

2016

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:
2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)

Ersterstellung: 03.11.2011 (Stand der Datensuche)
1. Aktualisierung: 14.01.2016 (Stand der Datensuche)
14.02.2017 (Einarbeitung des Gutachtens)

1. Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 0.6 µg/L (vor Aktualisierung 0.2 µg/L)

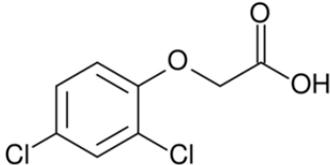
AQK (MAC-EQS): 4 µg/L (vor Aktualisierung 1.3 µg/L)

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

2. Physikochemische Parameter

In Tabelle 1 werden die nach dem TGD for EQS (EC 2011) geforderten Identitäts- und physikochemischen Parameter für 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D) aufgeführt. Wo bekannt ist, wird mit (exp) spezifiziert, dass es sich um experimentell erhobene Daten handelt, während es sich bei mit (est) gekennzeichneten Daten um abgeschätzte Werte handelt. Wenn keine dieser beiden Angaben hinter den Werten steht, fand sich in der zitierten Literatur keine Angabe.

Tabelle 1: Identität und physikochemische Parameter

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	(2,4-dichlorphenoxy) acetic acid	EC, 2001
Chemische Gruppe	Phenoxyessigsäure	EC, 2001
Strukturformel	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃	EC, 2001
CAS-Nummer	94-75-7	EC, 2001
EINECS-Nummer	202-361-1	EC, 2001
Summenformel		
SMILES-code	O=C(O)COc(c(cc(c1)Cl)Cl)c1	EPI, 2011
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	221.04	EC, 2001
Schmelzpunkt (°C)	139.25 109.13 (est)	EC, 2001 EPI, 2011
Siedepunkt (°C)	329 (est)	EPI, 2011
Dampfdruck (Pa)	0.00327 (est) 1.10*10 ⁻² (exp) bei 20°C	EPI, 2011
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	1.3*10 ⁻⁵ 9.33*10 ⁻⁴ (est –Bond Method) 5.55*10 ⁻³ (est –Group Method) 3.59*10 ⁻³ (exp)	EC, 2001 EPI, 2011

Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	677 (exp) pH 1 gepuffert: 311±4 pH 5 gepuffert: 20031 ±1149 pH 5 ungepuffert: 29934 ±2957 pH 7 gepuffert: 23180 ±590 pH 7 ungepuffert: 44558 ±674 pH 9 gepuffert: 34196 ±1031 pH 9 ungepuffert: 41314 ±335	EPI, 2011 EC, 2001
pK _a	2.73	EC, 2001
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient(log K _{ow})	2.62 (est) 2.81 (exp)	EPI, 2011
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser (K _{susp-water})	Gleichung für org. Säuren: log K _{OC} = 0.6 log K _{OW} + 0.32 = -0.178 für log K _{OW} von 5.6 bei pH 7.	Berechnung aus Wenzel <i>et al.</i> (2014)
Verteilungskoeffizient zwischen dem organischen Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (logK _{oc})	1.47 (est mit MCI Methode) 1.77 (est mit K _{OW} Methode) 1.66 (exp, Studie lag nicht vor) K _{OC} 5-212 L/kg (Mittelwert 56) für verschiedene Böden unterschiedlichster Textur, pH und Tonanteil Bei niedrigen pH-Werten (e.g. 4-6), ist die Adsorption von 2,4-D stärker als bei neutralem oder basischem pH.	EPI, 2011 EC, 2001 Appendix II, zitiert in Wenzel <i>et al.</i> (2014)
<i>Hydrolysestabilität (Halbwertszeit)</i>	pH 5: nicht hydrolysiert bei 25°C, bei pH 5, 7 und 9 geschätzte Halbwertszeit 2 Jahre	EC, 2001
<i>Photostabilität (Halbwertszeit)</i>	13 Tage in wässriger Lösung (pH 7) bei 25°C.	EC, 2001
<i>Biologische Abbaubarkeit (aerob)</i>	Typische Werte zwischen 10 und >50 Tagen. Die Rate ist abhängig von: Nährstoffgehalt, Temperatur, gelöstem Sauerstoff und ob eine prä-Exposition stattgefunden hat.	HSDB 2005, zitiert in UK TAG (2007)

3. Allgemeines

Anwendung: 2,4-D wird im Nachauflauf zur Bekämpfung von einjährigen und mehrjährigen breitblättrigen Unkräutern in Getreide, Mais, Mohrenhirse, Wiesen, Grassamen, Fruchtbäumen, Preiselbeeren, Spargeln, Zuckerrohr, Reis, Wäldern und Nicht-Ackerflächen (auch ans Wasser angrenzende Gebiete) eingesetzt (Tomlin, 2006). 2,4-D (als Ester) wird in Amerika auch zur Bekämpfung von invasivem Wachstum von breitblättrigen Wasserpflanzen eingesetzt. Diese Anwendung ist in der Schweiz jedoch nicht zugelassen.

Wirkungsweise: 2,4-D ist ein synthetisches Auxin, das Indolylessigsäure imitiert, welche als Wachstumsregulator mit multipler Wirkung auf Wachstums- und Differenzierungsprozesse bei Gefässpflanzen wirkt. 2,4-D wirkt vor allem auf zweikeimblättrige (dikotyle) Pflanzen, während einkeimblättrige (monokotyle)

Pflanzen, und niedere Pflanzen (z.B. Algen, Moose) weitaus weniger empfindlich sind. Bei diesem selektiven, systemischen Herbizid werden Salze¹ durch die Wurzel und Ester durch die Blätter absorbiert. Es findet eine Translokation statt. Der Hauptteil des Herbizids bioakkumuliert in den meristematischen Regionen der Wurzeln und Sprossen (Tomlin, 2006).

Darüber hinaus werden im Bericht der Environment Agency (UK AG; 2007) weitere Wirkweisen erwähnt. 2,4-D führt zu unkontrolliertem und desorganisiertem Wachstum was zum Tod der Pflanze führen kann.

Der Wirkmechanismus ist noch nicht vollständig aufgeklärt. 2,4-D kann eine Vielzahl von Effekten auslösen, die in Kombination letal wirken können. Dabei säuert es die Zellwände an, was der Zelle erlaubt, sich unkontrolliert zu vergrößern. Auch schon in geringen Mengen kann es die Zelle auf molekularer Ebene angreifen. Unter anderem entkoppelt 2,4-D die oxidative Phosphorylierung in der Atmungskette von aquatischen Organismen und hat negative Effekte auf die RNA-, DNA- und Proteinsynthese (Rodriguez and Monserrat 1991, zitiert in UK TAG, 2007). Es gibt den Verdacht, dass 2,4-D eine endokrine Wirkung haben könnte, da in 2,4-D exponierten Ratten veränderte Geschlechtshormon-Spiegel beobachtet wurden (Liu 1996, zitiert in UK TAG, 2007).

Biotests mit dikotylen Wasserpflanzen (v. a. *Myriophyllum*) wurden erst vor wenigen Jahren standardisiert (OECD 2014a, b). Aufgrund der hohen Selektivität von 2,4-D für diese Organismengruppe werden in diesem Dossier daher auch Daten aus Studien verwendet, welche von heutigen Testprotokollen abweichen.

Form:

2,4-D kann neben der Säure auch als Amino- oder Kalium/Natriumsalz vorliegen (Abkürzung und falls vorhanden CAS in Klammern angegeben):

- Dimethylaminsalze (DMA, CAS: 2008-39-1)
- Diethanolaminsalz (DEA, CAS: 5742-19-8)
- Isopropylaminsalz (IPA, CAS: 5742-17-6)
- N-Oleyl-1,3-propylendiaminsalze (NOPD)
- Natriumsalze (NA, CAS: 2702-72-9)
- Kaliumsalze (KA)

Oder als Ester:

- Propylenglycobutyletherester (PGBEE, CAS: 1320-18-9)
- Butoxyethanolester (BEE, CAS: 1929-73-3),
- Isooctylester (IOE, CAS: 25168-26-7),
- Butylester (BE, CAS: 94-80-4),
- 2-Ethylhexylester (EHE, CAS: 1928-43-4),
- Isobutoxyethylester (IBEE)

¹ Aminosalze oder auch die Säure, welche im Wasser deprotoniert vorliegen und mit Anionen aus der Umgebung Salze bildet.

Aber auch weitere Formen sind möglich. In der Schweiz sind jedoch nur Herbizide zugelassen, die DMA und DEA Salze enthalten, oder einfach aus der Säure bestehen (BLW, 2011).

Die Säure und die Salzformen dissoziieren in natürlichem Wasser unmittelbar und liegen dann als Carboxylion vor. Also ist der Stoff, welcher im Wasser vorliegt und die Effekte bei den darin lebenden Organismen auslöst, das Carboxylion. Es ist auch das Carboxylion, dass beim Monitoring von Gewässern gemessen werden kann. Aus diesem Grund wurden die Effektdatensammlungen von der Säure und den verschiedenen Salzen zusammengefasst. Dabei werden die Effektdaten der Salze auf das Säure-äquivalent umgerechnet.

Analytik:

Gervais *et al.* (2008) erreichten mittels HPLC-MS eine Detektionsgrenze (LOD) von 3 ng/L und eine Quantifizierungsgrenze (LOQ) von 11 ng/L.

Stabilität:

Die Halbwertszeit von 2,4-D gegenüber Hydrolyse wird im EU Review Report (EC, 2001) bei einem pH von 6 bis 9 auf zwei Jahre geschätzt. Bei diesem pH liegt die Säure aber auch das Salz als Carboxylion vor ($pK_a = 2.73$). Als solches besitzt 2,4-D eine geringe Tendenz an Sediment zu binden (RAR 2013). Belgers und Kollegen (2007) führten statische Expositionsexperimente mit Wasserpflanzen über 28 Tage durch. Pflanzen wurden in 1.5 L Glasbehältern ohne Sediment exponiert. Die Lichtbedingungen waren 14 h hell/10 h dunkel Zyklus bei $220 \mu\text{mol m}^2 \text{s}^{-1}$ (vier Philips HPI-T, 400 W Lampen). Eine Stunde nach der einmaligen Applikation fanden sich 89 % der nominalen Konzentration wieder. Nach 28 Tagen lag die Konzentration noch bei 87 % der initialen nominalen Konzentration. Der pH lag an Tag 4 bei 8.4-9.2 und stieg bis Tag 28 auf 9.2-10.6 (Belgers *et al.*, 2007). Andere Tests bestätigen die hohe Stabilität von 2,4-D unter Bedingungen von Standard Biotests, insbesondere auch unter Lichteinfluss und nicht-axenischen Bedingungen. So bestimmte Nierzedzka eine Wiederfindung von 92.5 – 125.9 % in dem Testsystem zur Exposition von *Lemna minor* (Nierzedzka 2004b, zitiert in RAR 2013). Aus dem RAR ist zwar unklar über welchen Zeitraum die Stabilität bestimmt wurde, aber in dem semi-statischen Test wurde das Medium an Tag 2 und 4 erneuert. Die Wiederfindung könnte sich also auf einen Zeitraum von 2 oder 3 Tage beziehen. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich 2,4-D als sehr stabil erweist und eine geringe Tendenz besitzt an Sediment zu binden. Daher wurden sowohl Kurzzeit- als auch Langzeit-Studien in die EQS-Ableitung einbezogen, in denen die nominale Konzentration nicht analytisch überprüft wurde, unabhängig vom Testregime (statisch, semi-statisch, oder im Durchfluss-System) und der Verwendung von Sediment. Bei grösseren Unterschieden (> Faktor 10) zwischen

Testergebnissen für eine Spezies und Endpunkt aus vergleichbaren Tests, sollte aber das Ergebnis welches durch analytisches Monitoring gestützt wird und oder aus Tests ohne Sediment stammt, bevorzugt werden, da auch andere Faktoren (e.g. falsches Einwiegen) einen Einfluss auf die tatsächliche Expositionskonzentration haben können.

Biodegradation:

Im Bericht der Environment Agency (UK TAG, 2007) wird darauf hingewiesen, dass der Hauptabbauweg von 2,4-D über Mikroorganismen stattfindet. Ein solcher Abbau findet in Labortests auch unter nicht-axenischen Bedingungen jedoch in geringem Umfang statt und wird daher als nicht relevanter Abbaupfad angesehen. Die Studie von Belgers et al. (2007) belegt eine hohe Stabilität von 2,4-D (weniger als 20% Verlust nach 28-tägiger Exposition) auch unter nicht-axenischen Bedingungen. Im Feld könnte Biodegradation jedoch von grösserer Bedeutung sein, wenn sich dadurch die Halbwertszeit von 2,4-D verkürzen würde. Denn dann besteht die Gefahr, dass man mit Labortests die Toxizität von 2,4-D überschätzen könnte. Die Feldstudie von Forsyth und Mitarbeitern (1997) zeigt jedoch, dass die Toxizität von 2,4-D nicht überbewertet wurde. Die Ergebnisse dieser Studie (LOEC = 8.2 µg/L) zeigen, dass diese Werte sehr nahe an die Resultate der Labortests herankommen (tiefster Wert aus Labor NOEC = 6 µg/L). In beiden Fällen wurde die dikotyle Wasserpflanze *Myriophyllum sibiricum* untersucht.

Metaboliten

Zur Toxizität der Metaboliten des 2,4-D, vor allem 2,4-Dichlorophenol und 2,4-Dichloroanisole, liegen vergleichsweise wenige Effektdaten vor, was eine Bewertung nicht zulässt. Die Metaboliten scheinen aber eine ähnliche, bis höhere Toxizität im Vergleich zu 2,4-D zu besitzen (RAR 2013). Für diese Substanzen müssten gegebenenfalls eigene EQS hergeleitet werden

Existierende EQS:

Die Environment Agency (UK TAG, 2007) leitete einen MAC-EQS von 1.3 µg/L und einen AA-EQS von 0.3 µg/L ab. Die EQS-Werte aus diesem Stoffdatenblatt liegen in einem ähnlichen Bereich. Während der MAC-EQS identisch ist, liegt der AA-EQS jedoch etwas tiefer und ist bei 0.2 µg/L. Dieser AA-EQS beruht auf einem anderen Wert als der Wert, der von der Environment Agency für die Ableitung herangezogen wurde. Während die UK TAG (2007) diesen kritischen Wert aus der Dissertation von Roshon (1997) mit einer Validität von Klimisch 4 (Klimisch et al. 1997) bewerten musste, stand für diesen Bericht die ganze Dissertation zur Verfügung und konnte mit Klimisch 2 bewertet werden und somit fließt diese in die Risikobewertung ein. Bei diesem kritischen Wert handelt es sich um einen NOEC (No Observed Effect Concentration) von 2 µg/L für die Wasserpflanze

Myriophyllum sibiricum, die mit einem Sicherheitsfaktor (AF: Assessment Faktor) von 10 verrechnet wurde. Weitere EQS-Vorschläge aus anderen Ländern sind in Tabelle 2 aufgelistet. Die AA-EQS und MAC-EQS Vorschläge aus Deutschland sind mit den hier vorgeschlagenen EQS identisch und beruhen in beiden Fällen auf denselben kritischen Studien (Roshon 1997 und Ratte und Ratte 2011).

Tabelle 1: Zusammenstellung einiger EQS-Werte aus anderen Ländern.

Land	AA-EQS [$\mu\text{g/L}$]	MAC-EQS [$\mu\text{g/L}$]	Referenz
Kanada	4	-	(CCREM 1987) ²
Deutschland	0.2 ³	1.1 ⁴	(Wenzel <i>et al.</i> 2014)
Frankreich	2.7 ⁵ (2.2)	5.8 ⁴	(INERIS 2012)
England und Wales	0.3	1.3	UK TAG, 2007

Datenquellen:

Die Studien, welche im Bericht der Environment Agency (UK TAG, 2007) zitiert wurden, wurden falls verfügbar re-evaluiert. Datenpunkte aus nicht verfügbaren Studien wurden „face-value“ übernommen und mit „zitiert in UK TAG 2007“ gekennzeichnet (siehe TGD for EQS (EC 2011) Seite 23). Datenpunkte welche im EC Renewal Assessment Report (RAR 2013) als verlässlich bewertet und ausreichend beschrieben sind, wurden ebenfalls als valide übernommen.

4. Toxizität der unterschiedlichen Formulierungen

Dieser Abschnitt wurde bei der EQS-Aktualisierung nicht angepasst und bezieht sich auf die bei Ersterstellung vorliegenden Daten (auf Anfrage können ältere Dossiers zur Verfügung gestellt werden). Es wurde untersucht, wie sich die Toxizität der einzelnen Formen unterscheidet. Dabei wurden jeweils die logarithmierten akuten und chronischen Effektdaten (EC50 und NOEC) einer Form zusammengefasst. Mit einem Box und Whiskers Diagramm wird dies in Abbildung 1 dargestellt. Zu erkennen ist jeweils der Mittelwert, das 95% Konfidenzintervall und die Spannweite aller verlässlichen Werte. Ein ähnlicher Vergleich befindet sich auch im Bericht der Environment Agency (UK TAG, 2007, Kapitel 2.6.1).

Die Säure weist sowohl im chronischen wie auch im akuten Datensatz den tiefsten Wert auf. Die hier angewendete Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) beruht auf dem tiefsten verlässlichen Datenpunkt und wird folgerichtig auf die tiefsten Säurewerte angewendet.

² Übernommen aus ETOX Database: <https://webetox.uba.de/webETOX/public/search/ziel/open.do>

³ Nach AF-Methode basierend auf Roshon, 1997

⁴ Nach AF-Methode basierend auf Ratte und Ratte 2011

⁵ Nach AF-Methode basierend auf DG SANCO, 2001; Wert für sekundäre Intoxikation liegt bei 2.2 $\mu\text{g/l}$, dies ist auch der gesetzliche Wert in Frankreich

Für Salze stehen nur valide Daten für Fische und Krebse zur Verfügung. Da der Wirkmechanismus nicht spezifisch auf Krebse oder Fische wirkt, liegen die dazu vorhanden Effektkonzentrationen höher. Vergleicht man nun die Effektdaten der Säure und Salze ohne diejenigen der Algen oder Wasserpflanzen (siehe rechts in der Graphik) erkennt man, dass diese zusammengefasst werden können (kein signifikanter Unterschied, siehe Tabelle A 5).

Ester sind, wie erwähnt, nicht relevant, da sie in der Schweiz in keinem zugelassenen Herbizid oder Biozid vorkommen. Die Effektdatensammlung zu den Esterformen befindet sich im Appendix (siehe Tabelle A 1).

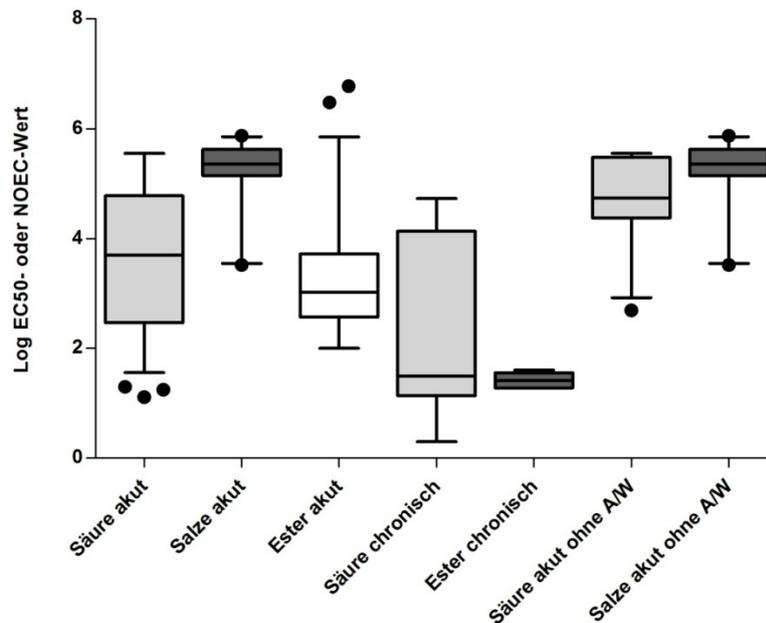


Abbildung 1: "Box and Whiskers" Balkendiagramm mit Mittelwert, dem 95- und 5%-Konfidenzintervall und der Spannweite der validen Effektdaten (Stand 2012) aller drei Formen von 2,4-D (Säure, Salz, Ester), bezogen auf das Säureäquivalent. Die Werte sind in der Konzentrationseinheit $\mu\text{g/L}$ angegeben. Bei den Salzen wurden keine validen Langzeiteffektdaten gefunden. Zusätzlich rechts der Vergleich der verlässlichen (Validität 1 und 2) akuten Effektdaten für alle Nicht-Pflanzen (ohne Algen oder Wasserpflanzen A/W) zur Bestätigung der Annahme, dass Salz- und Säureeffektdaten zusammengefasst werden können. Statistische Informationen im Appendix in der Tabelle A 5.

5. Effektdatensammlung

Alle recherchierten Effektdaten für 2,4-D werden in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 3: Effektdatensammlung für 2,4-D als Säure gefolgt von Effektdaten der Salzformen (Verwendete Abkürzungen der Salzverbindungen sind im Abschnitt „Allgemeines“ unter dem Titel „Form“ zu finden). Konzentrationsangaben beziehen sich auf das Säureäquivalent. Test mit Formulierungen sind am Ende der Tabelle aufgeführt, diese Daten werden aber nicht zur EQS Herleitung verwendet, da Formulierungsstoffe einen nicht klar definierten Einfluss auf die Toxizität der Wirksubstanz haben können. Literaturdaten die in grau dargestellt sind erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS (EC 2011), sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität⁶ 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). Eine Neubewertung der vor der Aktualisierung aufgeführten Studien fand nur in Ausnahmefällen statt. Eine Unterscheidung in nominale und tatsächliche Testkonzentration wurde bei verlässlichen und relevanten Studien gemacht. Für die EQS-relevanten Studien (siehe Tab. 4 + 5) wurden nur Studien verwendet, bei denen eine signifikante Abweichung unwahrscheinlich ist (siehe vorhergehenden Abschnitt zur Analytik). Der Endpunkt Wachstumsrate wird gemäss TGD for EQS bei Algen/Cyanobakterien dem Endpunkt Biomasse vorgezogen. Ausserdem wurden Effektwerte bevorzugt, die bei einer Testdauer erhoben wurden, welche am nächsten an einer Testdauer aus vergleichbaren Standard-Tests (e.g. OECD guideline) liegt. Der insgesamt relevanteste Wert pro Spezies und Studie ist unterstrichen und ist in Abb. 3 dargestellt. Der derzeitige anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Studie verwendete Name wurde in Klammern angegeben.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁶	Referenz
EFFEKTDATEN DER SÄURE											
akute Effektdaten limnisch											
Säure	Bakterien	<i>Arthrobacter globiformis</i>	Wachstumshemmung	48	h	EC50	=	270000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
Säure	Bakterien	<i>Pseudomonas pictorum</i>	Wachstumshemmung	48	h	EC50	=	490000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
Säure	Algen	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72	h	EC50	>	100000		4	Nierzedzka 2005a, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Anabaena</i> CPB4337	Biolumineszenz Hemmung	24	h	EC50	=	25239		C3	Rodea-Palomares <i>et al.</i> 2015
Säure	Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstumshemmung	14	d	EC50	=	56000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
Säure	Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstumshemmung	14	d	EC50	=	19000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
Säure	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse	72	h	EC50	>	100000	A oder E	1	Rebstock 2011, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	>	100000	A oder E	1	Rebstock 2011, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	keine Angabe (kA)	120	h	EC50	=	2020		4	US EPA RED, 2005 (see Annex II) UK TAG, 2007
Säure	Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	EC50	>	582200	C	1	Nierzedzka 2004a, zitiert in RAR 2013

⁶ Nach Moermond *et al.* (2016) wird Validität unterteilt in Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C), wobei die zu vergebenen Klassen (R1-4 bzw. C1-4) mit denen nach Klimisch (1-4) übereinstimmen.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Reproduktion ⁷	24	h	EC50	=	189176	A, S	2	Junghans <i>et al.</i> , 2006
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumshemmung (Zellzahl)	96	h	EC50	=	24200	B	2	St-Laurent <i>et al.</i> , 1992
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse	72	h	EC50	>	78000		1	Porch <i>et al.</i> 2011a, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72	h	EC50	>	78000		1	Porch <i>et al.</i> 2011, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstum (Yield)	72	h	EC50	=	11490	C, S	3	Nierzedzka 2004a, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	15990	C, S	3	Nierzedzka 2004a, zitiert in RAR 2013
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Februar durchgeführt)	Anzahl Wurzeln	28	d	EC50	=	1807	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Februar durchgeführt)	Biomasse	28	d	EC50	=	2243	A, J, M S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Februar durchgeführt)	Sprosslänge	28	d	EC50	=	785	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Februar durchgeführt)	Relatives Wachstum	28	d	EC50	=	292	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Februar durchgeführt)	Wurzellänge	28	d	EC50	=	997	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Februar durchgeführt)	Wurzelrockengewicht	28	d	EC50	=	1096	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Februar durchgeführt)	Anzahl Wurzeln	28	d	EC50	=	982	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Mai durchgeführt)	Biomasse	28	d	EC50	>	3000	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Mai durchgeführt)	Sprosslänge	28	d	EC50	>	3000	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Mai durchgeführt)	Relatives Wachstum	28	d	EC50	>	3000	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Mai durchgeführt)	Wurzellänge	28	d	EC50	=	574	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Elodea nuttallii</i> (Test im Mai durchgeführt)	Wurzelrockengewicht	28	d	EC50	=	898	A, J, M S	2, C3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	14	d	EC50	=	695		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondzahl	14	d	EC50	=	28350		R4, C2	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl (Yield)	7	d	EC50	=	10660	A, R	1	Nierzedzka 2004b, zitiert in RAR 2013

⁷ Synchronisierte Algenkultur. 24 h reichen aus, um den Endpunkt „Reproduktionshemmung“ zu messen, da alle Zellen der Kontrolle in diesem Zeitraum einen kompletten Zellzyklus durchlaufen. Der Test integriert Effekte auf das Zellwachstum und auf die Zellteilung (Neuwoehner *et al.*, 2008)

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁸	Referenz
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzzahl (Rate)	7	d	EC50	=	<u>17510</u>	A, R	1	Nierzedzka 2004b, zitiert in RAR 2013
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna paucicostata</i>	Blattfläche	10	d	EC50	=	750		4	Retzlaff 1992
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna trisulca</i>	Biomasse	28	d	EC50	>	3000	A, J, M S	3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna trisulca</i>	Relatives Wachstum	28	d	EC50	>	3000	A, J, M S	3	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Mentha aquatica</i>	Wurzellänge	14	d	EC50	=	1299		R4	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Mentha aquatica</i>	Sprosslänge	14	d	EC50	=	668.2		R4	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Mentha aquatica</i>	Frischgewicht	14	d	EC50	=	4110		R3	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Pigmentgehalt	14	d	EC50	=	20	B, N, S	2	Turgut & Fomin, 2001 zitiert in 2001 UK TAG, 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wurzellänge	14	d	EC50	=	13	B, F, L, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Anzahl Wurzeln	14	d	EC50	=	17.7	B, F, L, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Frischgewicht	14	d	EC50	=	1949		R4	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Sprosslänge	14	d	EC50	=	3004		R4	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wurzellänge ⁸	7	d	EC50	=	46.9	K, L	R4	Ebke <i>et al.</i> 2013
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Membrane Integrity	14	d	EC50	=	801.3	B, L, O, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Pflanzenfläche	14	d	EC50	=	<u>957.4</u>	B, L, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Wachstum Sprosslänge	14	d	EC50	>	1467	B, L, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll a (Frischgewicht)	14	d	EC50	=	313.7	B, L, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll b (Frischgewicht)	14	d	EC50	=	253.7	B, L, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Carotenoid (Frischgewicht)	14	d	EC50	=	308.5	B, L, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll a (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	123.8	B, L, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll b (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	141.3	B, L, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Carotenoid (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	109.6	B, L, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Anzahl Sprosse	120	h	EC50	=	<u>40</u>	B, M, S	2	Bird, 1993

⁸ Nur der sensitivste Endpunkt ist hier aufgelistet. Andere Endpunkte können der Studie entnommen werden.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Anzahl neue Pflanzenorgane (Sprossen, Äste, Wurzeln und Blätter)	120	h	NOEC	=	20		2	Christopher & Bird, 1992
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Anzahl Sprossen	120	h	NOEC	=	20		2	Christopher & Bird, 1992
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Anzahl Wurzeln	120	h	NOEC	=	20		2	Christopher & Bird, 1992
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wurzellänge	14	d	EC50	=	11	A2, F	1	Ratte and Ratte 2011; EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Frischgewicht	14	d	EC50	=	97	A2	1	Ratte and Ratte 2011
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Wirtel	14	d	EC50	=	154	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 4 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Sprosslänge (total)	14	d	EC50	=	445	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Sprosslänge (total)	14	d	EC50	=	445	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstumsrate Sprosslänge (total)	14	d	EC50	=	762	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 5 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Sprosslänge (total)	14	d	EC50	=	782	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 3 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstumsrate Sprosslänge	14	d	EC50	=	1289	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 3 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton lucens</i>	Anzahl Wurzeln	28	d	EC50	=	299	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton lucens</i>	Biomasse	28	d	EC50	>	3000	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton lucens</i>	Sprosslänge	28	d	EC50	=	1063	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton lucens</i>	Relatives Wachstum	28	d	EC50	=	1300	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton lucens</i>	Wurzellänge	28	d	EC50	=	181	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Anzahl Wurzeln	28	d	EC50	=	326	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Biomasse	28	d	EC50	>	3000	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Sprosslänge	28	d	EC50	=	1988	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Relatives Wachstum	28	d	EC50	>	3000	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Wurzellänge	28	d	EC50	=	290	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton crispus</i>	Wurzeltrockengewicht	28	d	EC50	=	347	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Biomasse	28	d	EC50	>	3000	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Sprosslänge	28	d	EC50	=	683	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Relatives Wachstum	28	d	EC50	=	242	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁶	Referenz
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Wurzellänge	28	d	EC50	=	92	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Anzahl Wurzeln	28	d	EC50	=	271	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Sprosslänge	28	d	EC50	=	140	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Wurzellänge	28	d	EC50	=	263	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Wurzeltrockengewicht	28	d	EC50	=	245	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus circinatus</i>	Anzahl Wurzeln	28	d	EC50	=	112	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus circinatus</i>	Biomasse	28	d	EC50	=	2731	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus circinatus</i>	Sprosslänge	28	d	EC50	=	1120	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus circinatus</i>	Relatives Wachstum	28	d	EC50	=	719	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus circinatus</i>	Wurzellänge	28	d	EC50	=	100	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ranunculus circinatus</i>	Wurzeltrockengewicht	28	d	EC50	=	111	A, J, S	2	Belgers <i>et al.</i> , 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Vallisneria spiralis</i>	Wurzellänge	14	d	EC50	=	3971	K, L	R3;C3	Dören 2010
Säure	Pilze	<i>Mortierella isabellina</i>	Wachstumshemmung	kA	kA	EC50	=	400000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
Säure	Pilze	<i>Saprolegnia parasitica</i>	Wachstumshemmung	kA	kA	EC50	=	220000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
Säure	Pilze	<i>Trichoderma viride</i>	Wachstumshemmung	kA	kA	EC50	=	350000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
Säure	Mollusken	<i>Anodonta cygnea</i>	Mortalität	14	d	NOEC	<	100		C3	Alves and Oliveira 2014
Säure	Krebstiere	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	Mobilität	48	h	LC50	=	37420	B, S	2	Robertson & Bunting, 1976
Säure	Krebstiere	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	Mobilität	96	h	LC50	=	8720	B, S	2	Robertson & Bunting, 1976
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	134300		R4, C1	Fochtman 2003, zitiert im RAR 2013
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	24	h	LC50	>	100000		2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität (in Daphnien-Testwasser)	48	h	LC50	=	25000	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität (im Fisch-Testwasser)	48	h	LC50	=	36400	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
			Geometrisches Mittel	48	h	LC50	=	30166			
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	181		3	Fargasova, 1997
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	25000		4	US EPA RED, 2005 (see Annex) zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	417800		3	Présing, 1981

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21	d	EC50	=	10000		4	Ecotox Datenbank der US EPA : De Coen <i>et al.</i> 1995 zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	3200	B, G, H, S	3	Sanders, 1970
Säure	Insekten	<i>Culex pipiens fatigans</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	302000	A, R	2	Farah <i>et al.</i>, 2004
Säure	Insekten	<i>Culex tritaeniorhynchus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	91800		4	Shim & Self, 1973
Säure	Rotifer	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	117000		4	Snell <i>et al.</i> , 1991
Säure	Fische	<i>Anguilla rostrata</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	427200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Anguilla rostrata</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	390200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Anguilla rostrata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	300600		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Mortalität	96	h	EC50	>	100000		4	Atamaniuk <i>et al.</i> 2013
Säure	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Biomarker für oxidativen Stress	96	h	NOEC	<	1000		4	Atamaniuk <i>et al.</i> 2013
Säure	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Biomarker für oxidativen Stress	96	h	LOEC	<	1000		C3	Kubrak <i>et al.</i> 2013a
Säure	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Blutwerte: Vitalitäts-Biomarker	96	h	NOEC	=	1000		C3	Kubrak <i>et al.</i> 2013b
Säure	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	100000		R4	Matviishyn <i>et al.</i> 2014
Säure	Fische	<i>Channa punctatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	107000	A, R	2	Farah <i>et al.</i>, 2004
Säure	Fische	<i>Clarias batrachu</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	122000	A, R	2	Farah <i>et al.</i>, 2004
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	175200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	35720		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	30800		3	Vardia & Durve, 1981a
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	100200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	21300		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	26590		4	Vardia & Durve, 1981a
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	96500		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	63240		3	Sarikaya & Yilmaz, 2003
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	20000		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	21800	B, S	2	Vardia & Durve, 1981a
Säure	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	320000		4	Fochtman 2004c, zitiert im RAR 2013

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Fische	<i>Danio rerio</i>	Entwicklungstoxizität (Mortalität, Schlupferfolg, Fehlbildung)	24	h	AC50	>	17683	P	3	Padilla <i>et al.</i> 2012
Säure	Fische	<i>Fundulus diaphanus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	306200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Fundulus diaphanus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	261100		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Fundulus diaphanus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	26700		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	45950	D, S	2	Barbieri, 2009
Säure	Fische	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	32490	D, S	2	Barbieri, 2009
Säure	Fische	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	28280	D, S	2	Barbieri, 2009
Säure	Fische	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	15160	D, S	2	Barbieri, 2009
Säure	Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	81000	A, R	2	Farah <i>et al.</i> , 2004
Säure	Fische	<i>Labeo boga</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	6700		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Labeo boga</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	3800		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Labeo boga</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3800		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Lepomis gibbosus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	120000		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Lepomis gibbosus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	118300		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Lepomis gibbosus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	94600		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	305000	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	8000		3	Hughes & Davis, 1963
Säure	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	290000	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	8000		3	Hughes & Davis, 1963
Säure	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	263000	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	263000	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Morone americana</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	55500		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Morone americana</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	48200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Morone americana</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	40000		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Morone saxatilis</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	85600		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Morone saxatilis</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	70200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Fische	<i>Morone saxatilis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	70100		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus keta</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	10000		3	Meehan <i>et al.</i> , 1974
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	320000		4	Fochtman 2004b, zitiert im RAR 2013
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus clarkii</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>24500</u>		2	Mayer & Ellersieck, 1986 zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus clarkii</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>64000</u>		2	Johnson & Finley, 1980
			Geometrisches Mittel	96	h	LC50	=	39598			
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>494000</u>	C, T	2	Fairchild <i>et al.</i> , 2009
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>358000</u>	S	R2, C1	Alexander <i>et al.</i> , 1985
			Geometrisches Mittel	96	h	LC50	=	420538			
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	358000	B, S	R2, C3	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	358000	B, S	R2, C3	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	358000	B, S	R2, C3	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	10000		3	Meehan <i>et al.</i> , 1974
Säure	Fische	<i>Orconectes rusticus</i>	Frassrate, Erfolg bei der Futtersuch	96	h	LOEC	<	7650		R2,C2	Browne and Moore 2014
Säure	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	110000		4	Shim & Self, 1973
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	344000	B, S	R2, C3	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	325000	B, S	R2, C3	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	325000	B, S	R2, C3	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>263000</u>	B, S	R2, C1	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Säure	Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	76700		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	81200		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	70700		4	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
Säure	Fische	<i>Rasbora neilgherriensis</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	7800		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Rasbora neilgherriensis</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	6800		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Rasbora neilgherriensis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	5600		4	Vardia & Durve, 1981b
Säure	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>45000</u>		2	Johnson & Finley, 1980

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Fische	<i>Zacco platypus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	140000		4	Shim & Self, 1973
akute Effektdaten marin											
Säure	Algen	<i>Chlorococcum sp.</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	60000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Chlorococcum sp.</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	50000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	50000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	75000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Isochrysis galbana</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	60000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Isochrysis galbana</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	50000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Phaeodactylum tricorutum</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	60000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Phaeodactylum tricorutum</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	50000		3	Walsh, 1972
Säure	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	120	h	EC50	=	680	A, S	1	Nierzedzka 2005b, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	120	h	EC50	=	4580	A, S	1	Nierzedzka 2005b, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	kA	120	h	EC50	=	2020		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Krebstiere	<i>Ampelisca araucana</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	91200		3	Soto <i>et al.</i> , 2000, zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	6400000		3	Rodriguez & Lombardo, 1991
Säure	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1060		3	Rodriguez & Lombardo, 1991
Säure	Krebstiere	<i>Penaeus duorarum</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	554000	C, T	1	Vaishnav <i>et al.</i> 1990b, zitiert in RAR 2013
Säure	Krebstiere	<i>Uca uruguayensis</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	213000		3	Rodriguez & Lombardo, 1991
Säure	Krebstiere	<i>Uca uruguayensis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	130000		3	Rodriguez & Lombardo, 1991
Säure	Echinodermata	<i>Arbacia spatuligera</i>	Reproduktion	0.3	h	EC50	=	205000		3	Larrain <i>et al.</i> , 1999
Säure	Mollusken	<i>Crassostrea virginia</i>	Schalenablagerung	96	h	EC50	=	58700		4	US EPA RED, 2005 (see Annex II) UK TAG, 2007
Säure	Nesseltier	<i>Porites cylindrica</i>	Atmung	1	h	ECx	=	100000		3	Räberg <i>et al.</i> , 2003, zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Fische	<i>Menidia beryllina</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	175000	C	2	Vaishnav <i>et al.</i> 1990a, zitiert in US EPA RED, 2005 (Annex II), und RAR 2013
Säure	Fische	<i>Mytilus edulis</i>	Entwicklung	48	h	EC50	=	211700		3	Liu & Lee, 1975
Säure	Fische	<i>Mytilus edulis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	259000		3	Liu & Lee, 1975

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Fische	<i>Mytilus edulis</i>	Toxizität	96	h	EC50	=	262000		3	Liu & Lee, 1975
Säure	Krebstiere	<i>Ampelisca araucana</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	91200		3	Soto <i>et al.</i> , 2000, zitiert in UK TAG, 2007
Chronische Effektdaten limnisch											
Säure	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse	72	h	NOEC	≥	100000		1	Rebstock 2011, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	≥	100000		1	Rebstock 2011, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	120	h	NOEC	<	2020		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	NOEC	≥	582200	C, S	1	Nierzedzka 2004a, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Reproduktion	24	h	NOEC	=	<u>11360</u>	A	2	Junghans <i>et al.</i> , 2006
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse	96	h	NOEC	=	<u>25000</u>	B, S	2	Fairchild <i>et al.</i> , 1997
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstum	5	d	NOEC	=	26400	C, S	R3	Hughes 1990a, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse	72	h	NOEC	=	<u>39000</u>	C, S	1	Porch <i>et al.</i> 2011a, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	<u>39000</u>	C, S	1	Porch <i>et al.</i> 2011a, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstum	72	h	NOEC	=	<u>1000</u>	C, S	1	Nierzedzka 2004a, zitiert in RAR 2013
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Frischgewicht	14	d	NOEC	=	1235.8		R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Sprosslänge	14	d	NOEC	=	1235.8		R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	14	d	NOEC	=	58		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl	14	d	NOEC	=	306.5		R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Mentha aquatica</i>	Frischgewicht	14	d	NOEC	=	76.6		R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Mentha aquatica</i>	Strosswachstum	14	d	NOEC	=	76.6		R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Mentha aquatica</i>	Wurzelwachstum	14	d	NOEC	=	306.5	K	R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Pigmentgehalt	14	d	NOEC	=	6	B, S	2, C3	Turgut & Fomin, 2001
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Frischgewicht	14	d	NOEC	=	81.2		R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Strosswachstum	14	d	NOEC	=	324.9		R4, C1	Dören 2010
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wurzelwachstum	14	d	NOEC	=	1299.5	K	R4, C1	Dören 2010

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wurzellänge	28	d	EC10	=	9.2	E, K, L	R4, C1	Ebke <i>et al.</i> 2013
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wurzellänge	28	d	NOEC	=	7	E, K, L	R4, C1	Ebke <i>et al.</i> 2013
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Anzahl Blätter	120	h	NOEC	=	<u>100</u>	B, S	2	Christopher & Bird, 1992
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wurzellänge	14	d	NOEC	=	4.69	A2, F	1	Ratte and Ratte 2011, EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Frischgewicht	14	d	NOEC	=	<u>12.5</u>	A2	1	Ratte and Ratte 2011, EC50 ist geom. Mittelwert aus 4 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Wirtel	14	d	NOEC	=	12.9	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Frischgewicht	14	d	NOEC	=	16.5	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 4 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wirtel	14	d	NOEC	=	19.6	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wurzeln	14	d	NOEC	=	25.8	A2, F	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 5 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstumsrate Sprosslänge (total)	14	d	NOEC	=	117.7	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Sprosslänge (total)	14	d	NOEC	=	141.3	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield Sprosslänge	14	d	NOEC	=	196	A2	1	Ratte and Ratte 2011 EC50 ist geom. Mittelwert aus 6 Ringtest-Ergebnissen
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Anzahl Sprosse	120	h	NOEC	=	<u>20</u>	B, S	2	Christopher & Bird, 1992
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Fläche unter der Wachstumskurve	14	d	NOEC	=	18.1	B, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Carotenoid (Frischgewicht)	14	d	NOEC	=	54.3	B, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Carotenoid (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	18.1	B, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll a (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	18.1	B, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll b (Frischgewicht)	14	d	NOEC	=	54.3	B, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll a (Frischgewicht)	14	d	NOEC	=	54.3	B, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Chlorophyll b (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	54.3	B, N, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Wachstum des Spross (Länge)	14	d	NOEC	=	<u>6</u>	B, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Verlust der Membranintegrität	14	d	NOEC	=	18.1	B, O, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Pflanzenfläche	14	d	NOEC	=	18.1	B, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Anzahl Wurzeln	14	d	NOEC	=	2	B, F, S	2	Roshon, 1997
Säure	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Wurzellänge	14	d	NOEC	=	<u>2</u>	B, F, S	2	Roshon, 1997

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁹	Referenz
Säure	Wasserpflanzen	<i>Vallisneria spiralis</i>	Wurzellänge	14	d	NOEC	=	718.7		R4, C1	Dören 2010
Säure	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion (erster Test)	7	d	MATC ⁹	=	23300	C, R	2	Oris <i>et al.</i> , 1991, auch zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion (zweiter Test)	7	d	MATC ⁹	=	48800	C, R	2	Oris <i>et al.</i> , 1991, auch zitiert in UK TAG, 2007
			Geom. Mittelwert	7	d	MATC ⁹	=	33720			
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	>	100000		4	Fochtman 2003, zitiert in RAR 2013
Säure	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	79000	C, T	1	Ward and Boeri 1991, zitiert in RAR 2013
Säure	Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Geschlechterverhältnis	32	d	NOEC	=	1		3	Park <i>et al.</i> , 2010
Säure	Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	kA	-	LOEC	>	100		3	Fochtman 2004a, zitiert im RAR 2013
Säure	Fische	<i>Danio rerio</i>	Fish early life stage Test - Mortalität	kA	-	NOEC	≥	10000		4	Fochtman 2004a, zitiert im RAR 2013
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Larven Wachstum	30	d	NOEC	=	54000	C, T	2	Fairchild <i>et al.</i> , 2009
Säure	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Überleben der juvenilen	28	d	NOEC	≥	7210		4	Fochtman 2004b, zitiert in RAR 2013
Säure	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität und Wachstum	28	d	NOEC	=	27200	C, T	1	Holcombe <i>et al.</i> , 1995, auch zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Wachstum, Fruchtbarkeit, Gonado-somatischer Index, tubercle score, Vitellogenin Induktion	32	d	LOEC	>	96500	C, T	R2, C1	Coady <i>et al.</i> 2013
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i> Rafinesque	Überleben der Larven	32	d	NOEC	=	63400		R3	Mayes <i>et al.</i> 1990, zitiert in RAR 2013, US EPA RED 2005
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Reproduktion	32	d	NOEC	=	34000	C, T	R2, C1	Coady <i>et al.</i> 2013
Säure	Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Entwicklung	21	d	NOEC	≥	113000	C, T	R2, C1	Coady <i>et al.</i> 2013
Säure	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Geninduktion	7	d	NOEC	=	16.4		R2, C3	Crago <i>et al.</i> 2015
Chronische Effektdaten marin											
Säure	Algen	<i>Phyllospora comosa</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	10000	D	2	Burridge <i>et al.</i> , 1995
Säure	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	72	h	NOAEC	=	13000		R4	Porch <i>et al.</i> 2011b, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	120	h	NOEC	<	32	A, S	1	Nierzedzka 2005b, zitiert in RAR 2013

⁹ MATC = geometrischer Mittelwert aus NOEC und LOEC. Der MATC kann nach TGD for EQS (EC, 2011, S. 143) nicht direkt zur EQS Herleitung verwendet werden.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
Säure	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	120	h	EC10	=	100	A, S	1	Nierzedzka 2005b, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	120	h	EC10	=	150	A, S	1	Nierzedzka 2005b, zitiert in RAR 2013
Säure	Algen	<i>Skeletonema capricornutum</i>	kA	120	h	NOEC	<	2020		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
Säure	Krebstiere	<i>Cancer magister</i>	Larvenentwicklung (Dauer)	80	d	NOEC	<	1000		2	Caldwell et al. 1979
Säure	Fische	<i>Fundulus hereroclitus</i>	Entwicklung	40	d	NOEC	=	10000		4	Crawford & Guarino, 1985, zitiert in UK TAG, 2007
EFFEKTDATEN DER SALZE											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Referenz
akute Effektdaten limnisch											
DMA	Bakterien	<i>Arthrobacter globiformis</i>	Wachstumshemmung	48	h	EC50	=	622500		3	Baarschers et al., 1988
DMA	Bakterien	<i>Pseudomonas pictorum</i> ,	Wachstumshemmung	48	h	EC50	=	639100		3	Baarschers et al., 1988
DEA	Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	kA	120	h	EC50	=	7408		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
DMA	Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstumshemmung	14	d	EC50	=	82220		3	Baarschers et al., 1988
DMA	Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstumshemmung	14	d	EC50	=	12450		3	Baarschers et al., 1988
DMA	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	120	h	EC50	=	3808		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
NA	Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	14	d	EC50	=	1.5		3	Bednarz, 1981, zitiert in UK TAG, 2007
DMA	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i> G3	kA	14	d	EC50	=	482		3	Hughes 1990b, zitiert in RAR 2013
DMA	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	14	d	EC50	=	480		4	US EPA RED, 2005 (Annex II), zitiert UK TAG, 2007
DMA	Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Chlorophyll a Gehalt	28	d	EC50	=	300		3	Göncz & Senčič, 1994
DMA	Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Stammlänge	28	d	EC50	=	6500		3	Göncz & Senčič, 1994
DMA	Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Blattwachstum	28	d	EC50	=	6000		3	Göncz & Senčič, 1994

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
DMA	Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Chlorophyll b Gehalt	28	d	EC50	=	300		3	Göncz & Senčič, 1994
DMA	Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Nassgewicht	28	d	EC50	=	6500		3	Göncz & Senčič, 1994
DMA	Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Ratio Chlorophyll a und b Gehalt	28	d	EC50	=	10		3	Göncz & Senčič, 1994
DMA	Pilze	<i>Mortierella isabellina</i>	Wachstumshemmung	kA	kA	EC50	=	664000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
DMA	Pilze	<i>Saprolegnia parasitica</i>	Wachstumshemmung	kA	kA	EC50	=	830000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
DMA	Pilze	<i>Trichoderma viride</i>	Wachstumshemmung	kA	kA	EC50	>	1660000		3	Baarschers <i>et al.</i> , 1988
AA	Krebstiere	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	662110		3	Robertson & Bunting, 1976
AA	Krebstiere	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	142000		3	Robertson & Bunting, 1976
DMA	Krebstiere	<i>Cypridopsis vidua</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	8000		2	Mayer & Ellersieck, 1986, zitiert in UK TAG, 2007
DMA	Krebstiere	<i>Cypridopsis vidua</i>	Immobilisierung	48	h	EC50 ⁹	=	6640	H	3	Sanders, 1970
DMA	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50 ⁹	=	3320	H	3	Sanders, 1970
DMA	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	226954	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	102856	B, S	2	Alexander <i>et al.</i>, 1985
NA	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1E+06		3	Présing, 1981
DMA	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	24	h	LC50	>	335154	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	48	h	LC50 ⁹	=	318630	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	72	h	LC50 ⁹	=	305773	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	292916	B, S	2	Alexander <i>et al.</i>, 1985
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Mortalität (1) ¹⁰	96	h	LC50	=	155304	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Mortalität (2) ¹⁰	96	h	LC50	=	193730	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991

¹⁰ Drei verschiedene Wassertypen wurden verwendet: Die Zahl hinter dem Endpunkt steht für (1) weiches, säuerliches Stadtleitungswasser, (2) hartes alkalines Seewasser und (3) rekonstruiertes deionisiertes Stadtleitungswasser mit physikalisch-chemischen Eigenschaftenzwischen Wassertyp (1) und (2).

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	Mortalität (3) ¹⁰	96	h	LC50	=	233756	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität (1) ¹⁰	96	h	LC50	=	251902	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität (2) ¹⁰	96	h	LC50	=	<u>263109</u>	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität (3) ¹⁰	96	h	LC50	=	353303	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	81600		4	Graves <i>et al.</i> , 1991, zitiert in UK TAG, 2007
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität (1) ¹⁰	96	h	LC50	=	218279	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität (2) ¹⁰	96	h	LC50	=	<u>272716</u>	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DEA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität (3) ¹⁰	96	h	LC50	=	397065	C	2	Wan <i>et al.</i> , 1991
DMA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>199309</u>	A, S	1	Bogers and Enninga 1990, zitiert in RAR 2013
DMA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	169377	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	144222	B, I, S	2	Alexandr <i>et al.</i> 1985
DMA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	139750	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>139750</u>	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
KA	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	27	d	LC50	=	4200		3	Birge <i>et al.</i> , 1979, zitiert UK TAG, 2007
DEA	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	264000		4	Graves <i>et al.</i> , 1991, zitiert in UK TAG, 2007
DMA	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	24	h	LC50	>	600000	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	213538	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	204035	B, I, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
DMA	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>193296</u>	B, S	2	Alexander <i>et al.</i> , 1985
Akute Effektdaten marin											
DMA	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	120	h	EC50	=	96250		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IPA	Fische	<i>Menidia beryllina</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	18000		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
NA	Fische	<i>Albumus albmus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	12900		4	Biró, 1979, zitiert in UK TAG, 2007
Chronische Effektdaten limnisch											

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁵	Referenz
DMA	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse	120	h	NOEC	=	1410		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
DEA	Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	kA	120	h	NOEC	=	340		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
DEA	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	14	d	NOEC	=	48		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
DMA	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	220		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
DMA	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21	d	NOEC	=	38367		3	Mark and Hantink-de Rooy 1989, zitiert in RAR 2013
DEA	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität und Reproduktion	21	d	NOEC	=	16050		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
DEA	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität der Larven	-	-	NOEC	=	19800		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
DMA	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Wachstum-länge	31	d	NOEC	=	14200		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
Chronische Effektdaten marin											
DMA	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	120	h	NOEC	=	79890		4	US EPA RED, 2005 (Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
Effektdaten aus Mesocosmen und Mikrokosmen											
DMA	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Blattverformung	60	d	LOEC	=	8.3		2	Forsyth <i>et al.</i> , 1997
DMA	Wasserpflanzen	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Blattverformung	60	d	LOEC	=	8.3		2	Forsyth <i>et al.</i> , 1997
Effektdaten mit Formulierungen¹¹ (µg a. i./L)											
Akute Effektdaten limnisch											
Acid: BAS 140 01 H	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wurzelentwicklung	10	d	EC50	=	500 (220 µg a.i./L)	K	C3	Kubitza and Dohmen 2003, zitiert in RAR 2013
DMA 720 g/L AI	Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum (Frondzahl) Yield	7	d	EC50	=	2700		C3	Sacker 2009, zitiert in RAR 2013
DMA 720 g/L AI	Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum (Frondzahl) Rate	7	d	EC50	=	14400		C3	Sacker 2009, zitiert in RAR 2013

¹¹ Test mit Formulierungen werden nicht zur Herleitung von EQS¹ verwendet, ausser es ist belegt, dass die anderen Bestandteile der Formulierung (neben der aktiven Substanz) keinen Einfluss auf die Wirkung der aktiven Substanz haben (e.g. wenn geeignete Kontrollen gemessen wurden). Alle aufgelisteten Effektdaten sind daher als nicht relevant (C3) angegeben.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Form	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität ⁶	Referenz
DMA DMA 49.6% a.i.	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	4000		2	Mayer & Ellersieck, 1986, zitiert in UK TAG, 2007
Acid: emulsifiable concentrate	Krebstiere	<i>Macrobrachium lar</i>	Mortalität	48	h	LOEC	>	10000		C3	Bajet <i>et al.</i> 2012
DMA 39.3% (Weedestroy AM-40)	Krebstiere	<i>Procambarus spp</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1870300		3	Abdelghani <i>et al.</i> 1997
DMA 39.3% (Weedestroy AM-40)	Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	451900		3	Abdelghani <i>et al.</i> 1997
DMA 39.3% (Weedestroy AM-40)	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	664000		3	Abdelghani <i>et al.</i> 1997
Acid: emulsifiable concentrate	Fische	<i>Tilapia sp.</i> (Embryos)	Mortalität	48	h	NOEC	=	1000		C3	Bajet <i>et al.</i> 2012
Acid: emulsifiable concentrate	Fische	<i>Tilapia sp.</i> (Embryos)	Mortalität	48	h	EC10	=	8477		C3	Bajet <i>et al.</i> 2012
Acid: emulsifiable concentrate	Fische	<i>Tilapia sp.</i> (juvenil)	Mortalität	7	d	NOEC	=	1000		C3	Bajet <i>et al.</i> 2012
Acid: emulsifiable concentrate	Fische	<i>Tilapia sp.</i> (juvenil)	Mortalität	7	d	EC10	=	652		C3	Bajet <i>et al.</i> 2012
Acid: 600 SL	Fische	Common Carp	Mortalität	96	h	LC50	>	59900		C3	Nierzedzka and Żmijowski 2006, zitiert in RAR 2013
DMA: 60.2 % a.i., ASI MAX 50	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Biomarker für Neuro- und Immuntoxische Effekte und Oxidativen Stress	48	h	LOEC	<	20000		C3	Lajmanovich <i>et al.</i> 2015
chronische Effektdaten limnisch											
Acid: BAS 140 01 H	Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Wurzelentwicklung	10	d	NOEC	=	100	K	C3	Kubitza and Dohmen 2003, zitiert in RAR 2013
DMA: U46D- Fluid	Fische	<i>Rhamdia quelen</i>	Wachstum	90	d	LOEC	=	500		C3	Menezes <i>et al.</i> 2015
Akute Effektdaten marin											
Acid: Agway® Super BK 32	Muscheln	<i>Mya arenaria</i> (versch. Stadien)	Überleben der Larven 14 d post-Exposition Überleben und Wachstum der Adulten bis 21 Monate post-Exposition	24	h	NOEC	<	500		C3	Lindsay <i>et al.</i> 2010

Zusammenfassung der Notizen in Tabelle 3:

- A:** Basieren auf der nominalen Konzentration. Eine Überprüfung der Herbizid-Lösung hat stattgefunden und Konzentrationen lagen zwischen 80-120 % der nominalen Konzentration.
- A2:** unklar, in welchem Umfang ein chemisches Monitoring durchgeführt wurde. In Ratte und Ratte (2011) steht dazu „ Footnote *“A concomitant analytical determination was preferred, it was, however, performed on a voluntary basis. Due to the stability of test substances, the results could be expressed for nominal concentrations. “*
- B:** Basieren auf der nominalen Konzentration. Überprüfung der Herbizid-Lösung hat nicht stattgefunden.
- C:** Basierend auf der gemessenen Konzentration.
- D:** Nicht angegeben, ob nominale Konzentrationen analytisch verifiziert wurden
- E:** Basieren auf der nominalen Konzentration. Überprüfung der Herbizid-Lösung hat nur zu Versuchsbeginn stattgefunden.
- F:** bei Endpunkten die das Wurzelwachstum (Masse, Länge etc.) betreffen, invalidiert das Vorhandensein von Sukrose im experimentellen Medium das Testergebnis (Erläuterungen dazu in Kapitel 7.1). Diese Fussnote wird nur bei Effektdaten zu Wurzelwachstum angegeben, wenn bekannt ist, dass Sukrose im Testmedium enthalten war.
- G:** Testorganismen stammen aus dem Feld. Keine oder wenige Angaben zu einer möglichen Präexposition. Test daher Klimisch 4.
- H:** Konzentration des Lösungsmittels lag deutlich (> Faktor 5) oberhalb der nach TGD for EQS (EC, 2011) vorgeschlagenen Höchstkonzentration von 0.1 ml/L (0.01%). Testergebnis daher nicht valide.
- I:** Testergebnis in grau dargestellt, da für diese Studie ebenfalls ein Ergebnis mit relevanterer Testdauer existiert (e.g. Standard-Testdauer).
- J:** Nicht relevant, da Test zu lang um davon ein akutes Qualitätskriterium abzuleiten
- K:** Wurzel-Endpunkt prinzipiell valide (wenn nicht durch andere Kriterien eingeschränkt), da Testmedium keine Sukrose enthält.
- L:** Wasser-Sediment Testsystem
- M:** Sediment-freies Testsystem
- N:** Der Endpunkt (Pigmentgehalt) wird als nicht relevant für den Wirkmechanismus angesehen.
- O:** in grau dargestellt, da Populationsrelevanz des Endpunktes nicht gegeben oder belegt ist.
- P:** AC50 = halb-maximale Aktivitätskonzentration. In diesem Endpunkt sind Larven Mortalität und Schlupferfolg zu einem AC50 zusammengefasst worden, welcher nicht direkt mit einem EC50-Wert verglichen werden kann.
- R:** semi-statisch
- S:** statisch
- T:** durchfluss

6. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

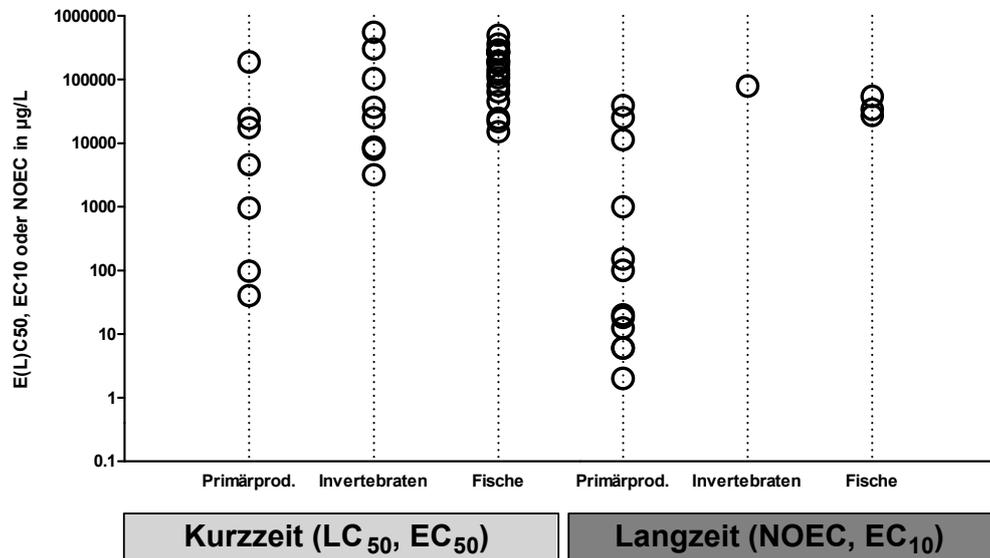


Abbildung 3: Darstellung aller validen und exakten Effektdaten aus Kurzzeit(KZ) und Langzeit (LZ)-Untersuchungen mit 2,4-D (und seinen Salzen) für aquatische Organismen. Konzentrationen sind als Säureäquivalente angegeben. Die Standardabweichung der logarithmierten EC₅₀-Werte beträgt 0.99.

In Abbildung 3 ist zu erkennen, dass wie vermutet Primärproduzenten die empfindlichste taxonomische Gruppe bilden. Die hohe Variation innerhalb der Gruppe ist auf den spezifischen Wirkmechanismus zurückzuführen, da 2,4-D vor allem auf zweikeimblättrige (dikotyle) Pflanzen wirkt, während einkeimblättrige (monokotyle) Pflanzen, und niedere Pflanzen (e.g. Algen, Moose) weitaus weniger empfindlich sind. Dass im akuten Datensatz von Krebstieren und Fischen tiefere Werte vorliegen als im chronischen Datensatz lässt sich aus ökotoxikologischer Sicht nicht ohne Weiteres erklären, ist aber wahrscheinlich dem Mangel an chronischen Daten für diese taxonomischen Gruppen zuzuschreiben.

6.1. Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Es liegen insgesamt nur drei chronische Datenpunkte für marine Algen vor, da jedoch mit diesen wenigen Datenpunkten kein signifikanter Unterschied ermittelt werden kann, und die marinen Daten in einem ähnlichen Bereich wie die limnische Daten liegen, werden limnische und marine Daten zusammen bewertet¹². (EC, 2011).

¹² „The presumption that for organic compounds saltwater and freshwater data may be pooled must be tested, except where a lack of data makes a statistical analysis unworkable. In those cases where there are too few data (either freshwater or saltwater) to perform a meaningful statistical comparison and there are no further indications (spread of the data, read-across, expert judgement⁷) of a difference in sensitivity between freshwater vs saltwater organisms, the data sets may be combined for QS derivation.“

7. Zusammenstellung der kritischen Toxizitätswerte für 2,4-D

7.1 Chronische Toxizität

7.1.1 AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 4: Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus chronischen Untersuchungen für 2,4-D.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	NOEC	6	Roshon, 1997
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	79000	Ward and Boeri 1991, zitiert in RAR 2013
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	NOEC	27200	Holcombe <i>et al.</i> , 1995, auch zitiert in UK TAG, 2007

Es liegen NOEC- und EC10-Werte für die Organismengruppen der Wasserpflanzen, Algen, Krebstiere, und Fische vor. Der tiefste belastbare Endpunkt liegt bei 6 µg/L für das Sprosswachstum bei der Wasserpflanze *Myriophyllum sibiricum* gemessen (Roshon, 1997). Endpunkte wurden in einem Testansatz mit Sukrose-haltigem Medium und artifiziellem Sediment gewonnen. Aus dieser Studie gibt es auch einen tieferen NOEC von 2 µg/L für die Wurzellänge. Die Relevanz des Endpunktes ist generell gegeben (siehe dazu Mohr *et al.* 2013). Jedoch gibt es in der OECD TG 238 eine Notiz, die Wurzelendpunkte in diesem Test für Auxin-Herbizide, zu denen 2,4-D gehört, infrage stellt. Dies hängt mit einem möglichen Einfluss von Licht und Sukrose im Medium zusammen¹³. In der Test-Richtlinie wird lediglich das Andrews-Medium empfohlen, welches Sukrose enthält. Licht wirkt auf die Wurzeln, da es sich um einen sediment-freien Test handelt, im Gegensatz zum OECD TG 239. Die Gründe für diese Einschränkungen sind nicht vollends ersichtlich. In Mohr *et al.* (2013) ist der Wurzelendpunkt im Sukrose-haltigen Medium für 2,4-D zwanzig Mal empfindlicher als die anderen Endpunkte. Leider wurde der Wurzelendpunkt nicht im Sukrose-freien Sediment-System bestimmt. In Nanda *et al.* 1968 wurde die Wurzelbildung von Segmenten der Schwarzpappel in Abhängigkeit einer Dunkelperiode, Auxin und Sukrose untersucht. Zur Wurzelbildung brauchte es eine mehrere Tage andauernde Dunkelperiode. Auxine konnten den Effekt der Dunkelperiode ersetzen. Auxine zeigten also eine fördernde Wirkung. Sukrose verstärkte den Effekt des Auxins. Mishra *et al.* 2009 zeigten für eine andere höhere terrestrische Pflanze (*Arabidopsis*) eine Interaktion von Sukrose und Auxin auf der Ebene der Genexpression. In Ebke *et al.* 2013 stellt der Endpunkt Wurzellänge in einem Wasser-Sediment Test mit *Myriophyllum aquaticum* jedoch auch unter Verwendung eines Medium ohne Sukrose (1:1-Mischung aus Steinberg-Medium und deionisiertem Wasser) den weitaus empfindlichsten Endpunkt dar. Da aber dennoch gewisse Hinweise auf eine

¹³ Aus OECD TG 238 (2014a): „ Note 3: Due to the fact that sucrose and light (exposure of roots to light during the test) may have an influence on auxin (plant growth hormone) transport carriers, and that some chemicals may have an auxin-type mode of action, the inclusion of root endpoints (parameter iii) is questionable. “

Interaktion von Sukrose und Auxinen auf die Wurzelbildung bestehen, wird dieser Endpunkt nicht für die EQS-Herleitung verwendet, sofern er in Tests mit Sukrose-haltigen Medium gewonnen wurde.

Generell sind die Unterschiede in der Empfindlichkeit von Algen und höheren Pflanzen gross, und sind darauf zurückzuführen, dass 2,4-D spezifisch auf dikotyle Pflanzen wirkt und sich in den meristematischen Regionen der Wurzeln und Sprosse akkumuliert. Algen besitzen solche Strukturen nicht. Dies wird durch den tiefsten gemessenen Wert bei *Myriophyllum sibiricum* bestätigt.

Da mit grosser Wahrscheinlichkeit ein Vertreter der empfindlichsten Gruppe im Datensatz vorhanden ist, kann laut TGD for EQS ein Assessmentfaktor von 10 angewendet werden. Nach der AF-Methode ergibt sich daraus ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{AA-EQS} = 6 \mu\text{g/L} / 10 = \mathbf{0.6 \mu\text{g/L}}$$

7.1.2 AA-EQS Herleitung mit SSD-Methode

Die Ableitung eines AA-EQS mittels Speziessensitivitätsverteilung (SSD) ist nicht möglich, dazu benötigt es chronische Daten von mindestens 10-15 verschiedenen Arten aus 8 taxonomischen Gruppen. In den chronischen Daten sind jedoch nur 4 taxonomische Gruppen enthalten (Algen, Wasserpflanzen, Krebse und Fische). Für Amphibien liegt nur ein nicht exakter „grösser als“-Wert vor. Für eine spezifische SSD mit Vertretern dikotyle Wasserpflanzen liegen ebenso nicht genügend Datenpunkte vor.

7.1.3 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmenstudien

Im Bericht der Environment Agency (UK TAG, 2007) sind einige Mikro-/Mesokosmen-Studien beschrieben (ab Seite 31). AA-EQS können nicht direkt von den dort vorgestellten Ergebnissen abgeleitet werden, sie stützen aber die Wahl der Sicherheitsfaktoren, die bei der AF-Methode verwendet wurden, da sie aquatische Pflanzen klar als empfindlichste Gruppe identifizierten. Man kann also davon ausgehen, dass mit Qualitätskriterien basieren auf Effektdaten dikotyle Pflanzen, alle weiteren taxonomischen Gruppen geschützt sind.

7.2 Akute Toxizität

Tabelle 5: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für 2,4-D

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Myriophyllum spicatum</i>	EC50	40	Bird, 1993
Krebstiere	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	LC50	8720	Robertson & Bunting, 1976
Fische	<i>Geophagus brasiliensis</i>	LC50	15160	Barbieri, 2009
Weitere				
Insekten	<i>Culex pipiens fatigans</i>	LC50	302000	Farah et al., 2004

Tabelle 6: 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	1 mg/L-10 mg/L	
1	< 1mg/L	X

7.2.1 MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Es liegen valide EC50-Werte für die Organismengruppen der Algen, Wasserpflanzen, Fische, Krebstiere und Insekten vor. Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Wenn 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sind, kann ein Assessmentfaktor von 100 mit dem EC50-Wert der empfindlichsten Art verrechnet werden. Der AF kann gemäss TGD for EQS (EC 2011) auf 10 erniedrigt werden, wenn entweder die Standardabweichung der logarithmierten EC50-Werte <0.5 ist (hier 0.99), oder der Wirkmechanismus bekannt ist und ein Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im Effektdatensatz enthalten ist. Ein Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe für dieses Herbizid ist die Wasserpflanze *Myriophyllum spicatum*, welche im Datensatz mit dem tiefsten Wert vertreten ist. Aus diesem Grund kann ein AF von 10 verwendet werden. Es liegen noch tiefere EC50 Werte für Wurzelwachstums-Endpunkte vor, ebenfalls für *Myriophyllum*-Arten (11 µg/L für *M. spicatum* aus Ratte und Ratte 2011 und 13 µg/L für *M. aquaticum* aus Roshon 1997). Wie in Kapitel 7.1.1 begründet, werden Wurzelendpunkte, welche in Tests mit Sucrose-haltigen Medium gewonnen wurden, nicht zur EQS-Herleitung verwendet. Daraus ergibt sich folgender MAC-EQS Vorschlag:

$$\text{MAC-EQS} = 40 \mu\text{g/L} / 10 = 4 \mu\text{g/L}$$

7.2.2 MAC-EQS Herleitung mit SSD-Methode

Auch im Fall des MAC-EQS ist die Anwendung der SSD-Methode nicht zulässig, da nur für fünf (Algen, Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische und Insekten), statt der geforderten acht taxonomischen Gruppen belastbare akute Effektdaten vorliegen. Aus den vorliegenden Daten geht aber klar hervor, dass die dikotylen Wasserpflanzen deutlich empfindlicher sind als andere Organismengruppen. Für eine spezifische SSD basierend auf akuten Effektdaten von dikotylen Wasserpflanzen liegen aber nicht genügend Datenpunkte vor.

7.2.3 MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmenstudien

Wie im Abschnitt 7.1.4 erwähnt, sind im Bericht der Environment Agency (UK TAG, 2007) einige Mikro-/Mesokosmen-Studien beschrieben (ab Seite 31). Von diesen können ebenfalls keine MAC-EQS abgeleitet werden, da keine Effekte nach kurzen Expositionszeiten beschrieben sind.

8. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

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

Laut des EU Review Reports von 2001 beträgt der BCF von 2,4-D als Säure 10 und als Salz sogar <0.1 (UK TAG, 2007, Seite 8). BCF-Werte zwischen 1-10 sprechen für ein schwaches Bioakkumulationspotential. Mit einem Wertebereich von 2.62 bis 2.81 liegt der $\log K_{OW}$ von 2,4-D ebenfalls unter 3. Somit ist eine Bioakkumulationsabschätzung nicht relevant.

9. Schutz der aquatischen Organismen

Der akute und chronische Effektdatensatz von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure und deren Salzen umfassen alle 3 trophischen Ebenen. Dikotyle Wasserpflanzen stellen dabei die empfindlichste Organismengruppe dar. Die vorgeschlagenen EQS basieren auf Effektdaten für Dikotyle Wasserpflanzen, wodurch sie einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten sollten. Zusätzlich steht noch ein Effektdatensatz für Esterformen zur Verfügung (siehe Tabelle A 1), da diese in der Schweiz jedoch weder als Pflanzenschutzmittel noch als Biozid zugelassen sind, wurden diese Daten nicht zur Ableitung der EQS herangezogen. Die Säure weist die tiefsten akuten und chronischen Toxizitätsdaten auf. Ein mit

diesen Datenpunkten abgeleiteter EQS schützt die Organismen aller trophischen Ebenen gegenüber allen hier aufgezeigten Formulierungen (siehe im Kapitel: Toxizität der unterschiedlichen Formulierungen.). Die hier vorgeschlagenen EQS (AA-EQS: 0.6 µg/L und MAC-EQS: 4 µg/L) liegen ca. 3 bis 4-Fach über den Werten Deutschlands und Grossbritanniens (nur für England und Wales). Deutschland leitet die Werte basierend auf dem NOEC bzw. EC50 (jeweils Wurzelwachstum als Endpunkt) aus Roshon 1997 bzw. Ratte und Ratte 2011, ab. Wie in Kapitel 7.1.1 und 7.2.1 wurden diese Endpunkte im vorliegenden Dossier aufgrund der möglichen interaktiven Wirkung von Sukrose und 2,4-D nicht verwendet. Die Environment Agency (England und Wales) leitet den AA-EQS von einem LOEC/2 (Blattverformung bei *Myriophyllum sibiricum*) aus Forsyth et al., 1997 ab. Der Effekt bei dem LOEC betrug 29% und damit wäre die Berechnung einen NOECs als LOEC/2 nach TGD for EQS nicht zulässig, wonach maximal 20% Effekt bei LOEC vorliegen darf.

Sobald Herbizide mit Ester-Formen zugelassen werden, muss eine Bioakkumulationsabschätzung in Betracht gezogen werden, da ein $\log K_{ow}$ von 6.2 für den 2-Ethylhexylester der Säure grösser als 3 ist. Dadurch könnte die Gefahr von sekundärer Intoxikation bestehen.

10. Änderungen gegenüber der Version vom 03.11.2011

Im Zuge der Aktualisierung erhöhten sich der MAC-EQS minimal von 1.3 µg/L auf 4 µg/L und der AA-EQS von 0.2 µg/L auf 0.6 µg/L. Grund dafür war vor allem die Invalidation der Effektdaten für Endpunkte basierend auf Wurzelwachstum, in Tests in denen das Expositionsmedium Sukrose enthielt. Ein Grossteil der übrigen hinzugefügten Literatur wurde dem EU-Renewal Assessment Report (RAR 2013) entnommen, und ist grösstenteils älteren Datums.

11. Literatur

- Abdelghani A., Tchounwou P., *et al.* (1997) Toxicity evaluation of single and chemical mixtures of roundup, Garlon 3A, 2, 4 D, and syndets surfactant to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), bluegill sunfish (*Lepomis microchirus*), and crawfish (*Procambarus spp.*). *Environmental Toxicology and Water Quality* 12(3): 237-243
- Alexander H., Gersich F. and Mayes M. (1985) Acute toxicity of four phenoxy herbicides to aquatic organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 35(1): 314-321
- Alves M G, Oliveira P F (2014): 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid alters intracellular pH and ion transport in the outer mantle epithelium of the bivalve *Anodonta cygnea*. *Aquatic Toxicology* 154, 12-18.
- Aronzon C.M., Sandoval M.T., Herkovits J. and Pérez-Coll C.S. (2011) Stage-dependent toxicity of 2, 4-dichlorophenoxyacetic on the embryonic development of a South American toad, *Rhinella arenarum*. *Environmental Toxicology* 26(4): 373-381
- Atamaniuk T M, Kubrak O I, Storey K B, Lushchak V I (2013): Oxidative stress as a mechanism for toxicity of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D): Studies with goldfish gills. *Ecotoxicology* 22, 1498-1508.
- Baarschers W.H., Donnelly J.G. and Heitland H.S. (1988) Microbial toxicity of triclopyr and related herbicides. *Toxicity assessment* 3(2): 127-136
- Bajet C, Kumar A, Calingacion M, Narvacan T (2012): Toxicological assessment of pesticides used in the Pagsanjan-Lumban catchment to selected non-target aquatic organisms in Laguna Lake, Philippines. *Agricultural water management* 106, 42-49.
- Barbieri E. (2009) Effect of 2,4-D herbicide (2, 4-dichlorophenoxyacetic acid) on oxygen consumption and ammonium excretion of juveniles of *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824)(Osteichthyes, Cichlidae). *Ecotoxicology* 18(1): 55-60
- Bednarz T. (1981) The effect of pesticides on growth of green and blue-green algae cultures. *Acta Hydrobiologia*, 23, 155–172. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Belgers J.D.M., Van Lieverloo R.J., *et al.* (2007) Effects of the herbicide 2,4-D on the growth of nine aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 86(3): 260-268
- Bird K.T. (1993) Comparisons of herbicide toxicity using in vitro cultures of *Myriophyllum spicatum*. *Journal of Aquatic Plant Management* 31: 43-43
- Birge W.J., Black J.A. and Bruser D.M. (1979) Toxicity of organic chemicals to embryo-larval stages of fish. EPA 560/11-79-007. Washington, DC: US Environmental Protection Agency. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Biró P. (1979) Acute effects of the sodium salt of 2,4-D on the early developmental stages of bleak, *Alburnus alburnus*. *Journal of Fish Biology*, 14, No. 1, 101–109. [Zitiert in UK TAG 2007].
- BLW (2011) Das schweizerische Bundesamt für Landwirtschaft. Pflanzenschutzmittelverzeichnis (Stand: 31.10.2011): <http://www.blw.admin.ch/psm/wirkstoffe/index.html?lang=de&item=4>.
- Bogers M, Enninga I C (1990): 2,4-D acid (as DMA-salt) 96 hr acute toxicity study (LC50) in the rainbow trout (Flow trough); cited in RAR (2013).
- Burridge T., Lavery T. and Lam P. (1995) Acute toxicity tests using *Phyllospora comosa* (Labillardiere) C. *Agardh* (Phaeophyta: Fucales) and *Allorchestes compressa* Dana (Crustacea: Amphipoda). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 55(4): 621-628
- Butler P.A. (1963) A review of Fish and Wildlife Service investigations during 1961 and 1962, Washington, DC, US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, pp. 11–25 (Circular No. 167). [Zitiert in UK TAG, 2007].

- Browne A M, Moore P A (2014): The effects of sublethal levels of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide (2,4-D) on feeding behaviors of the crayfish *O. rusticus*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 67, 234-244.
- Caldwell R.S., Buchanan D.V., *et al.* (1979) Toxicity of the herbicides 2, 4-D, DEF, propanil and trifluralin to the Dungeness crab, *Cancer magister*. Archives of environmental contamination and toxicology 8(4): 383-396
- CCREM C C o R a E M (1987): Canadian water quality guidelines 2,4-D
- Christopher S. and Bird K. (1992) The effects of herbicides on development of *Myriophyllum spicatum* L. cultured *in vitro*. Journal of environmental quality 21(2): 203-207
- Coady K, Marino T, Thomas J, Sosinski L, Neal B, Hammond L (2013): An evaluation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in the Amphibian Metamorphosis Assay and the Fish Short-Term Reproduction Assay. Ecotoxicology and Environmental Safety 90, 143-150.
- Crago J, Tran K, Budicin A, Schreiber B, Lavado R, Schlenk D (2015): Exploring the impacts of two separate mixtures of pesticide and surfactants on estrogenic activity in male fathead minnows and rainbow trout. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 68, 362-370.
- Crawford R.B. and Guarino A.M. (1985) Effects of environmental toxicants on development of a teleost embryo. Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology, 6, 185–194. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Dören L (2010): Entwicklung von *in vivo*-Biotests mit submersen und emersen Makrophyten. Dissertation Universität Freiburg.
- Ebke K P, Felten C, Dören L (2013): Impact of heterophylly on the sensitivity of *Myriophyllum aquaticum* biotests. Environmental Sciences Europe 25.
- EC (2001) European Commission (EC), Review report for the active substance 2,4-D Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 2 October 2001 in view of the inclusion of 2,4-D in Annex I of Directive 91/414/EEC.
- 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).
- 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).
- Fairchild J., Ruessler D., *et al.* (1997) Comparative sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to sixteen herbicides. Archives of environmental contamination and toxicology 32(4): 353-357
- Fairchild J.F., Feltz K.P., *et al.* (2009) An ecological risk assessment of the exposure and effects of 2,4-D acid to rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). Archives of environmental contamination and toxicology 56(4): 754-760
- Farah M.A., Ateeq B., *et al.* (2004) Studies on lethal concentrations and toxicity stress of some xenobiotics on aquatic organisms. Chemosphere 55(2): 257-265
- Fargasova A. (1997) Determination of toxicity of plant growth regulators in selected aquatic organisms *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. Biologia (Slovak Republic), Bratislava, 52/3: 405-408, 1997
- Finlayson B. and Verrue K. (1985) Toxicities of butoxyethanol ester and propylene glycol butyl ether ester formulations of 2, 4-dichlorophenoxy acetic acid (2, 4-D) to juvenile salmonids. Archives of environmental contamination and toxicology 14(2): 153-160
- Fochtman P (2003): 2,4-D ACID: *Daphnia magna* acute immobilization test. Study Number: W/22/03; cited in RAR (2013).
- Fochtman P (2004a): 2,4-D Acid: Fish, early life stage. Study number W/25/03; cited in RAR (2013).
- Fochtman P (2004b): 2,4-D Acid: Fish, juvenile growth test. Study number W/24/03; cited in RAR (2013).

- Fochtmann P (2004c): 2,4-D ACID: Toxicity Evaluation for Fish. Study Number W/56/03; cited in RAR (2013).
- Forsyth D., Martin P. and Shaw G. (1997) Effects of herbicides on two submersed aquatic macrophytes, *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum sibiricum* Komarov, in a prairie wetland. Environmental Pollution 95(2): 259-268
- Gervais G., Brosillon S., *et al.* (2008) Ultra-pressure liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry for multiresidue determination of pesticides in water. Journal of Chromatography A 1202(2): 163-172
- Göncz A. and Senčič L. (1994) Metolachlor and 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid sensitivity of *Salvinia natans*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 53(6): 852-855
- Holcombe G., Benoit D., Hammermeister D., Leonard E. and Johnson R. (1995) Acute and long-term effects of nine chemicals on the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology 28(3): 287-297
- Hughes J.S. and Davis J.T. (1963) Variations in toxicity to bluegill sunfish of phenoxy herbicides. Weeds: 50-53
- Hughes J S (1990a): The toxicity of 2,4-D to *Selenastrum capricornutum*; cited in RAR (2013).
- Hughes J S (1990b): The toxicity of 2,4-D, Dimethylamine salt to *Lemna gibba* G3; cited in RAR (2013).
- INERIS (2012): Normes de qualite ambientale: 2,4-D.
- Johnson W.W. and Finley M.T. (1980) Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Summaries of toxicity tests conducted at Columbia National Fisheries Research Laboratory, 1965-78. United States Fish and Wildlife Service Resource Publication(137)
- Junghans M., Backhaus T., *et al.* (2006) Application and validation of approaches for the predictive hazard assessment of realistic pesticide mixtures. Aquatic Toxicology 76(2): 93-110
- Klimisch H.J., Andreae M. and Tillmann U. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regulatory Toxicology and Pharmacology 25(1): 1-5
- Kubitz J, Dohmen G P (2003): BAS 140 01 H: Effects of BAS 140 01 H on the growth of the aquatic plant *Myriophyllum aquaticum*; Study number: 165337; cited in RAR (2013).
- Kubrak O I, Atamaniuk T M, Husak V V, Lushchak V I (2013a): Transient effects of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) exposure on some metabolic and free radical processes in goldfish white muscle. Food and Chemical Toxicology 59, 356-361.
- Kubrak O I, Atamaniuk T M, Storey K B, Lushchak V I (2013b): Goldfish can recover after short-term exposure to 2,4- dichlorophenoxyacetate: Use of blood parameters as vital biomarkers. Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology 157, 259-265.
- Lajmanovich R C, Attademo A M, Simoniello M F, Poletta G L, Junges C M, Peltzer P M, Grenón P, Cabagna-Zenkusen M C (2015): Harmful Effects of the Dermal Intake of Commercial Formulations Containing Chlorpyrifos, 2,4-D, and Glyphosate on the Common Toad *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae). Water, Air, and Soil Pollution 226.
- Larrain A., Riveros A., *et al.* (1999) Toxicity of metals and pesticides using the sperm cell bioassay with the sea urchin *Arbacia spatuligera*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 62(6): 749-757
- Lewis S., Murgatroy C. and Gardiner J. (1996) Proposed Environmental Quality Standards for 2,4-D and mecoprop in water. R & D Technical Report NR 3096/2/4226. Swindon: WRc. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Linden E., Bengtsson B.E., *et al.* (1979) The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpacticoid *Nitocra spinipes*. Chemosphere, 8, No. 11-12, 843-851. [Zitiert in UK TAG 2007].

- Lindsay S, Chasse J, Butler R A, Morrill W, Van Beneden R J (2010): Impacts of stage-specific acute pesticide exposure on predicted population structure of the soft-shell clam, *Mya arenaria*. *Aquatic Toxicology* 98, 265-274.
- Liu D.H.W. and Lee J.M. (1975) BUCH: Toxicity of selected pesticides to the bay mussel (*Mytilus edulis*): National Environmental Research Center
- Mark U, Hantink-de Rooy E (1989): Prolonged toxicity study with *D. magna* under semi-static conditions: Test substance: 2,4-D as DMA salt.
- Matviishyn T M, Kubrak O I, Husak V V, Storey K B, Lushchak V I (2014): Tissue-specific induction of oxidative stress in goldfish by 2,4-dichlorophenoxyacetic acid: Mild in brain and moderate in liver and kidney. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 37, 861-869.
- Mayer F. (1987) Acute toxicity handbook of chemicals to estuarine organisms, Washington, DC, US Department of Commerce, National Technical Information Service, 274 pp. (NTIS Report No. PB-87 188686). [Zitiert in Lewis *et al.*, 1996, zitiert in UK TAG 2007].
- Mayer F.L. and Ellersieck M.R. (1986) Manual of acute toxicity : Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publication 160. Washington, DC: US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Meehan W.R., Norris L.A. and Sears H.S. (1974) Toxicity of various formulations of 2,4 D to salmonids in southeast Alaska. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31(4): 480-485
- Menezes C, Fonseca M B, Leitemperger J, Pretto A, Moraes B S, Murussi C R, Baldisserotto B, Loro V L (2015): Commercial formulation containing 2,4-D affects biochemical parameters and morphological indices of silver catfish exposed for 90 days. *Fish Physiology and Biochemistry* 41, 323-330.
- Mishra B.S., Singh M., Aggrawal P., Laxmi A. (2009) Glucose and Auxin Signaling Interaction in Controllin *Arabidopsis thaliana* Seedlings Root Growth and Development. *PLoS One* 4(2), e4502, 1-13
- 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.
- Mohr S, Schott J, Maletzki D, Hünken A (2013). Effects of toxicants with different modes of action on est systems with varying complexity. *Ecotoxicol Environ Saf* 97, 32-39.
- Neuwoehner J., Junghans M., Koller, M., Escher B.I. (2008) QSAR analysis and specific endpoints for classifying the physiological modes of action of biocides in synchronous green algae. *Aquatic Toxicology* 90, 8–18
- Nierzedzka E (2004a): 2,4-D ACID: toxicity evaluation for algae. Study number: W/55/03; cited in RAR (2013).
- Nierzedzka E (2004b): 2,4-D ACID: toxicity evaluation for duckweed *Lemna minor* L. UTCC 490. Study number: W/57/03; cited in RAR (2013).
- Nierzedzka E (2005a): 2,4-D ACID: growth inhibition test for *Anabaena flos-aquae* SAG 30.87; W/24704; cited in RAR (2013).
- Nierzedzka E (2005b): 2,4-D ACID: growth inhibition test for *Skeletonema costatum* SAG 19.99; W/24/04; cited in RAR (2013).
- Nierzedzka E, Żmijowski G (2006): AMINOPIELIK STANDARD 600 SL. *Daphnia magna* acute immobilization test; Study number W/36/06, cited in RAR (2013).
- OECD (2014a): Test No. 238: Sediment-Free *Myriophyllum Spicatum* Toxicity Test. OECD Publishing.
- OECD (2014b): Test No. 239: Water-Sediment *Myriophyllum Spicatum* Toxicity Test. OECD Publishing.
- Oris J.T., Winner R.W. and Moore M.V. (1991) A four day survival and reproduction toxicity test for *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10(2): 217-224

- Padilla S, Corum D, Padnos B, Hunter D, Beam A, Houck K, Sipes N, Kleinstreuer N, Knudsen T, Dix D (2012): Zebrafish developmental screening of the ToxCast™ Phase I chemical library. *Reproductive Toxicology* 33, 174-187.
- Park K., Park J., *et al.* (2010) Biological and molecular responses of *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae) to herbicide 2, 4-D (2, 4-dichlorophenoxyacetic acid). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 151(4): 439-446
- Porch J R, Kendall T Z, Krueger H O (2011a): 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid: A 72-hour toxicity test with the freshwater alga (*Pseudokirchneriella subcapitata*); Study number: 379A-148A; cited in RAR (2013).
- Porch J R, Kendall T Z, Krueger H O (2011b): 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid: A 72-hour Toxicity Test with the Marine Diatome (*Skeletonema costatum*); Study number: 379A-150A; cited in RAR (2013).
- Présing M. (1981) On the effects of Dikonirt (sodium salt of 2,4-Dichlorophenoxy-acetic acid) on the mortality and reproduction of *Daphnia magna*. *Hydrobiologia* 83(3): 511-516
- Råberg S., Nyström M., *et al.* (2003) Impact of the herbicides 2,4-D and diuron on the metabolism of the coral *Porites cylindrical*. *Marine Environmental Research*, 56, 503–514. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Ratte M, Ratte T (2011): Abschlussbericht zu Umweltbundesamt-Vorhaben Z 6 – 97 327/4, FKZ: 363 01 294: Organisation eines Laborvergleichstests und eines Workshops – Entwicklung und methodische Optimierung eines Prüfverfahrens mit höheren Wasserpflanzen.
- RAR (2013): Renewal Assessment Report 2,4-D; Volume 3; ANNEX B.) Ecotoxicology; Rapporteur Member State: Hellas; Co-Rapporteur Member State: Poland; Feb. 2013.
- Rebstock M (2011): 2,4-D Acid: Growth inhibition Test with the Freshwater Diatom *Navicula pelliculosa*; Study number: 67558, cited in RAR (2013).
- Rehwoldt R.E., Kelley E. and Mahoney M. (1977) Investigations into the acute toxicity and some chronic effects of selected herbicides and pesticides on several fresh water fish species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 18(3): 361-365
- Retzlaff, G. (1992). Growth rate determination of *Lemna* by video scan of the leaf surface area. Target assays for modern herbicides and related phytotoxic compounds. Edited by P. Boger and G. Sandmann. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla, 251-256.
- Robertson E. and Bunting D. (1976) The acute toxicity of four herbicides to 0–4 hour nauplii of *Cyclops vernalis* fisher (copepoda, cyclopoida). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 16(6): 682-688
- Rodea-Palomares I, Makowski M, Gonzalo S, González-Pleiter M, Leganés F, Fernández-Piñas F (2015): Effect of PFOA/PFOS pre-exposure on the toxicity of the herbicides 2,4-D, Atrazine, Diuron and Paraquat to a model aquatic photosynthetic microorganism. *Chemosphere* 139, 65-72.
- Rodriguez E.M. and Amin O.A. (1991) Acute toxicity of parathion and 2,4-D to larval and juvenile stages of *Chasmagnathus granulata* (decapoda, brachyura). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 47(4): 634-640
- Rodriguez E.M. and Lombardo R.J. (1991) Acute toxicity of parathion and 2,4 D to estuarine adult crabs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46(4): 576-582
- Roshon R. (1997) Dissertation: A toxicity test for the effects of chemicals on the non-target submersed aquatic macrophyte, *Myriophyllum sibiricum* komarov. The University of Guelph.
- Sacker D (2009): 2,4-D DMA 720g/L AI: The acute toxicity of 2,4-D DMA 720 g/L AI to *Lemna minor* over a 7 day exposure period; Study number ENV8498/100803; cited in RAR (2013).
- Sanders H.O. (1970) Toxicities of some herbicides to six species of freshwater crustaceans. *Water Pollution Control Federation*: 1544-1550
- Sarikaya R. and Yilmaz M. (2003) Investigation of acute toxicity and the effect of 2, 4-D (2, 4-dichlorophenoxyacetic acid) herbicide on the behavior of the common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758; Pisces, Cyprinidae). *Chemosphere* 52(1): 195-201

- Shim J. and Self L. (1973) Toxicity of agricultural chemicals to larvivorous fish in Korean rice fields. *Tropical medicine* 15(3). p123-130, 1973.
- Snell T.W., Moffat B.D., *et al.* (1991) Acute toxicity tests using rotifers: IV. Effects of cyst age, temperature, and salinity on the sensitivity of *Brachionus calyciflorus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 21(3): 308-317
- Soto E., Larrain A. and Bay-Schmith E. (2000) Sensitivity of *Ampelisca araucana* juveniles (Crustacea: Amphipoda) to organic and inorganic toxicants in tests of acute toxicity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64(4): 574-578. [Zitiert in UK TAG 2007].
- St-Laurent D., Blaise C., *et al.* (1992) Comparative assessment of herbicide phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* using microplate and flask bioassay procedures. *Environmental Toxicology and Water Quality* 7(1): 35-48
- Tomlin C.D.S. (2006) *The Pesticide Manual*, British Crop Production Council (BCPC), 14th Edition.
- Turgut C. and Fomin A. (2001) Establishment of standardised growth conditions of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) verdcourt for testing sediment toxicity. *Journal of Applied Botany-Angewandte Botanik*, 75, 80–84.
- UK TAG (2007) Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). Science Report – HOEP670085/SR15
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA RED (2005) US Environmental Protection Agency (US EPA), Reregistration Eligibility Decision (RED) 2,4-D. EPA 738-R-05-002. Washington, DC: Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, US EPA. Available from: http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/24d_red.pdf [Accessed 21 November 2006]. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Vaishnav D D, Yurk J J, Wade B A (1990a): 2,4-D: Acute toxicity to tide water silverside (*Medina beryllina*) under flow-through conditions; cited in RAR (2013).
- Vaishnav D D, Yurk J J, Wade B A (1990b): 2,4-D: Acute toxicity tp pink shrimp (*Penaeus duorarum*) under flow-through conditions; cited in RAR (2013).
- Vardia H. and Durve V. (1981a) The toxicity of 2,4-D to *Cyprinus carpio* var. communis in relation to the seasonal variation in the temperature. *Hydrobiologia* 77(2): 155-159
- Vardia H. and Durve V. (1981b) Bioassay Study on Some Freshwater Fishes Exposed to 2,4 Dichlorophenoxyacetic Acid. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 9(2): 219-223
- Walsh G.E. (1972) Effects of herbicides on photosynthesis and growth of marine unicellular algae. *Hyacinth Control J* 10: 45-48
- Wan M., Watts R. and Moul D. (1991) Acute toxicity to juvenile Pacific Northwest salmonids of Basacid Blue NB755 and its mixture with formulated products of 2,4-D, glyphosate, and triclopyr. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 47(3): 471-478
- Ward T.G. and Boeri R.L. (1991) Chronic toxicity of 2,4-D, 2-ethylhexyl ester to the Daphnid *Daphnia magna*. Laboratory Project Number: No. 9041-D. Unpublished study prepared by Resource Analysts Inc/EnviroSystem Division. [Zitiert in UK TAG 2007].
- Ward T J, Boeri R L (1991): Chronic toxicity of 2,4-D to the daphnid, *D. magna*; cited in RAR (2013).
- Wenzel A, Shemotyuk L, Schlich K (2014): EQS DATASHEET: ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARD 2,4-D Acid.
- Woodward D.F. and Mayer F.L.J. (1978) Toxicity of three herbicides (butyl, isooctyl and propylene glycol ether esters of 2,4-D) to cut-throat trout and lake trout. Technical Papers of the US Fish and Wildlife Service No. 97. Washington, DC: US Fish and Wildlife Service, United States Department of the Interior. [Zitiert in UK TAG 2007].

12. Appendix

Tabelle A 1: Effektdatensammlung für 2,4-D Ester. Dies ist lediglich eine Zusammenstellung der Literaturdaten, eine Validierung oder Umrechnung zum Säureäquivalent hat nicht stattgefunden.

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Formulierung	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Autor
akute Effektdaten limnisch											
PGBEE	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	-	120	h	EC50	=	1280	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IOE	Fische	<i>Oncorhynchus keta</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	1000	µg/L		Meehan <i>et al.</i> , 1974
PGBEE	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	428	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IPE*	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	260	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IOE	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	5000	µg/L		Meehan <i>et al.</i> , 1974
EHE	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3200	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IOE	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	10000	µg/L		Meehan <i>et al.</i> , 1974
PGBEE	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1790	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
EHE	Fische	<i>Rana pipiens</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	505	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IOE	Fische	<i>Salvelinus malma</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	10000	µg/L		Meehan <i>et al.</i> , 1974
EHE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	-	48	h	EC50	=	3400	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	-	48	h	EC50	=	4970	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IPE*	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	-	48	h	EC50	=	2200	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	-	14	d	EC50	=	397	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IPE*	Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	120	h	EC50	=	130	µg/L		ECOTOX Database (OPP 2000) zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	600	µg/L		Johnson & Finley, 1980
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	21000	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	30000	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	70000	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	63000	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2E+05	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2E+05	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
PGBEE	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	468	µg/L		Finlayson & Verrue, 1985
PGBEE	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	329	µg/L		Finlayson & Verrue, 1985
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	79000	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2E+05	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
IOEr	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2E+05	µg/L		Wan <i>et al.</i> , 1991
PGBEE	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1000	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE ⁶	Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	315	µg/L		Finlayson & Verrue, 1985
PGBEE ⁶	Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	246	µg/L		Finlayson & Verrue, 1985
BE	Fische	<i>Salmo clarkii</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	900	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Fische	<i>Salmo clarkii</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1000	µg/L		Johnson & Finley, 1980
BE	Fische	<i>Salmo clarkii</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	380	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Formulierung	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Autor
PGBEE	Fische	<i>Salmo clarkii</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	302	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007
BE	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	470	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	389	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007
BE	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	900	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1100	µg/L		Johnson & Finley, 1980
butyl esterSäure	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität	24	h	EC50	=	10340	µg/L		Aronzon <i>et al.</i> , 2010
butyl esterSäure	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität	168	h	EC50	=	7760	µg/L		Aronzon <i>et al.</i> , 2010
PGBEE	Insekten	<i>Chironomus plumosus</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	390	µg/L		Mayer & Eilersieck, 1986, zitiert in UK TAG, 2007
BE	Insekten	<i>Pteronarcella badia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1500	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Insekten	<i>Pteronarcella badia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2400	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2600	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Krebstiere	<i>Asellus brevicaudus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	3200	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Asellus brevicaudus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	2200	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Cypridopsis vidua</i>	Mortalität	48	h	EC50	=	400	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	5600	µg/L		Sanders, 1970
BEE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	1700	µg/L		Mayer & Eilersieck, 1986, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	100	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	100	µg/L		Mayer & Eilersieck, 1986, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	EC50	=	1200	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	5900	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	2600	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	440	µg/L		Mayer & Eilersieck, 1986, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2900	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Krebstiere	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	1400	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	2700	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	360	µg/L		Mayer & Eilersieck, 1986, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Krebstiere	<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	400	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Krebstiere	<i>Simocephalus serrulatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4900	µg/L		Johnson & Finley, 1980
PGBEE	Krebstiere	<i>Cypridopsis vidua</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	1800	µg/L		Sanders, 1970
PGBEE	Krebstiere	<i>Cypridopsis vidua</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	320	µg/L		Sanders, 1970
akute Effektdaten marin											
BEE	Algen	<i>Chlorococcum sp.</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	100	µg/L		Walsh, 1972
BEE	Algen	<i>Chlorococcum sp.</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	75	µg/L		Walsh, 1972
BEE	Algen	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	75	µg/L		Walsh, 1972
BEE	Algen	<i>Isochrysis galbana</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	150	µg/L		Walsh, 1972
BEE	Algen	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	Wachstumshemmung	10	d	EC50	=	75	µg/L		Walsh, 1972
PGBEE	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	-	120	h	EC50	=	1020	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II), zitiert in UK TAG, 2007
BEE	Fische	<i>Alburnus alburnus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3450	µg/L		Linden <i>et al.</i> , 1979
EHE	Fische	<i>Menidia beryllina</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	480	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II zitiert in UK TAG, 2007
IOE	Krebstiere	<i>Penaeus aztecus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	480	µg/L		Mayer, 1987, zitiert in Lewis <i>et al.</i> , 1996, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Krebstiere	<i>Penaeus aztecus</i>	Verlust des Gleichgewichtes	48	h	EC50	=	550	µg/L		Butler, 1963, zitiert in Lewis <i>et al.</i> , 1996 zitiert in UK TAG, 2007
BEE	Krebstiere	<i>Nitocra spinipes</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3100	µg/L		Linden <i>et al.</i> , 1979

EFFEKTDATENRECHERCHE											
Formulierung	Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Autor
PGBEE	Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalen Deposition	96	h	EC50	=	1800	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
IOE	Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalen Deposition	96	h	EC50	=	1000	µg/L		(Mayer, 1987), zitiert in (Lewis <i>et al.</i> , 1996), zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalen Deposition	96	h	EC50	=	55	µg/L		Mayer, 1987, zitiert in Lewis <i>et al.</i> , 1996, zitiert in UK TAG, 2007
BEE	Algen	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	100	µg/L		Walsh, 1972
BEE	Algen	<i>Isochrysis galbana</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	200	µg/L		Walsh, 1972
BEE	Algen	<i>Phaeodactylum tricorutum</i>	Sauerstoffproduktion	1.5	h	EC50	=	100	µg/L		Walsh, 1972
IBEE	Krebs	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	300	µg/L		Rodriguez & Amin, 1991
PGBEE	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	6E+06	µg/L		Rodriguez & Amin, 1991
PGBEE	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Reproduktion	48	h	LC50	=	1060	µg/L		Rodriguez & Amin, 1991
PGBEE	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Reproduktion	72	h	LC50	=	430	µg/L		Rodriguez & Amin, 1991
PGBEE	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Reproduktion	72	h	LC50	=	6E+05	µg/L		Rodriguez & Amin, 1991
PGBEE	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Reproduktion	96	h	LC50	=	300	µg/L		Rodriguez & Amin, 1991
PGBEE	Krebstiere	<i>Chasmagnathus granulata</i>	Reproduktion	96	h	LC50	=	3E+06	µg/L		Rodriguez & Amin, 1991
chronische Effektdaten limnisch											
PGBEE	Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	-	120	h	NOEC	=	590	µg/L		US EPA RED, 2005 (see annex II) zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	32	d	NOEC	=	56	µg/L		US EPA RED, 2005 (see annex II) zitiert in UK TAG, 2007
EHE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität und Reproduktion	21	d	EC50	=	1350	µg/L		(Ward & Boeri, 1991), zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität und Reproduktion	21	d	NOEC	=	200	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	-	14	d	NOEC	=	141	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Mortalität und Wachstum	86	d	NOEC	=	40	µg/L		(Finlayson & Verrue, 1985)
BE	Fische	<i>Salmo clarkii</i>	Mortalität	60	d	NOEC	=	19	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Fische	<i>Salmo clarkii</i>	Mortalität	60	d	NOEC	=	19	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007
BE	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	60	d	NOEC	=	26	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007
PGBEE	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	60	d	NOEC	=	32	µg/L		Woodward & Mayer, 1978, zitiert in UK TAG, 2007
chronische Effektdaten marin											
PGBEE	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	-	120	h	NOEC	=	538	µg/L		US EPA RED, 2005 (see Annex II) zitiert in UK TAG, 2007

* Abkürzung stammt aus UK TAG, 2007. Wofür Abkürzung steht ist jedoch nicht angegeben, evtl. Isopropylester