

2016

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

Ersterstellung: 12.08.2010 (Stand der Datensuche)  
13.09.2011 (Einarbeitung des Gutachtens)  
1. Aktualisierung: 14.03.2016 (Stand der Datensuche)  
24.08.2016 (Einarbeitung des Gutachtens)

# 1. Qualitätskriterien-Vorschläge

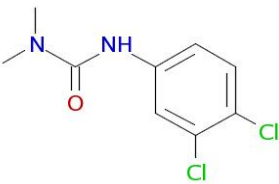
**CQK (AA-EQS): 0.07 µg/L** (vor Aktualisierung 0.02 µg/L)

**AQK (MAC-EQS): 0.25 µg/L** (vor Aktualisierung 0.06 µg/L)

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

# 2. Physikochemische Parameter

**Tab. 1:** Geforderte Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS (EC 2011) für Diuron. Zusätzliche Eigenschaften wurden kursiv angegeben. Die angegebenen Werte wurden soweit möglich zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	3-(3,4-Dichlorphenyl)-1,1-dimethylharnstoff	ESIS (EC 2010)
<i>Chemische Gruppe</i>	Phenylharnstoffderivate	Backhaus <i>et al.</i> 2004
Strukturformel		ESIS (EC 2010)
CAS-Nummer	330-54-1	EU 2005
EINECS-Nummer	206-354-4	ESIS (EC 2010)
Summenformel	C <sub>9</sub> H <sub>10</sub> Cl <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O	ESIS (EC 2010)
SMILES-code	CN(C)C(=O)Nc1ccc(Cl)c(Cl)c1	UM-BBD (University of Minnesota 2010)
Molekulargewicht (g·mol <sup>-1</sup> )	233.1	Epi-Suite 4.0 (US EPA 2008)
Schmelzpunkt (°C)	158 (exp)	Epi-Suite 4.0 (US EPA 2008)
Siedepunkt (°C)	353.86 (est - Adapted Stein & Brown Method); Zersetzung beginnt ab ca. 330°C	Epi-Suite 4.0 (US EPA 2008) EC DAR (2003)
Dampfdruck (Pa)	9.20 x 10 <sup>-6</sup> (exp); 1.15 x 10 <sup>-6</sup> <sup>1</sup>	Epi-Suite 4.0 (US EPA 2008); EC DAR (2003)
Henry's-Konstante (Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> )	5.11 x 10 <sup>-5</sup> (exp)	Epi-Suite 4.0 (US EPA 2008)
Wasserlöslichkeit (mg·L <sup>-1</sup> )	42 mg/L (25 °C) 35 mg/L (20 °C)	Frimmel <i>et al.</i> 2001, zitiert in EU 2005
pK <sub>a</sub>	keine pK <sub>a</sub> Werte zwischen 0 und 12 (est)	Karickhoff <i>et al.</i> 2009
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient(log K <sub>ow</sub> )	2.87 <sup>1</sup> ; 2.67 (est - KOWIN Version 1.67), 2.68 (exp)	EC DAR (2003); Epi-Suite 4.0 (US EPA 2008)
Sediment/ Wasser Verteilungskoeffizient (log K <sub>oc</sub> oder log K <sub>p</sub> )	log K <sub>oc</sub> = 2.4 (exp)	Epi-Suite 4.0 (US EPA 2008)

<sup>1</sup> In EC DAR (2003) wird nicht angegeben ob es sich um experimentelle oder um geschätzte Daten handelt.

### 3. Allgemeines

Anwendung: Diuron wird sowohl als Herbizid in der Landwirtschaft eingesetzt, als auch als Biozid in Gebäudehüllen (Burkhardt *et al.* 2009).

Wirkungsweise: Diuron hemmt, wie andere Phenylharnstoffe, den Elektronentransport im Photosystem II (Devine *et al.* 1993). Studien mit der Grünalge *Scenedesmus vacuolatus* haben gezeigt, dass die Wirkung von Phenylharnstoffen auf die Photosynthese reversibel ist (Vallotton *et al.* 2009; Vallotton *et al.* 2008).

Analytik: Vigna und Mitarbeiter haben mit einer SPE Aufkonzentrierung und einer HPLC-UV Detektion eine Bestimmungsgrenze von 0.5 µg/L erreicht (Vigna *et al.* 2006). Mit SPE und GC-MS wurde eine Bestimmungsgrenze von 0.03 µg/L erreicht (Claver *et al.* 2006).

#### Stabilität und

Abbauprodukte: Gemäss dem EU Dossier (EU 2005) zu Diuron liegt die Halbwertszeit im Wasser unter abiotischen Bedingungen bei 90 Tagen und in einem Flusssystem bei 48 Tagen und eine Hydrolyse kann bei normalen Temperaturen und neutralem pH Bereich vernachlässigt werden. Die Halbwertszeit in einer Mesokosmen-Studie betrug 43 Tage (Knauer and Hommen 2012). Insgesamt kann daher für alle Kurzzeitexpositionen, sowie Langzeitexpositionen bei denen das Testmedium und die Testsubstanz periodisch oder kontinuierlich erneuert wurde (semi-statisch und Durchfluss) davon ausgegangen werden, dass die Testkonzentrationen stabil waren. Unter Annahme der kürzesten oben angegebenen Halbwertszeit von 43 Tagen würde die nach dem TGD for EQS kritische Schwelle von >20% Abweichung von nominaler zur tatsächlichen Konzentration erst nach 13.8 Tagen erreicht. Die analytische Validierung der Testkonzentrationen ist somit lediglich für Langzeitexpositionen (>14 d) ohne Nachdosierung der Testsubstanz als zwingendes Kriterium für die Validität anzusehen. Primäre Transformationsprodukte (TP) des Diurons sind 3-(3-chlorophenyl)-1,1-dimethylurea (MCPDMU), welches auf anaeroben Weg entsteht, sowie 1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methylurea (DCPMU), 1-(3,4-dichlorophenyl)urea (DCPU) und schliesslich 3,4-dichloroanilin (DCA), welche auf aeroben Weg entstehen (Neuwöhner *et al.* 2010). Für Algen konnte eine gezeigt werden, dass die während oxidativer und photochemischer Transformation gebildeten Produkte nicht wesentlich zur Toxizität des entstehenden Gemisches aus Muttersubstanz (Diuron) und TP beitragen (Mestankova *et al.* 2011). In einer weiteren Studie wurde die stark abnehmende Algentoxizität während Diuron Transformation bestätigt, es zeigte sich aber eine zunehmende Toxizität für Daphnien, welche vor allem durch DCA entsteht (Neuwöhner *et al.* 2010). Des Weiteren gibt es Hinweise auf eine endokrine Wirkung (anti-androgen) der Haupttransformationsprodukte (DCA, DCPU und DCPMU) auf Fische (*Oreochromis niloticus*), bei Konzentrationen im Bereich von 0.2 µg/L (Pereira *et al.* 2015). Eine ökotoxikologische Bewertung der TP wäre daher empfehlenswert.

### Bestehende EQS und allgemeines Vorgehen:

Diuron ist eine prioritäre Substanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Es existieren daher bereits ein AA-EQS (0.2 µg/L) und ein MAC-EQS (1.8 µg/L) aus dem Jahr 2005 (EU 2005). Beide basieren auf Daten zu Primärproduzenten und wurden mit der Assessment-Faktor-Methode abgeleitet. Aufgrund der Datenfülle zur Toxizität von Diuron gegenüber Algen wurde entschieden, nur Studien zu berücksichtigen, deren Endpunkt Wachstumshemmung über 72h ist, da das im damals gültigen TGD für Risikobewertung (European Commission 2003) als der korrekte Endpunkt für Algentoxizität angegeben war. Diuron wird in der Schweiz als sehr expositionsrelevant eingestuft (Götz *et al.* 2010). In der ersten Version dieses Stoffdatenblattes wurde anhand von Studien aus den Jahren 2005 bis 2010 geprüft, ob die EQS aus dem EU-Dossier (EU, 2005) noch aktuell waren. Ältere Studien wurden nicht recherchiert. Um die Konsistenz zu gewährleisten, wurden ebenfalls nur Algenstudien berücksichtigt, deren Endpunkt Wachstum ist. Zusätzlich wurden auch noch Studien zur Reproduktion von Algen (Wachstumshemmung in synchronisierten Kulturen basierend auf direkt bestimmter Zellzahl) berücksichtigt, selbst wenn sie eine kürzere Testdauer als 72 h hatten, da damit im Prinzip dieselben Prozesse getestet werden. Damit fielen die zahlreichen Studien zur Chlorophyllfluoreszenz aus dem Suchraster heraus. Für die anderen taxonomischen Gruppen wurden keine Einschränkungen in Bezug auf den Endpunkt gemacht. Effektwerte aus Tests mit Formulierungen werden nicht für die EQS-Ableitung verwendet, da diesen weitere, unbekannte Stoffe beigemischt sind und deren Toxizität unklar ist. Resultate aus solchen Studien sollen aber als unterstützende Informationen dienen.

Zur Aktualisierung des Dossiers wurde wie oben beschrieben vorgegangen. Es wurde keine allumfängliche Datenrecherche vorgenommen, sondern nur Studien berücksichtigt, die seit 2010 publiziert wurden. Für eine allfällige Aktualisierung des EU-Dossiers sollte daher die gesamte Literatur berücksichtigt werden. So wurden im EU-Dossier z.B. keine Mikro- und Mesokosmenstudien berücksichtigt. In einem Amerikanischen Dossier von Fojut *et al.* (2010) finden sich weitere Studien auch älteren Datums.

In Tabelle 2a sind die relevanten Daten (s.o.) aufgelistet, die seit 2005 publiziert wurden.

## 4. Ökotoxikologische Parameter

In Tabelle 2a sind alle Effektdaten für Diuron für den Zeitraum 2005-2016 aufgeführt. Effektwerte aus Tests mit Formulierungen werden nicht für die EQS-Ableitung verwendet. Resultate aus solchen Studien sollen aber als unterstützende Informationen dienen. Es wurden nur die Algenstudien berücksichtigt, deren Endpunkt Wachstum oder Reproduktion war. Literaturdaten die in grau dargestellt wurden können nach dem TGD for EQS (EC, 2011) nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität<sup>2</sup> 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 (direkte EQS Relevanz). Eine Unterscheidung in nominale und tatsächliche Testkonzentrationen wurde in der Tabelle nicht vollzogen. Für die EQS-Herleitung wurden aber nur Studien (siehe Tab. 3 und 4) verwendet bei denen eine signifikante Abweichung unwahrscheinlich ist (siehe dazu vorhergehenden Abschnitt über die Stabilität). Nur für längerfristige Untersuchungen (>96h) mit statischer Exposition wurde angegeben, ob die Expositionskonzentrationen analytisch bestimmt wurden. Der derzeit anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Studie verwendete Name wurde in Klammern angegeben.

---

<sup>2</sup>Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (R; Engl. *Reliability*) und Relevanz (C; Engl. *Relevance*) bewertet. Beide werden in Übereinstimmung mit der Klimisch Methode in folgende Kategorien eingeteilt: R1/C1= Zuverlässig/Relevant ohne Einschränkung; R2/C2 = Zuverlässig/Relevant mit Einschränkung; R3/C3 = nicht Zuverlässig/Relevant; R4/C4 = nicht bewertbar. Ist eine Studie R3 oder R4 bzw. C3 oder C4, wurde im allgemeinen keine Relevanzbewertung bzw. Überprüfung der Zuverlässigkeit durchgeführt. Die nach Klimisch bewerteten Studien sind mit K gekennzeichnet.

**Tab.2a:** Effektdatensammlung für Diuron für den Zeitraum 2005 bis 2016. Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen der unbekanntenen Formulierungshilfsstoffe als nicht relevant angesehen und daher nicht für die Risikobewertung berücksichtigt. Die für die EQS Ableitung relevantesten Effektwerte pro Spezies wurden unterstrichen.

Effektdatentabelle											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Notiz	Literaturquelle
<b>akute Effektdaten – limnisch</b>											
Protisten	<i>Paramecium caudatum</i>	Mortalität	6	h	LC50	=	64.6	mg/L	R3		Mansano <i>et al.</i> 2016
Cyanobakterien	<i>Anabaena variabilis</i>	Überleben (Anzahl Kolonien auf Agarplatte)	12	d	LC50	=	80	µg/L	R4, C3		Singh <i>et al.</i> 2011
Cyanobakterien	<i>Anabaena CPB4337</i>	Biolumineszenz Hemmung	24	h	EC50	=	3.8	µg/L	C3		Rodea-Palomares <i>et al.</i> 2015
Algen	<i>Achnanthydium minutissimum</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	56 <sup>4</sup>	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013 <sup>4</sup>
Algen	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	Biomasse (Chlorophyll-a)	4-6	d	EC50	=	8.1	µg/L	R4, C2		Roubeix <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Wachstumsrate	24	h	EC50	=	39.6	µg/L	R3		Nestler <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Wachstumsrate	48	h	EC50	=	42	µg/L	R3		Korkaric <i>et al.</i> 2015a
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Wachstumsrate	24	h	EC50	=	111.9	µg/L	R3		Korkaric <i>et al.</i> 2015b
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum	72	h	EC50	=	10.5	mg/L	R4		Shi <i>et al.</i> 2014
Algen	<i>Craticula accomoda</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	1426	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Cyclotella meneghiniana</i> <sup>3</sup> (planktonischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	23	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	<u>72</u>	h	<u>EC50</u>	=	<u>46.3</u>	µg/L	R2, C1		Masojidek <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Encyonema neomesianum</i>	Biomasse (Chlorophyll-a)	4-6	d	EC50	=	18.9	µg/L	R4, C2		Roubeix <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Encyonema silesiacum</i> <sup>3</sup> (planktonischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	8.8	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Eolimna minima</i>	Biomasse (Chlorophyll-a)	4-6	d	EC50	=	11.5	µg/L	R4, C2		Roubeix <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Fragilaria capucina</i>	Biomasse (Chlorophyll-a)	4-6	d	EC50	=	4.5	µg/L	R4, C2		Roubeix <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Fragilaria capucina</i> var <i>vaucheriae</i> (planktonischer Modus) <sup>3</sup>	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	4	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Fragilaria rumpens</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	8.9	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Gomphonema parvulum</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	1423	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Mayamaea fossalis</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	139	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Navicula lanceolata</i>	Biomasse (Chlorophyll-a)	4-6	d	EC50	=	6.8	µg/L	R4, C2		Roubeix <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Nitzschia linearis</i>	Biomasse (Chlorophyll-a)	4-6	d	EC50	=	8.8	µg/L	R4, C2		Roubeix <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Nitzschia palea</i>	Biomasse (Chlorophyll-a)	4-6	d	EC50	=	18.5	µg/L	R4, C2		Roubeix <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Nitzschia palea</i> <sup>3</sup>	Wachstumshemmung (basierend auf	96	h	EC50	=	1539	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013

<sup>3</sup> Alle Effektdaten zu Diatomeen aus Larras *et al.* 2013 wurden im benthischen und im planktonischen Modus untersucht. Hier ist jeweils nur die Effektkonzentration für den sensitiveren Modus aufgeführt.

<sup>4</sup> Effektdaten in Larras *et al.* 2013 stammen in Teilen auch aus Larras *et al.* 2012.

Effektdatentabelle											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Notiz	Literaturquelle
	(planktonischer Modus)	Chlorophyll Fluoreszenz)									
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Reproduktion	24	h	EC50	=	11.7	µg/L	K2		Neuwoehner et al. 2008
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	19	µg/L	R4, C1		Fallahi et al. 2014
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Biomasse	24	h	EC50	=	39.6	mg/L	R4		Mestankova et al. 2011
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	22	µg/L	R4, C1		Study report 1991, zitiert in ECHA 2016
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	9	µg/L	R4, C1		Study report 1991, zitiert in ECHA 2016
Algen	<i>Sellaphora minima</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	2606	µg/L	R4, C2		Larras et al. 2013
Algen	<i>Ulnaria ulna</i> <sup>2</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC50	=	42	µg/L	R4, C2		Larras et al. 2013
Wasserpflanzen	<i>Apium nodiflorum</i>	Wachstum	14	d	EC50	=	2808	ng/L	K3	D, S	Lambert et al. 2006
Wasserpflanzen	<i>Apium nodiflorum</i>	Wurzel-Wachstum	14	d	EC50	=	0.26	ng/L	K3	D, S	Lambert et al. 2006
Wasserpflanzen	<i>Chara vulgaris</i>	Wachstum	14	d	EC50	=	350	ng/L	K3	D, S	Lambert et al. 2006
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	7	d	EC50	=	28.3	µg/L	R2, C1	S, B	Gatidou et al. 2015
Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstum	14	d	EC50	=	5000	ng/L	K3	D	Lambert et al. 2006
Krebstiere	<i>Mesocyclops aspericornis</i>	Mortalität	72	h	LC50	>	677	µg/L	K2		Leboulanger et al. 2011
Krebstiere	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	Mortalität	48	h	EC50	=	4.89	µg/L	K3		Brausch und Smith 2009
Fische	<i>Danio rerio</i>	Entwicklungs Mortalität	5	d	AC50 <sup>5</sup>	>	18.6	mg/L	R3, C4		Padilla et al. 2012
akute Effektdaten – marin											
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i> ( <i>Vibrio fischeri</i> )	Microtox Test	30	min	EC50	=	9.2	µg/L	R3, C1		Gatidou et al. 2015
Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	0.55	µg/L	R3, C2	B	Devilla et al. 2005, neu bewertet
Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	1.4	µg/L	R2,C2	B	Devilla et al. 2005, neu berechnet
Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>	Wachstum (Biomass)	96	h	EC50	=	110	µg/L	R2, C2	A	Bao et al. 2011
Cyanobakterien	<i>Chroococcus minor</i>	Wachstum (Biomasse)	7	d	EC50	=	4.7	µg/L	R2, C2	A	Bao et al. 2011
Algen	<i>Cylindrotheca closterium</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	59	µg/L	R3		Silkina et al. 2012
Algen	<i>Emiliana huxleyi</i>	Wachstum	72	h	EC50	=	2.26	µg/L	R3	B	Devilla et al. 2005
Algen	<i>Emiliana huxleyi</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	4.2	µg/L	R2, C2	B, E	Devilla et al. 2005, neu berechnet
Algen	<i>Entomoneis c.f. punctulata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	24	µg/L	K2		Stauber et al. 2008
Algen	<i>Navicula sp.</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	3.7	µg/L	K2		Magnusson et al. 2008
Algen	<i>Navicula sp.</i>	Wachstum (Wachstumsrate)	72	h	EC50	=	7.8	µg/L	K2		Magnusson et al. 2008
Algen	<i>Nephroselmis pyriformis</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	5.8	µg/L	K2		Magnusson et al. 2008
Algen	<i>Nephroselmis pyriformis</i>	Wachstum (Wachstumsrate)	72	h	EC50	=	8	µg/L	K2		Magnusson et al. 2008
Algen	<i>Nitzschia closterium</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	17	µg/L	K2		Stauber et al. 2008
Algen	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	9.2	µg/L	R4, C1		DeLorenzo et al. 2013
Algen	<i>Fragilaria pinnata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	53	µg/L	R3		Silkina et al. 2012
Algen	<i>Ostreococcus tauri</i>	Bioluminescence	72	h	EC50	=	10.2	µg/L	C3		Sanchez-Ferandin et al. 2013

<sup>5</sup> AC50 = halb-maximale Aktivitätskonzentration. In diesem Endpunkt sind Larven Mortalität und Schlupferfolg zusammengefasst worden, welcher nicht direkt mit einem EC50-Wert verglichen werden kann.

Effektdatentabelle											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Notiz	Literaturquelle
Algen	<i>Pyrocystis lunula</i>	Wachstum	24	h	EC50	=	43000	µg/L	R3		Bao <i>et al.</i> 2011
Algen	<b><i>Skeletonema costatum</i></b>	<b>Wachstum (Biomasse)</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>5.9</b>	<b>µg/L</b>	<b>R2, C1</b>		<b>Bao <i>et al.</i> 2011</b>
Algen	<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	62	µg/L	R3		Silkina <i>et al.</i> 2012
Algen	<b><i>Thalassiosira pseudonana</i></b>	<b>Wachstum (Biomasse)</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>EC50</b>	<b>=</b>	<b>4.3</b>	<b>µg/L</b>	<b>R2, C1</b>		<b>Bao <i>et al.</i> 2011</b>
Cnidaria	<i>Aiptasia sp.</i>	Mortalität	96	h	LC50	-	19000	µg/L	R3		Bao <i>et al.</i> 2011
Annelida	<i>Hydroides elegans</i> (Larven)	Mortalität	48	h	LC50	=	16000	µg/L	R3		Bao <i>et al.</i> 2011
Annelida	<i>Hydroides elegans</i> (Larven)	Mortalität	48	h	LC50	>	1000	µg/L	R4		Tsunemasa and Okamura 2011
Echinodermata	<i>Lytechinus variegatus</i>	Entwicklungstoxizität	24	h	EC50	=	3754	µg/L	R4, C2		Perina <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Artemia franciscana</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	12.5	mg/L	R3		Koutsaftis und Aoyama 2008, Neubewertung
Krebstiere	<i>Artemia salina</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	12.01	mg/L	R3		Koutsaftis und Aoyama 2007, Neubewertung
Krebstiere	<i>Artemia salina</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	6000	µg/L	R3		Shaala <i>et al.</i> 2015
Krebstiere	<i>Balanus amphitrite</i> (Larven)	Mortalität	24	h	LC50	=	21000	µg/L	R3		Bao <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Elasmopus rapax</i> (Larven)	Mortalität	96	h	LC50	>	3000	µg/L	R2, C1		<b>Bao <i>et al.</i> 2011</b>
Krebstiere	<i>Tigriopus japonicus</i> (Adulte)	Mortalität	96	h	LC50	=	11000	µg/L	R3		Bao <i>et al.</i> 2011
Fisch	<b><i>Oryzias melastigma</i> (Larven)</b>	<b>Mortalität</b>	<b>96</b>	<b>h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>7800</b>	<b>µg/L</b>	<b>R2</b>		<b>Bao <i>et al.</i> 2011</b>
Fisch	<i>Psetta maxima</i>	Embryo-Mortalität	48	h	LC50	=	1076	µg/L	R4, C1		Mhadhbi Lazhar <i>et al.</i> 2012
Fisch	<i>Psetta maxima</i>	Larven-Mortalität	144	h	LC50	=	7826	µg/L	R4, C1		Mhadhbi Lazhar <i>et al.</i> 2012
subchronische und chronische Daten- limnisch											
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Wachstum	96	h	NOEC	<	750	µg/L	R3		Zhou <i>et al.</i> 2013
Protisten	<i>Paramecium caudatum</i>	Inhibition des Wachstums	24	h	IC50	=	610	mg/L	R3		Mansano <i>et al.</i> 2016
Algen	<i>Achnanthydium minutissimum</i> <sup>3</sup> (planktonischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	7.67	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Craticula accommoda</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	185	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Cyclotella meneghiniana</i> <sup>3</sup> (planktonischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	2.74	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Encyonema silesiacum</i> <sup>3</sup> (planktonischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	4	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Fragilaria capucina</i> var <i>vaucheriae</i> (planktonischer Modus) <sup>3</sup>	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	0.11	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Fragilaria rumpens</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	0.76	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Gomphonema parvulum</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	53	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Mayamaea fossalis</i> <sup>3</sup> (benthischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	91	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Nitzschia palea</i> <sup>3</sup> (planktonischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	196	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	3.2	µg/L	R4, C1		Study report 1991, zitiert in ECHA 2016
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstumsrate	96	h	EC10	=	5	µg/L	R4, C1		Fallahi <i>et al.</i> 2014
Algen	<b><i>Scenedesmus vacuolatus</i></b>	<b>Reproduktion</b>	<b>24</b>	<b>h</b>	<b>EC10</b>	<b>=</b>	<b>2</b>	<b>µg/L</b>	<b>K2</b>		<b>Neuwoehner <i>et al.</i> 2008</b>
Algen	<i>Sellaphora minima</i> <sup>3</sup>	Wachstumshemmung (basierend auf	96	h	EC10	=	693	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013



Effektdatentabelle											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Notiz	Literaturquelle
	(benthischer Modus)	Chlorophyll Fluoreszenz									
Algen	<i>Ulnaria ulna</i> <sup>3</sup> (planktonischer Modus)	Wachstumshemmung (basierend auf Chlorophyll Fluoreszenz)	96	h	EC10	=	18	µg/L	R4, C2		Larras <i>et al.</i> 2013
Wasserpflanzen	<i>Apium nodiflorum</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	50	ng/L	K3	D, S	Lambert <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Apium nodiflorum</i>	Wurzel-Wachstum	14	d	NOEC	<	0.5	ng/L	K3	D, S	Lambert <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Chara vulgaris</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	0.5	ng/L	K3	D, S	Lambert <i>et al.</i> 2006
Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	0.5	ng/L	K3	D, S	Lambert <i>et al.</i> 2006
Fische	<i>Danio rerio</i> (adult)	Kanzerogenität (Mikronukleusfrequenz, DNA Schädigung)	21	d	NOEC	<	1000	µg/L	R3	SS	Bony <i>et al.</i> 2010
Fische	<i>Pagrus auratus</i>	Verformungen der Wirbelsäule (Exposition während und nach der Fertilisation)	36	h	LOEC	=	50	µg/L	K3		Gagnon und Rawson 2009
Fische	<i>Pagrus auratus</i>	Verformungen der Wirbelsäule (Exposition während und nach der Fertilisation)	36	h	NOEC	=	5	µg/L	K3		Gagnon und Rawson 2009
<b>subchronische und chronische Daten- marin</b>											
Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>	Wachstum	72	h	LOEC	=	0.43	µg/L	K2	B	Devilla <i>et al.</i> 2005
Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	0.21	µg/L	R2, C2	B	Devilla <i>et al.</i> 2005
Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>	Wachstum	72	h	EC10	=	0.19	µg/L	K2	B, F	Devilla <i>et al.</i> 2005, Neuberechnung.
Algen	<i>Emiliana huxleyi</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	0.54	µg/L	R3, C2	B	Devilla <i>et al.</i> 2005, Neu bewertet
Algen	<i>Emiliana huxleyi</i>	Wachstum	72	h	NOEC	<	0.2	µg/L	R2, C2	B, E	Devilla <i>et al.</i> 2005
Algen	<i>Entomoneis c.f. punctulata</i>	Wachstum	72	h	LOEC	=	6	µg/L	K2		Stauber <i>et al.</i> 2008
Algen	<i>Entomoneis c.f. punctulata</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	2	µg/L	K2		Stauber <i>et al.</i> 2008
Algen	<i>Navicula sp</i>	Wachstum	72	h	EC10	=	0.5	µg/L	K2		Magnusson <i>et al.</i> 2008
Algen	<i>Nephroselmis pyriformis</i>	Wachstum	72	h	EC10	=	2.2	µg/L	K2		Magnusson <i>et al.</i> 2008
Algen	<i>Nitzschia closterium</i>	Wachstum	72	h	LOEC	=	6	µg/L	K2		Stauber <i>et al.</i> 2008
Algen	<i>Nitzschia closterium</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	2	µg/L	K2		Stauber <i>et al.</i> 2008
Echinodermata r	<i>Lytechinus variegatus</i>	Entwicklungstoxizität	24	h	EC10	=	994	µg/L	R4		Perina <i>et al.</i> 2011
Mollusca	Auster (Embryos)	Embryotoxizität (Entwicklung zur normalen D-Form)	24	h	NOEC	<	0.05	µg/L	R2, C2		Akcha <i>et al.</i> 2012
Mollusca	Auster (Embryos)	Genotoxizität	24	h	NOEC	<	0.05	µg/L	R2, C3		Akcha <i>et al.</i> 2012
Mollusca	<i>Crassostrea gigas</i>	Entwicklung	24	h	NOEC	=	0.004	µg/L	R4		Mai <i>et al.</i> 2013
<b>Tests mit Formulierungen (bezogen auf Masse a.i./L)</b>											
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Trockengewicht)	7	d	EC50	=	35.1	µg/L	R4	C	Burns <i>et al.</i> 2015
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7	d	EC50	=	71.5	µg/L	R4	C	Burns <i>et al.</i> 2015
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum (Trockengewicht)	7	d	EC50	=	37.9	µg/L	R4	C	Burns <i>et al.</i> 2015
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7	d	EC50	=	76.6	µg/L	R4	C	Burns <i>et al.</i> 2015
Amphibien	<i>Agalychnis callidryas</i>	Mortalität	8	d	LC50	=	63.3	mg/L	R4	SS	Ghose <i>et al.</i> 2014
Amphibien	<i>Agalychnis callidryas</i>	Wachstum	8	d	LOEC	=	3.1	mg/L	R4	SS	Ghose <i>et al.</i> 2014
Fisch	<i>Astyanax sp.</i>	Biomarker (Enzymaktivitäten)	96	h	NOEC	<	15	mg/L	R4		Rossi <i>et al.</i> 2011

## Notizen

- A: Basierend auf der nominalen Konzentration
- B: Basierend auf der nominalen Konzentration, Wiederfindung wurde gemessen und lag zwischen 80-120 %.
- C: Basierend auf der gemessenen Konzentration.
- D: Keine Angabe ob gemessene oder nominale Konzentration angegeben wurde
- E: Wert neu berechnet.
- F: Wert neu berechnet. Abweichung zum publizierten Wert minimal, daher wird der publizierter Wert beibehalten.
- S: statische Exposition
- SS: semi-statische Exposition
- FT: Durchfluss (*flow-through*) Exposition

**Tab.2b:** Effektdatensatz für Diuron aus dem EU Dossier (EU 2005). Eine Bewertung der Validität nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) wurde nicht erneut durchgeführt. werden wegen der unbekanntenen Formulierungshilfsstoffe als nicht relevant angesehenen (grau) und daher nicht für die Risikobewertung berücksichtigt, auch wenn sie im EC DAR (2003) für die Zulassung als valide und relevant eingestuft wurden. Die Literaturquellen konnten nur in das Literaturverzeichnis übernommen werden, wenn sie im EU Dossier (EU 2005) genau referenziert waren. **k.A.** = es lagen keine Angaben vor. Die für die EQS Ableitung relevantesten Effektwerte pro Spezies wurden unterstrichen.

Effektdatentabelle										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Notiz	Literaturquelle
<b>akute Effektdaten</b>										
Algen (Cyanobakterien)	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72	h	EC50	=	23.2	µg/L		EC DAR (2003)
Algen (Cyanobakterien)	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	<u>30.9</u>	µg/L		EC DAR (2003)
Algen (marin)	<i>Phaeodactylum tricornerutum</i>	Wachstum	10	d	EC50	=	<u>10</u>	µg/L		Mayer 1987
Algen (marin)	<i>Phaeodactylum tricornerutum</i>	Sauerstoff-Produktion	2	h	EC50	=	<u>10</u>	µg/L		Mayer 1987
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	k.A.	72	h	EC50	=	19	µg/L	X	EC DAR (2003)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Biomasse	72	h	EC50	=	2.3	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Biomasse	72	h	EC50	=	18	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	<u>22</u>	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	<u>24</u>	µg/L		Shilo 1967
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	<u>24</u>	µg/L		Maule et Wright 1984
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	<u>22<sup>6</sup></u>	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Biomasse	96	h	EC50	=	9	µg/L		EC DAR (2003)
Wasserpflanzen	<i>Lemna paucicostata</i>		10	d	EC50	=	11	µg/L		Boger <i>et al.</i> 1993
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronnd-Fläche)	7	d	EC50	=	<u>18.3</u>	µg/L		keine Angabe
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	18	d	LC50	>	4000	µg/L		Kersting 1975
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	1000-4000	µg/L		Ludermann and Kayser 1966
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>1400</u>	µg/L		EC DAR (2003)
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>1400</u>	µg/L		Johnson and Finley 1980
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>1400</u>	µg/L		Crosby et Tucker 1966
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	160	µg/L		Johnson and Finley 1980
Krebstiere (marin)	<i>Mysidopsis bahia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1100	µg/L		Upstone 1992 Pers comm.
Fische (Brackwasser)	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>6700</u>	µg/L		EC DAR (2003)
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2800	µg/L		Mayer and Ellersieck 1986
Fische (Brackwasser)	<i>Morone saxatilis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>500</u>	µg/L		Hughes 1973
Fische (marin)	<i>Mugil cephalus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>6300</u>	µg/L		Mayer 1987
Fische	<i>Oncorhynchus clarki</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	710	µg/L		Pest. Programs 1995
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>14700</u>	µg/L		EC DAR (2003)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>28700</u>	µg/L		EC DAR (2003)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>190000</u>	µg/L		EC DAR (2003)
		Geom. Mittelwert	96	h	LC50	=	<u>43117</u>	µg/L		
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	168	h	LC50	=	<u>7700</u>	µg/L		Call <i>et al.</i> 1987

<sup>6</sup> Der 72 h Wert wird bevorzugt, da er der Standardtestdauer entspricht und anhand der Wachstumsrate anstatt Biomasse berechnet wurde.

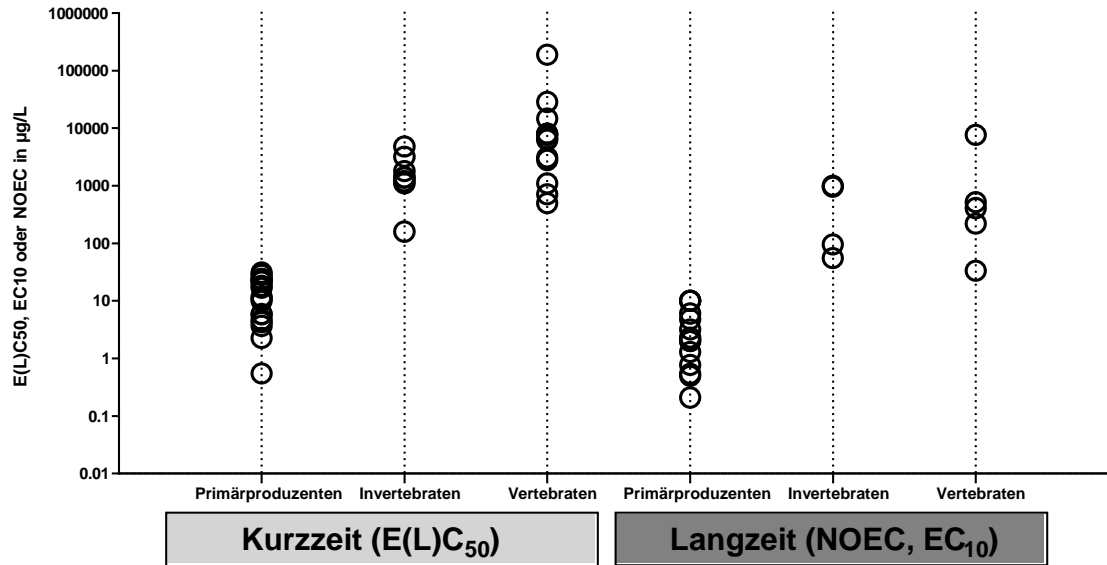
Effektdatentabelle										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Notiz	Literaturquelle
Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1100	µg/L		Mayer and Ellersieck 1986
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1200	µg/L		Johnson and Finley 1980
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1200	µg/L		IRPTC 1989
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3100	µg/L		IRPTC 1989
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität	14	d	LC50	=	8100	µg/L		Schuytema et al. 1999
Mollusken (marin)	<i>Crassostrea virginica</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	1800	µg/L		Butler 1964
Mollusken (marin)	<i>Crassostrea virginica</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	3200	µg/L		EC DAR (2003)
Mollusken (marin)	<i>Crassostrea virginica</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	4800	µg/L		EC DAR (2003)
		Geom. Mittelwert	96	h	EC50	=	3024	µg/L		
subchronische und chronische Daten										
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Wachstum	96	h	NOEC	=	0.46	µg/L	X	PSM Datenbank 1991
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	k.A.	k.A.	k.A.	NOEC	=	0.77	µg/L		Crommentuijn et al. 1997
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> ( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )	Wachstum	k.A.	k.A.	NOEC	=	3.2	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Wachstum	k.A.	k.A.	NOEC	=	10	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Wachstum	72	h	NOEC	=	10	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Wachstum (evtl. Biomasse)	72	h	NOEC	=	1.3	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	k.A.	k.A.	k.A.	NOEC	=	4.82.3	µg/L		Crommentuijn et al. 1997
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	k.A.	k.A.	k.A.	NOEC	=	106.03	µg/L		PSM Datenbank 1999
Algen	<i>Chlorococcum hypnosporum</i>	Wachstum	k.A.	k.A.	NOEC	=	100	µg/L	Y	Virmani et al. 1975, zitiert in Crommentuijn et al. 1997. Neu bewertet.
Algen	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	10	µg/L		EC DAR (2003)
Algen	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Wachstum	7	d	EC1	=	1.1	µg/L		Bringmann et al. 1975
Wasserpflanzen	<i>Lemna major</i>	k.A.	k.A.	k.A.	NOEC	=	2.3	µg/L		Crommentuijn et al. 1997
Wasserpflanzen	<i>Lemna perpusilla</i>	k.A.	k.A.	k.A.	NOEC	=	2.3	µg/L		Crommentuijn et al. 1997
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	7	d	NOEC	=	6.03	µg/L		PSM Datenbank 1999
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	55.6	µg/L		PSM Datenbank 1991
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	96	µg/L		EC DAR (2003)
Krebstiere (marin)	<i>Mysidopsis bahia</i>		28	d	LOEC	=	560	µg/L		Pest. Programs 1995
Krebstiere (marin)	<i>Mysidopsis bahia</i>	Reproduktion	28	d	NOEC	=	960	µg/L		EC DAR (2003)
Fische (Brackwasser)	<i>Cyprinodon variegatus</i>	ELS Mortalität	32	d	LC50	=	1700	µg/L		EC DAR (2003)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	28	d	NOEC	=	410	µg/L		EC DAR (2003)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	k.A.	k.A.	k.A.	NOEC	=	520	µg/L		Crommentuijn et al. 1997
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Reproduktion	64	d	NOEC	=	33.4	µg/L		Call et al. 1987
Fische	<i>Tilapia mosambica</i>	k.A.	k.A.	k.A.	NOEC	=	220	µg/L		Crommentuijn et al. 1997
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	7600	µg/L		Schuytema et al. 1998
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	7600	µg/L		Schuytema et al. 1998
Mollusken	<i>Mercenaria mercenaria</i>	Längenwachstum	10	d	NOEC	=	1000	µg/L		Crommentuijn et al. 1997

#### Notiz:

X = Studien welche mit Formulierung durchgeführt wurde. Effektwert ist daher nicht belastbar (grau), auch wenn er im DAR verwendet wurde.

Y = Diese Studie wurde im Zuge der Aktualisierung evaluiert, da Informationen zur Expositionsdauer fehlten. Bei der Durchsicht stelle sich heraus, dass der Effektwert nicht belastbar ist, da die Studie als nicht verlässlich einzustufen ist, u.a. weil Herkunft und Reinheit der Testsubstanz, sowie Expositionsdauer unbekannt ist und die Anzahl der Kontrollen nicht ausreicht.

## 5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten



**Abb.1:** Kurzzeit und Langzeit-Effektdata von Diuron für aquatische Organismen. Es wurden sowohl die Daten aus dem EU Dossier für Diuron (EU 2005) als auch die neueren Daten eingetragen.

### 5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Im EU Dossier für Diuron wurde kein Unterschied in der Sensitivität von marinen und limnischen Organismen festgestellt (EU 2005, Seite 5). Im Zuge der Aktualisierung konnten nur wenige belastbare Effektwerte zu marinen Organismen recherchiert werden, welches keine ausreichende Grundlage für eine statistische Untersuchung der Sensitivitätsunterschiede zwischen marinen und limnischen Organismen bietet. Die Werte zu marinen Organismen liegen aber im selben Bereich wie die zu limnischen Organismen. Einzig für akute Effekte auf Algen gibt es eine Tendenz zu tieferen EC<sub>50</sub> Werten bei marinen Organismen. Allerdings muss man da noch berücksichtigen, dass bei den marinen Organismen häufiger Biomasse statt Wachstumsrate als Endpunkt ausgewertet wurde. Wenn man die Studien ausschließt, bei denen die EC<sub>50</sub> Werte eindeutig auf Biomasse basieren, gibt es für 7 marine und 8 limnische Studien Daten. Die Mittelwerte unterscheiden sich mit  $P = 0.0192$ , aber die Varianzen sind nicht signifikant unterschiedlich ( $P = 0.3594$ ). Effektwerte werden daher nach dem TGD for EQS (EC, 2011) zusammengefasst und gemeinsam betrachtet.

## 6. Herleitung der EQS

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

## 7. Chronische Toxizität

### 7.1. AA-EQS Herleitung für Diuron mit AF-Methode

**Tab.3:** Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten von Diuron auf Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
<b>Basisdatensatz</b>				
Primärproduzenten	<i>Synechococcus sp.</i>	NOEC	0.21	Devilla <i>et al.</i> 2005
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	55.6	PSM-Datenbank 1991, zitiert im EU-Dossier (2005)
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	33.4	Call <i>et al.</i> 1987, zitiert im EU-Dossier 2005
<b>weitere</b>				
Mollusken	<i>Mercenaria mercenaria</i>	NOEC	1000	Crommentuijn <i>et al.</i> 1997
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	NOEC	7600	Schuytema <i>et al.</i> 1998

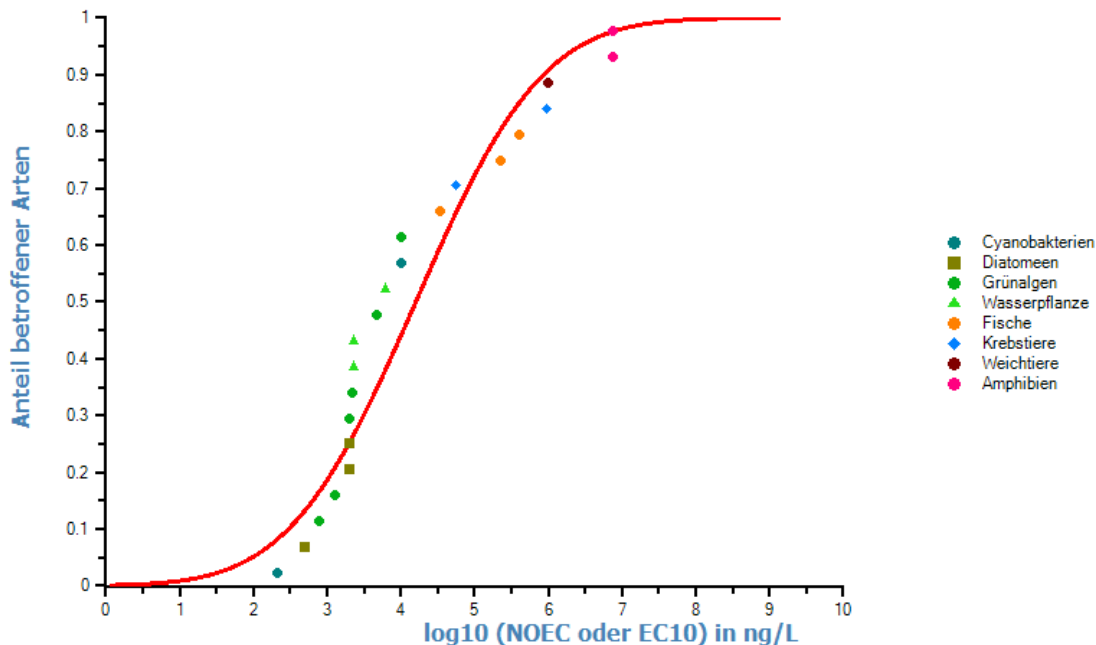
Es liegen neuere NOEC-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen) vor (Tabelle 2a). Für Fische und Krebstiere wurden keine belastbaren neueren Daten gefunden, es existieren jedoch Daten aus dem EU Dossier für Diuron (EU 2005) (Tabelle 2b). Da alle drei trophischen Ebenen besetzt sind, und mit den Primärproduzenten die sensitivste Gruppe im Datensatz vorliegt, kann nach dem TGD for EQS ein Assessmentfaktor von zehn gewählt werden. Der empfindlichste belastbare Endpunkt liegt bei 0.21 µg/L (Devilla *et al.* 2005) für das marine Cyanobakterium *Synechooccus sp.* Nach der AF-Methode ergibt sich daraus ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{AA-EQS} = 0.21 \mu\text{g/L} / 10 = 0.021 \mu\text{g/L} \approx \mathbf{0.02 \mu\text{g/L}}$$

Damit ergibt sich ein AA-EQS, das um den Faktor 10 kleiner ist als das AA-EQS der EU aus dem Jahr 2005. Auch für zwei andere Algenarten sind seit 2005 NOEC bzw. EC10 Werte veröffentlicht worden, die zumindest ein 4-fach tieferes AA-EQS rechtfertigen würden (Devilla *et al.* 2005; Magnusson *et al.* 2008).

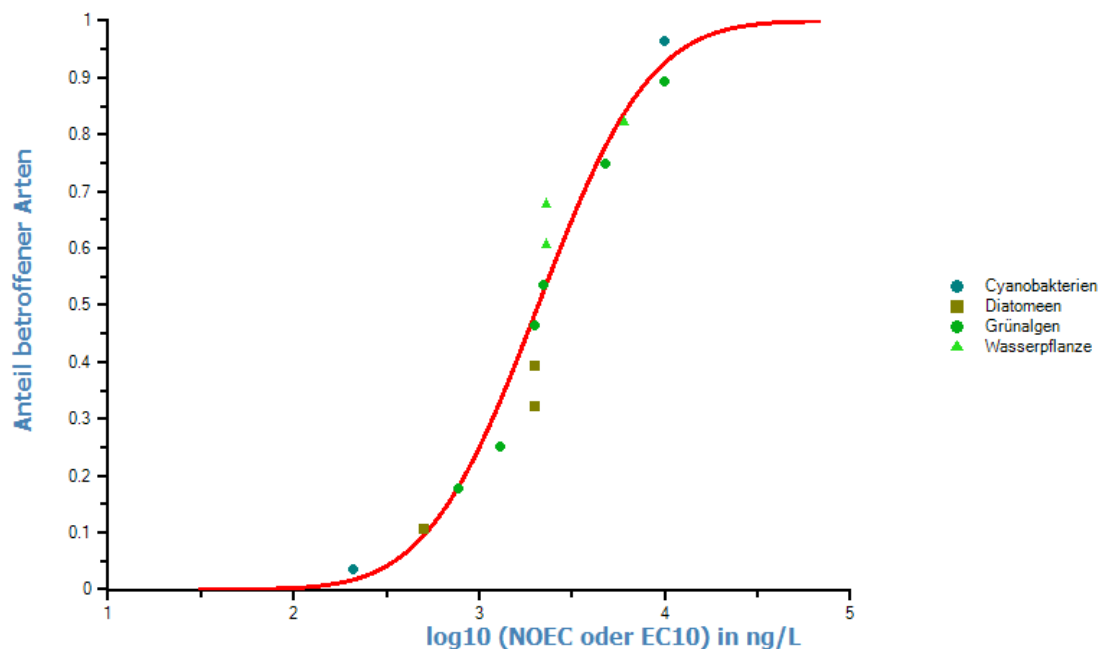
## 7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Die Voraussetzungen für die Erstellung einer SSD sind nicht gänzlich gegeben, da Effektdaten zu Insekten fehlen (EC 2011). Im akuten Datensatz liegen jedoch Effektdaten für Insekten vor und diese lassen nicht vermuten, dass Insekten sensitiver sein könnten als die sensitivste taxonomische Gruppe der Primärproduzenten. Daher wurde eine SSD erstellt da mit 23 Datenpunkten eine gute Datenlage gegeben ist. Details zur statistischen Auswertung dieser und folgender SSDs befinden sich im Annex (Tabelle A1-12, Abbildung A1-4). Pro Spezies wurde jeweils der niedrigste verlässliche und belastbare NOCE/EC10 Werte verwendet (siehe Tab. A3 im Annex).



**Abbildung 2:** Speziessensitivitätsverteilung (SSD) der chronischen EC10 oder NOEC Werte für alle Arten aus relevanten und validen Studien. Anzahl Datenpunkte (n) = 23; Tests auf Normalverteilung gemäss ETX 2.1 wurden nicht erfüllt.

Die resultierende SSD ist nicht normalverteilt (Tab. A1, Abb. A1 im Annex). Die Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen) sind weitaus empfindlicher als Organismen anderer taxonomischer Gruppen, wodurch es zu einem Bruch in der SSD kommt. Da der Wirkmechanismus Diurons bekannt ist (PSII-Inhibition), kann eine SSD mit den Vertretern der sensitivsten taxonomischen Gruppen angefertigt werden. Die Anforderungen dafür sind gegeben, da mit 14 Datenpunkten ausreichend (>10) Effektdaten vorliegen (EC 2011).



**Abbildung 3:** Speziessensitivitätsverteilung (SSD) der chronischen EC10 oder NOEC Werte für Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen (Primärproduzenten) aus relevanten und validen Studien. Anzahl Datenpunkte (n) = 14; alle Tests auf Normalverteilung gemäss ETX 2.1 wurden erfüllt; HC05 = 0.334 µg/L, untere Grenze des 95%-Konfidenzbereichs (LL HC05) = 0.122 µg/L, Verhältnis HC05/LL HC05 = 2.7 (Mass für die Unsicherheit des HC05).

Die SSD allein für Primärproduzenten ist normalverteilt (Tab. A4, Abb. A2 im Annex). Damit sind alle Anforderungen an die SSD zur Herleitung eines AA-EQS gegeben. Der HC5 entspricht 0.334 µg/L mit einem unteren Konfidenzlevel (LL) von 0.122 µg/L (Tab. A5). Das niedrige Verhältnis zum HC5/LL von 2.7 spricht für eine hohe Sicherheit bei der Bestimmung des HC5. Es wird ein Assessmentfaktor (AF) von 5 vorgeschlagen. Dies ergibt folgenden AA-EQS<sub>SSD</sub>-Vorschlag:

$$\text{AA-EQS}_{\text{SSD}} = 0.334/5 = 0.0668 \mu\text{g/L} \approx \mathbf{0.070 \mu\text{g/L}}$$

#### Begründung der Wahl des Sicherheitsfaktors (AF):

Die Wahl des AF lässt sich in einem so genannten *weight-of-evidence* Ansatz begründen:

In der Studie von McClellan *et al.* (2008) wurden bei einer Konzentration von 0.08 µg/L Änderungen in der Artenzusammensetzung in Periphyton beobachtet, welches für Effekte auf sensitive Algen Arten in diesem Konzentrationsbereich spricht (siehe auch Kapitel 7.3). Des Weiteren ergab eine Neuberechnung der Effektdaten für die Studie von Devilla *et al.* (2005), dass ein NOEC bzw. EC10 für die Alge *Emiliania huxleyi* bei < 0.2 µg/L zu vermuten ist. Aber auch andere taxonomische Gruppen scheinen zumindest während bestimmter Entwicklungsphasen, sehr sensitiv zu sein. So zeigten sich in der Studie von Mai *et al.* (2013) Embryonen der Pazifischen Felsenauster (*Crassostrea gigas*) als besonders empfindlich. In dieser Studie wurde während 24-stündiger Exposition die Entwicklung zur normalen D-Form untersucht. Es ergab sich ein LOEC bei 41 ng/L Diuron. Bei derselben Konzentration waren ebenfalls der



Befruchtungserfolg und die Qualität der Nachkommenschaft reduziert. Die Relevanz dieses Endpunktes für die Herleitung und Plausibilisierung eines chronischen Qualitätskriteriums ist, trotz der kurzen Expositionsdauer, grundsätzlich gegeben, da einen Zusammenhang zwischen Embryonen/Larvenentwicklung und Erhalt der Population besteht (Worboys *et al.* 2002). In der Studie von Mai *et al.* (2013) wurden allerdings in gefiltertem Meerwasser (FSW) exponiert, in welchem niedrige Pestizidkonzentrationen (Diuron und Metolachlor bei 1 ng/L und Irgarol bei 2 ng/L) gemessen wurden. Einen Einfluss dieser Pestizide auf die Sensitivität der *Crassostrea gigas* Embryonen und Larven lässt sich nicht zweifelsfrei ausschliessen. Daher wurde die Studie als nicht belastbar (R3) eingestuft, sie kann aber dennoch als unterstützende Information dienen. Das frühe Entwicklungsstadium von Austern zeigte sich aber auch in der Studie von Akcha *et al.* (2012) als sehr empfindlich. Hier wurde, nebst anderen Endpunkten, ebenfalls die Entwicklung der Embryonen zur normalen D-Form untersucht. Der LOEC von  $\leq 50$  ng/L entspricht der niedrigsten getesteten Konzentration, wodurch sich kein NOEC bestimmen lässt. Auch wenn in den erwähnten Studien marine Organismen untersucht wurden, sollte die Relevanz der Effekte trotzdem angenommen werden, solange noch keine Daten zur Empfindlichkeit von Süßwasser-Muscheln vorliegen.

Zusammengenommen liefern die oben aufgeführten Studien begründete Zweifel daran, dass eine Reduzierung des AF, und damit des AA-EQS, mit dem generellen Schutzziel der des Umweltschutzgesetzes und dem Vorsorgeprinzip (Artikel 1, USG) vereinbar wäre.

### **7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien**

Im EU-Dossier (EU, 2005) wurden keine Effektdaten aus Mikro-/Mesokosmosstudien aufgeführt. Für das vorliegende Dossier wurden zunächst nur Daten aus den Jahren 2005-2010 recherchiert. Im Zuge der Aktualisierung wurden danach weitere Daten aus den Jahren 2010-2016 recherchiert. Ältere Studien wurden nicht herangezogen, sollten aber für eine mögliche Revision auf EU-Ebene berücksichtigt werden. Eine Validitätsprüfung wurde wie im Text zur Tabelle 2a beschrieben durchgeführt.

In keiner der im folgenden genannten Mesokosmen Studien konnten belastbare NOEC Werte bestimmt werden. Somit lässt sich von ihnen kein AA-EQS herleiten, sie dienen aber als unterstützende Information zur Plausibilisierung der in den anderen EQS-Herleitungen gewählten Sicherheitsfaktoren (EC 2011).

Eine limnische Mesokosmen-Studie stützt den vorgeschlagenen AA-EQS (McClellan *et al.* 2008). Bereits bei einer Konzentration von 0.08  $\mu\text{g/L}$  wurden Änderungen in der Artenzusammensetzung in Periphyton beobachtet. Da diese Änderung mit einer zunehmenden Toleranz gegenüber Diuron einher geht kann geschlossen werden, dass die Änderung der Artenzusammensetzung in direktem Zusammenhang mit der Exposition gegenüber Diuron steht und die besonders Diuron empfindlichen Arten verdrängt wurden. Leider konnte in dieser Studie kein NOEC bestimmt werden, so dass eine Ableitung des AA-EQS anhand von Mesokosmenstudien nicht möglich ist. Die Studie sollte jedoch ohnehin nur als unterstützende

Information dienen, da unklar ist, ob das zur Exposition verwendete Medium (ungefiltertes Flusswasser) mit Schadstoffen belastet war. Des Weiteren lag die DMSO Konzentration oberhalb des nach dem TGD for EQS (EC, 2011) zulässigen Wert.

Auch in weiteren Mesokosmos Studien zu Diuron (Knauer *et al.* 2010; Knauert *et al.* 2009; Knauert *et al.* 2008) wurden keine NOECs bestimmt. In einer 5-wöchigen Exposition bei 5 µg/L Diuron ergaben sich keine signifikanten Effekte auf das Wachstum einer monokotylen und einer dikotylen Wasserpflanze (Knauert *et al.* 2010). In einer anderen Mesokosmenstudie mit Algen und Wasserpflanzen traten bei der einzigen getesteten Konzentration von 5 µg/L hingegen eine Vielzahl von Effekten auf funktionellen und strukturellen Endpunkten auf (Knauer and Hommen 2012).

Im Bericht von Fojut *et al.* (2010, Kapitel 13; Tabelle 9) sind einige Micro- und Mesokosmen-Studien aufgeführt, die aufgrund der Recherche-Zeiträume in dem vorliegenden Dossier nicht erfasst wurden. Zusammenfassend lässt sich dazu sagen, dass die meisten dieser aufgeführten Studien als nicht direkt belastbar einzuschätzen sind. Dennoch scheinen sie nicht im Widerspruch mit dem hier vorgeschlagenen AA-EQS zu stehen.

#### **7.4. AA-EQS Schlussfolgerung**

Wie im TGD for EQS (EC, 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Schlussendlich sollte bevorzugt ein mittels SSD-Ansatz oder von Micro- und Mesokosmen abgeleiteter EQS vorgeschlagen werden, da diese Methoden eine höhere Robustheit bezüglich Effekten in Ökosystemen aufweisen. Im vorliegenden Dossier wird daher der mittels SSD ermittelte **AA-EQS<sub>SSD</sub>** von **0.070 µg/L** vorgeschlagen.

## 8. Akute Toxizität

### 8.1. MAC-EQS Herleitung für Diuron mit AF-Methode

Tab. 4: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Diuron auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
<b>Basisdatensatz</b>				
Primärproduzenten	<i>Synechococcus sp.</i>	EC50	1.4	Devilla <i>et al.</i> 2005, neu berechnet
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	LC50	160	Johnson und Finley 1980 zitiert in EU 2005
Fische	<i>Morone saxatilis</i>	LC50	500	Hughes 1973
<b>weitere</b>				
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	LC50	3100	IRPTC 1989
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	EC50	1200	Johnson and Finley 1980
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	LC50	3024	Geom. Mittelwert aus: Butler (1964) und zwei Werten aus dem EC DAR (2003)

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

Risikoklasse	niedrigster EC50-Wert	erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/L	
3 (schädlich)	>10 mg/L; <100mg/L	
2 (giftig)	<10 mg/L;>1mg/L	
1 (sehr giftig)	< 1mg/L	X

Es liegen neuere EC50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen) und Krebstiere vor (Tabelle 2a). Nur für die Algen wurden belastbare EC50 Werte gefunden, die tiefer sind, als die im EU Dossier veröffentlichten EC50 Werte. Für Krebstiere und Fische wurde daher jeweils der tiefste EC50 aus dem EU Dossier (EU 2005) herangezogen (Tabelle 2b). Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Allerdings müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 mit den EC50 Werten der sensitivsten Studie verwenden zu können. Da der Wirkmechanismus von Diuron bekannt ist und die empfindlichste taxonomische Gruppe vertreten ist, kann in Anlehnung an das TGD for EQS (EC 2011) der Assessmentfaktor von 100 auf 10 verringert werden. Der niedrigste EC50 für Wachstumsinhibition des Cyanobakteriums *Synechococcus sp.* stammt aus der

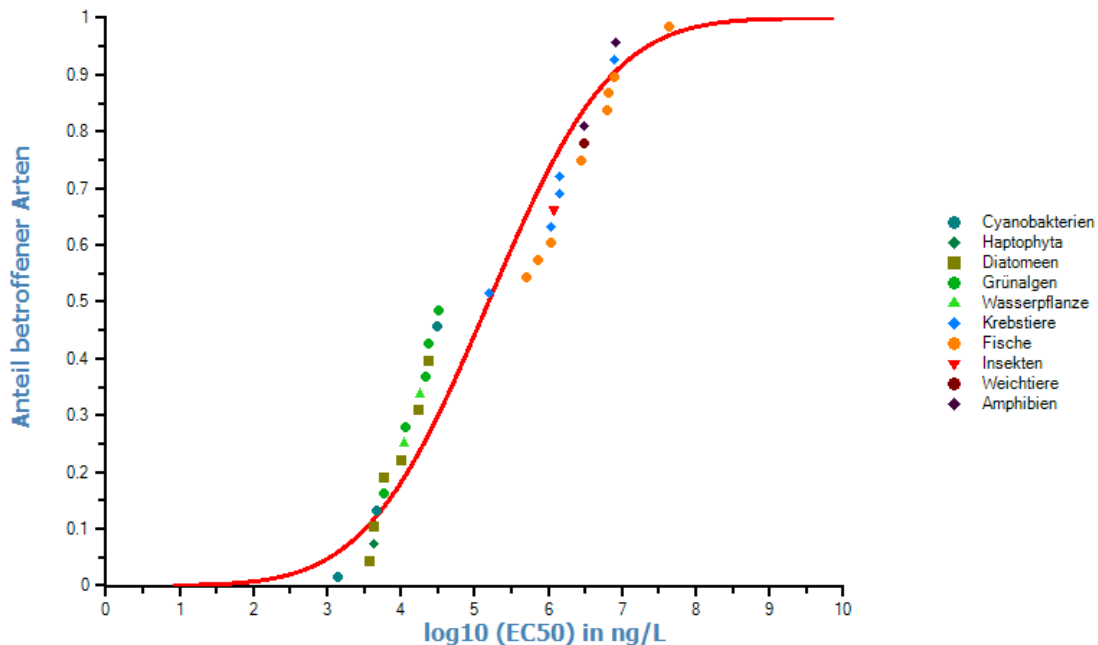
Studie von Devilla *et al.* 2005. Hier wurde allerdings nicht der in der Publikation angegebene Wert von 0.55 µg/L verwendet, da eine erneute Analyse zu einem höheren Wert von 1.4 µg/L führte. Es ergibt sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium:

$$\text{MAC-EQS} = 1.4 \mu\text{g/L} / 10 = \mathbf{0.14 \mu\text{g/L}}$$

## 8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

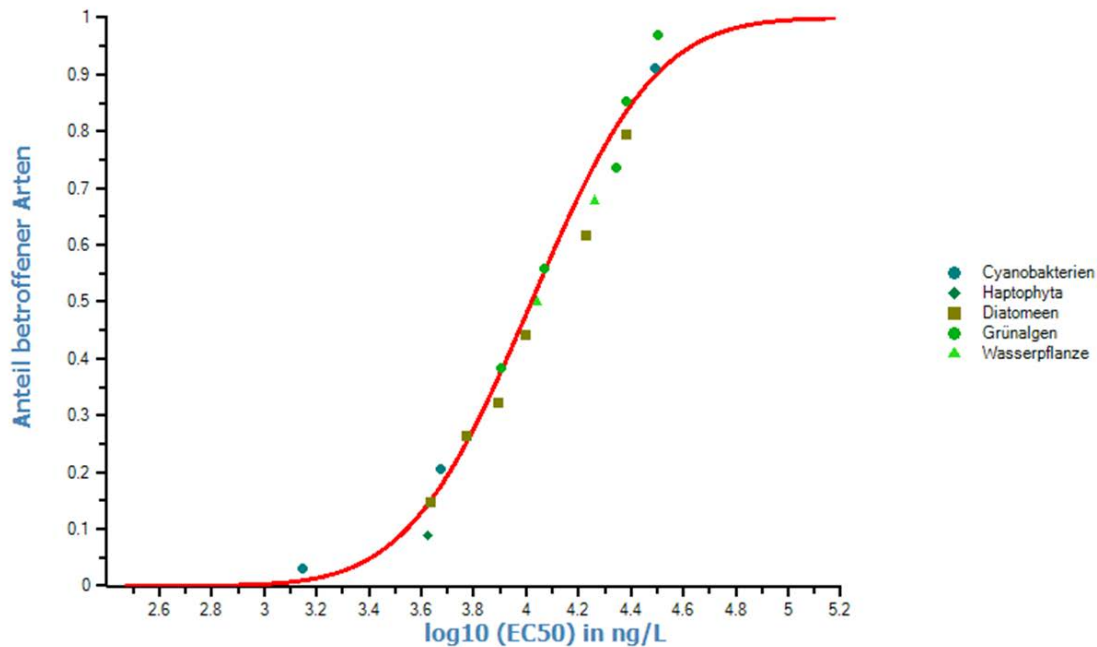
Wie im Falle der chronischen Effektdaten, lässt sich auch der MAC-EQS über die SSD-Methode bestimmen, da die formellen Anforderungen (Anzahl Datenpunkte) aus dem TGD for EQS (EC, 2011) erfüllt sind. Pro Spezies wurde jeweils der niedrigste verlässliche und belastbare E(L)C50 Werte verwendet (siehe Tab. A9 im Annex). Lagen zu einer Spezies mehrere gleichermassen verlässliche Werte für den gleichen Endpunkt vor, so wurde der geometrische Mittelwert berechnet und in der SSD verwendet (dies war für *Desmodesmus subspicatus* der Fall). Es sind Daten für 8 taxonomische Gruppen vorhanden (Fische, Amphibien, Krebstiere, Insekten, Mollusken, Algen, höhere Wasserpflanzen und Cyanobakterien) und die Anforderungen des TGD for EQS sind somit erfüllt.

Wie in Abbildung 4 zu erkennen, ist die SSD aus allen validen und belastbaren akuten Effektdaten nicht normalverteilt (Tab. A7, Abb. A3 im Annex). Es ist ein klaren Bruch auf Höhe des HC50 und eine Teilung in Primärproduzenten im unteren und Vertreter höherer trophischer Ebenen im oberen Bereich der SSD zu erkennen.



**Abbildung 4:** Speziessensitivitätsverteilung (SSD) der akuten EC50 oder LC50-Werte für alle Arten aus relevanten und validen Studien. Anzahl Datenpunkte (n) = 34; Tests auf Normalverteilung gemäss ETX 2.1 wurden nicht erfüllt.

Da der Wirkmechanismus von Diuron bekannt ist wurde ebenfalls eine SSD mit den validen und belastbaren akuten Effektdaten für Primärproduzenten erstellt (Abb. 5).



**Abbildung 5:** Speziessensitivitätsverteilung (SSD) der akuten EC50 und LC50-Werte für Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen (Primärproduzenten) aus relevanten und validen Studien. Anzahl Datenpunkte (n) = 17; alle Tests auf Normalverteilung gemäss ETX 2.1 wurden erfüllt; HC05 = 2.496 µg/L, untere Grenze des 95%-Konfidenzbereichs (LL HC05) = 1.248 µg/L, Verhältnis HC05/LL HC05 = 2.0 (Mass für die Unsicherheit des HC05).

Da ausreichend viele Datenpunkte vorliegen (n=17, siehe Tab. A12) und die SSD normalverteilt ist (Tabelle A10, Abbildung A4 im Annex), erfüllt sie alle Anforderungen nach dem TGD for EQS und kann für die Herleitung eines MAC-EQS verwendet werden. Der HC5 entspricht 2.496 µg/L mit einem unteren Konfidenzlevel (LL) von 1.248 µg/L (Tab. A11). Das niedrige Verhältnis zum HC5/LL von 2.0 spricht für eine hohe Sicherheit bei der Bestimmung des HC5. Es wird ein Assessmentfaktor (AF) von 10 vorgeschlagen.

$$\text{MAC-EQS}_{\text{SSD}} = \text{HC5}/\text{AF} = 2.496 \mu\text{g/L} / 10 = 0.250 \mu\text{g/L} \approx \mathbf{0.25 \mu\text{g/L}}$$

Die Wahl des AF begründet sich damit, dass (wie in Kapitel 7.2 erörtert) schon eine kurze Exposition (24h) von Austern-Embryonen bei Konzentrationen von 50 ng/L zu Entwicklungsstörungen führten (Akcha *et al.* 2012).

### **8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien**

Aus gegebenem Suchzeitraum liegen keine Mikro-/Mesokosmosstudien vor, von denen sich ein MAC-EQS herleiten liesse.

### **8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung**

Ähnlich wie in Kapitel 7.3 begründet, wird der mittels SSD ermittelte MAC-EQS bevorzugt und somit ein MAC-EQS von 0.250 µg/L vorgeschlagen.

## **9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation**

Nach dem TGD for EQS (EC, 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotential einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von  $>1$  oder ein Biokonzentrationsfaktor (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. Im *Water Quality Criteria Report* (Fojut *et al.* 2010) sind zwei Studien zitiert, in welchen BCF bestimmt wurden. BCF-Werte zwischen 40 für *Physa sp.* und 290 für *Gambusia affinis* wurden in statischen Versuchsansätzen bestimmt (Isensee 1976). Für *Pimephales promelas* wurde ein BCF von 2 gemessen (Call *et al.* 1983; Call *et al.* 1987). Dieser Wert wurde von Fojut *et al.* (2010) als verlässlicher angesehen, da die Studie insgesamt als sehr verlässlich bewertet wurde und die Fische im Durchflusssystem exponiert wurden. Das Bioakkumulationspotential scheint daher eher gering, was sich auch in dem  $\log K_{OW}$  Diurons von 2.7 widerspiegelt. Im EU-Dossier (EU 2005) wird für das sekundäre Intoxikationsrisiko ein Qualitätsziel von 213 µg/L angegeben, welches deutlich höher als der vorgeschlagene AA-EQS ist. Der AA-EQS schützt somit also auch vor dem Auftreten von Säugertoxizität. Eine weitere Bioakkumulationsabschätzung und Bewertung der sekundären Intoxikation ist somit nicht erforderlich.

## 10. Ökotoxizität der Abbauprodukte

Wie unter Kapitel 3 „Stabilität und Abbauprodukte“, konnten Neuwoehner und Mitarbeiter zeigen, dass die Abbauprodukte von Diuron weniger toxisch gegenüber Algen sind als Diuron selbst (Neuwoehner *et al.* 2010). Allerdings zeigte sich, dass die Daphnientoxizität des Abbauprodukts 3,4- Dichloranilin (DCA) um mehr als eine Zehnerpotenz höher ist als die der Ausgangssubstanz Diuron. Die resultierenden EC50 Werte sind allerdings immer noch höher als die EC50 Werte von Diuron auf Algen. Es existieren weitere Toxizitätsdaten zu 3,4-DCA (siehe e.g. ETOX-Datenbank<sup>7</sup>). Deutschland schlägt für 3,4-DCA einen AA-EQS von 0.5 µg/L vor (OGewV, Anlage 5)<sup>8</sup>. Dieser Wert liegt ebenfalls oberhalb des hier vorgeschlagenen AA-EQS für Diuron.

## 11. Schutz der aquatischen Organismen

Die seit 2005 verfügbaren Studien zeigen, dass sowohl der AA-EQS (0.2 µg/L) als auch der MAC-EQS (1.8 µg/L) aus dem Jahr 2005 (EU 2005) nicht protektiv genug sind. Dies wurde sowohl in Studien mit einzelnen Arten, als auch in einer Mesokosmosstudie gezeigt.

Der aktuelle Effektdatensatz für Diuron umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und Langzeittoxizitäten. Bezogen auf belastbare Kurzzeit – und Langzeit-Effektdateen weisen die Primärproduzenten die höchste Sensitivität auf. Es wäre jedoch eine weitere Mesokosmos-Studien mit Primärproduzenten wünschenswert, da es Hinweise darauf gibt, dass der empfindlichste chronische Endpunkt die Änderung der Artenzusammensetzung von Aufwuchsalgengemeinschaften ist. Aber auch andere taxonomische Gruppen zeigen sich, zumindest während bestimmter Entwicklungsphasen, als sehr empfindlich. Die Emryonalentwicklung von Austern zeigte sich als sehr empfindlich (Akcha *et al.* 2012). Es konnte jedoch kein NOEC bestimmt werden. Ob die vorgeschlagenen AA-EQS von 0.07 µg/L und der MAC-EQS von 0.25 µg/L ausreichend protektiv für aquatische Organismen in Schweizer Gewässern sind, müsste ggf. eine klärende Studie mit Süßwasser-Mollusken zeigen, welche ebenfalls die Sensitivität der frühen Entwicklungsphasen abdeckt. Adulte und sub-adulte Schnecken (ebenfalls Mollusken) scheinen jedenfalls wenig empfindlich zu sein. So war die Mortalität von *Physella acuta* bis zur höchsten getesteten Konzentration von 1.2 mg/L nicht über Kontrollniveau erhöht (López-Doval *et al.* 2014). Für *Physa gyrina* wurde ein LOEC (10-d Wachstum) von 22.8 mg/L angegeben (Nebeker and Schuytema 1998).

Abschliessend soll auf eine mögliche endokrine Aktivität von Diuron hingewiesen werden. Histomorphometrische Befunde im Nil-Barsch (*Oreochromis niloticus*) nach 25-tägiger Exposition bei Konzentration von ca. 0.2 µg/L geben Hinweise auf eine endokrine Aktivität von Diuron und seinen

<sup>7</sup> <https://webetox.uba.de/webETOX/public/search/test.do;jsessionid=149900E19C75B6A9AE9DDDEDEECA20FC>

<sup>8</sup> Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 37, 25.Juli 2011, 1429-1469; Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV), Anlage 5

Abbauprodukten (Pereira *et al.* 2015). Die Abbauprodukte zeigten bei manchen Endpunkten sogar eine stärkere Aktivität (e.g. auf den gonado-somatischen Index). Eine Bindung von Diuron und 3,4-DCA an den Androgen-Rezeptor konnte *in vitro* demonstriert werden (Bauer *et al.* 1998; Cook *et al.* 1993).

## **12. Änderungen gegenüber der Version vom 13/09/2011**

Im Zuge der Aktualisierung ergaben sich zahlreiche Änderungen am vorliegenden Dossier. Unter Berücksichtigung aller verfügbaren Effektdaten (EU-Dossier und die seit 2005 verfügbaren Studien), konnten sowohl zur Ableitung eines AA-EQS sowie eines MAC-EQS Spezies-sensitivitätsverteilungen (SSDs) angefertigt werden. Dadurch erhöhte sich der AA-EQS-Vorschlag von 0.02 µg/L auf 0.070 µg/L. Der MAC-EQS-Vorschlag erhöhte sich ebenfalls von 0.06 µg/L auf nunmehr 0.25 µg/L. Beide Werte liegen jedoch noch unterhalb der EU-Werte für Diuron von 0.2 µg/L (AA-EQS) und 1.8 µg/L (MAC-EQS).



## 13. Literatur

- Akcha F, Spagnol C, Rouxel J (2012): Genotoxicity of diuron and glyphosate in oyster spermatozoa and embryos. *Aquatic Toxicology* 106, 104-113.
- Backhaus T, Faust M, Scholze M, Gramatica P, Vighi D S, Grimme L H (2004): Joint algal toxicity of phenylurea herbicides is equally predictable by concentration addition and independent action. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(2):258-264.
- Bao V W, Leung K M, Qiu J-W, Lam M H (2011): Acute toxicities of five commonly used antifouling booster biocides to selected subtropical and cosmopolitan marine species. *Marine pollution bulletin* 62, 1147-1151.
- Bauer E R, Meyer H H, Sauerwein H, Stahlschmidt-Allner P (1998): Application of an androgen receptor assay for the characterisation of the androgenic or antiandrogenic activity of various phenylurea herbicides and their derivatives†. *Analyst* 123, 2485-2487.
- Bony S, Gaillard I, Devaux A (2010): Genotoxicity assessment of two vineyard pesticides in zebrafish. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry* 90, 421-428.
- Brausch J M, Smith P N (2009): Pesticide resistance from historical agricultural chemical exposure in *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea: Anostraca). *Environmental Pollution* 157(2):481-487.
- Burkhardt M, Junghans M, Zuleeg S, Schoknecht U, Lamani X, Bester K, Vonbank R, Simmler H, Boller M (2009): Biocides in building facades - Ecotoxicological effects, leaching and environmental risk assessment for surface waters. *Biozide in Gebäudefassaden - Ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer* 21(1):36-47.
- Burns M, Hanson M L, Prosser R S, Crossan A N, Kennedy I R (2015): Growth Recovery of *Lemna gibba* and *Lemna minor* Following a 7-Day Exposure to the Herbicide Diuron. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 95, 150-156.
- Call D, Brock T, Kent R (1983): Toxicity, Bioconcentration, and Metabolism of Five Herbicides in Freshwater Fish. Environmental Research Laboratory-Duluth. U. S. Environmental Protection Agency report, EPA MRID 00141636/TRID 452601029.
- Call D, Brooke L, Kent R, Knuth M, Poirier S, Huot J, Lima A (1987): Bromacil and diuron herbicides: toxicity, uptake, and elimination in freshwater fish. *Archives of environmental contamination and toxicology* 16, 607-613.
- Claver A, Ormad P, Rodriguez L, Ovelheiro J L (2006): Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain). *Chemosphere* 64(9):1437-1443.
- Cook J, Mullin L, Frame S, Biegel L (1993): Investigation of a mechanism for Leydig cell tumorigenesis by linuron in rats. *Toxicology and applied pharmacology* 119, 195-204.
- Crommentuijn T, *et al.* (1997): Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for Pesticides. Bilthoven, NL. Report nr RIVM report no. 601501002
- DeLorenzo M E, Danese L E, Baird T D (2013): Influence of increasing temperature and salinity on herbicide toxicity in estuarine phytoplankton. *Environmental toxicology* 28, 359-371.
- Devilla R A, Brown M T, Donkin M, Readman J W (2005): The effects of a PSII inhibitor on phytoplankton community structure as assessed by HPLC pigment analyses, microscopy and flow cytometry. *Aquatic Toxicology* 71(1):25-38.
- Devine M, Duke S O, Fedtke C (1993): *Physiology of herbicide action*. London: Prentice-Hall.
- EU (2005): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 13 Diuron CAS-No. 330-54-1. Final Version. Brussels 15 January 2005
- EC (2010): ESIS (European Chemical Substances Information System). Joint Research Center - Institute for Health and Consumer Protection, European Commission (EC) <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>.
- 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).
- EC DAR (2003): Draft Assessment Report Diuron. Submitted to EFSA 15. September 2003. cited in: EU (2005): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 13 Diuron CAS-No. 330-54-1. Final Version. Brussels 15 January 2005
- ECHA (2016): Diuron - Registration Dossier - European Chemicals Agency (ECHA), assessed at <http://echa.europa.eu> on 14.03.2016

- European Commission (2003): Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances, and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Report nr EUR 20418
- Fallahi M, Rahbary S H, Shamsaii M (2014): Determination of optimum concentration of Diuron for the growth and bloom of the algae (*Scenedesmus obliquus*) in in Vitro condition. Iranian Journal of Fisheries Sciences 13, 739-747.
- Frimmel, FH et al., 2001: Ableitung von Qualitätszielen für Kandidatenstoffe der prioritären Liste für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Projektbericht zum Forschungsvorhaben. [zitiert in EU 2005]
- Fojut T, Palumbo A, Tjeerdema R (2010): Water quality criteria for diuron: Phase III Application of pesticide water quality criteria methodology. Central Valley Regional Water Quality Control Board by University of California at Davis, Davis, CA. Report prepared for the Central Valley Regional Water Quality Control Board by University of California at Davis, Davis, CA.
- Gagnon M M, Rawson C A (2009): Diuron increases spinal deformity in early-life-stage pink snapper *Pagrus auratus*. Marine Pollution Bulletin 58(7):1083-1085.
- Gatidou G, Stasinakis A S, Iatrou E I (2015): Assessing single and joint toxicity of three phenylurea herbicides using *Lemna minor* and *Vibrio fischeri* bioassays. Chemosphere 119, S69-S74.
- Ghose S L, Donnelly M A, Kerby J, Whitfield S M (2014): Acute toxicity tests and meta-analysis identify gaps in tropical ecotoxicology for amphibians. Environmental Toxicology and Chemistry 33, 2114-2119.
- Götz C W, Kase R, Kienle C, Hollender J (2010): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Kombination von Expositions- und ökotoxikologischen Effektdaten. Gas Wasser Abwasser 7/2010.
- Isensee A (1976): Variability of aquatic model ecosystem-derived data. International Journal of Environmental Studies 10, 35-41.
- Karickhoff S W, Carreira L A, Hilal S H (2009): SPARC v.4.5 online calculator. Version September 2009 release w4.5.1529-s4.5.1529, <http://sparc.chem.uga.edu/sparc/>.
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regulatory Toxicology and Pharmacology 25(1):1-5.
- Knauer K, Leimgruber A, Hommen U, Knauert S (2010): Co-tolerance of phytoplankton communities to photosynthesis II inhibitors. Aquatic Toxicology 96(4):256-263.
- Knauert S, Dawo U, Hollender J, Hommen U, Knauer K (2009): Effects of photosystem ii inhibitors and their mixture on freshwater phytoplankton succession in outdoor mesocosms. Environmental Toxicology and Chemistry 28(4):836-845.
- Knauert S, Escher B, Singer H, Hollender J, Knauer K (2008): Mixture toxicity of three photosystem II inhibitors (atrazine, isoproturon, and diuron) toward photosynthesis of freshwater phytoplankton studied in outdoor mesocosms. Environmental Science and Technology 42(17):6424-6430.
- Knauer K, Hommen U (2012): Sensitivity, variability, and recovery of functional and structural endpoints of an aquatic community exposed to herbicides. Ecotoxicology and environmental safety 78, 178-183.
- Knauert S, Singer H, Hollender J, Knauer K (2010): Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. Environmental pollution 158, 167-174.
- Korkaric M, Behra R, Fischer B B, Junghans M, Eggen R I L (2015a): Multiple stressor effects in *Chlamydomonas reinhardtii* - Toward understanding mechanisms of interaction between effects of ultraviolet radiation and chemical pollutants. Aquatic Toxicology 162, 18-28.
- Korkaric M, Xiao M, Behra R, Eggen R I (2015b): Acclimation of *Chlamydomonas reinhardtii* to ultraviolet radiation and its impact on chemical toxicity. Aquatic Toxicology 167, 209-219.
- Koutsaftis A, Aoyama I (2007): Toxicity of four antifouling biocides and their mixtures on the brine shrimp *Artemia salina*. Science of the Total Environment 387(1-3):166-174.
- Koutsaftis A, Aoyama I (2008): Toxicity of Diuron and copper pyrithione on the brine shrimp, *Artemia franciscana*: The effects of temperature and salinity. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering 43(14):1581-1585.
- Lambert S J, Thomas K V, Davy A J (2006): Assessment of the risk posed by the antifouling booster biocides Irgarol 1051 and diuron to freshwater macrophytes. Chemosphere 63(5):734-743.
- Larras F., Bouchez A., Rimet F., Montuelle B. (2012): Using bioassays and species sensitivity distributions to assess herbicide toxicity towards benthic diatoms. PloS one 7, e44458.

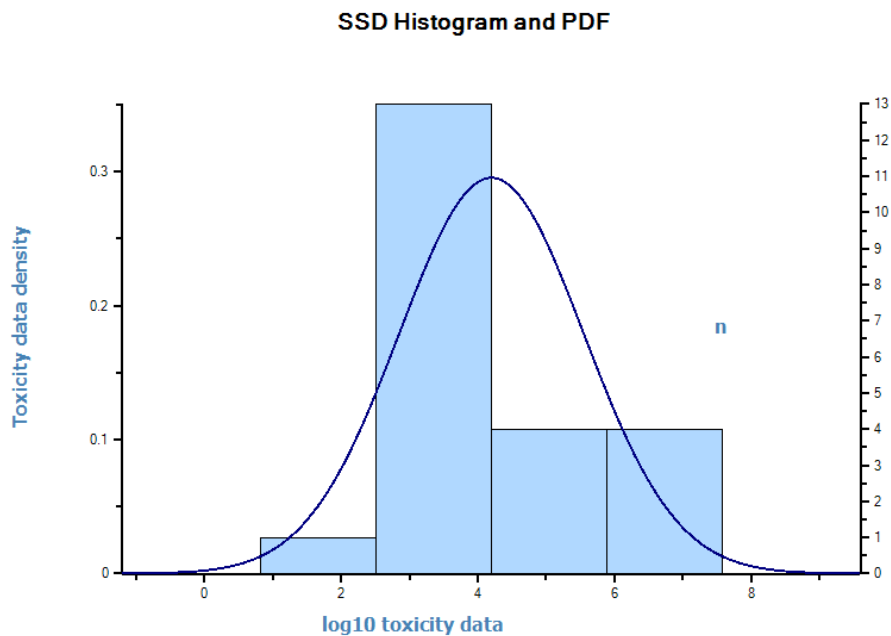
- Larras F, Montuelle B, Bouchez A (2013): Assessment of toxicity thresholds in aquatic environments: Does benthic growth of diatoms affect their exposure and sensitivity to herbicides? *Science of The Total Environment* 463, 469-477.
- Leboulanger C, Schwartz C, Somville P, Diallo A, Pagano M (2011): Sensitivity of two Mesocyclops (Crustacea, Copepoda, Cyclopidae), from tropical and temperate origins, to the herbicides, diuron and paraquat, and the insecticides, temephos and fenitrothion. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 87, 487-493.
- López-Doval J C, Poquet M, Muñoz I (2014): Sublethal effects of the herbicide diuron on the freshwater snail *Physella acuta*. *Limnetica* 33, 205-215.
- Magnusson M, Heimann K, Negri A P (2008): Comparative effects of herbicides on photosynthesis and growth of tropical estuarine microalgae. *Marine Pollution Bulletin* 56(9):1545-1552.
- Mai H, Morin B, Pardon P, Gonzalez P, Budzinski H, Cachot J (2013): Environmental concentrations of irgarol, diuron and S-metolachlor induce deleterious effects on gametes and embryos of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Marine environmental research* 89, 1-8.
- Mansano A S, Moreira R A, Pierozzi M, Oliveira T M, Vieira E M, Rocha O, Regali-Selegim M H (2016): Effects of diuron and carbofuran pesticides in their pure and commercial forms on *Paramecium caudatum*: The use of protozoan in ecotoxicology. *Environmental Pollution* 213, 160-172.
- Masojídek J, Souček P, Máčková J, Frolík J, Klem K, Malý J (2011): Detection of photosynthetic herbicides: Algal growth inhibition test vs. electrochemical photosystem II biosensor. *Ecotoxicology and environmental safety* 74, 117-122.
- McClellan K, Altenburger R, Schmitt-Jansen M (2008): Pollution-induced community tolerance as a measure of species interaction in toxicity assessment. *Journal of Applied Ecology* 45(5):1514-1522.
- Mestankova H, Escher B, Schirmer K, Von Gunten U, Canonica S (2011): Evolution of algal toxicity during (photo) oxidative degradation of diuron. *Aquatic Toxicology* 101, 466-473.
- Mhadhbi Lazhar, Hela T, Moncef B, Néji A (2012): Toxicity of three selected pesticides (Alachlor, Atrazine and Diuron) to the marine fish (turbot *Psetta maxima*). *African Journal of Biotechnology* 11, 11321-11328.
- 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.
- Nebeker A, Schuytema G (1998): Chronic effects of the herbicide diuron on freshwater cladocerans, amphipods, midges, minnows, worms, and snails. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35, 441-446.
- Nestler H, Groh K J, Schönenberger R, Behra R, Schirmer K, Eggen R I L, Suter M J F (2012): Multiple-endpoint assay provides a detailed mechanistic view of responses to herbicide exposure in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Aquatic Toxicology* 110-111, 214-224.
- 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(1):8-18.
- Neuwoehner J, Zilberman T, Fenner K, Escher B I (2010): QSAR-analysis and mixture toxicity as diagnostic tools: Influence of degradation on the toxicity and mode of action of diuron in algae and daphnids. *Aquatic Toxicology* 97(1):58-67.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016. BGBl. I S. 1373.
- 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.
- Pereira T S B, Boscolo C N P, da Silva D G H, Batlouni S R, Schlenk D, de Almeida E A (2015): Anti-androgenic activities of diuron and its metabolites in male Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquatic Toxicology* 164, 10-15.
- Perina F C, De Souza Abessa D M, Pinho G L L, Fillmann G (2011): Comparative toxicity of antifouling compounds on the development of sea urchin. *Ecotoxicology* 20, 1870-1880.
- 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.
- Rossi S C, Da Silva M D, Piancini L D S, Ribeiro C A O, Cestari M M, de Assis H C S (2011): Sublethal effects of waterborne herbicides in tropical freshwater fish. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 87, 603-607.

- Roubeix V, Mazzella N, Schouler L, Fauvelle V, Morin S, Coste M, Delmas F, Margoum C (2011): Variations of periphytic diatom sensitivity to the herbicide diuron and relation to species distribution in a contamination gradient: implications for biomonitoring. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 1768-1774.
- Sanchez-Ferandin S, Leroy F, Bouget F Y, Joux F (2013): A new, sensitive marine microalgal recombinant biosensor using luminescence monitoring for toxicity testing of antifouling biocides. *Applied and Environmental Microbiology* 79, 631-638.
- Schuytema G S, Nebeker A V (1998): Comparative toxicity of diuron on survival and growth of Pacific treefrog, bullfrog, red-legged frog, and African clawed frog embryos and tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34, 370-376
- Shaala N M A, Zulkifli S Z, Ismail A, Azmai M N A, Mohamat-Yusuff F (2015): Lethal Concentration 50 (LC 50) and Effects of Diuron on Morphology of Brine Shrimp *Artemia Salina* (Branchiopoda: Anostraca) Nauplii. *Procedia Environmental Sciences* 30, 279-284.
- Shi Y, Burns M, Ritchie R J, Crossan A, Kennedy I R (2014): Probabilistic risk assessment of diuron and prometryn in the Gwydir River catchment, Australia, with the input of a novel bioassay based on algal growth. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 106, 213-219.
- Silkina A, Bazes A, Mouget J L, Bourgougnon N (2012): Comparative efficiency of macroalgal extracts and booster biocides as antifouling agents to control growth of three diatom species. *Marine Pollution Bulletin* 64, 2039-2046.
- Singh S, Datta P, Tirkey A (2011): Response of multiple herbicide resistant strain of diazotrophic cyanobacterium, *Anabaena variabilis*, exposed to atrazine and DCMU. *Indian journal of experimental biology* 49, 298.
- Stauber J L, Binet M T, Bao V W W, Boge J, Zhang A Q, Leung K M Y, Adams M S (2008): Comparison of the QwikLite™ algal bioluminescence test with marine algal growth rate inhibition bioassays. *Environmental Toxicology* 23(5):617-625.
- Tsunemasa N, Okamura H (2011): Effects of organotin alternative antifoulants on oyster embryo. *Archives of environmental contamination and toxicology* 61, 128-134.
- University of Minnesota (2010): UM-BBD Pathway Prediction System - based on structural formula. <http://umbbd.msi.umn.edu/predict/>.
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA (2008): EPI Suite™.
- Vallotton N, Eggen R I L, Chèvre N (2009): Effect of sequential isoproturon pulse exposure on *scenedesmus vacuolatus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56(3):442-449.
- Vallotton N, Eggen R I L, Escher B I, Krayenbühl J, Chèvre N (2008): Effect of pulse herbicidal exposure on *Scenedesmus vacuolatus*: A comparison of two photosystem II inhibitors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(6):1399-1407.
- Van Vlaardingen, P. L. A., Traas, T. P., Wintersen, A. M., & Aldenberg, T. (2005). ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity Data.
- Vigna C R, Morais L S, Collins C H, Jardim I C (2006): Poly(methyloctylsiloxane) immobilized on silica as a sorbent for solid-phase extraction of some pesticides. *Journal of Chromatography A* 1114(2):211-215.
- Worboys M A, Leung K M, Grist E P, Crane M (2002): Time should be considered in developmental ecotoxicity test. *Marine pollution bulletin* 45, 92-99.
- Zhou S, Shao Y, Gao N, Deng Y, Qiao J, Ou H, Deng J (2013): Effects of different algaecides on the photosynthetic capacity, cell integrity and microcystin-LR release of *Microcystis aeruginosa*. *Science of The Total Environment* 463, 111-119.

## 14. Annex

**Tabelle A1:** „Goodness of fit“ für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) aller taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Rejected		
0.05	0.752	Rejected	AD Statistic:	0.9809143
0.025	0.873	Rejected	n:	23
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Rejected		
0.05	0.895	Rejected	KS Statistic:	0.9505531
0.025	0.995	Accepted	n:	23
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Rejected		
0.05	0.126	Rejected	CM Statistic:	0.1708357
0.025	0.148	Rejected	n:	23
0.01	0.179	Accepted		



**Abbildung A1:** Histogramm für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

**Tabelle A2:** Von der SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für alle taxonomischen Gruppen abgeleitete Parameter (in ng/L)- berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution		
Name	Value	Description
mean	4.200913	mean of the log toxicity values
s.d.	1.349912	sample standard deviation
n	22	sample size
HC5 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC5	10.71592	1.03003
HC5	88.80364	1.948431
UL HC5	389.1	2.590061
sprHC5	36.31045	1.560032
FA At HC5 results		
Name	Value	Description
FA lower	1.364	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	13.539	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
HC50 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC50	5077.84	3.705679
HC50	15882.27	4.200913
UL HC50	49675.94	4.696146
sprHC50	9.782889	0.990467
FA At HC50 results		
Name	Value	Description
FA lower	36.29128	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	63.70872	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50

**Tabelle A3:** NOECs/EC10 welche für die SSD aus chronischen Effektdaten aller taxonomische Gruppen verwendet wurden, sortiert nach Toxizität.

Data no	Toxicity data [ng/L]	Organismengruppe	Art
1	210	Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>
2	500	Diatomeen	<i>Navicula sp</i>
3	770	Grünalgen	<i>Desmosdesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>
4	1300	Grünalgen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>
5	2000	Diatomeen	<i>Entomoneis c.f. punctulata</i>
6	2000	Diatomeen	<i>Nitzschia closterium</i>
7	2000	Grünalgen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>
8	2200	Grünalgen	<i>Nephroselmis pyriformis</i>
9	2300	Wasserpflanze	<i>Lemna major</i>
10	2300	Wasserpflanze	<i>Lemna perpusilla</i>
11	4800	Grünalgen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>
12	6030	Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>
13	10000	Grünalgen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
14	10000	Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>
15	33400	Fische	<i>Pimephales promelas</i>
16	55600	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>
17	220000	Fische	<i>Tilapia mosambica</i>
18	410000	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
19	960000	Krebstiere	<i>Mysidopsis bahia</i>
20	1000000	Weichtiere	<i>Mercenaria mercenaria</i>
21	7600000	Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>
22	7600000	Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>

**Tabelle A4:** „Goodness of fit“ für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für Algen und Wasserpflanzen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Accepted		
0.05	0.752	Accepted	AD Statistic:	0.432682
0.025	0.873	Accepted	n:	14
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Accepted		
0.05	0.895	Accepted	KS Statistic:	0.791392
0.025	0.995	Accepted	n:	14
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Accepted		
0.05	0.126	Accepted	CM Statistic:	0.074775
0.025	0.148	Accepted	n:	14
0.01	0.179	Accepted		

SSD Histogram and PDF

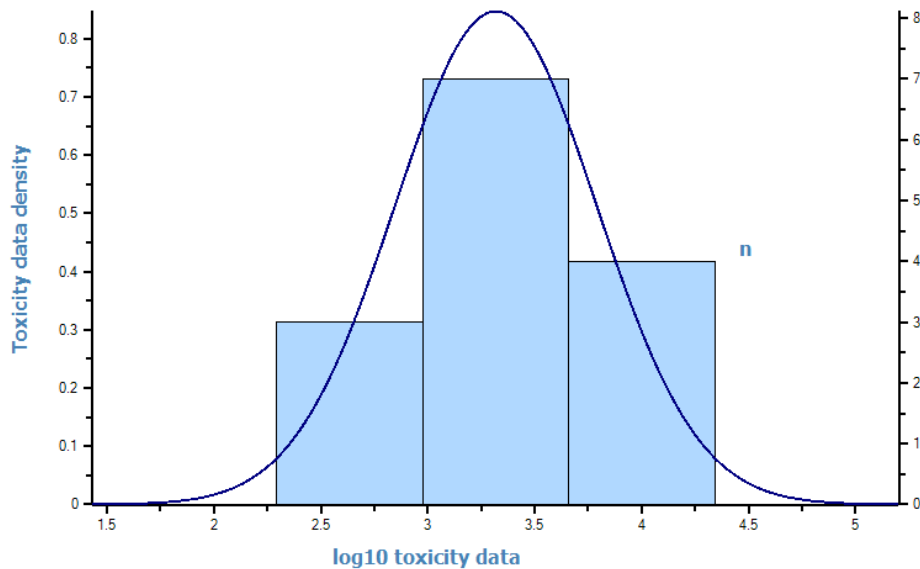


Abbildung A2: Histogramm für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für Algen und Wasserpflanzen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

**Tabelle A5:** Parameter der SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für Algen und Pflanzen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004)

Parameters of the normal distribution		
Name	Value	Description
mean	3.318011	mean of the log toxicity values
s.d.	0.470992	sample standard deviation
n	14	sample size
HC5 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC5	122.077	2.086634
HC5	334.9809	2.52502
UL HC5	631.883	2.800637
sprHC5	5.176102	0.714003
FA At HC5 results		
Name	Value	Description
FA lower	0.92	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	16.633	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
HC50 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC50	1244.771	3.09509
HC50	2079.748	3.318011
UL HC50	3474.817	3.540932
sprHC50	2.791531	0.445842
FA At HC50 results		
Name	Value	Description
FA lower	33.01114	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	66.98886	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50

**Tabelle A6:** chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für Algen und Wasserpflanzen aus SSD.

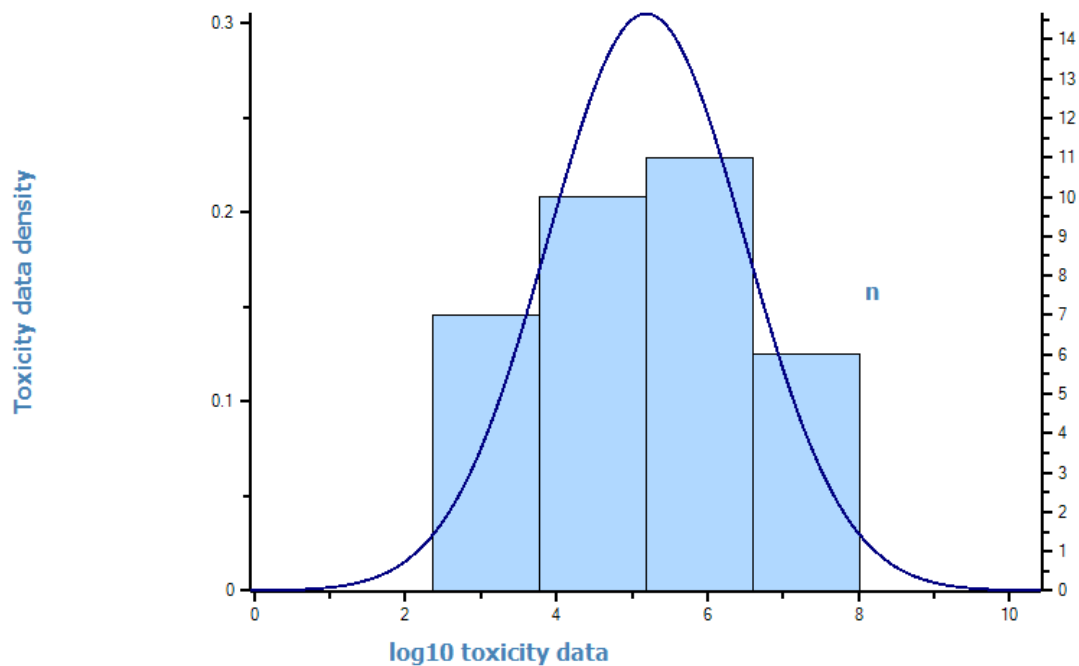
Data no	Toxicity data [ng/L]	Organismengruppe	Art
1	210	Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>
2	500	Diatomeen	<i>Navicula sp</i>
3	770	Grünalgen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>
4	1300	Grünalgen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>
5	2000	Diatomeen	<i>Entomoneis c.f. punctulata</i>
6	2000	Diatomeen	<i>Nitzschia closterium</i>
7	2000	Grünalgen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>
8	2200	Grünalgen	<i>Nephroselmis pyriformis</i>
9	2300	Wasserpflanze	<i>Lemna major</i>
10	2300	Wasserpflanze	<i>Lemna perpusilla</i>
11	4800	Grünalgen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>
12	6030	Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>
13	10000	Grünalgen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
14	10000	Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>



**Tabelle A7:** „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50/LC50-Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.631	Rejected			
0.05	0.752	Rejected	AD Statistic:	1.386471	
0.025	0.873	Rejected	n:	34	
0.01	1.035	Rejected			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.819	Rejected			
0.05	0.895	Rejected	KS Statistic:	1.19298	
0.025	0.995	Rejected	n:	34	
0.01	1.035	Rejected			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.104	Rejected			
0.05	0.126	Rejected	CM Statistic:	0.24792	
0.025	0.148	Rejected	n:	34	
0.01	0.179	Rejected			

**SSD Histogram and PDF**



**Abbildung A3:** Histogramm für die SSD der akuten EC50/LC50-Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

**Tabelle A9:** Daten, aus denen die SSD der akuten EC50/LC50-Werte für alle taxonomische Gruppen besteht - in der Reihenfolge steigender EC50-Werte.

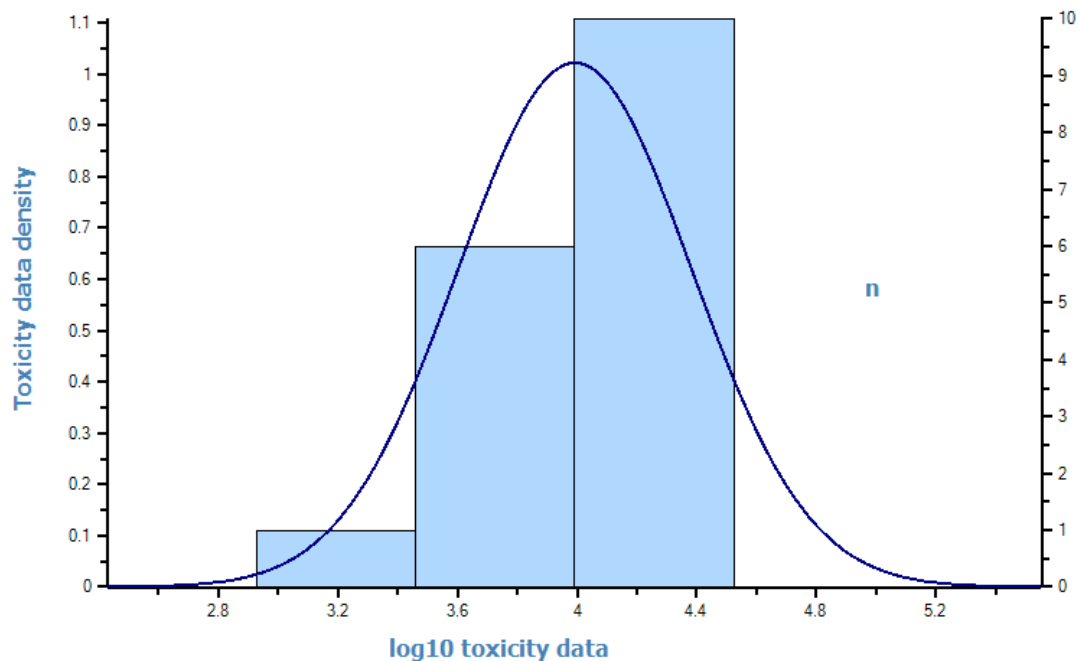
Toxicity data [ng/L]	Organismengruppe	Art
1400	Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>
7800	Diatomeen	<i>Navicula sp.</i>
4200	Haptophyta	<i>Emiliana huxleyi</i>
4300	Diatomeen	<i>Thalassiosira pseudonana</i>
4700	Cyanobakterien	<i>Chroococcus minor</i>
8000	Grünalgen	<i>Nephroselmis pyriformis</i>
5900	Diatomeen	<i>Skeletonema costatum</i>
10000	Diatomeen	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>
11000	Wasserpflanze	<i>Lemna paucicostata</i>
11700	Grünalgen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>
17000	Diatomeen	<i>Nitzschia closterium</i>
18300	Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>
22000	Grünalgen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )
24000	Diatomeen	<i>Entomoneis c.f. punctulata</i>
24000	Grünalgen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>
30900	Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>
31910 <sup>9</sup>	Grünalgen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>
160000	Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>
500000	Fische	<i>Morone saxatilis</i>
710000	Fische	<i>Oncorhynchus clarki</i>
1100000	Krebstiere	<i>Mysidopsis bahia</i>
1100000	Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>
1200000	Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>
1400000	Krebstiere	<i>Daphnia magna (48h)</i>
1400000	Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>
2800000	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>
3024000	Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>
3100000	Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>
6300000	Fische	<i>Mugil cephalus</i>
6700000	Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>
7700000	Fische	<i>Pimephales promelas</i>
7800000	Krebstiere	<i>Oryzias melastigma</i>
8100000	Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>
43117000	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>

<sup>9</sup> Geometrischer Mittelwert aus 22000 und 46300 ng/L (EC DAR (2003) und Masojídek et al. 2011)

**Tabelle A10:** „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50/LC50-Werte für Algen und Wasserpflanzen (Primärproduzenten)-berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Accepted		
0.05	0.752	Accepted	AD Statistic:	0.325837
0.025	0.873	Accepted	n:	17
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Accepted		
0.05	0.895	Accepted	KS Statistic:	0.545154756
0.025	0.995	Accepted	n:	17
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Accepted		
0.05	0.126	Accepted	CM Statistic:	0.034914127
0.025	0.148	Accepted	n:	17
0.01	0.179	Accepted		

**SSD Histogram and PDF**



**Abbildung A4:** Histogramm für die SSD der akuten Effektdaten (LC50/EC50) Algen und Wasserpflanzen (Primärproduzenten)-berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

**Tabelle A11:** HC5 der SSD der akuten EC50/LC50-Werte für Algen und Wasserpflanzen (Primärproduzenten) - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

<b>Parameters of the normal distribution</b>		
Name	Value	Description
mean	4.020011	mean of the log toxicity values
s.d.	0.371514	sample standard deviation
n	17	sample size
<b>HC5 results</b>		
Name	Value	log10(Value)
<b>LL HC5</b>	<b>1248.327</b>	3.096328
<b>HC5</b>	<b>2496.166</b>	3.397273
UL HC5	3945.205	3.596070
sprHC5	3.160393	0.499741
<b>FA At HC5 results</b>		
Name	Value	Description
FA lower	1.104	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	15.223	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
<b>HC50 results</b>		
Name	Value	log10(Value)
LL HC50	7289.496	3.862697
HC50	10471.554	4.020011
UL HC50	15042.664	4.177325
sprHC50	2.063608334	0.314627
<b>FA At HC50 results</b>		
Name	Value	Description
FA lower	34.49704	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	65.50296	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50

**Tabelle A12:** Daten, aus denen die SSD der akuten EC50/LC50-Werte für Algen und Wasserpflanzen (Primärproduzenten) besteht - in der Reihenfolge steigender LC/EC50-Werte.

<b>Toxicity data [ng/L]</b>	<b>Organismengruppe</b>	<b>Art</b>
1400	Cyanobakterien	<i>Synechococcus sp.</i>
3700	Diatomeen	<i>Navicula sp.</i>
4200	Haptophyta	<i>Emiliana huxleyi</i>
4300	Diatomeen	<i>Thalassiosira pseudonana</i>
4700	Cyanobakterien	<i>Chroococcus minor</i>
5800	Grünalgen	<i>Nephroselmis pyriformis</i>
5900	Diatomeen	<i>Skeletonema costatum</i>
10000	Diatomeen	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>
11000	Wasserpflanzen	<i>Lemna paucicostata</i>
11700	Grünalgen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>
17000	Diatomeen	<i>Nitzschia closterium</i>
18300	Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>
22000	Grünalgen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )
24000	Diatomeen	<i>Entomoneis c.f. punctulata</i>
24000	Grünalgen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>
30900	Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>
31910 <sup>10</sup>	Grünalgen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>

<sup>10</sup> Geometrischer Mittelwert aus 22000 und 46300 ng/L (EC DAR (2003) und Masojídek et al. 2011)