ein separates EQS Dossier erstellt.

9. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Glyphosat umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und Langzeittoxizitäten. Sowohl bei den chronischen als auch bei den akuten Effektstudien gehörte die jeweils empfindlichste Art zu den Primärproduzenten. Daraus kann aber nicht geschlossen werden, dass Primärproduzenten die empfindlichste taxonomische Gruppe sind, da die EC50 Werte der Algen, Cyanobakterien und höheren Pflanzen mit den EC50 Werten anderer taxonomischer Gruppen überlappen. Dies zeigt sich auch für die chronischen NOEC oder EC10 Werte.

Der abgeleitete MAC-EQS von 360 µg/l sowie der AA-EQS von 120 µg/l sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Wenn noch zusätzliche chronische Daten für Primärproduzenten verfügbar werden, sollte noch eine SSD nur mit Primärproduzenten gemacht werden und der AA-EQS gegebenenfalls angepasst werden. Im Hinblick auf die besonderen Schutzziele im Schweizer Gewässerschutzgesetz (Junghans *et al* 2011) sollten die beobachteten olfaktorischen Effekte auf Forellen (Tierney *et al.* 2010) näher untersucht werden.

10. Änderungen gegenüber der Version vom 11.10.2013

Durch die Veröffentlichung des Renewal Assessment Reports (Deutschland 2013) sind noch einige Daten hinzugekommen. Die EQS haben sich aber nicht wesentlich geändert (um weniger als einen Faktor von 1.2). Darüber hinaus wurde das Dokumentformat aktualisiert.

Referenzen (Stand der Literaturrecherche: 11.09.2016)

Achiorno CL, Villalobos Cd, Ferrari L (2008): Toxicity of the herbicide glyphosate to *Chordodes nobilii* (Gordiida, Nematomorpha). *Chemosphere* **71**(10): 1816-1822

Ayanda OI, Oniye SJ, Auta J, Ajibola VO (2015): Acute toxicity of glyphosate and paraquat to the African catfish (*Clarias gariepinus*, Teugels 1986) using some biochemical indicators. *Tropical Zoology* **28**, 152-162

Bowman JH (1989): Flow-through toxicity of glyphosate to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) for a 21-day duration period. Analytical Bio-Chemistry laboratories, Inc. Missouri, USA. Final Report #37695 (Confidential data supplied by Monsanto Europe S.A.).

BLW (2011): <http://www.blw.admin.ch/psm/wirkstoffe/index.html?lang=de&item=199> . Letzter Zugriff 15.11.2011

Bringolf R B, Cope W G, Mosher S, Barnhart M C und Shea D (2007): Acute and chronic toxicity of glyphosate compounds to glochidia and juveniles of *Lampsilis siliquoidea* (Unionidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*, **26**, 2094-2100.

Cedergreen N, Streibig JC (2005): The toxicity of herbicides to non-target aquatic plants and algae: Assessment of predictive factors and hazard. *Pest Management Science* **61**(12): 1152-1160

Cuhra, M., T. Traavik, et al. (2013). "Clone-and age-dependent toxicity of a glyphosate commercial formulation and its active ingredient in *Daphnia magna*." *Ecotoxicology* **22**(2): 251-262.

Deutschland (2013) Renewal Assessment report

Daouk S, Copin P-J, Rossi L, Chevre N, Pfeifer H-R (2013) Dynamics and environmental risk assessment of the herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in a small vineyard river of the Lake Geneva catchment. *Environmental Toxicology and Chemistry* **32**(9): 2035-2044.

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

E G & G Bionomics (1975): Chronic toxicity of glyphosate to the fathead minnow (*Pimephales promelas*, Rafinesque). E G & G Bionomics, Massachusetts, USA (Confidential data supplied by Monsanto Europe S.A.). Zitiert in Environment Agency 2012.

Environment Agency (2012): Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: glyphosate (For consultation) Amended version of the draft report for the purposes of EU dossier production.

EPA (1993): United States Environmental Protection Agency (EPA) - Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. (September 1993) Reregistration Eligibility Decision (RED) - Glyphosate. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/old_reds/glyphosate.pdf.

ETOX (2011): ETOX: Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele. Stoff: Glyphosat. <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>. Letzter Zugriff 02.06.2011.

Fleming WJ, Ailstock MS, Momot JJ, Norman CM (1991): Response of Sago pondweed, a submerged aquatic macrophyte, to herbicides in three laboratory culture systems. *Plants for toxicity assessment: Second Volume*, ASTM STP 1115, JW Gorsuch, WR Lower, W Wang and MA Lewis, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp 267-275. Zitiert in Environment Agency 2012.

Folmar LC, Sanders HO, Julin AM (1979): Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **8**(3): 269-278

Giesy JP, Dobson S, Solomon KR (2000). Ecotoxicological Risk Assessment for Roundup® Herbicide. *Rev Environ Contam Toxicol* **167**: 35-120.

GSBL (keine Angabe zum Jahr): BIG interne Dokumentation. Zitiert in ETOX 2011 (letzter Zugriff 15.11.2011)

Hanke I, Singer H, Hollender J (2008): Ultratrace-level determination of glyphosate, aminomethylphosphonic acid and glufosinate in natural waters by solid-phase extraction followed by liquid chromatography-tandem mass spectrometry: Performance tuning of derivatization, enrichment and detection. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* **391**(6): 2265-2276

Hernando MD, De Vittorio S, Martinez Bueno MJ, Fernandez-Alba AR (2007): Toxicity evaluation with *Vibrio fischeri* test of organic chemicals used in aquaculture. *Chemosphere* **68**: 724-730

Herrchen, M, Müller, M, Storm, A (2000) Ableitung von Zielvorgaben für prioritäre Stoffe zum Schutz von Oberflächengewässern. Endbericht F+E Vorhaben UFO-Plan Nr.: 202 40 309/02. Schmallenberg, 15.03.2000.

Holdway DA, Dixon DG (1988): Acute toxicity of permethrin or glyphosate pulse exposure to larval white sucker (*Catostomus commersoni*) and juvenile flagfish (*Jordanella floridae*) as modified by age and ration level. *Environmental Toxicology and Chemistry* **7**(1): 63-68

Hughes JS (1987a): Volume III: The toxicity of glyphosate technical to *Skeletonema costatum*. Malcolm Pirnie Inc., White Plains, NY 10602, USA. Laboratory Project ID 1092-02-1100-3 (Confidential data supplied by Monsanto Europe S.A.). Zitiert in Environment Agency 2012.

Hughes JS (1987b): Volume V: The toxicity of glyphosate technical to *Lemna gibba*. Malcolm Pirnie Inc., White Plains, NY 10602, USA. Laboratory Project ID 1092-02-1100-5 (Confidential data supplied by Monsanto Europe S.A.). Zitiert in Environment Agency 2012.

Inderjit, Kaushik S (2010) Effect of herbicides with different modes of action on physiological and cellular traits of *Anabaena fertilissima*. *Paddy and Water Environment* **8**(3): 277-282

INERIS (2014): VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE - Glyphosate – n° CAS : 1071-83-6. Validation groupe d'experts : Novembre 2013, Version 2 : 03/03/2014.

Janssens L, Stoks R (2013) Synergistic effects between pesticide stress and predator cues: Conflicting results from life history and physiology in the damselfly *Enallagma cyathigerum*. *Aquatic Toxicology* **132-133**: 92-99.

Junghans M, Chèvre N, Di Paolo C, Eggen RIL, Gälli R, Gregorio V, Häner A, Homazava N, Perazzolo C, Kase R (2011): Aquatic Risks of Plant Protection Products: A Comparison of Different Hazard Assessment Strategies for Surface Waters in Switzerland. Study on behalf of the Swiss Federal Office for the Environment. Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Eawag-EPFL, Duebendorf. <http://www.oekotoxzentrum.ch/dokumentation/berichte/doc/psm>.

Klimisch HJ, 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

EC (2002): *Review report for the active substance Glyphosate. Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 29 June 2001 in view of inclusion of glyphosate in Annex I of Directive 91/414/EEC.* http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list1_glyphosate_en.pdf.

- Kumar KS, Han T (2010) Physiological Response of Lemna Species to Herbicides and Its Probable Use in Toxicity Testing. *Toxicology and Environmental Health Sciences* 2(1): 39-49.
- Lipok J, Studnik H, Gruyaert S (2010) The toxicity of Roundup® 360 SL formulation and its main constituents: Glyphosate and isopropylamine towards non-target water photoautotrophs. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73(7): 1681-1688.
- Ma J, Liang W, Xu L, Wang S, Wei Y, Lu J (2001): Acute toxicity of 33 herbicides to the green alga *Chlorella pyrenoidosa*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 66(4): 536-541
- Ma J, Ligen X, Wang S, Zheng R, Jin S, Huang S, Huang Y (2002): Toxicity of 40 herbicides to the green alga *Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 51: 128-132.
- Magor, S.E., Shillabeer, N. (1999): Glyphosate acid: Chronic toxicity to *Daphnia magna* zitiert in Assement Report 2013 DE
- Mann RM, Bidwell JR (1999): The toxicity of glyphosate and several glyphosate formulations to four species of southwestern australian frogs. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 36(2): 193-199
- Maule A and Wright S J L (1984) Herbicide effects on the population growth of some green algae and cyanobacteria. *Journal of Applied Bacteriology*, 57, 369-379.
- McAllister WA (1982): Chronic toxicity of glyphosate to *Daphnia magna* under flow-through test conditions. Analytical Biochemistry Laboratories, Columbia, Missouri, USA. Study No. AB-82036 (Confidential data supplied by Monsanto Europe S.A.). Zitiert in Environment Agency 2012.Environment Agency 2012
- Menendez-Helman RJ, Ferreyroa GV, Dos Santos Afonso M, Salibian A (2012): Glyphosate as an acetylcholinesterase inhibitor in *Cnesterodon decemmaculatus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88(1): 6-9.
- 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.
- Monsanto (keine Angabe zum Jahr): Growth inhibition test with algae according to OECD guideline 201: Test substance Glyphosate. Monsanto Report XX-90-523 zitiert in ETOX 2011 (letzter Zugriff 15.11.2011)
- Monsanto (keine Angabe zum Jahr): The toxicity of Glyphosate technical to *Lemna gibba*. Monsanto Report XX-88-416 zitiert in ETOX 2011 (letzter Zugriff 15.11.2011)
- Monsanto (keine Angabe zum Jahr): Toxicity of seven test materials to the marine alga *Skeletonema costatum*. Monsanto Report BN-78-44C zitiert in ETOX 2011 (letzter Zugriff 15.11.2011)
- Mottier, A., V. Kientz-Bouchart, et al. (2013). "Effects of glyphosate-based herbicides on embryo-larval development and metamorphosis in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*." *Aquatic Toxicology* 128: 67-78.
- Nešković NK, Poleksić V, Elezović I, Karan V, Budimir M (1996): Biochemical and histopathological effects of glyphosate on carp, *Cyprinus carpio* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 56(2): 295-302
- Nielsen LW, Dahllöf I (2007): Direct and indirect effects of the herbicides Glyphosate, Bentazone and MCPA on eelgrass (*Zostera marina*). *Aquatic Toxicology* 82(1): 47-54
- OPP (2007): Office of Pesticides Programs - Pesticide Ecotoxicity Database. <http://www.ipmcenters.org/ECOTOX/index.cfm>.

- Pereira JL, Antunes SC, Castro BB, Marques CR, Gonçalves AMM, Gonçalves F, Pereira R (2009): Toxicity evaluation of three pesticides on non-target aquatic and soil organisms: Commercial formulation versus active ingredient. *Ecotoxicology* **18**(4): 455-463
- Popov K, Rönkkömäki H, Lajunen LH (2001): Critical evaluation of stability constants of phosphonic acids (IUPAC Technical Report). *Pure Appl.Chem.* **73**(10): 1641-1677
- Relyea, R. A. and D. K. Jones (2009). "The toxicity of roundup original max to 13 species of larval amphibians." *Environmental Toxicology and Chemistry* **28**(9): 2004-2008.
- Richter G (1996): *Biochemie der Pflanzen*. Georg Thieme Verlag Stuttgart.
- Roshon R. O. (1997): A Toxicity Test for the Effects of Chemicals on the Non-Target Submersed Aquatic Macrophyte *Myriophyllum sibiricum* KOMAROV. A Thesis Presented to The Faculty of Graduate Studies of The University of Guelph (Canada). 256-271
- N. M. Roy, J. Ochs, E. Zambrzycka, A. Anderson, Glyphosate induces cardiovascular toxicity in *Danio rerio*. *Environmental Toxicology and Pharmacology* **46**, 292-300 (2016).
- Ruan QL, Ju JJ, Li YH, Liu R, Pu YP, Yin LH, Wang DY (2009): Evaluation of pesticide toxicities with differing mechanisms using *Caenorhabditis elegans*. *Journal of toxicology and environmental health Part A* **72**(11): 746-751 zitiert in Environment Agency 2012
- Saenz ME, Di Marzio WD (2009) Ecotoxicity of herbicide Glyphosate to four chlorophyceae freshwater algae [Ecotoxicidad del herbicida Glifosato sobre cuatro algas clorófitas dulceacufoelas]. *Limnetica* **28**(1):149-158.
- Smyth DV, Kent SJ, Morris DS, Cornish SK, Shilabeer N (1996a): Glyphosate Acid: Toxicity to duckweed (*Lemna gibba*). Brixham Environmental Laboratory, Brixham, Devon, UK. Study Report No. BL5662/B (confidential data supplied by Syngenta Limited). Zitiert in Environment Agency 2012.
- Smyth DV, Kent SJ, Morris DS, Johnson PA, Shilabeer N (1996b): Glyphosate Acid: Toxicity to the freshwater diatom *Navicula pelliculosa*. Brixham Environmental Laboratory, Brixham, Devon, UK. Study Report No. BL5673/B (Confidential data supplied by Syngenta Limited). Zitiert in Environment Agency 2012.
- Smyth DV, Kent SJ, Morris DS, Morgan DJ, Magor SE (1995): Glyphosate Acid: Acute toxicity to the green alga (*Selenastrum capricornutum*). Brixham Environmental Laboratory, Brixham, Devon, UK. Study Report No. BL5550/B (Confidential data supplied by Syngenta Limited). Zitiert in Environment Agency 2012.
- Smyth DV, Kent SJ, Morris DS, Shearing JM, Shilabeer N (1996c): Glyphosate Acid: Toxicity to the marine alga *Skeletonema costatum*. Brixham Environmental Laboratory, Brixham, Devon, UK. Study Report No. BL5684/B (Confidential data supplied by Syngenta Limited). Zitiert in Environment Agency 2012.
- Smyth DV, Shilabeer N, Morris DS, Wallace SJ (1996d): Glyphosate Acid: Toxicity to bluegreen alga *Anabaena flos-aquae*. Brixham Environmental Laboratory, Brixham, Devon, UK. Study Report No. BL5698/B (Confidential data supplied by Syngenta Limited). Zitiert in Environment Agency 2012.
- Sobrero MC, Rimoldi F, Ronco AE (2007): Effects of the glyphosate active ingredient and a formulation on *Lemna gibba* L. at different exposure levels and assessment end-points. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **79**(5): 537-543
- St-Laurent D, Blaise C, MacQuarrie P, Scroggins R, Trottier B (1992): Comparative assessment of herbicide phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* using microplate and flask bioassay procedures. *Environmental Toxicology and Water Quality* **7**(1): 35-48

Tate T M, Spurlock J O and Christian F A (1997): Effect of glyphosate on the development of *Pseudosuccinea columella* snails. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **33**, 286-289

Tierney KB, Baldwin DH, Hara TJ, Ross PS, Scholz NL, Kennedy CJ (2010): Olfactory toxicity in fishes. *Aquatic Toxicology* **96**(1): 2-26

Tomlin C D S, editor. (2006): *The Pesticide Manual*. 14th ed. Alton, Hampshire, UK: British Crop Production Council.

Tsui MTK, Chu LM (2003): Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: Comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere* **52**(7): 1189-1197

UK (2015) The Water Framework Directive (Standards and Classification) Directions (England and Wales) 2015. http://www.legislation.gov.uk/uksi/2015/1623/pdfs/uksiod_20151623_en.pdf

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 4.1. <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedl.htm>

van Vlaardingen P, Traas T, Aldenberg T, Wintersen A (2004): ETX Bilthoven, Niederlande: RIVM - National Institute of Public Health and the Environment

Vendrell E, Gómez De Barreda Ferraz D, Sabater C, Carrasco JM (2009): Effect of glyphosate on growth of four freshwater species of phytoplankton: A microplate bioassay. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **82**(5): 538-542

Wan MT, Watts RG, Moul DJ (1989): Effects of different dilution water types on the acute toxicity to juvenile pacific salmonids and rainbow trout of glyphosate and its formulated products. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **43**(3): 378-385

Wüthrich V. (1990): Assessment of the acute toxicity of glyphosate technical on aerobic waste water bacteria zitiert in Assessment Report 2013 DE

Wang YS, Jaw CG, Chen YL (1994): Accumulation of 2,4-D and glyphosate in fish and water hyacinth. *Water, Air, and Soil Pollution* **74**(3-4): 397-403

WHO (1994): Environmental Health Criteria 159: glyphosate Geneva: WHO. Available from: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.htm> (Accessed 11 March 2007) zitiert in Environment Agency (2010).

WRc (2007): WRc for the South Eastern River Basin District Programmes of Measures and Standards Project. Proposed Environmental Quality Standards for Specific Relevant Pollutants in Surface Waters in Ireland. Report to the Environmental Quality Standards Steering Group. <http://www.epa.ie/downloads/pubs/water/other/proposed%20quality%20standards/name,23065,en.html>. Letzter Zugriff 02.06.2011.

Appendix

Tab. A1: „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - 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 Statist	0.373789
0.025	0.873	Accepted	n:	30
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 Statisti	0.498543
0.025	0.995	Accepted	n:	30
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 Statist	0.045251
0.025	0.148	Accepted	n:	30
0.01	0.179	Accepted		

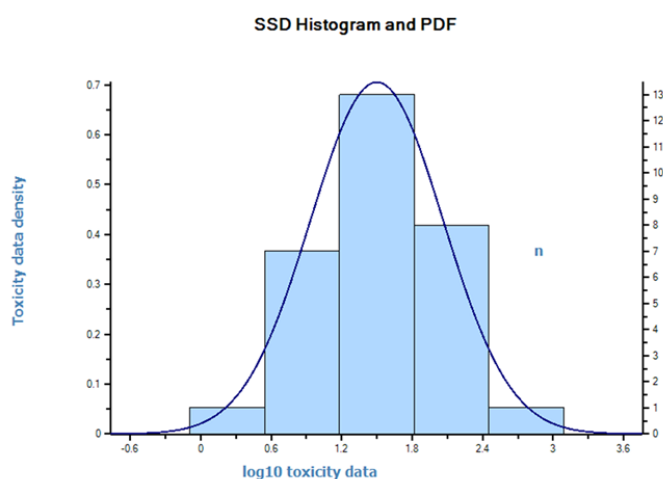


Abb. A1: Histogramm für die SSD der akuten EC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tab. A2: HC5 der SSD der akuten EC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	1.499264862	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.565543304	sample standard deviation	
n	30	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	1.753277062	0.243850551	lower estimate of the HC5
HC5	3.625321812	0.559346564	median estimate of the HC5
UL HC5	6.200760497	0.792444957	upper estimate of the HC5
sprHC5	3.536668923	0.548594406	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	1.703	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	11.785	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	21.07773137	1.323823865	lower estimate of the HC50
HC50	31.56929341	1.499264862	median estimate of the HC50
UL HC50	47.28309083	1.674705858	upper estimate of the HC50
sprHC50	2.243272296	0.350881993	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	38.19712522	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	49.99999998	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	61.80287477	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

Tab. A3: Daten, aus denen die SSD der akuten EC50 Werte für alle taxonomische Gruppen besteht - in der Reihenfolge steigender EC50 Werte.

EC50 (mg/L)	Art	Taxonomische Gruppe
0.844	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Höhere Pflanzen
3.53	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Grünalgen
3.76	<i>Skeletonema costatum</i>	Kieselalgen
10	<i>Oncorhynchus keta</i>	Fische
10.1	<i>Euplotes vannus</i>	Ciliaten
12.3	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Höhere Pflanzen
14	<i>Chlorella vulgaris</i>	Grünalgen
14	<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	Fische
18.4	<i>Lemna gibba</i>	Höhere Pflanzen
19	<i>Oncorhynchus tshawitsha</i>	Fische
22	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobakterien
24.5	<i>Scenedesmus acutus</i>	Grünalgen
27	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Fische
27.8	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Bakterien
35.3	<i>Arcatia tonsa</i>	Krebstiere
40.6	<i>Chlorella saccharophyla</i>	Grünalgen
43.36	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Grünalgen
43.8	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Grünalgen
46.9	<i>Lemna minor</i>	Höhere Pflanzen
55	<i>Chironmus plumosus</i>	Insekten
64.6	<i>Raphidocelis subcapita</i>	Grünalgen
71.6	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische
73.2	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere
81.2	<i>Litoria moorei</i>	Amphibien
92.4	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fische
97	<i>Pimephales promelas</i>	Fische
115	<i>Cyprinus carpio</i>	Fische
130	<i>Ictalurus punctatus</i>	Fische
147	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Krebstiere
648	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Ciliaten

Tab. A4: „Goodness of fit“ für die SSD der chronischen NOEC oder EC10 Werte für alle taxonomischen Gruppen - 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 Statist	0.254477
0.025	0.873	Accepted	n:	15
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 Statisti	0.540165
0.025	0.995	Accepted	n:	15
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 Statist	0.03077
0.025	0.148	Accepted	n:	15
0.01	0.179	Accepted		

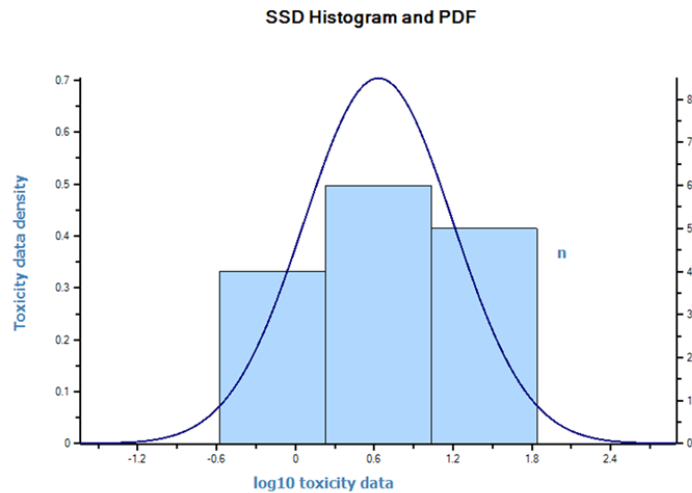


Abb. A2: Histogramm für die SSD der chronischen NOEC oder EC10 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tab. A5: HC5 der SSD der chronischen NOEC oder EC10 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	0.632402874	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.566648429	sample standard deviation	
n	15	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0.150793527	-0.821617301	lower estimate of the HC5
HC5	0.47859859	-0.320028585	median estimate of the HC5
UL HC5	1.002705514	0.001173403	upper estimate of the HC5
sprHC5	6.64952625	0.822790705	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.987	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	16.053	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	2.369785944	0.374709119	lower estimate of the HC50
HC50	4.28946249	0.632402874	median estimate of the HC50
UL HC50	7.764198489	0.890096629	upper estimate of the HC50
sprHC50	3.276329032	0.51538751	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	33.55279516	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	49.99999998	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	66.44720484	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

Tab. A6: Daten, aus denen die SSD der chronischen NOEC oder EC10 Werte für alle taxonomische Gruppen besteht - in der Reihenfolge steigender Werte.

NOEC (mg/L)	Art	Taxonomische Gruppe
0.3318	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Höhere Pflanzen
0.98	<i>Skeletonema costatum</i>	Kieselalgen
1	<i>Danio rerio</i>	Fische
1.6	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Grünalgen
2.214	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Nematoden
3	<i>Chlorella saccharophila</i>	Grünalgen
3.162	<i>Pseudosuccinea columella</i>	Mollusken
3.78	<i>Lemna minor</i>	Höhere Pflanzen
4.34	<i>Lemna gibba</i>	Höhere Pflanzen
9.63	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische
12	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobakterien
12.5	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Mollusken
17.3	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Höhere Pflanzen
25.7	<i>Pimephales promelas</i>	Fische
26.6	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere

Tab. A7: „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50 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	Rejected			
0.05	0.752	Accepted		AD Statist	0.689698
0.025	0.873	Accepted		n:	13
0.01	1.035	Accepted			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.819	Accepted			
0.05	0.895	Accepted		KS Statisti	0.718345
0.025	0.995	Accepted		n:	13
0.01	1.035	Accepted			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.104	Accepted			
0.05	0.126	Accepted		CM Statist	0.103838
0.025	0.148	Accepted		n:	13
0.01	0.179	Accepted			

SSD Histogram and PDF

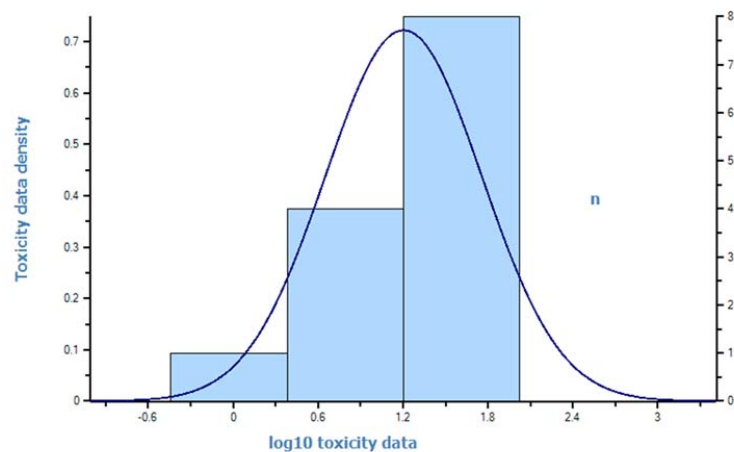


Abb. A3: Histogramm für die SSD der akuten EC50 Werte für Primärproduzenten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tab. A8: Daten, aus denen die SSD der akuten Ec50 Werte für Primärproduzenten besteht - in der Reihenfolge steigender EC50 Werte.

EC50 (mg/L)	Art	Taxonomische Gruppe
0.844	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Höhere Pflanzen
3.53	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Grünalgen
3.76	<i>Skeletonema costatum</i>	Kieselalgen
12.3	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Höhere Pflanzen
14	<i>Chlorella vulgaris</i>	Grünalgen
18.4	<i>Lemna gibba</i>	Höhere Pflanzen
22	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobakterien
24.5	<i>Scenedesmus acutus</i>	Grünalgen
40.6	<i>Chlorella saccharophyla</i>	Grünalgen
43.36	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Grünalgen
43.8	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Grünalgen
46.9	<i>Lemna minor</i>	Höhere Pflanzen
64.6	<i>Raphidocelis subcapita</i>	Grünalgen

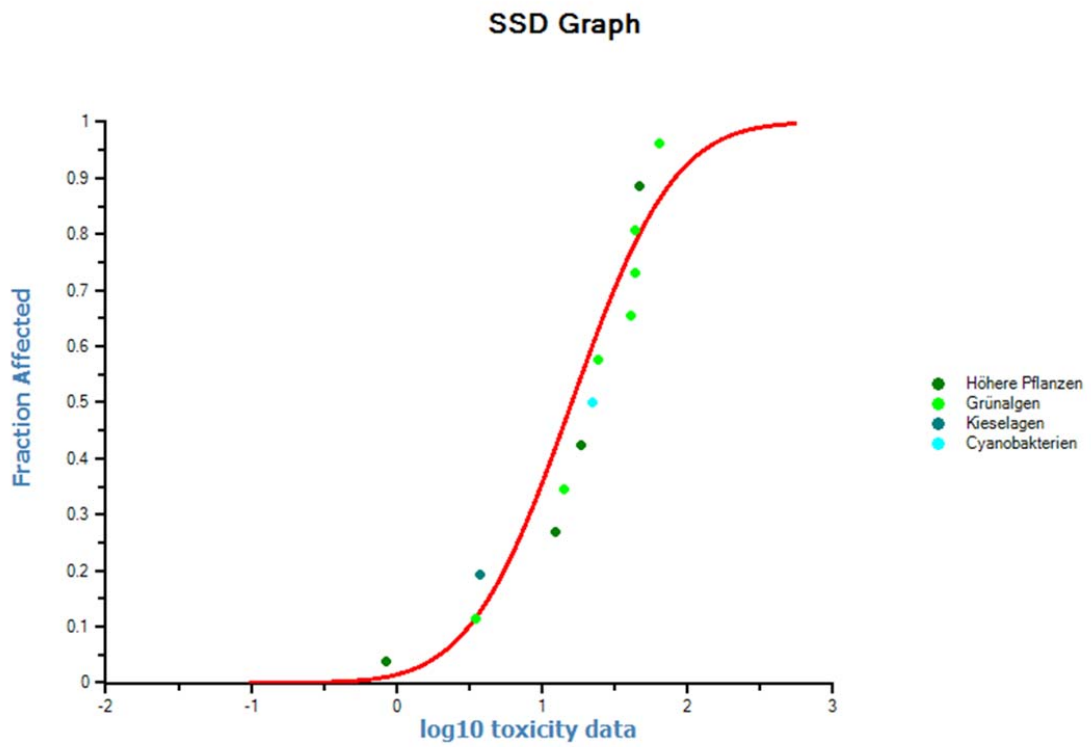


Abb. A4: SSD der akuten EC50 Werte für Primärproduzenten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tab. A9: HC5 der SSD der akuten EC50 Werte für Primärproduzenten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	1.203865	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.552292	sample standard deviation	
n	13	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0.535755	-0.271033454	lower estimate of the HC5
HC5	1.871326	0.272149541	median estimate of the HC5
UL HC5	4.042132	0.60661052	upper estimate of the HC5
sprHC5	7.544735	0.877643974	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.849	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	17.296	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	8.528191	0.930856906	lower estimate of the HC50
HC50	15.99059	1.203864578	median estimate of the HC50
UL HC50	29.9828	1.476872249	upper estimate of the HC50
sprHC50	3.515729	0.546015343	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	32.4123	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	67.5877	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	