

2016

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Diazinon*

Ersterstellung: 22.06.2011 (Stand der Datensuche)
31.01.2012 (Einarbeitung des Gutachtens)

1. Aktualisierung: 26.02.2016 (Stand der Datensuche)
20.01.2017 (Einarbeitung des Gutachtens)

1. Qualitätskriterien-Vorschläge

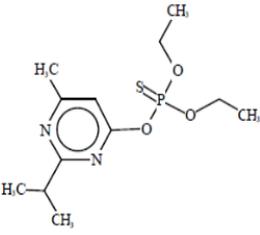
CQK (AA-EQS): 0.012 µg/L = 12 ng/L (vor Aktualisierung 15 ng/L)

AQK (MAC-EQS): 0.02 µg/L = 20 ng/L (vor Aktualisierung 15 ng/L)

Das chronische Qualitätskriterium (CQK $\hat{=}$ AA-EQS) und das akute Qualitätskriterium (AQK $\hat{=}$ 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 Diazinon. Zusätzliche Eigenschaften wurden kursiv angegeben. Die angegebenen Werte wurden zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	O,O-Diethyl-O-2-isopropyl-6-methylpyrimidin-4-ylthiophosphat	EC DAR (2005)
<i>Chemische Gruppe</i>	Organophosphate	Gramatica <i>et al.</i> 2000
Strukturformel		EPI-Suite 4.0
CAS-Nummer	333-41-5	EC DAR (2005)
EINECS-Nummer	206-373-8	EC DAR (2005)
Summenformel	C ₁₂ H ₂₁ N ₂ O ₃ PS	EC DAR (2005)
SMILES-code	O(P(OCC)(OCC)Oc1nc(nc1C)C(C)C)=S)CC	EPI-Suite 4.0
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	304.35	EPI-Suite 4.0
Schmelzpunkt (°C)	< 25°C (Exp)	EPI-Suite 4.0
Siedepunkt (°C)	125°C (Exp)	EPI-Suite 4.0
Dampfdruck (Pa)	1.2 * 10 ⁻² (Exp)	EPI-Suite 4.0
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	1.14*10 ⁻² (Exp)	EPI-Suite 4.0
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	40 mg/L (Exp) 60 mg/L (Exp) bei pH 6; Wasserlöslichkeit ist nicht pH-abhängig	EPI-Suite 4.0 EC DAR (2005)
pK _a	3.71 und 0.94 (Est)	Sparc calculated according to (Hilal <i>et al.</i> 1995) http://archemcalc.com/sparc/
	2.60	EC DAR (2005)
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	3.81 (Exp); 3.86 (Est: KOWWIN v1.68 estimate)	EPI-Suite 4.0
Verteilungskoeffizient zwischen organischen Kohlenstoff im Boden/ Sediment und Wasser (log K _{oc})	2.75 (Exp) (nicht angegeben ob für Boden oder Sediment bestimmt)	EPI-Suite 4.0

Eigenschaften	Wert	Referenz
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser ($K_{\text{susp-water}}$)	56.2 (berechnet dem Standard-Faktor ($F_{\text{oc,susp, TGD}}$) von 0.1)	nach dem TGD for EQS (EC 2011, S 131)
Hydrolysestabilität (Halbwertszeit)	12 Tage bei pH 5 und 25°C 138 Tage bei pH 7 und 25°C 77 Tage bei pH 9 und 25°C	EC DAR (2005)
Photostabilität (Halbwertszeit)	50 Tage (600 Sonnenstunden bei Lat. 39°, Long. 77° 24'W) bei pH 7	EC DAR (2005)
Biologische Abbaubarkeit	Nicht leicht biologisch Abbaubar	EC DAR (2005)
Abbau in Wasser-Sediment Systemen		WHO 1998, zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Halbwertszeiten in der Wasserphase	5.2–12.2 Tage in Mesocosmen/Teichen 70–79 h in natürlichem Seewasser und Labor-Wasser	
Halbwertszeiten im Gesamtsystem	7–10 Tage im Teichwasser und 8-15 Tage in Flusswasser, dem jeweils 1% Sediment hinzugefügt wurde. 60% des applizierten Materials war nach 7 Wochen in beiden Ansätzen mineralisiert.	

3. Allgemeines

Anwendung: Diazinon wird zur Kontrolle von saugenden und kauenden Insekten und Milben in der Landwirtschaft angewendet. Dabei wird es mit ca. 300-600 g/ha ausgebracht. Im Haushalt wird es zur Kontrolle von Läusen, Milben, Flöhen, Bettwanzen, Ameisen und anderen Schadinsekten angewendet. In der Veterinärmedizin wird es zur Behandlung von Ektoparasiten verwendet. (Tomlin 2006)

Wirkungsweise: Diazinon ist ein nicht systemisches Insektizid und Acarizid. Als Wirkmechanismus wird die Hemmung der Acetylcholinesterase angegeben (Tomlin 2006). In Organismen wird Diazinon zu Diazoxon metabolisiert, welches toxischer ist als Diazinon. In Krebstieren und Insekten wird Diazoxon nicht effizient ausgeschieden bzw. detoxifiziert, was dazu führt, dass diese Gruppen besonders sensitiv sind (Lepper et al. 2007; S. 31).

Analytik: Mittels *on-line solid phase extraction*, die mit einer LC-ESI-MS/MS gekoppelt war, haben Singer und Mitarbeiter (2010) eine Quantifizierungsgrenze von 3 ng/L für Oberflächenwasser und 5 ng/L für Abwasser erreicht.

Vorgehen: Für Diazinon existiert bereits eine AA-EQS und MAC-EQS Ableitung der Umweltbehörde des Vereinigten Königreiches (UK) aus dem Jahr 2007 (Lepper et al. 2007). Aufgrund der Datenfülle wurde dieser Datensatz übernommen und nur mit neueren Studien ergänzt.

Stabilität: Diazinon ist eine schwache Base (EC DAR 2005, Vol. 3, B.1-B.5, S. 29), und liegt bei neutralem pH grösstenteils ungeladen vor (siehe e.g., Rendal et al. 2011). Gemäss dem *Draft Assessment Report* der Pflanzenschutzmittelzulassung (EC DAR 2005) ist Diazinon unter den Testbedingungen von akuten Ökotoxizitätstests stabil. Albuquerque (2002, im EC DAR auf S. 536) testete die Diazinon-Formulierung Diazol 60 EC in einem statischen Kurzzeittest (48h) mit *Daphnia magna*. Gemessene Konzentrationen zu Testbeginn lagen zwischen 82-116% der nominalen Konzentration. Nach 48 h lag die gemessene Konzentration zwischen 80-108% der nominalen Konzentration. In einem statischen Algentest über 7 Tage lag die initiale Konzentration in zwei Versuchsansätzen zwischen 48-79% und zwischen 56-68%, respektive, der nominalen Konzentration. Nach 7 Tagen lagen die gemessenen Konzentrationen zwischen 34-97% und 32-83%, respektive, der nominalen Konzentration (Hughes 1988, zitiert im EC DAR auf S. 540). Diazinon ist mit einer Halbwertszeit von 50 Tagen recht stabil gegenüber photolytischen Abbau und ebenfalls nicht leicht biologisch abbaubar (Tabelle 1). Lepper et al. (2007; p. 31) führt hingegen an, dass hauptsächlich

biologische Prozesse zum Abbau von Diazinon beitragen. Die Halbwertszeit von Diazinon im Wasser wird im EC DAR (2005) mit 138 Tagen bei pH 7 und mit 77 bzw. 12 Tagen unter alkalischen und sauren Bedingungen angegeben.

Aufgrund der oben aufgeführten Ergebnisse, kann für alle Kurzzeitexpositionen (gewöhnlich bis 96 h) sowie für alle Tests in denen die Testlösungen regelmässig (alle 96 h) oder kontinuierlich (Durchflusssystem) erneuert wurden davon ausgegangen werden, dass die Testkonzentrationen stabil waren. Die analytische Validierung der Testkonzentrationen ist somit lediglich für Langzeituntersuchungen (>96 h) unter statischen Bedingungen als zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie anzusehen.

Bestehende EQS:

Land	AA-EQS [µg/L]	MAC-EQS [µg/L]	Referenz
Deutschland	0.01		OGewV (2016) ¹
Grossbritannien	0.01	0.02 ²	Lepper <i>et al.</i> 2007
Niederlande	0.037	-	Crommentuijn <i>et al.</i> 1997

¹ Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Vom 20. Juni 2016) - Anlage 6

² Kurzzeit PNEC (PNEC_st)

4. Ökotoxikologische Parameter

Tab.2: Effektdatensammlung für Diazinon. Bei Literaturdaten die in grau dargestellt wurden, sind die Datenanforderungen nach dem TGD für EQS (EC, 2011) nicht erfüllt, oder es handelt sich um nicht-exakte Werte (>, ≥, <, ≤). Diese werden nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität³ 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). Die Validitätseinstufung⁴ der Studien, die mit „zitiert in Lepper *et al.* 2007“ angegeben sind wurden als „face value“ übernommen. Als valide eingestufte Studien aus dem EC DAR (2005), wurden mit Klimisch 1 übernommen. Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen eines möglichen Einflusses der oft unbekanntenen Formulierungshilfsstoffe auf die Toxizität der Wirksubstanz, als nicht relevant (C3) angesehenen und daher nicht für die EQS-Herleitung berücksichtigt. Der relevanteste Effektwert pro Spezies und Studie wurde unterstrichen. Der derzeitig anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Studie verwendete Name wurde in Klammern angegeben.

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch										
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	<u>8540</u>	E, J, S	1	Oldersma <i>et al.</i> 1984 zitiert in EC DAR (2005)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstum	7	d	EC50	=	6400	C, I, S	1	Hughes 1988 zitiert in EC DAR (2005)
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>52.47</u>	C, S	2	Burkepile <i>et al.</i> 2000 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Mortalität	96	h	EC50	=	<u>19.1</u>	C, S	2	Lydy und Austin 2004 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Schwimmfähigkeit	96	h	LC50	=	<u>30</u>	C, S	2	Belden und Lydy 2000 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Schwimmfähigkeit	96	h	LC50	=	38	C, S	2	Belden und Lydy 2000 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Mortalität der Larven (12 Tage alt)	48	h	LC50	=	2.9	C, S	R2, C1	van der Geest <i>et al.</i> 1999 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Mortalität der Larven (12 Tage alt)	96	h	LC50	=	<u>1.3</u>	C, S	R2, C1	van der Geest <i>et al.</i> 1999 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>25</u>	D, S	2	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität (geometrischer Mittelwert aus 4 Tests in Labor Medium)	48	h	LC50	=	0.38	D, G1, S	3	Bailey <i>et al.</i> 1997
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>0.5</u>	A, S	2	Ankley <i>et al.</i> 1991 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>0.92</u>	C, S	2	Burkepile <i>et al.</i> 2000 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
		Geom. Mittelwert (Mortalität)	48	h	LC50	=	<u>0.68</u>			

³ Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (R; Engl. *Reliability*) und Relevanz (C; Engl. *Relevance*) bewertet. Beide werden in Übereinstimmung mit der Klimisch Methode in folgende Kategorien eingeteilt: R1/C1= Zuverlässig/Relevant ohne Einschränkung; R2/C2 = Zuverlässig/Relevant mit Einschränkung; R3/C3 = nicht Zuverlässig/Relevant; R4/C4 = nicht bewertbar. Eine Bewertung der Verlässlichkeit wurde nicht durchgeführt, wenn eine Studie als nicht relevant bewertet wurde.

⁴ Validität wurde durch Lepper *et al.* nach den Klimisch-Kriterien bewertet. Die Qualität einiger Studien wurde aber nur initial bewertet und als „gut, mittel oder schlecht“ angegeben. Wenn eine solche Studie nicht verfügbar/überprüfbar war, wurde sie als Klimisch 4 eingetragen. Verfügbare Studien wurden nach CRED beurteilt.

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Verhalten	5	h	EC50	=	0.47		4	Fernandez-Casalderrey et al. 1994 zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Verhalten	5	h	EC50	=	0.6		4	Fernandez-Casalderrey et al. 1994 zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	0.96		4	Nikunen et al. 1990 zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.8	A, S	2	Ankley et al. 1991, zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.896	C, S	R2, C1	Kristofco et al. 2015
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	2.39	C, S	2	Burkepille et al. 2000 zitiert in Lepper et al. 2007
		Geom. Mittelwert (Mortalität)	48	h	LC50	=	1.2			
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.65	A, S	2	Ankley et al. 1991, zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>	keine Angabe	48	h	EC50	=	0.8	E, S	2	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.2	C, S	2	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4	E, S	2	Collyard et al. 1994 zitiert in Lepper et al. 2007
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	15.07	C, S	2	Burkepille et al. 2000 zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Anguilla anguilla</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	80	A, U	4	Ferrando et al. 1991 zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Danio rerio</i>	Entwicklung/Mortalität	5	d	AC50 ⁵	>	24348	A, G, R	R3, C4	Padilla et al. 2012
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	5	d	LC50	=	6695	A, U	R3, C1	Watson et al. 2014
Fische	<i>Danio rerio</i> - (0-3 dpf)	Mortalität	72	h	LC50	=	14700	C, F, S	R2, C3	Kristofco et al. 2015
Fische	<i>Danio rerio</i> - (3-6 dpf)	Mortalität	72	h	LC50	=	12200	C, F, S	R2, C3	Kristofco et al. 2015
Fische	<i>Danio rerio</i> - (7-10 dpf)	Mortalität	72	h	LC50	=	5410	C, F, S	R2, C3	Kristofco et al. 2015
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	1000	F	3	Osterauer und Köhler 2008
Fische (Neunaugen)	<i>Entosphenus tridentatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	8900	C, T	R2, C2	Andersen et al. 2010
Fische	<i>Jordanella floridae</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1600	C, T	1	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	460	C, T	1	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	168	E, S	2	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	90	E, S	2	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Oncorhynchus sp.</i>	Biomarker – Enzymaktivität (Acetylcholinesterase)	96	h	EC50	=	145	C, R	C3	Laetz et al. 2013
Fische	<i>Oreochromis niloticus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	7.38	E, R	3	Giron-Perez et al. 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	15940	F	C3	Burkepille et al. 2000, zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4300	C, S	2	Jarvinen und Tanner 1982 zitiert in Lepper et al. 2007

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

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6900	T	2	Jarvinen und Tanner 1982 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	7800	C, T	1	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	770	C, T	1	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Scatophagus argus</i>	Biomarker (Histopathologische und Biochemische Endpunkte)	96	h	NOEC	<	9.39	B, R	C3	Ghasemzadeh <i>et al.</i> 2015
Fische	<i>Tinca tinca</i>	Mortalität der Larven	96	h	LC50	=	630	A, S	R4, C4	Vajargah <i>et al.</i> 2013
Fische	<i>Tinca tinca</i>	Mortalität der Juvenilen	96	h	LC50	=	6770	A, S	R4, C4	Vajargah <i>et al.</i> 2013
Fische	<i>Xiphophorus Helleri</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	14300	A, U	R4, C4	Khailii <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Xiphophorus maculatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	10490	A, R	R4, C4	Tarkhani and Imanpoor 2012
Amphibien	<i>Rana boylei</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	7488	A, S	3	Sparling und Fellers 2007
Amphibien	<i>Rana clamitans</i>	Entwicklung	16	d	EC50	=	14	C, S	4	Harris <i>et al.</i> 1998 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Amphibien	<i>Rana clamitans</i>	Entwicklung	96	h	EC50	>	50	C, S	4	Harris <i>et al.</i> 1998 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Amphibien	<i>Rana clamitans</i>	Mortalität	16	d	LC50	=	5	C, S	4	Harris <i>et al.</i> 1998 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität	5	d	LC50	=	6695	A, U	R3, C1	Watson <i>et al.</i> 2014
akute Effektdaten - marin										
Krebstiere	<i>Acartia tonsa</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2.57	C, S (20‰)	2	Khattat und Farley 1976 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4.82	C, T (NR)	2	Nimmo <i>et al.</i> 1981 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Siriella armata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4.026	E, G, U (34-35‰)	R2, C1	Pérez <i>et al.</i> 2015
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1470	C, T (22.7‰)	2	Goodman <i>et al.</i> 1979 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
subchronische und chronische Daten - limnisch										
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus (Scenedesmus subspicatus)</i>	Wachstum	96	h	NOEC	=	1000	E, J, S	1	Oldersma <i>et al.</i> 1984 zitiert in EC DAR (2005)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata (Selanastrum capricornutum)</i>	Wachstum (Zellzahl)	7	d	NOEC	<	60	C, I, S	1	Hughes 1988 zitiert in EC DAR (2005)
Insekten	<i>Acroneuria lycorias</i>	Mortalität	30	d	LC50	=	1.25	kA	4	Verschueren 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Acroneuria lycorias</i>	Mortalität	30	d	NOEC	=	0.83	kA	4	Verschueren 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Chironomus tentans</i>	Entwicklung	7	d	LOEC	=	0.003	kA	4	Morgan 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Ephemeroptera subvaria</i>	keine Angabe	30	d	NOEC	=	0.42	kA	4	Verschueren 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Mortalität der Larven (12 Tage alt)	7	d	LC50	=	1	C, S	R2, C3	van der Geest <i>et al.</i> 1999 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Hydropsyche bettoni</i>	Mortalität	30	d	LC50	=	3.54	kA	4	Verschueren 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Hydropsyche bettoni</i>	keine Angabe	30	d	NOEC	=	1.79	kA	4	Verschueren 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Insekten	<i>Ophiogomphus rupinsulensis</i>	keine Angabe	30	d	NOEC	=	1.29	kA	4	Verschueren 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Pteronarcys dorsata</i>	keine Angabe	30	d	NOEC	=	3.29	kA	4	Verschueren 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Zeit bis zur Freisetzung der ersten Neonaten	max. 169	h	NOEC	=	1000	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Zeit vom Schlüpfen bis zum Tragen von Eiern	max. 80	h	NOEC	=	2500	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Fekundität (parental amiktische Weibchen)	kA	-	NOEC	=	2500	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Mixis	kA	-	NOEC	=	1000	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Reproduktionsperiode	kA	-	NOEC	=	5000	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Lebensspanne	kA	-	NOEC	=	5000	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Fekundität amiktischer Weibchen	kA	-	NOEC	=	5000	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Fekundität unbefruchteter miktischer Weibchen	kA	-	NOEC	=	2500	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Schlupferfolg nach Exposition der Dauereier während der frühen Diapause-Phase	kA	-	NOEC	=	100	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	Schlupferfolg nach Exposition der Dauereier während der späten Diapause-Phase oder der Diapause	kA	-	NOEC	>	10000	A, U, V	2	Marcial und Hagiwara 2007
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität (in Umgebungswasser)	7	d	NOEC	=	0.123	D, H, R	R4, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität (in synthetischem Medium)	7	d	NOEC	=	0.228 ⁶	A, R	R2, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion (in Umgebungswasser)	7	d	NOEC	=	0.228	D, H, R	R4, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion (in synthetischem Medium)	7	d	NOEC	=	0.123	A, R	R2, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität	7	d	NOEC	=	0.22	C, U	4	Norberg-King 1987, zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (mittlere Brutgrösse und mittlere Länge der adulten Tiere)	21	d	NOEC	<	0.15	E, R	2	Fernandez-Casalderrey <i>et al.</i> 1995 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Gesamte Nachkommen pro Muttertier, mittlere Anzahl der Bruten, mittlere Länge)	21	d	NOEC	=	0.15	E, R	2	Fernandez-Casalderrey <i>et al.</i> 1995
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (mittlere Anzahl der Tage bis zur ersten Brut)	21	d	NOEC	=	0.22	E, R	2	Fernandez-Casalderrey <i>et al.</i> 1995
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (10-day static renewal US EPA)	10	d	NOEC	=	0.363	C, F, R	R2, C3	Kristofco <i>et al.</i> 2015
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität (in Oberflächenwasser)	10	d	NOEC	=	2.8	D, H, R	R4, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013

⁶ In der Publikation ist ein Wert von 123 ng/L angegeben. Aufgrund der Angaben in den SI (Tab S1a), wurde jedoch ein anderer Wert gelistet.

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität (in synthetischem Medium)	10	d	NOEC	=	1.14	D, R	R2, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Reproduktion (in Oberflächenwasser)	10	d	NOEC	=	1.14	D, H, R	R4, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Reproduktion (in synthetischem Medium)	10	d	NOEC	=	1.14	D, R	R2, C1	Deanovic <i>et al.</i> 2013
Fische	<i>Danio rerio</i> (<i>Brachydanio rerio</i>)	Wachstum	8	w	NOEC	=	40	B, T	R4, C1	Bresch 1991 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Danio rerio</i> (<i>Brachydanio rerio</i>)	Wachstum (Gewicht)	28	d	NOEC	≥	200	B, T	R2, C1	Bresch 1991 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Danio rerio</i> (<i>Brachydanio rerio</i>)	Schlupferfolg (8 d), Überleben (1, 8, 20 und 42 d)	1-42	d	NOEC	≥	200	B, T	R2, C1	Bresch 1991 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Danio rerio</i>	Missbildungen 72h nach der Befruchtung	72	h	NOEC	=	1000	F	3	Osterauer und Köhler 2008
Fische	<i>Jordanella floridae</i>	keine Angabe	60	d	MATC	=	54	kA	4	Allison 1977a zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Jordanella floridae</i>	Reproduktion (Mittlere Zeit bis zum Schlüpfen)	120	d	NOEC	<	14	C, T	2	Allison 1977b zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Jordanella floridae</i>	Wachstum (Gewicht am Tag 35 nach dem Schlüpfen)	120	d	NOEC	<	14	C, T	2	Allison 1977b zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (<i>Salmo gairdneri</i>)	Wachstum (Gewicht)	28	d	NOEC	=	200	B, T	R2, C1	Bresch 1991 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Entwicklung	28	d	NOEC	<	3.2	C, T	1	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Entwicklung	28	d	NOEC	<	3.2	C, T	1	Allison und Hermanutz 977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Early Life Stage (Wachstum)	32	d	NOEC	=	16.5	C, T	2	Norberg-King 1989 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Early Life Stage	167-274	d	NOEC	=	28	C, T	1	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Early Life Stage (Überleben)	32	d	NOEC	=	140	C, T	2	Jarvinen und Tanner 1982 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Early Life Stage (Wachstum)	32	d	NOEC	=	50	C, T	2	Jarvinen und Tanner 1982 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Salmo salar</i>	Empfindlichkeit des olfaktorischen Systems (siehe Notiz W)	4-5	h	NOEC	=	0.1	B2, W	1	Moore und Waring 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Salmo salar</i>	Testosteron Produktion der Männchen (siehe Notiz W)	120	h	NOEC	<	0.3	B2, W	1	Moore und Waring 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Salmo salar</i>	Produktion von Samenflüssigkeit (siehe Notiz W)	120	h	NOEC	<	0.3	B2, W	1	Moore und Waring 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Wachstum der Nachkommen exponierter Elterntiere	122-173 ⁷	d	NOEC	<	0.55	C, T	3	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Mortalität	91	d	NOEC	=	2.4	C, T	2	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Mortalität	173	d	NOEC	>	9.6	C, T	2	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007

⁷ 122 Tage Exposition der Nachkommen, 173 Tage Exposition der Eltern

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
Amphibien	<i>Bufo melanostictus</i>	Mortalität	24	d	LOEC/2	=	2	A, R	2	Sumanadasa <i>et al.</i> 2008
Amphibien	<i>Bufo melanostictus</i>	Mortalität	30	d	NOEC	<	4	A, R	2	Sumanadasa <i>et al.</i> 2008
subchronische und chronische Daten - marin										
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität, Wachstum Reproduktion	28	d	NOEC	=	1.15	C, T	2	Nimmo <i>et al.</i> 1981 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Partial Life Cycle Test (Reproduktion)	128	d	NOEC	<	0.47	C, T (22.7‰)	2	Goodman <i>et al.</i> 1979 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Mikro- und Mesokosmen										
Pilze	Pilzgemeinschaft insgesamt	Biomasse (über Ergosterol)	21	d	NOEC	≥	0.5	A, R (Medium alle 7 Tage erneuert)	R3, C2	Flores <i>et al.</i> 2014
Pilze	einzelne Pilzarten	Sporulation während der Frassphase	21	d	NOEC	<	0.5	A, R (Medium alle 7 Tage erneuert)	R3, C2	Flores <i>et al.</i> 2014
	Freshwater community	Abundanz von Cladocera und einigen Insekten Arten	70	d	NOEC	<	2.4		2	Giddings <i>et al.</i> 1996 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
	Freshwater community	Drift von Makroinvertebraten	21	d	NOEC	<	0.3		2	Arthur <i>et al.</i> 1983 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
	Freshwater community	Abundanz	21	d	NOEC	<	5		2	Arthur <i>et al.</i> 1983 zitiert in Lepper <i>et al.</i> 2007
Krebstiere	Wasserflöhe (Cladocera)	Abundanz	2-9	w	NOEC	<	10	B3, S	R3, C1	Hua and Relyea 2014
Krebstiere	Wasserflöhe (Cladocera)	Abundanz	18	w	NOEC	=	10	B3, S	R3, C1	Hua and Relyea 2014
Krebstiere	Flohkrebse (Amphipoda)	Abundanz	13	w	NOEC	=	10	B3, S	R3, C1	Hua and Relyea 2014
Krebstiere	Asseln (Isopoda)	Abundanz	13	w	NOEC	>	40	B3, S	R3, C1	Hua and Relyea 2014
Amphibien	Verschiedene Arten	Überleben und Wachstum	18	w	NOEC	>	40	B3, S	R3, C1	Hua and Relyea 2014
Krebstiere	<i>Echinogammarus berilloni</i>	Mortalität während der Frassphase	21	d	NOEC	=	5	A, R (Medium alle 7 Tage erneuert)	R3, C2	Flores <i>et al.</i> 2014
Tests mit Formulierungen (bezogen auf µg a.i./L)										
FORMULIERUNG: akute Effektdaten - limnisch										
Mollusken	<i>Biomphalaria alexandrina</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	14160	E, U, Formulierung Basudin	C3	Mohamed <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Caridina laevis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.45	A, S; Formulierung Diazinon 60 EC	2	Sucahyo <i>et al.</i> 2008
Krebstiere	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Mortalität der "young of-the-year"	96	h	LC50	=	150	E, S Formulierung 60EC	C3	Burič <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Mortalität der Juvenilen	96	h	LC50	=	270	E, S Formulierung 60EC	C3	Burič <i>et al.</i> 2013
Krebstiere	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Mortalität der Adulten	96	h	LC50	=	510	E, S Formulierung 60EC	C3	Burič <i>et al.</i> 2013
Fische	<i>Acipenser persicus</i>	Blutparameter	96	h	NOEC	<	10	E, U Formulierung Basudin 60 EC	C3	Padash-Barmchi <i>et al.</i> 2010
Fische	<i>Barbus grypus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6504	A, S Formulierung Basudin 60 EC	C3	Rakhodaei <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Capoeta damascina</i>	Blutparameter (Anzahl roter und weisser Blutkörperchen, Haematocrit and Haemoglobin-Werte)	9	d	NOEC	<	500	A, S Formulierung Basudin 60 EM	C3	Pirbeigi <i>et al.</i> 2016

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Capoeta damascina</i>	Histopathologische Befunde in Kiemen	9	d	NOEC	<	500	A, S Formulation Basudin 60 EM	C3	Pirbeigi <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Chirostoma jordani</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.5	B, S Formulation Basudin 60 EC	C3	Dzul-Caamal <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Cirrhinus mrigala</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	8150	A, S Formulation Basudin 60 EC	C3	Rauf and Arain 2013
Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	11800	A, R	C3	Nwani <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	9760	Formulation DIADEM®600EC	C3	Ahmad 2011
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	10000 - 25000	Formulation 60 EC	2	Machova <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität nach OECD TG 212	96	h	LC50	=	8210-9340	Formulation 60 EC	C3	Modra <i>et al.</i> 2011
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	17500	A, S Formulierung mit 60% Diazinon	C3	Tarkhani <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1170	A, R Formulierung Basudin 60 EM	C3	Banaee <i>et al.</i> 2011
Fische	<i>Pangasius hypophthalmus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2520	A, R Formulierung mit 60% Diazinon	C3	Hedayati <i>et al.</i> 2012a
Fische	<i>Peocilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3000	Formulation 60 EC	2	Machova <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Rutilus frisii kutum</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	400	E, U Formulation 60 EM	C3	Mohammad Nejad <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Silurus glanis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4142	E, S Formulierung Basudine 60 EM	2	Köprücü <i>et al.</i> 2006
Fische	<i>Trichogaster trichopterus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	14500	E, S Formulierung mit 60% Diazinon	C3	Hedayati <i>et al.</i> 2012b
Amphibien	<i>Ptychadena bibroni</i>	Mortalität der Larven	96	h	LC50	=	0.86	A, R Formulation Basudin	C3	Ezemonye and Iechie 2007
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität in Standard Testmedium	96	h	LC50	=	9840	A, R Formulation 60 EC	C3	Modra <i>et al.</i> 2011
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität in Teichwasser	96	h	LC50	=	12640	A, R Formulation 60 EC	C3	Modra <i>et al.</i> 2011
FORMULIERUNG: akute Effektdaten - marin										
Mollusken	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Biomarker (Enzymaktivität)	24	h	EC50	=	3010	(30‰)	C3	Choi <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Litopenaeus vannamei</i>	Mortalität der Postlarven	96	h	LC50	=	226	E, S; (31‰)	C3	Shamoushaki 2012
Krebstiere	<i>Palaemon adspersus</i>	Mortalität der Juvenilen	96	h	LC50	=	227	E, S, (31‰)	C3	Shamoushaki 2012
FORMULIERUNG: chronische Effektdaten - limnisch										
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Early Life Stage (Entwicklung)	28	d	NOEC	=	1000	Formulation 60 EC	2	Machova <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	28	d	NOEC	=	1000	Formulation 60 EC	2	Machova <i>et al.</i> 2007
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Biomarker (Enzymaktivität)	30	d	NOEC	<	0.0036	R; Formulation 60 EM	2	Oruc 2011

Effektdatensammlung										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert [µg/L]	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Pangasius hypophthalmus</i>	Biomarker (Blutparameter und Histopathologie)	7	d	NOEC	<	500	A, F, R Formulierung mit 60% Diazinon	C3	Hedayati and Tarkhani 2014
Fische	<i>Tinca tinca</i>	Early Life Stage	32	d	NOEC	=	100	Formulation 60 EC	3	Machova et al. 2010
FORMULIERUNG: chronische Effektdaten – marin										
Es liegen keine Studien vor										

Notizen

- A: Basierend auf der nominalen Konzentration
 B: Basierend auf der nominalen Konzentration, Wiederfindung wurde gemessen und lag zwischen 80-120 %.
 B2: Basierend auf der nominalen Konzentration, Wiederfindung wurde gemessen und lag ausserhalb von 80-120 % der nominalen Konzentration.
 B3: Einmalige Diazinon Applikation zu Testbeginn. Nach 3 Wochen lag die gemessene Konzentration bei 30% der nominalen Konzentration.
 C: Basierend auf der (mittleren) gemessenen Konzentration.
 D: Basierend auf der gemessenen Konzentration zu Testbeginn.
 E: Nominale Konzentration wird vermutet, da nicht explizit angegeben wurde, ob gemessene oder nominale Konzentration verwendet wurde.
 F: Expositionsdauer zu lang oder kurz für ein relevantes akutes oder chronisches Testergebnis. Wert daher in grau dargestellt und mit C3 bewertet.
 G1: Lösungsmittelkonzentration überschreitet die nach TGD for EQS (EC, 2011) vorgesehene Höchstmenge von 0.01% deutlich (>0.05%). Testergebnis daher nicht valide.
 G2: Lösungsmittelkonzentration überschreitet die nach TGD for EQS (EC, 2011) vorgesehene Höchstmenge von 0.01% wenig bis moderat (<0.05%). Die Grenze von 0.5 ml/L wird u.a. in Guidelines der US-EPA akzeptiert (für semi-statische Testansätze) (US-EPA 1994). Sofern Lösemittelkontrollen getestet wurden und keine Effekte auftraten, wird das Testergebnis noch als verlässlich (mit Einschränkung) angesehen.
 H: Die Ergebnisse aus Tests mit Oberflächenwasser (wurde filtriert (1.0 µm) auf eine Leitfähigkeit von 900 µS/cm und einem pH von 7.9 gebracht) wurden mit R4 bewertet, da es zwar als nicht toxisch⁸ beschrieben wurde, jedoch unklar ist, ob eine chemische Analytik stattgefunden hat um die Abwesenheit von Schadstoffen zu bestätigen. Des Weiteren liegt der NOEC für Mortalität unter dem NOEC für Reproduktion, was die Verlässlichkeit des NOECs in Frage stellt. Je nach Versuchsaufbau lässt sich aber auch ein solches Ergebnis plausibilisieren. Ebenfalls ist bekannt dass Organismen unter bestimmten Stressbedingungen ihre Reproduktionsbemühungen erhöhen, was zu einer relativ gesehen hohen Reproduktion führen kann bei geringem Überleben der Adulten.
 I: Studie wurde im DAR (EU, 2005) als valide akzeptiert. Aufgrund einer Testdauer von 7 Tagen, anstatt der nach OECD TG 201 vorgesehenen 72-96 h, wird der Endpunkt als nicht relevant betrachtet und soll nicht zur EQS-Herleitung verwendet werden.
 J: Keine Angabe über die Konzentration der verwendeten Lösungsmittels.
 S: statische Exposition
 R: semi-statische Exposition
 T: Durchfluss (*flow-through*) Exposition
 U: unklar welches Expositionsregime angewendet wurde
 V: die Gesamtlänge der Exposition, bis zur Bestimmung des Endpunktes ist nicht angegeben. Falls ein Endpunkt über eine Zeit bestimmt wurde (e.g. Entwicklungszeit), so wurde die längste angegebene Zeit angegeben und mit einem max. (maximum Zeitspanne) versehen.
 W: Moore und Waring 1996 zitiert in Lepper et al. 2007, untersuchten die Empfindlichkeit des olfaktorischen Systems des Atlantischen Lachs (*Salmo salar*) auf kurzzeitige (30 Minuten) Exposition (mit elektrophysiologischen Messungen). Bei 1 µg/L war die olfaktorische Antwort signifikant verringert. Effekte waren Dosis-abhängig. Des Weiteren wurden Fische für 120 Stunden gegenüber Diazinon exponiert, anschliessend für 3 h dem Urin von Weibchen ausgesetzt, bevor das Sperma-Volumen und Steroid-Level im Blut bestimmt wurden. Konzentrationen von 0.3 µg/L bewirkten schon eine signifikante Reduktion der Steroid-Level im Blut und des Volumens der Samenflüssigkeit. Ein Schwachpunkt der Studie ist, dass Konzentrationen in Proben, welche bis zu zwei Wochen nach den Test gelagert und analysiert wurden, einen Abbau von Diazinon bis >80% zeigten. Werte sind auf nominale Konzentrationen bezogen. Eine Effektbewertung aufgrund exakter Werte kann demnach nicht erfolgen. Effekte traten aber mit hoher Wahrscheinlichkeit bei niedrigeren Konzentrationen als den nominalen auf. Dennoch ist die Relevanz des Endpunktes nicht eindeutig, da unklar ist, ob die beobachteten Effekte einen Einfluss auf den Erhalt einer Population hätten. Auch wenn die Studie von Lepper et al. (2007) als valide und von hoher Qualität bewertet wurde, werden sie aufgrund unzureichend belegter Relevanz nicht für die EQS-Herleitung verwendet. Werte sind daher in grau dargestellt.

⁸ Zitiert aus Deanovic et al. 2013: "Analytical-grade Diazinon [...] spiked into two types of dilution water: (1) a moderately hard synthetic control water and (2) previously tested, nontoxic, ambient water from the Sacramento–San Joaquin delta collected near Byron, California, USA. Ambient samples were filtered prior to testing using a 1.0-mm pore filter capsule (Whatman, GE Healthcare). Both types of water were amended to a specific conductivity of 900 mS/cm using Instant Ocean (Aquarium Systems) and a pH of 7.9 using HCl or NaOH for test conditions that would be nonstressful to both species."

5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

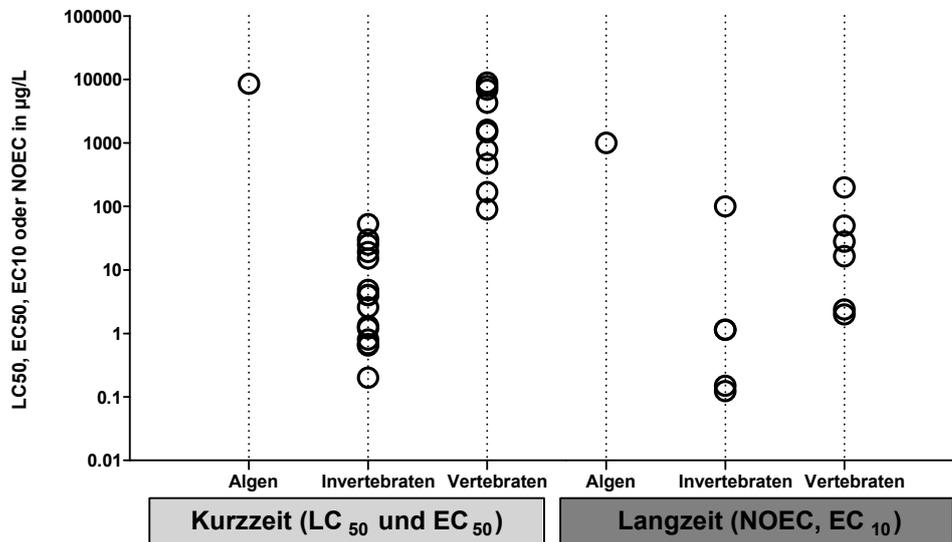


Abb.1: Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten von Diazinon für limnische und marine Organismen. Algen sind die einzigen vorliegenden Vertreter der Primärproduzenten.

Abbildung 1 gibt eine Übersicht aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten zu Diazinon. Erwartungsgemäss stellen die Invertebraten die sensitivste Gruppe dar. Die Standardabweichung der logarithmierten L(E)C₅₀-Werte beträgt 1.5.

Ein sinnvoller statistischer Vergleich limnischer und mariner Daten ist nicht möglich, da bei den akuten marinen Daten lediglich Werte zu Krebstieren, aber nicht zu Insekten vorliegen. Ein Vergleich der Werte für Krebstiere zeigt, dass die EC₅₀/LC₅₀-Werte mariner Arten im Mittel etwas höher liegen als die Werte der limnischen Arten (Abb. 2). Dieser Unterschied ist aber nicht signifikant ($p=0.07$). Bei den chronischen Daten sind marine Organismen ferner nur mit einem einzelnen Wert vertreten, was ebenfalls keinen Vergleich zulässt. Es werden daher alle validen und belastbaren Effektdata zur EQS-Herleitung verwendet.

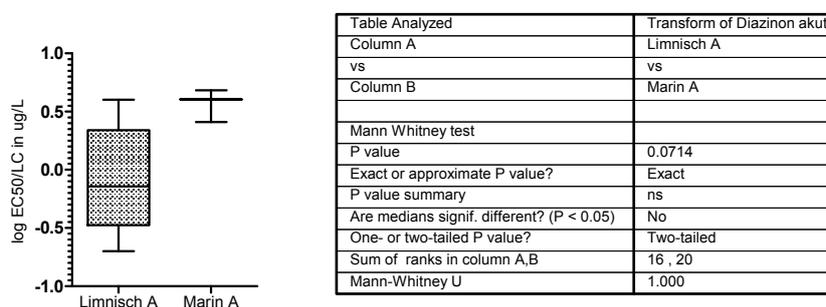


Abb.2: Details zum statistischen Vergleich der validen akuten LC50/EC50 Werte limnischer und mariner Krebstiere aus Tabelle 2.

6. Herleitung der EQS

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

7. Chronische Toxizität

7.1. AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 3 zeigt die Zusammenstellung der kritischen Toxizitätswerte für Diazinon

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

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
<u>Basisdatensatz</u>				
Primärproduzenten	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	NOEC	1000	Oldersma et al. 1984 zitiert in EC DAR (2005)
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	NOEC	0.123	Deanovic et al. 2013
Fische	<i>Salvelinus fontinalis</i>	NOEC	2.4	Allison und Hermanutz 1977 zitiert in Lepper et al. 2007
<u>Weitere</u>				
Amphibien	<i>Bufo melanostictus</i>	NOEC	2	Sumanadasa et al. 2008
Rädertiere	<i>Brachionus plicatilis</i>	NOEC	100	Marcial und Hagiwara 2007

Es liegen valide NOEC-Werte für Vertreter des Basisdatensatzes aus Primärproduzenten, Krebstieren und Fische vor, sowie für Amphibien und Rädertiere. Das kritische Effektdatum für Primärproduzenten stammt aus einer Studie (Oldersma et al. 1984) in der die Konzentration des eingesetzten Lösungsmittels (DMSO) nicht angegeben wurde. Dies wäre hier nur von Bedeutung, wenn evtl. zu hoch eingesetzte DMSO-Konzentrationen eine mögliche Toxizität bei Algen maskieren würden. Es gibt aber keine Hinweise in der Literatur, dass Primärproduzenten sensitiver sein könnten als Vertreter einer der sensitivsten taxonomischen Gruppen (e.g. Krebstiere).

Der empfindlichste belastbare Endpunkt liegt bei dem NOEC von 0.123 µg/L für *Ceriodaphnia dubia* aus der Studie von Deanovic et al. 2013. In dieser Studie mit semi-statischem Ansatz wurden Anfangskonzentration analytisch bestimmt. Die Wasserqualität wurde zu Testbeginn und Testende bestimmt und lag durchweg im optimalen Bereich. Alle Validitätskriterien nach der verwendetet US-EPA Testvorschrift (2002) wurden erfüllt. Methanol wurde als Lösungsvermittler mit 0.05 % eingesetzt, was leicht über dem nach OECD Testvorschrift und TGD for EQS vorgesehenen Höchstwert von 0.01 % liegt, jedoch in anderen Testvorschriften akzeptiert wird (siehe US-EPA 1996). Da die Ergebnisse vergleichbar mit dem NOEC für *D. magna* von 0.15 µg/L sind und alle Validitätskriterien erfüllt wurden, wurde die Studie als valide akzeptiert.

Es existiert eine Fischstudie, die zeigt, dass die olfaktorische Orientierung des atlantischen Lachses *Salmo salar* mit einem NOEC von 0.1 µg/L gestört wird (Moore und Waring 1996). Dieser Endpunkt wurde für die PNEC Ableitung im Vereinigten Königreich verwendet. Nach dem TGD for EQS (EC, 2011) müsste

für diesen nicht klassischen Endpunkt eine Populationsrelevanz nachgewiesen werden. Da dieser NOEC sich jedoch nur gering von dem tiefsten NOEC aus einem klassischen Endpunkt unterscheidet (Reproduktion von *Ceriodaphnia dubia* von 0.123 µg/L; Deanovic *et al.* 2013), wurde auf diese Argumentationskette verzichtet und der Endpunkt als nicht relevant (C3) bewertet. Nach der AF-Methode ergibt sich daraus ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{AA-EQS} = 0.123 \mu\text{g/L} / 10 = 0.0123 \mu\text{g/L} = \mathbf{12 \text{ ng/L}}$$

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Für eine SSD liegen nicht genügend Daten vor um die nach dem TGD for EQS geforderten taxonomischen Gruppen abzudecken. Ebenso fehlen Datenpunkte für eine Wirkspezifische SSD, da lediglich Daten von vier Krebstierarten vorliegen, jedoch keine chronischen Daten zu Insekten.

7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegen keine belastbaren Daten aus Mesokosmen vor von denen ein AA-EQS direkt abgeleitet werden könnte. In der Studien von Arthur *et al.* 1983 (zitiert in Lepper *et al.* 2007), wird ein NOEC < 0.3 µg/L für den Drift von Makroinvertebraten angegeben. In einer 18-wöchigen Mesokosmenstudie mit einmaliger Diazinon-Applikation zu Testbeginn, zeigten sich über 9 Wochen noch bei der niedrigsten getesteten Konzentration von 10 µg/L starke Effekte auf die Abundanz von Wasserflöhen (Hua und Relyea 2014), obwohl die Konzentration nach drei Wochen nur noch 30% der nominalen Ausgangskonzentration betrug. Ruderfusskrebse (Copepoda), Amphibien und Algen zeigten sich weniger empfindlich. Diese Ergebnisse stützen somit auch die Herleitung des AA-EQS von einem NOEC für *Ceriodaphnia dubia* und der Wahl eines AF von 10.

8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Es liegen EC50 und LC50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten, Krebstiere, Fische und Insekten vor. Diazinon wird gemäss der Definition der Vereinten Nationen (UN 2015) als sehr giftig eingestuft (Tabelle 5).

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

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	EC50	8540	Oldersma et al. 1984 zitiert in EC DAR (2005)
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	LC50	0.2	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in Lepper et al. 2007
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	90	Mayer und Ellersieck 1986 zitiert in Lepper et al. 2007
Weitere				
Insekten	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	LC50	1.3	van der Geest et al. 1999 zitiert in Lepper et al. 2007

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 drei valide LC50- bzw. EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vor. Das niedrigste Effektdatum liegt für *Gammarus fasciatus* vor und beruht auf gemessenen Diazinon Konzentrationen. Nach dem TGD for EQS kann der AF von 100 auf 10 reduziert werden, wenn die Standardabweichung der logarithmierten EC50 kleiner 0.5 ist (hier nicht der Fall), oder ein Vertreter der vermutlich sensitivsten taxonomischen Gruppe im akuten Datensatz enthalten ist. Krebstiere scheinen sogar noch empfindlicher als Insekten. Daher wird ein AF von 10 vorgeschlagen, woraus sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium ableitet:

$$\text{MAC-EQS} = 0.2 \mu\text{g/L} / 10 = 0.02 \mu\text{g/L} = \mathbf{20 \text{ ng/L}}$$

8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Für eine SSD liegen nicht genügend Daten vor um die nach dem TGD for EQS geforderten taxonomischen Gruppen abzudecken. Es fehlen unter anderem Effektdaten für höhere Pflanzen sowie für einen Vertreter aus einem Phylum ausser Arthropoda oder Chordata (e.g. Rotifera, Annelida, Molluska, ect.). Jedoch liegen mit 11 Datenpunkten für Insekten und Krebstiere ausreichend Datenpunkte für die Erstellung einer wirkspezifischen SSD vor (Abb. 3). Allerdings sollte nach TGD for EQS (EC, 2011, S. 41) eine SSD bevorzugt aus mehr als 15 Datenpunkten, mindestens aber 10 Datenpunkten bestehen, was bei der Wahl des AF berücksichtigt werden sollte.

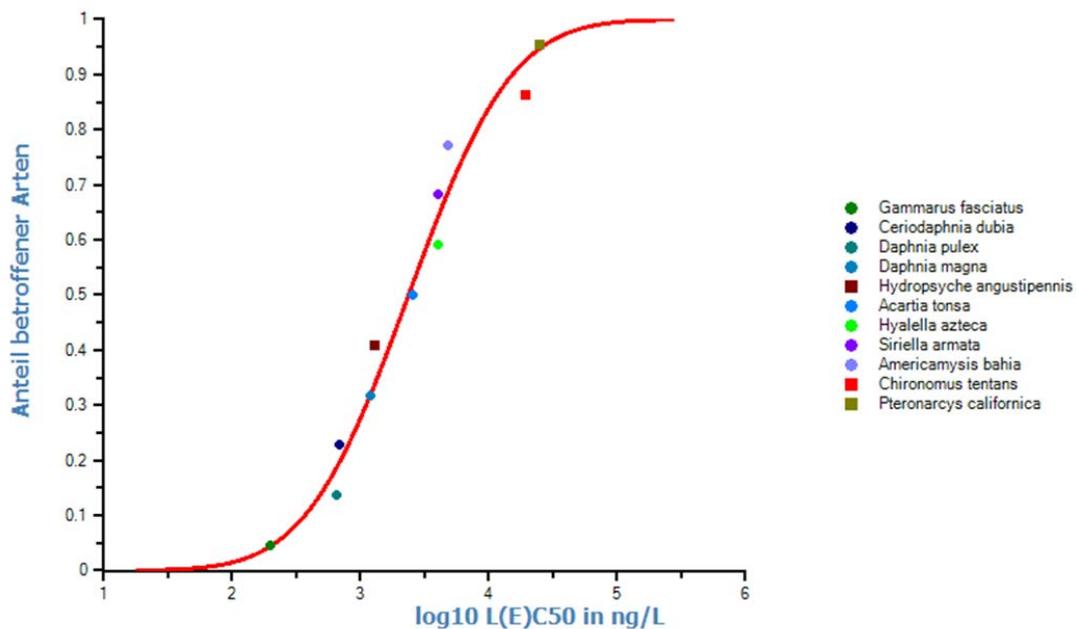


Abbildung 3: SSD der akuten LC50- und EC50-Werte für Insekten und Krebstiere. - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004). Anzahl Datenpunkte (n) = 11; alle Tests auf Normalverteilung gemäss ETX 2.1 erfüllt; HC05 = 201.2 ng/L \approx 0.2 μ g/L, untere Grenze des 95%-Konfidenzbereichs (LL HC05) = 39.5 ng/L, Verhältnis HC05/LL HC05 = 5.1 (Mass für die Unsicherheit des HC05).

Die wirkspezifische SSD für Vertretern der Insekten und Krebstiere erfüllt die formalen Anforderungen nach TGD for EQS (EC. 2011) bezüglich Datenanzahl und Normalverteilung (Details zur statistischen Auswertung im Appendix). Der HC5 entspricht 0.2 μ g/L und ist somit identisch zu dem niedrigsten LC50 von 0.2 μ g/L für *Gammarus fasciatus*, von dem der MAC-EQS nach der AF-Methode abgeleitet wurde. Standardmässig wird ein AF von 10 auf den HC5 angewendet um den MAC-EQS_{SSD} zu bestimmen. Aufgrund der niedrigen Anzahl an Datenpunkten (n=11), nach TGD for EQS sollte eine SSD bevorzugt aus mehr als 15 Datenpunkten bestehen, wird vorgeschlagen den AF von 10 nicht weiter zu reduzieren. Dies ergibt folgenden MAC-EQS-Vorschlag:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{SSD}} = \text{HC5}/10 = 0.2 \mu\text{g/L} / 10 = 0.02 \mu\text{g/L} \approx 20 \text{ ng/L}$$

8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegen keine belastbaren akuten Effektdaten aus Mikro-/Mesokosmosstudien vor, von denen sich ein MAC-EQS herleiten liesse.

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Es konnte kein MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien bestimmt werden. Die Mittels AF- und SSD-Methode bestimmten MAC-EQS-Vorschläge sind praktisch identisch. Es wird daher ein MAC-EQS von 20 ng/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.

In der Studie von Aronzon *et al.* (2014) wurde für Embryonen der Kröten-Art *Rhinella arenarum* nach 96 stündiger Exposition ein BCF von 107 bestimmt. Der BCF fiel aber auf Werte zwischen 1.2 und 2.8 bei längerfristiger Exposition. Verschiedene Studien mit Fischen lieferten BCF-Werte zwischen 18 und 30 für *Oryzias latipes* (Tsuda *et al.* 1995) und zwischen 12 (Galle und Muskel) und 50 (Leber und Niere) von *Cyprinus carpio* nach 168-stündiger Exposition. Andere Fisch-Studien legen jedoch den Schluss nahe, dass nach dem TGD for EQS (EC, 2011) eine Bioakkumulationsabschätzung notwendig wäre, da mehrfach BCF Werte über 100 bestimmt wurden. Für den Süßwasser Fisch *Gnathopogon caeruleus* aus der Unterfamilie der Karpfenfische (Cyprinidae), wurde ein BCF von 247.9 während 168-stündiger Exposition bestimmt (Tsuda *et al.* 1989). Ein Konzentrationsgleichgewicht in Fischen ergab sich bereits nach 48 h. In einer Studie mit dem Süßwasser Fisch *Lepomis macrochirus* wurden BCF-Werte von 470 - 540 ermittelt (Fackler 1988, EC DAR Vol.3, B.9, S. 525 ff.). In dieser Studie wurden Fische für 28 Tage mit 2 µg/L radioaktiv markiertem Diazinon exponiert. Ein Konzentrationsgleichgewicht in Fischen ergab sich nach 7 Tagen. Nach Ende der Exposition wurden einige Fische in ein Aquarium ohne Diazinon transferiert, um die Ausscheidungskinetik zu studieren. BCF-Werte wurden für essbare (BCF = 470), nicht-essbare (BCF = 540) und für den ganzen Fisch bestimmt (BCF = 500). Die Eliminierung geschah

rasch und ein Grossteil des Diazinons wurde innerhalb der ersten 7 Tage wieder ausgeschieden. Nach 14 Tagen lag die Elimination bei 99%.

Für die Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation wird im Folgenden mit dem höchsten experimentell bestimmten BCF von 500 gerechnet, da er sich auf den ganzen Fisch bezieht. Diesem Wert kann nach dem TGD for EQS (Tab. 4.5 auf S. 84) ein Biomagnifikationsfaktor von 1 zugewiesen werden.

Der tiefste vorliegende NOAEL entspricht 0.015 mg/kg Körpergewicht/Tag aus einer 52-wöchigen (chronischen) Studie mit Hunden (Rudzki *et al.* 1991, zitiert in WHO 1998 und Lepper *et al.* 2007, S. 39-40). Daraus kann nach dem TDG for EQS (Tab. 4.1, S. 79) mit dem Konvergierungsfaktor von 40 (für Hunde) der folgende NOEC_{oral} abgeleitet werden

NOEC_{oral} = NOAEL_{oral} * 40 = 0.6 mg/kg Nahrung (in Lepper *et al.* 2007 wurde ein NOEC_{oral} von 0.5 mg/kg Nahrung abgeschätzt)

Daraus ergibt sich ein EQS für sekundäre Intoxikation von

$$\mathbf{QS_{biota, sec\ pois} = TOX_{oral}/AF_{oral} = 0.6\ mg \cdot kg^{-1}/30 = 0.02\ mg/kg\ Nahrung}$$

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

$$\mathbf{QS_{water} = QS_{biota}/BCF = 0.02\ mg \cdot kg^{-1}/500 = 0.00004\ mg/L = 40\ ng/L}$$

Der AA-EQS liegt mehr als dreifach unterhalb des EQS für sekundäre Intoxikation. Das Risiko einer sekundären Intoxikation entlang der Nahrungskette kann daher als ausreichend gering angesehen werden. Dies auch da zum einen ein „worst-case“-Szenario zur Berechnung verwendet wurde, indem jeweils der höchste verfügbare BCF und der niedrigste NOAEL_{oral} verwendet wurden. Des Weiteren ist bekannt, dass sowohl Aufnahme, aber auch Ausscheidung von Diazinon in Fischen rapide abläuft, und somit hohe Diazinon Konzentrationen in Fischen in natürlichen Gewässern eine Seltenheit sein dürfte (cf. Lepper *et al.* 2007, S. 15).

10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Diazinon umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und bei den Langzeittoxizitäten. Sowohl bei den Kurzzeiteffektstudien als auch bei den Langzeiteffektstudien stellen Krebstiere die empfindlichste Organismengruppen dar.

Der hergeleitete MAC-EQS von 20 ng/L und AA-EQS von 12 ng/L sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Das Risiko einer sekundären Intoxikation entlang der Nahrungskette kann allerdings nicht mit hoher Sicherheit ausgeschlossen werden, da der AA-EQS nur marginal unterhalb des EQS für sekundäre Intoxikation liegt. Allerdings handelt es sich bei der Berechnung des EQS für sekundäre Intoxikation um ein „worst-case“-Szenario.

Der vorgeschlagene AA-EQS liegt unter dem Vorschlag der Niederlande (37 ng/L), jedoch sehr nahe an den chronischen Qualitätskriterien Deutschlands (10 ng/L) und dem Vorschlag Grossbritanniens (10 ng/L) (Lepper *et al.* 2007). Wie unter 7.1 erläutert, beruht der Unterschied zum PNEC in der Wahl und Relevanzbeurteilung der Schlüsselstudie. Der hier vorgeschlagene MAC-EQS ist identisch mit dem MAC-EQS-Vorschlag Grossbritanniens (20 ng/L).

11. Änderungen gegenüber der Version vom 22.06.2011

Der Effektdatensatz konnte durch die Aktualisierung substantiell erweitert werden, auch wenn ein Grossteil der recherchierten Studien als nicht belastbar bzw. nicht relevant bewertet wurden. Daten welche zuvor aus Lepper *et al.* 2007 zitiert wurden, wurden erneut überprüft, wodurch einige Studien neu aufgenommen werden konnten, andere jedoch als nicht relevant bewertet wurden, da sich herausstellte, dass sie aus Tests mit Formulierungen stammten, welche nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden.

Bezüglich des chronischen Qualitätskriteriums konnte eine sensitive (Schlüssel)-Studie recherchiert werden. Dadurch verringerte sich der AA-EQS Vorschlag geringfügig von zuvor 15 ng/L auf nunmehr 12 ng/L.

Der MAC-EQS lag zuvor unterhalb des AA-EQS und wurde diesem daher gleichgesetzt. Im Zuge der Aktualisierung wurde bei der AF-Methode der Sicherheitsfaktor von 50 auf 10 reduziert, wodurch sich ein MAC-EQS von 20 ng/L ergab, welches über dem AA-EQS liegt. Da nun aber auch ausreichend Daten für einen SSD-Ansatz vorlagen, wurde ein MAC-EQS_{SSD} von 20 ng/L bestimmt und vorgeschlagen.

12. Literatur

- Ahmad Z (2011): Acute toxicity and haematological changes in common carp (*Cyprinus carpio*) caused by diazinon exposure. *African Journal of Biotechnology* 10, 13852-13859.
- Allison D T (1977a): Toxicity of pulse and continuous exposure to diazinon to flagfish (*Jordanella floridae*). EPA-600/3-77-060. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
- Allison D T (1977b): Use of exposure units for estimating aquatic toxicity of organophosphate pesticides. EPA-600/3-77-077. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
- Allison D T, Hermanutz R.O. (1977): Toxicity of diazinon to brook trout and fathead minnows. EPA-600/3-77-060. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
- Andersen H B, Caldwell R S, Toll J, Do T, Saban L (2010): Sensitivity of lamprey ammocoetes to six chemicals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 59, 622-631.
- Ankley G T, Dierkes J R, Jensen D A, Peterson G S (1991): Piperonyl butoxide as a tool in aquatic toxicological research with organophosphate insecticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 21(3):266-274.
- Aronzon C M, Marino D J, Ronco A E, Coll C S P(2014): Differential toxicity and uptake of Diazinon on embryo-larval development of *Rhinella arenarum*. *Chemosphere* 100: 50-56.
- Arthur J W, Zischke J A, Allen Hermanutz K N R O (1983): Effects of diazinon on macroinvertebrates and insect emergence in outdoor experimental channels. *Aquatic Toxicology* 4(4):283-301.
- Bailey H C, Miller J L, Miller M J, Wiborg L C, Deanovic L, Shed T (1997): Joint acute toxicity of diazinon and chlorpyrifos to *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(11):2304-2308.
- Banaee M, Sureda A, Mirvaghefi A, Ahmadi K (2011): Effects of diazinon on biochemical parameters of blood in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 99, 1-6.
- Buřič M, Kouba A, Máchová J, Mahovská I, Kozák P (2013): Toxicity of the organophosphate pesticide diazinon to crayfish of differing age. *International Journal of Environmental Science and Technology* 10, 607-610.
- Belden J B, Lydy M J (2000): Impact of atrazine on organophosphate insecticide toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(9):2266-2274.
- Bresch H (1991): Early life-stage test in zebrafish versus a growth test in rainbow trout to evaluate toxic effects. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46(5):641-648.
- Burkepile D E, Moore M T, Holland M M (2000): Susceptibility of five nontarget organisms to aqueous diazinon exposure. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64(1):114-121.
- Choi J Y, Yu J, Yang D B, Ra K, Kim K T, Hong G H, Shin K H (2011): Acetylthiocholine (ATC)-Cleaving cholinesterase (ChE) activity as a potential biomarker of pesticide exposure in the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, of Korea. *Marine environmental research* 71, 162-168.
- Collyard S A, Ankley G T, Hoke R A, Goldenstein T (1994): Influence of age on the relative sensitivity of *Hyalella azteca* to diazinon, alkylphenol ethoxylates, copper, cadmium, and zinc. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 26(1):110-113.
- Crommentuijn T, Kalf DF, Polder MD, Posthumus R, Van de Plassche EJ. (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. Bilthoven, the Netherlands: RIVM. Report no 601501002

- Deanovic L A, Markiewicz D, Stillway M, Fong S, Werner I (2013): Comparing the effectiveness of chronic water column tests with the crustaceans *Hyalella azteca* (order: Amphipoda) and *Ceriodaphnia dubia* (order: Cladocera) in detecting toxicity of current-use insecticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32, 707-712.
- Dzul-Caamal R, Lilia Domínguez-López M, García-Latorre E, Vega-López A (2012): Implications of cytochrome 450 isoenzymes, aryl-esterase and oxonase activity in the inhibition of the acetylcholinesterase of *Chirostoma jordani* treated with phosphorothionate pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 84, 199-206.
- EC (2011) Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27
- EC DAR (2005): Draft Assessment Report (DAR) - public version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Portugal for the existing active substance DIAZINON of the second stage of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. <http://dar.efsa.europa.eu/dar-web/provision>.
- EPI (2011) Version 4.0. 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).
- Ezemonye L, Ilechie I (2007): Acute and chronic effects of organophosphate pesticides (Basudin) to amphibian tadpoles (*Ptychadena bibroni*). *African Journal of Biotechnology* 6.
- Fackler (1988): Bioconcentration and Elimination of 14C-Residues by Bluegill exposed to Diazinon Technical. Report No. 88-5-2717. Zitiert in IUCLID Dataset for Diazinon (IUCLID chemical data sheet). <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>.
- Fernandez-Casalderrey A, Ferrando M D, Andreu-Moliner E (1994): Effect of sublethal concentrations of pesticides on the feeding behavior of *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 27(1):82-89.
- Fernandez-Casalderrey A, Ferrando M D, Andreu-Moliner E (1995): Chronic toxicity of diazinon to *Daphnia magna*: Effects on survival, reproduction and growth. *Toxicological and Environmental Chemistry* 49(1-2):25-32.
- Ferrando M D, Sancho E, Andreu-Moliner E (1991): Comparative acute toxicities of selected pesticides to *Anguilla anguilla*. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 26(5-6):491-498.
- Flores L, Banjac Z, Farré M, Larrañaga A, Mas-Martí E, Muñoz I, Barceló D, Elosegi A (2014): Effects of a fungicide (imazalil) and an insecticide (diazinon) on stream fungi and invertebrates associated with litter breakdown. *Science of the Total Environment* 476-477, 532-541.
- Ghasemzadeh J, Sinaei M, Bolouki M (2015): Biochemical and histological changes in fish, spotted scat (*Scatophagus argus*) exposed to diazinon. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 94, 164-170.
- Giddings J M, Biever R C, Annunziato M F, Hosmer A J (1996): Effects of diazinon on large outdoor pond microcosms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(5):618-629.
- Giron-Perez M I, Santerre A, Gonzalez-Jaime F, Casas-Solis J, Hernandez-Coronado M, Peregrina-Sandoval J, Takemura A, Zaitseva G (2007): Immunotoxicity and hepatic function evaluation in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to diazinon. *Fish and Shellfish Immunology* 23(4): 760-769
- Goodman L R, Hansen D J, Coppage D L, Moore J C, Matthews E (1979): Diazinon: chronic toxicity to, and brain cholinesterase inhibition in, the sheepshead minnow, *Cyprinodon variegatus*. *Transactions of the American Fisheries Society* 108:479-488.
- Gramatica P, Corradi M, Consonni V (2000): Modelling and prediction of soil sorption coefficients of non-ionic organic pesticides by molecular descriptors. *Chemosphere* 41(5):763-777.

- Harris M L, Bishop C A, Struger J, Van Den Heuvel M R, Van Der Kraak G J, George Dixon D, Ripley B, Bogart J P (1998): The functional integrity of northern leopard frog (*Rana pipiens*) and green frog (*Rana clamitans*) populations in orchard wetlands. I. Genetics, physiology, and biochemistry of breeding adults and young-of-the-year. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(7):1338-1350.
- Hedayati A, Bagheri T, Tarkhani R, Shadi A, Khalili M (2012a): Toxicity Evaluation and Mortality Responses of *Pangasius hypophthalmus* During Experimental Exposure to Some Agricultural Pesticides.
- Hedayati A, Tarkhani R (2014): Hematological and gill histopathological changes in iridescent shark, *Pangasius hypophthalmus* (Sauvage, 1878) exposed to sublethal diazinon and deltamethrin concentrations. *Fish physiology and biochemistry* 40, 715-720.
- Hedayati A, Tarkhani R, Shadi A (2012b): Investigation of acute toxicity of two pesticides diazinon and deltamethrin, on Blue Gourami, *Trichogaster trichopterus* (Pallus). *Global Veterinaria* 8, 440-444.
- Hilal S, Karickhoff S W, Carreira L A (1995): A Rigorous Test for SPARC's Chemical Reactivity Models: Estimation of More Than 4300 Ionization pKa's. *Quant Struct Act Rel* 14: 348
- Hua J, Relyea R (2014): Chemical cocktails in aquatic systems: Pesticide effects on the response and recovery of > 20 animal taxa. *Environmental Pollution* 189, 18-26.
- Hughes J S (1988): The toxicity of diazinon technical to *Selenastrum capricornutum*. Malcolm Pirnie, Inc., NY. Project ID: 0267-40-1100-1. Date: January 20th 1988. Owner: Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, North Carolina, USA. Unpublished (available in the EFSA DAR).
- Jarvinen A W, Tanner D K (1982): Toxicity of selected controlled release and corresponding unformulated technical grade pesticides to the fathead minnow *Pimephales promelas*. *Environmental Pollution Series A: Ecological and Biological* 27(3):179-195.
- Khattat F H, Farley S (1976): Acute toxicity of certain pesticides to *Acartia tonsa* Dana. EPA-600/3-76-033. Ecological Research Series. Narragansett, RI: US Environmental Protection Agency.
- Khalili M, Khaleghi S R, Hedayati A (2012): Acute toxicity test of two Pesticides diazinon and deltamethrin, on Swordtail Fish (*Xiphophorus helleri*). *Global Veterinaria* 8, 541-545.
- 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.
- Kristofco L A, Du B, Chambliss C K, Berninger J P, Brooks B W (2015): Comparative pharmacology and toxicology of pharmaceuticals in the environment: diphenhydramine protection of diazinon toxicity in *Danio rerio* but not *daphnia magna*. *The AAPS journal* 17, 175-183.
- Köprücü S S, Köprücü K, Ural M S, Ispir Ü, Pala M (2006): Acute toxicity of organophosphorous pesticide diazinon and its effects on behavior and some hematological parameters of fingerling European catfish (*Silurus glanis* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 86(2):99-105.
- Laetz C A, Baldwin D H, Hebert V, Stark J D, Scholz N L (2013): Interactive neurobehavioral toxicity of diazinon, malathion, and ethoprop to juvenile coho salmon. *Environmental science & technology* 47, 2925-2931.
- Lepper P, Sorokin N, Atkinson C., Hope S J, Rule K, Comber S. (2007): Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: diazinon. Environment Agency (UK).
- Lydy M J, Austin K R (2004): Toxicity assessment of pesticide mixtures typical of the Sacramento-San Joaquin Delta using *Chironomus tentans*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 48(1):49-55.
- Machova J, Prokes M, Svobodova Z, Zlabek V, Penaz M, Barus V (2007): Toxicity of Diazinon 60 EC for *Cyprinus carpio* and *Poecilia reticulata*. *Aquaculture International* 15(3-4):267-276.

- Machova J, Prokes M, Penaz M, Barus V, Kroupova H (2010): Toxicity of Diazinon 60 EC for embryos and larvae of tench, *Tinca tinca* (L.). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 20(3): 409-415.
- Marcial H S, Hagiwara A (2007): Effect of diazinon on life stages and resting egg hatchability of rotifer *Brachionus plicatilis*. *Hydrobiologia* 593(1):219-225.
- Mayer F L, 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.
- 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.
- Modra H, Vrskova D, Macova S, Kohoutkova J, Hajslova J, Haluzova I, Svobodova Z (2011): Comparison of diazinon toxicity to embryos of *Xenopus laevis* and *Danio rerio*; degradation of diazinon in water. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 86, 601-604.
- Mohamed A M, El-Emam M A, Osman G Y, Abdel-Hamid H, Ali R E (2012): Effect of Basudin, Selecron and the phytoalkaloid Colchicine (pesticides) on biological and molecular parameters of *Biomphalaria alexandrina* snails. *Pesticide biochemistry and physiology* 102, 68-78.
- Mohammad Nejad S M, Soltani M, Kamali A, Imanpoor M R, Sharifpour I, Khara H (2012): Effects of organophosphate, diazinon on some haematological and biochemical changes in *Rutilus frisii kutum* (Kamensky, 1901) male brood stocks. *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 11, 105-117.
- Moore A, Waring C P (1996): Sublethal effects of the pesticide Diazinon on olfactory function in mature male Atlantic salmon parr. *Journal of Fish Biology* 48(4):758-775.
- Morgan H G (1977): Sublethal effects of diazinon on stream invertebrates. University of Guelph, Ontario, Canada. *Dissertation Abstracts International B Science and Engineering* 38(1):125.
- Nwani C D, Okeke O C, Onyishi G, Atama C, Chinekwa U, Eneje L O (2012): Toxicity and effects of diazinon on behaviour and some haematological parameters of African catfish *Clarias gariepinus*. *Zoology and Ecology* 22, 246-253.
- Nikunen E, Leinonen R, Kultamaa A. (1990): Environmental Properties of Chemicals. Ministry of the Environment Research Report No. 91. Helsinki: National Board of Waters and the Environment.
- Nimmo D R, Hamaker T L, Matthews E, Moore J C (1981): An overview of the acute and chronic effects of first and second generation pesticides on an estuarine mysid. In: Vernberg F J C, A., Thurberg, F.P. Vernberg, W.B., editor. *Biological Monitoring of Marine Pollutants*. New York: Academic.
- Norberg-King T J (1989): An evaluation of the fathead minnow seven-day subchronic test for estimating chronic toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8(11):1075-1089.
- Oldersma H, Hanstveit A, M. Pullens (1984): The effect of the product diazinon technical 92.8% on the growth of green algae (*Scenedesmus subspicatus*). EFSA DAR.
- Oruc E (2011): Effects of diazinon on antioxidant defense system and lipid peroxidation in the liver of *Cyprinus carpio* (L.). *Environmental toxicology* 26, 571-578.
- Osterauer R, Köhler H R (2008): Temperature-dependent effects of the pesticides thiacloprid and diazinon on the embryonic development of zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology* 86(4):485-494.

- Padash-Barmchi Z, Safahieh A, Bahmani M, Savari A, Kazemi R (2010): Immune responses and behavior alterations of Persian sturgeon fingerlings *Acipenser persicus* exposed to sublethal concentrations of diazinon. *Toxicological and Environmental Chemistry* 92, 159-167.
- 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.
- Pérez S, Rial D, Beiras R (2015): Acute toxicity of selected organic pollutants to saltwater (mysid *Siriella armata*) and freshwater (cladoceran *Daphnia magna*) ecotoxicological models. *Ecotoxicology* 24, 1229-1238.
- Pirbeigi A, Poorbagher H, Eagderi S, Mirvaghefi A R (2016): Pathological effects of sublethal diazinon on the blood, gill, liver and kidney of the freshwater fish *Capoeta damascina*. *Chemistry and Ecology* 32, 270-285.
- Rakhodaei M, Alishahi M, Baboli M J (2012): Determining the Lethal Concentration of Diazinon Pesticide (LC 96 H) on *Barbus grypus* 50. *World* 4, 390-395.
- Rauf A, Arain N (2013): Acute toxicity of diazinon and its effects on hematological parameters in the indian carp, *cirrhinus mrigala* (hamilton). *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences* 37, 535-540.
- Rendal C, Kusk KO, Trapp S (2011). Optimal choice of pH for toxicity and bioaccumulation studies of ionizing organic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 30, 2395-2406.
- Rudzki MW, McCormick GC, Arthur AT (1991). G24480 technical: 52-week oral toxicity study in dogs. Project No. 882014. Ciba-Geigy Corporation, Summit, US. Unpublished report submitted to WHO by Ciba-Geigy Ltd, Basel.
- Shamoushaki M (2012): Acute toxicity of insecticide, Diazinon and fungicide, Tilt (Propiconazole) on Pacific white Shrimp, *Litopenaeus vannamei* postlarva e and *Palaemon adspersus* juveniles. *Journal of Research in Biology* 2, 160-166.
- Singer H, Jaus S, Hanke I, Lück A, Hollender J, Alder A C (2010): Determination of biocides and pesticides by on-line solid phase extraction coupled with mass spectrometry and their behaviour in wastewater and surface water. *Environmental Pollution* 158(10):3054-3064.
- Sparling D W, Fellers G (2007): Comparative toxicity of chlorpyrifos, diazinon, malathion and their oxon derivatives to larval *Rana boylei*. *Environmental Pollution* 147(3):535-539.
- Sucahyo D, van Straalen N M, Krave A, van Gestel C A M (2008): Acute toxicity of pesticides to the tropical freshwater shrimp *Caridina laevis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69(3):421-427.
- Sumanadasa D M, Wijesinghe M R, Ratnasooriya W D (2008): Effects of diazinon on larvae of the Asian common toad (*Bufo melanostictus*, Schneider 1799). *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(11):2320-2325.
- Tarkhani R, Hedayati A, Bagheri T, Shadi A, Khalili M (2012): Investigation of LC50, NOEC and LOEC of Zebra fish (*Danio rerio*) in response to common agricultural pesticides in Golestan province, Iran. *Journal of Comparative Clinical Pathology Research* 1, 57-62.
- Tarkhani R, Imanpoor M R (2012): Mortality Response of *Xiphophorus maculatus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) to Some Agricultural Pesticides. *World Journal of Fish and Ma-rine Sciences* 4, 512-516.
- Tomlin C D S, editor. (2006): *The Pesticide Manual*. 14th ed. Alton, Hampshire, UK: British Crop Production Council.
- Tsuda T, Aoki S, Inoue T, Kojima M (1995): Accumulation and excretion of diazinon, fenthion and fenitrothion by killifish: Comparison of individual and mixed pesticides. *Water Research* 29, 455-458.
- Tsuda T, Aoki S, Kojima M, Harada H (1989): Bioconcentration and excretion of diazinon, IBP, malathion and fenitrothion by willow shiner. *Toxicological & Environmental Chemistry* 24, 185-190.
- UN (2015): *Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS)*, 6th revised edition ed. United Nations, New York.

- US-EPA (1994) OPPTS 850.1075 Fish Acute Toxicity Test, Freshwater and Marine. Public draft; United States Environmental Protection Agency. April 1996
- US-EPA (1996) OPPTS 850.1075 Fish acute toxicity test, freshwater and marine. Prevention, Pesticides and Toxic Substances. United States Environmental Protection Agency, 7101.
- US-EPA (2002) Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms. Fourth Edition. October 2002. Page 2. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA). Office of Water (4303T). 1200 Pennsylvania Avenue, NW. Washington, DC 20460. EPA-821-R-02-013
- Vajargah M F, Hossaini S A, Niazie E H N, Hedayati A, Vesaghi M J (2013): Acute toxicity of two pesticides Diazinon and Deltamethrin on Tench (*Tinca tinca*) larvae and fingerling. *International Journal of Aquatic Biology* 1, 138-142.
- Van der Geest H G, Greve G D, De Haas E M, Scheper B B, Kraak M H S, Stuijzand S C, Augustijn K H and Admiraal W, (1999): Survival and behavioral responses of larvae of the caddisfly *Hydropsyche angustipennis* to copper and diazinon. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, No. 9, 1965–1971.
- 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.
- Verschuere K (1996): *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals* (3rd edn.). New York: Van Nostrand Reinhold.
- Watson F L, Schmidt H, Turman Z K, Hole N, Garcia H, Gregg J, Tilghman J, Fradinger E A (2014): Organophosphate pesticides induce morphological abnormalities and decrease locomotor activity and heart rate in *Danio rerio* and *Xenopus laevis*. *Environmental toxicology and chemistry* 33, 1337-1345.
- WHO (1998). *Environmental Health Criteria 198: Diazinon*. World Health Organization, Geneva, Switzerland. (Available at <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc198.htm>).

13. Appendix

Tabelle A1: LC50/EC50 welche für die SSD aus akuten Effektdaten der Insekten und Krebstiere verwendet wurden, sortiert nach aufsteigender Toxizität.

Data no	Toxicity data [ng/L]	Organismengruppe	Art
1	200	Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>
3	650	Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>
2	678	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>
4	1200	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>
5	1300	Insekten	<i>Hydropsyche angustipennis</i>
6	2570	Krebstiere	<i>Acartia tonsa</i>
7	4000	Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>
8	4026	Krebstiere	<i>Siriella armata</i>
9	4820	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>
10	19100	Insekten	<i>Chironomus tentans</i>
11	25000	Krebstiere	<i>Pteronarcys californica</i>

Tabelle A2: „Goodness of fit“ für die SSD der akuten Effektdaten (LC50/EC50) der Insekten und Krebstiere - 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:	0.234904
0.025	0.873	Accepted	n:	11
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Accepted		
0.05	0.895	Accepted	KS Statistic:	0.465587
0.025	0.995	Accepted	n:	11
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Accepted		
0.05	0.126	Accepted	CM Statistic:	0.024994
0.025	0.148	Accepted	n:	11
0.01	0.179	Accepted		

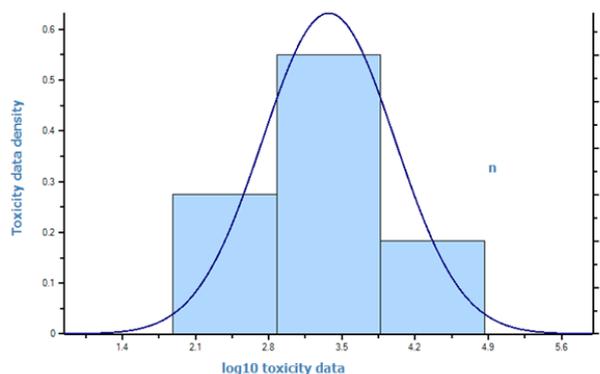


Abbildung A1: Histogramm für die wirkspezifische SSD der akuten Effektdaten (LC50/EC50) für Insekten und Krebstiere- berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tabelle A3: Von der wirkspezifischen SSD der akuten Effektdaten (LC50/EC50) für Insekten und Krebstiere abgeleitete Parameter (in ng/L)- berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004). HC5 ist in fett gedruckt.

Parameters of the normal distribution		
Name	Value	Description
mean	3.374406	mean of the log toxicity values
s.d.	0.631436	sample standard deviation
n	11	sample size
HC5 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC5	39.52904	1.596916
HC5	201.2113	2.303652
UL HC5	521.0891	2.716912
sprHC5	13.18244	1.119996
FA At HC5 results		
Name	Value	Description
FA lower	0.695	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	18.964	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
HC50 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC50	1069.892	3.017354
HC50	2368.132	3.36667
UL HC50	5241.694	3.715985
sprHC50	4.899273	0.698631
FA At HC50 results		
Name	Value	Description
FA lower	30.99677	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	69.00323	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50