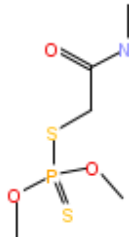


Stoffdatenblattentwurf für Dimethoat (Datenstand: 10.08.2011; Einarbeitung des ECT Gutachtens: 14.03.2012)

Physikochemische Parameter

Tab. 1: Geforderte Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2010) für Dimethoat. Zusätzliche Eigenschaften wurden kursiv angegeben. Wo bekannt wird mit (exp) darauf spezifiziert, dass es sich um experimentell erhobene Daten handelt, während es sich bei mit (est) gekennzeichneten Daten um abgeschätzte Werte handelt. Wenn keine dieser beiden Angaben hinter den Werten steht, fand sich in der zitierten Literatur keine Angabe. Werte unterschiedlicher Quellen sind mit einem Semikolon getrennt (Referenzen in der gleichen Reihenfolge)

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	O,O-dimethyl S-methylcarbamoylmethyl phosphorodithoate	Tomlin 2006
<i>Chemische Gruppe</i>	Organophosphate	
Strukturformel		Sparc 2010
CAS-Nummer	60-51-5	Tomlin 2006
EINECS-Nummer	200-480-3	Tomlin 2006
Summenformel	C ₅ H ₁₂ NO ₃ PS ₂	Tomlin 2006
SMILES-code	O=C(NC)CSP(OC)(OC)=S	US EPA 2008
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	229.3	Tomlin 2006
Schmelzpunkt (°C)	50-51; 52 (exp); 86 (bei 0.0013kPa); 49, 52	Tomlin 2006 Europäische Union 2005; US EPA 2008; Environment Agency 2007; Mackay et al. 2006
Siedepunkt (°C)	117 (exp bei 0.1 mmHg); 107 (exp bei 0.05 mmHg)	Tomlin 2006 Europäische Union 2005 Mackay et al. 2006; US EPA 2008 Mackay et al. 2006
Dampfdruck (Pa)	2.5*10 ⁻⁴ ; 2.51*10 ⁻³ (exp); 2.47*10 ⁻⁴ , 1.57*10 ⁻³ , 1.1*10 ⁻³ , 3.73*10 ⁻⁴ , 8.5*10 ⁻³ , 0.11	Tomlin 2006; US EPA 2008; Europäische Union 2005; Mackay et al. 2006
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	1.42*10 ⁻⁶ ; 2.46*10 ⁻⁵ (exp)	Tomlin 2006 Europäische Union 2005; US EPA 2008
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	23300 (pH5), 23300 (pH7), 25000 (pH9); 39800 (25°C, destilliertes	Tomlin 2006 Europäische Union

Eigenschaften	Wert	Referenz
	Wasser, exp)	2005; Europäische Union 2005
pK_a	2.0 (20°C – vermutlich Übertragungsfehler aus (Europäische Union 2005), Wert für Omethoat); keine Dissoziation beobachtet (exp)	Tomlin 2006; Europäische Union 2005
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient(log K_{ow})	0.704 (exp); 0.78 (exp)	Tomlin 2006 Europäische Union 2005; US EPA 2008
Sediment/ Wasser Verteilungskoeffizient (log K_{oc} or log K_p)	1.2 (exp), 1.26, 1.56; 1.3	US EPA 2008; Environment Agency 2007

Allgemeines

Anwendung: Dimethoat ist ein Insektizid, das beim Anbau von Getreide, Zitrusfrüchten, Kaffee, Baumwolle, Obst, Wein, Oliven, Futtergras, Randen, Kartoffeln, Hülsenfrüchten, Tee, Zierpflanzen, Ziersträuchern und Gemüse eingesetzt wird. Die Zielorganismen sind Milben, Blattläuse, Mottenschildläuse, Napfschildläuse, Käfer, Springschwänze, Zweiflügler (z.B. Fliegen), Falter, Schmierläuse und Fransenflügler (Tomlin 2006).

Wirkungsweise: Als Organophosphat hemmt Dimethoat das Enzym Acetylcholinesterase im zentralen und peripheren Nervensystem (Pope 1999).

Analytik: Für Dimethoat haben Ensminger und Mitarbeiter (2011) für Wasser und Sediment eine Angabegrenze von 20 ng/l erzielt. Das Detektionslimit ihrer Methode haben sie mit 5 ng/l angegeben.

Stabilität: Dimethoat ist unter abiotischen Bedingungen recht stabil gegen Hydrolyse in wässrigen Medien bei pH 5–7 mit einer Halbwertszeit von 68-156 Tagen (bei 25°C). Bei pH 9 beträgt die Halbwertszeit jedoch nur 4.4 Tage (Europäische Union 2005; IUCLID 2000). Unter biotischen Bedingungen wurde bei einem pH-Wert von 8.3 eine Halbwertszeit von 17.2 Tagen und bei einem pH-Wert von 6.5 eine Halbwertszeit von 13.2 Tagen beobachtet (IUCLID 2000). Für natürliche Gewässer haben Mackay und Mitarbeiter (2006) folgende Halbwertszeiten beobachtet: 120 d pH2, 120 d pH7, 0.0038 d pH12. Eichelberger und Lichtenberg haben bei pH 7.3-8.0 im Wasser des Little Miami River für Dimethoat eine Halbwertszeit von 8 Wochen bestimmt. Dies deutet alles darauf hin, dass Dimethoat während einer Testdauer von 96 h und einem pH bis 9 ausreichend stabil sein sollte. Auch eine signifikante Adsorption an die Testgefäße und die Testorganismen erscheint aufgrund des niedrigen $\log K_{ow}$ und des niedrigen $\log K_{oc}$ unwahrscheinlich, so dass es gerechtfertigt erscheint, die analytische Validierung der Testkonzentrationen nicht als zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie anzusehen. Um das weiter zu untersuchen, wurde noch für die Studien in Tabelle 2, in denen die Testkonzentrationen überprüft wurde, der Verlust über die Testdauer verglichen. Serrano und Mitarbeiter (1995) haben im Meerwasser bei pH 7.1-7.9 über 96 h einen Verlust von <10% beobachtet. Dies war auch der Verlust in einer Studie von Beusen und Neven (1989), die synthetisches hartes Wasser ("Dutch Standard Water") mit einem pH Wert von 8.2-8.4 nach einer Testdauer von 48 h beprobt hatten. Im selben Testsystem haben

Hermens und Mitarbeiter (1984) nach 48 h sogar nur einen Verlust von <1% beobachtet.

In der Zusammenfassung der GLP Studien für die Pflanzenschutzmittelzulassung (Seite 500 (Europäische Union 2005)) wird auch die Wiederfindung angegeben. Eine sehr gute Wiederfindung wurde mit 86-96% für einen 48h statischen Test mit *Daphnia magna* erzielt: 86-96% basierend auf den gemessenen Konzentration zu 0 h und 48 h (Hertl 2002). Der Verlust (ca. 10%) ist damit vergleichbar mit dem Verlust bei Beusen und Neven (1989). In den beiden 96 h Fischtests wurden Verluste bis 45% beobachtet (basierend auf den gemessenen Konzentrationen bei 2 und 96 h, allerdings schwankten die Wiederfindungen sehr stark: 55-136.7% (Bathe 1982b) und 57.7-97.4% (Bathe 1982a). Im 72 h Algentest (Caley et al. 1992g) wurde der höchste Verlust beobachtet: während die Konzentrationen zu 0 h mit 92.4-112.1% noch recht nah an den nominalen Konzentrationen waren, schwankten sie zu 72 h von 22.2-98%.

Es kann also gesagt werden, dass die Testkonzentrationen im grossen und ganzen stabil waren. Daher wurden auch in fast allen Studien die nominalen Konzentrationen zur Auswertung der Studien genommen. Einzig bei Hermens et al. (1984) und beim Algentest von Caley et al. (1992g) wurden die Testkonzentrationen nicht auf die nominalen Konzentrationen bezogen. Bei Hermens et al. (1984) machte das aber kaum einen Unterschied (Wiederfindung von 100%). Auch bei Caley et al. (1992g) war der Unterschied zwischen den nominalen Konzentrationen und den Konzentrationen, die für die Auswertung genommen wurden nicht gross (<10%), da zur Auswertung die gemessenen Konzentrationen zu 0 h herangezogen wurden.

Somit haben auch die Ergebnisse aus den Ökotoxizitätsstudien bestätigt, dass die analytische Validierung der Testkonzentrationen nicht als zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie anzusehen ist. Dafür spricht auch, dass die meisten Biotests bei einem pH-Wert <9 durchgeführt werden und die Testdauer in der Regel ≤96h ist (<DT1/2 für pH 9) oder die Tests unter semistatischen Bedingungen durchgeführt werden.

Existierende EQS: Für Dimethoat wurden bereits im Vereinigten Königreich (Environment Agency 2007) sowie in den Niederlanden (RIVM 2008) Kurzzeit- und Langzeitwasserqualitätsstandards abgeleitet. Die verwendeten Methoden gleichen den hier verwendeten Methoden. Auch die Datenvalidierung wurde nach derselben Methode gemacht (Klimisch et al. 1997). Dennoch wurden unterschiedliche Ergebnisse erzielt. Im Vereinigten Königreich wurde ein Kurzzeitwasserqualitätsstandard von 4 µg/l und ein Langzeitwasserqualitätsstandard von 0.48 µg/l abgeleitet. In den Niederlanden wurden mit 0.7 µg/l und 0.07 µg/l deutlich niedrigere Werte abgeleitet. Der Hauptgrund liegt zum einen in einem unterschiedlichen Datensatz (Die Niederlande haben deutlich mehr Daten in ihrem Datensatz) aber vor allem in der unterschiedlichen Beurteilung der Datenqualität mittels der Klimisch-Kriterien (Klimisch et al. 1997). Für die Environment Agency (2007) war eine analytische Validierung der Testkonzentration eine Grundvoraussetzung für eine valide Studie (Klimischklasse1 (K1) oder Klimischklasse 2 (K2)), während dies für RIVM (2008) nicht galt. In beiden Datensätzen war der tiefste Ökotoxizitätswert der 96h LC50 für das Insekt *Baetis rhodani* (7 µg/l), der unter Durchflussbedingungen bei pH 6.3 mit Erneuerung der Testlösung gewonnen wurde. Der Hauptangriffspunkt von Environment UK ist, dass die Methode nicht im Detail beschrieben wurde und dass die Testkonzentrationen nicht analytisch bestimmt wurden, so dass sie die Studie mit Klimisch 3 bewertet haben (Environment Agency 2007). Allerdings beziehen sie sich bei der Beurteilung auf eine andere Publikation als RIVM: Baekken und Aanes (1994) statt Baekken und Aanes (1991). In der

letzteren Publikation finden sich deutlich mehr Details, so dass der LC50 von 7 µg/l für das Insekt *Baetis rhodani* von uns als valide (K2) beurteilt wurde. Siehe dazu auch eine nähere Diskussion im Anhang. Die fehlende Validierung der Testkonzentrationen wurde aufgrund des pH von 6.3 und der Durchflussbedingungen nicht als kritisch beurteilt (siehe vorherigen Abschnitt zur Stabilität). Die im niederländischen Bericht abgeleiteten Werte sind identisch mit dem MAC-EQS und dem AA-EQS der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR 2009). Die Ergebnisse der Validitätsprüfung nach den Klimisch-Kriterien ist in diesem Bericht aber nicht explizit angegeben.

Ökotoxikologische Parameter

Tab.2: Effektdatensammlung für Dimethoat. Literaturdaten die in grau dargestellt wurden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS (Kommission der europäischen Gemeinschaften 2010), sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch et al. 1997) durchgeführt. In der Regel wurde die Bewertung aus der Studie von RIVM (2008) bzw. von Environment Agency (2007) übernommen. In Fällen, wo es vom Ökotoxzentrum zu einer abweichenden Klimischbewertung kam oder noch keine Klimischbewertung vorlag, wurde der Wert kursiv angegeben. Eine Unterscheidung in nominale und tatsächliche Testkonzentrationen wurde in der Tabelle nicht vollzogen, aber als EQS-relevante Studien (siehe Tab. 3 + 4) wurden nur Studien verwendet bei denen eine signifikante Abweichung unwahrscheinlich ist (siehe dazu vorhergehenden Abschnitt über die Stabilität). Studien, bei denen eine chemische Analytik durchgeführt wurde, sind mit a gekennzeichnet. Es wurde nicht in Daten unterschieden, die mit dem technischen Dimethoat oder mit einer Formulierung gewonnen wurden, da in Environment Agency (2008) keine Hinweise auf eine signifikant unterschiedliche Toxizität gefunden wurde.

EFFEKTDATENRECHERCHE										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert	Einheit	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten limnisch										
Bakterien	<i>Pseudomonas putida</i>	Zellvermehrung	18	h	EC50 ^a	=	1731	mg/l	2	IUCLID 2000
Cyanobakterien	<i>Anabaena doliolum</i>	Überleben	12	d	LC50	=	20	mg/l	3	Mohapatra und Mohanty 1992
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Wachstumsrate	6	d	EC50	=	8.5	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Cyanobakterien	<i>Synechococcus leopoliensis</i>	Wachstumsrate	5	d	EC50	=	10	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Cyanobakterien	<i>Synechocystis sp.</i>	¹⁴ C Fixierung	1	h	EC50	=	46.24	mg/l	2	Mohapatra et al. 1997
Cyanobakterien	<i>Synechocystis sp.</i>	O ₂ Produktion	1	h	EC50	=	3.5	mg/l	2	Mohapatra et al. 1997
Cyanobakterien	<i>Synechocystis sp. PCC 6803</i>	Fluoreszenz	1	h	LOEC	=	22.93	mg/l	3	Mohapatra und Schiewer 1998
Algen	<i>Chlamydomonas noctigama</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	5.5	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstumshemmung	72	h	EC50 ^a	=	470	mg/l	1	Canton et al. 1980 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	48	h	EC50	=	290	mg/l	4	Canton und Slooff 1979
Algen	<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	Wachstumsrate	6	d	EC50	=	16	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Algen	<i>Cyclotella sp.</i>	Wachstumsrate	6	d	EC50	=	14	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	96	h	EC50	=	36	mg/l	2	Abdel-Hamid 1996
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	35	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	14	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Algen	<i>Pseudokirchneriella</i>	Biomasse	72	h	EC50 ^a	=	90.4	mg/l	1	Caley et al. 1992g

	<i>subcapitata</i>									
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum	72	h	EC50 ^a	=	282.3	mg/l	2	Caley et al. 1992g
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	72	h	EC50 ^a	=	93.2	mg/l	1	Caley et al. 1992c
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum	72	h	EC50 ^a	=	190.6	mg/l	2	Caley et al. 1992c
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	3	mg/l	4	Thybaud et al. 1987
Krebstiere	<i>Cyclops strensus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.002	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987b zitiert in Environment Agency 2007
Krebstiere	<i>Daphnia longispina</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.0026	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987b zitiert in Environment Agency 2007
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	26	h	LC50	=	2.5	mg/l	2	Frear und Boyd 1967
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	3.5-10	mg/l	2	Devillers et al. 1985
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung, Mortalität und Paralyse	48	h	EC50 ^a	=	2.9	mg/l	1	Canton et al. 1980 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	6.4	mg/l	1	Canton et al. 1980 zitiert in RIVM 2008; Hermens et al. 1984
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	4.7	mg/l	2	Jansma et al. 1991: Referenz 14
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	22.12	mg/l	2	IUCLID 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	5.44	mg/l	2	IUCLID 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	3.5	mg/l	2	IUCLID 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	0.16	mg/l	2	Vighi et al. 1991
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	LC50	≈	0.02	mg/l	4	Hessen et al. 1994
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.58	mg/l	2	Maas 1982
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	1.5	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	0.74	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	0.56	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	1.8	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	0.78	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	0.8	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50 ^a	=	0.88	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	2.41	mg/l	2	Syberg et al. 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	2.19	mg/l	2	Syberg et al. 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	3.32	mg/l	2	Song et al. 1997
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	3.12	mg/l	2	Song et al. 1997
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	LC50 ^a	=	2.2	mg/l	1	Caley et al. 1992e
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	LC50 ^a	=	2	mg/l	1	Hertl 2002
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	96	h	LC50 ^a	=	0.465	mg/l	2	Wuthrich 1990b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	3.32	mg/l	4	US EPA 2006 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	LC50	=	4.7	mg/l	2	US EPA 2006 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Hemmung der Phototaxis	24	h	EC50	=	1.05	mg/l	3	Martins et al. 2007
Krebstiere	<i>Echinogammarus tibaldii</i>	Immobilisierung	96	h	LC50	=	4.1	mg/l	2	Pantani et al. 1997

Krebstiere	<i>Gammarus lacustris</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.2	mg/l	4	Sanders 1969
Krebstiere	<i>Gammarus lacustris</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.2	mg/l	2	Mayer und Ellersieck M.R. 1986 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus lacustris</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.18	mg/l	2	Baekken und Aanes 1991
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.0022	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987b zitiert in Environment Agency 2007
Krebstiere	<i>Machrobrachium lamerri</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2.6	mg/l	4	Murgatroyd und Patel 1994
Krebstiere	<i>Paratya australiensis</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	0.8	mg/l	2	Kumar et al. 2010a
Krebstiere	<i>Paratya australiensis</i>	ACHe Aktivität	96	h	EC50 ^a	=	0.334	mg/l	2	Kumar et al. 2010b
Krebstiere	<i>Paratya australiensis</i>	ACHe Aktivität	96	h	EC10 ^a	=	0.015	mg/l	2	Kumar et al. 2010a
Krebstiere	<i>Paratya australiensis</i>	ACHe Aktivität	96	h	NOEC ^a	=	0.01	mg/l	2	Kumar et al. 2010b
Fische	<i>Catla catla</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	10.5	mg/l	2	Kulshrestha et al. 1986
Fische	<i>Channa gachua</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.343	mg/l	2	Verma et al. 1978
Fische	<i>Channa gachua</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.32	mg/l	2	Verma et al. 1978
Fische	<i>Channa gachua</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.313	mg/l	2	Verma et al. 1978
Fische	<i>Channa gachua</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.62	mg/l	2	Verma et al. 1978
Fische	<i>Channa gachua</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4.48	mg/l	4	Alabaster 1969
Fische	<i>Channa punctatus</i>	Immobilisierung	96	h	LC50	=	20.5	mg/l	3	Anees 1975
Fische	<i>Channa gachua</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4.48	mg/l	4	Verma et al. 1978
Fische	<i>Cirrhina mrigala</i>	Mortalität			LC50	=	3.138	mg/l	4	Verma et al. 1979
Fische	<i>Cirrhinus mrigala</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	10.1	mg/l	2	Kulshrestha et al. 1986
Fische	<i>Clarias batrachus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	50	mg/l	2	Begum et al. 1994
Fische	<i>Clarias batrachus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	65	mg/l	3	Begum und Vijayaraghavan 1995b
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	505	mg/l	1	Jansma et al. 1991: Referenz 13
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	NOEC ^a	=	694	mg/l	4	IUCLID 2000
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	3.56	mg/l	3	Dutt und Guha 1988
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	22.39	mg/l	2	Basak und Konar 1978
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	694	mg/l	1	Bathe 1982b
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	24	h	LC50	>	10	mg/l	2	Devillers et al. 1985
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	6.8	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	7.8	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	259	mg/l	4	Roales und Perlmutter 1974
Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	45.71	mg/l	2	Basak und Konar 1978
Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	24	mg/l	4	Dubale und Awasthi 1982
Fische	<i>Labeo rohita</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	10.2	mg/l	2	Kulshrestha et al. 1986
Fische	<i>Lebistes reticulatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	5.7	mg/l	2	Gupta et al. 1984
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6	mg/l	4	Cope 1965
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6	mg/l	2	Mayer und Ellersieck M.R. 1986 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	28	mg/l	4	Edwards 1977

Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	17.6	mg/l	1	Caley et al. 1992d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	8.5	mg/l	4	Cope 1963
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität/Immobilisierung	96	h	LC50 ^a	=	30	mg/l	1	Jansma et al. 1991
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	10	mg/l	2	Canton et al. 1980 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität, Paralyse und abnormales Verhalten	48	h	EC50	=	8.6	mg/l	2	Canton et al. 1980 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6.2	mg/l	2	Mayer und Ellersieck M.R. 1986 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	8.6	mg/l	2	Mayer und Ellersieck M.R. 1986 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	5	mg/l	4	Jansma et al. 1991: Referenz 38
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	30.2	mg/l	4	IUCLID 2000
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	23	mg/l	2	IUCLID 2000
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	7.5	mg/l	2	IUCLID 2000
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	20	mg/l	4	Edwards 1977
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	30.2	mg/l	1	Bathe 1982b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	24.5	mg/l	1	Caley et al. 1992f
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6.2	mg/l	4	US EPA 2006 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität und Paralyse	96	h	EC50 ^a	=	108	mg/l	1	Jansma et al. 1991
Fische	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.5	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	560	mg/l	1	Canton et al. 1980 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität und Paralyse und abnormales Verhalten	96	h	EC50 ^a	=	120	mg/l	1	Canton et al. 1980 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	340	mg/l	2	Maas 1982
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	13	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	10.4	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	=	11.2	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4.64	mg/l	4	Ramana et al. 1992
Fische	<i>Procambarus clarkii</i>	Mortalität	72	h	LC50	>	20	mg/l	3	Muncy und Oliver 1963
Fische	<i>Puntius conchonius</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	1.435	mg/l	2	Pant und Singh 1983
Fische	<i>Rutilus rutilus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.5	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Saccobranchius fossilis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4.57	mg/l	2	Verma et al. 1982
Fische	<i>Salmo salar</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.13	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Salmo trutta</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.13	mg/l	2	Grande et al. 1994
Fische	<i>Salvelinus alpinus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.13	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Salvelinus namaycush</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.13	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	4.98	mg/l	3	Dutt und Guha 1988
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	7	d	LC50	=	23.77	mg/l	2	Basak und Konar 1978
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	11.4	mg/l	2	Shafiei und Costa 1990
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	12.52	mg/l	2	Shafiei und Costa 1990
Fische	<i>Tilapia nilotica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.0052	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987b zitiert in Environment Agency 2007; RIVM 2008

Amphibien	<i>Rana cyanophlyctis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	11.7	mg/l	2	Mudgall und Patil 1987
Amphibien	<i>Rana cyanophlyctis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	10.8	mg/l	2	Mudgall und Patil 1987
Amphibien	<i>Rana hexadactyla</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.00782	mg/l	3	Khargarot et al. 1985
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	2.4	mg/l	4	Mohiuddin et al. 1991
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	1.1	mg/l	4	Mohiuddin et al. 1991
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	4.6	mg/l	4	Schmidt und Weidhaas 1961
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	5.04	mg/l	2	Song et al. 1997
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	6.41	mg/l	2	Song et al. 1997
Insekten	<i>Anopheles quadrimaculatus</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	4	mg/l	4	Schmidt und Weidhaas 1961
Insekten	<i>Baetis rhodani</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.007	mg/l	2	Baekken und Aanes 1991
Insekten	<i>Chironomidae</i>	Larvenmortalität	24	h	LC50	=	0.012	mg/l	3	Joshi et al. 1975
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Mortalität	48	h	EC50	=	0.481	mg/l	4	Domingues et al. 2007
Insekten	<i>Culex fatigans</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	0.46	mg/l	2	Tabassum et al. 1993
Insekten	<i>Heptagenia sulfurea</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.081	mg/l	2	Baekken und Aanes 1991
Insekten	<i>Hydropsyche siltalai</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.023	mg/l	2	Baekken und Aanes 1991
Insekten	<i>Kiefferulus calligaster</i>	Mortalität	48	h	EC50	=	1.747	mg/l	4	Domingues et al. 2007
Insekten	<i>Libellula sp.</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.28	mg/l	2	Sateesh et al. 1996
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.043	mg/l	4	Sanders und Cope 1968
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.043	mg/l	4	Cope 1965
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.043	mg/l	4	US EPA 2006 zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.043	mg/l	2	Mayer und Ellersieck M.R. 1986 zitiert in RIVM 2008
Mollusken	<i>Bellamyia bengalensis</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.25-0.3	mg/l	4	Panigrahi 1998
Mollusken	<i>Biomphalaria alexandrina</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.0031	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987b zitiert in Environment Agency 2007
Mollusken	<i>Bulinus truncatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.0029	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987b zitiert in Environment Agency 2007
Mollusken	<i>Indoplanorbis exustus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.15	mg/l	4	Panigrahi 1998
Mollusken	<i>Lymnea acuminata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.2	mg/l	4	Panigrahi 1998
Mollusken	<i>Lymnea luteola</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.15-0.2	mg/l	4	Panigrahi 1998
Mollusken	<i>Physa fontinalis</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	2	mg/l	2	Baekken und Aanes 1991
Pilze	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Gärleistung	16-18	h	EC20	=	500	mg/l	3	Weber et al. 2000
Protozoen	<i>Paramecium aurelia</i>	Mortalität	90	min	NOEC *	>	5	mg/l	2	Joshi und Misra 1986

akute Effektdaten marin										
Algen	<i>Chaetomorpha linum</i>	Photosynthese	6	h	EC03	=	0.05	mg/l	3	Ramachandran et al. 1984
Algen	<i>Coscinodiscus concinnus</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	0.04	mg/l	4	Ramachandran et al. 1984
Algen	<i>Enteromorpha intestinalis</i>	Photosynthese	6	h	EC08	=	0.05	mg/l	3	Ramachandran et al. 1984
Algen	<i>Gracilaria verrucosa</i>	Photosynthese	6	h	EC12	=	0.05	mg/l	3	Ramachandran et al. 1984
Algen	<i>Gratiloupia doryphora</i>	Photosynthese	6	h	EC18	=	0.05	mg/l	3	Ramachandran et al. 1984
höhere Pflanzen	<i>Halodule uninervis</i>	Photosynthese	6	h	EC24	=	0.05	mg/l	3	Ramachandran et al. 1984
höhere Pflanzen	<i>Halophila ovalis</i>	Photosynthese	6	h	EC14	=	0.05	mg/l	3	Ramachandran et al. 1984
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	15	mg/l	2	US EPA 2006 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Artemia sp.</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	15.73	mg/l	2	Song und Brown 1998; Song et al. 1997
Krebstiere	<i>Artemia sp.</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	10.14	mg/l	2	Song und Brown 1998
Krebstiere	<i>Artemia sp.</i>	Mortalität	24	h	EC50	=	303	mg/l	4	Guzzella et al. 1997
Krebstiere	<i>Carcinus maenas</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	3.3	mg/l	4	Portman und Wilson 1971
Krebstiere	<i>Crangon crangon</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.3-1	mg/l	4	Portman und Wilson 1971
Krebstiere	<i>Crangon crangon</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.3-1	mg/l	4	Murgatroyd und Patel 1994 zitiert in RIVM 2008; Roast et al. 1999
Krebstiere	<i>Metapenaeus monoceros</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2.86	mg/l	4	Reddy und Rao 1992
Krebstiere	<i>Neomysis integer</i>	Immobilisierung	96	h	LC50	=	0.543	mg/l	2	Roast et al. 1999
Krebstiere	<i>Neomysis integer</i>	Immobilisierung	96	h	LC50	=	0.366	mg/l	2	Roast et al. 1999
Krebstiere	<i>Pandalus montagui</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	0.033	mg/l	2	Portman und Wilson 1971
Krebstiere	<i>Penaeus aztecus</i>	Mortalität oder Verlust des Equilibriums	48	h	EC50	>	1	mg/l	4	Butler 1964
Krebstiere	<i>Penaeus aztecus</i>		48	h	EC50	>	1	mg/l	2	Mayer und Ellersieck M.R. 1986 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Penaeus monodon</i>	Verhalten	96	h	EC100	=	1	mg/l	4	Vogt 1987
Krebstiere	<i>Penaeus monodon</i>	Mortalität	15	h	LC100	=	10	mg/l	4	Vogt 1987
Fische	<i>Aphanius fasciatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	117	mg/l	2	Boumaiza et al. 1979
Fische	<i>Fundulus similis</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	1	mg/l	4	Butler 1964
Fische	<i>Fundulus similis</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	1	mg/l	2	Mayer und Ellersieck M.R. 1986 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Mugilidae spec.</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.0023	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987b zitiert in Environment Agency 2007
Fische	<i>Therapon jarbua</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.7	mg/l	3	Lingaraja und Venugopalan 1978
Insekten	<i>Aedes taeniorhynchus</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.2	mg/l	2	Song und Brown 1998; Song et al. 1997
Mollusken	<i>Cardium edule</i>	Mortalität	48	h	LC50	>	3.3	mg/l	2	Portman und Wilson 1971

Mollusken	<i>Crassostera virginica</i>	Verringerung des Schalenwachstums	48	h	EC50	>	1	mg/l	4	Butler 1964
Mollusken	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	>	56	mg/l	1	Serrano et al. 1995
Mollusken	<i>Venus gallina</i>	Mortalität	96	h	LC50 ^a	>	32	mg/l	1	Serrano et al. 1995
Rotifera	<i>Brachionus plicatilis</i>	Immobilisierung	24	h	LC50	=	244	mg/l	4	Guzzella et al. 1997
subchronische und chronische Daten - limnisch										
Bakterien	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	spezifische Wachstumsrate	8	h	NOEC	=	320	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Bakterien	<i>Pseudomonas putida</i>	Zellvermehrung	18	h	NOEC ^a	=	574	mg/l	1	IUCLID 2000
Cyanobakterien	<i>Anabaena sp.</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	100	mg/l	2	Perona et al. 1991
Cyanobakterien	<i>Anabaena doliolum</i>	Mortalität	12	d	LOEC	=	5	mg/l	3	Mohapatra und Mohanty 1992
Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	spezifische Wachstumsrate	96	h	NOEC ^c	=	32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Wachstumsrate	8	d	NOEC	>	40	mg/l	2	Wong und Chang 1988
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Photosyntheserate	8	d	NOEC	=	20	mg/l	2	Wong und Chang 1988
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Chlorophyll a Gehalt in log Phase	8	d	NOEC	<	1	mg/l	2	Wong und Chang 1988
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Überleben	10	d	NOEC	=	1	mg/l	3	Mohapatra und Mohanty 1992
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC10	=	3.4	mg/l	2	Kallqvist und Romstad 1994
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	30.5	mg/l	1	Caley et al. 1992c
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	22.6	mg/l	2	Caley et al. 1992c
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	56.6	mg/l	1	Caley et al. 1992g
Algen	<i>Scenedesmus pannonicus</i>	Biomasse, Wachstum	96	h	NOEC	=	100	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
höhere Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	spezifische Wachstumsrate	7	d	NOEC	=	32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Längenwachstum	16	d	EC10	=	0.21	mg/l	2	Deneer et al. 1988
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	16	d	EC50	=	0.31	mg/l	1	Hermens et al. 1984
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21	d	NOEC	=	0.032	mg/l	2	Canton und Slooff 1979; Sloof und Canton 1983
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	0.1	mg/l	2	Canton und Slooff 1979; Sloof und Canton 1983
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	28	d	NOEC	=	0.23	mg/l	2	IUCLID 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Längenwachstum	16	d	NOEC	=	0.029	mg/l	2	Deneer et al. 1988
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	23	d	NOEC	=	0.1	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	23	d	NOEC	=	0.08	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	23	d	NOEC	=	0.047	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	23	d	NOEC	=	0.076	mg/l	1	Beusen und Neven 1989
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	0.024	mg/l	1	Caley et al. 1992a
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	0.04	mg/l	1	Wuthrich 1990b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion, Überleben, Wachstum			NOEC	=	0.04	mg/l	4	US EPA 2006 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Catla catla</i>	Anzahl Fingerlinge im Vergleich zur Kontrolle	30	d	MATC	=	6.8-7.3	mg/l	4	Kulshrestha et al. 1986
Fische	<i>Channa punctatus</i>	Verhalten	14	d	NOEC	≥	5	mg/l	3	Anees 1975

Fische	<i>Cirrhinus mrigala</i>	Anzahl Fingerlinge im Vergleich zur Kontrolle	30	d	MATC	=	6.3-6.7	mg/l	4	Kulshrestha et al. 1986
Fische	<i>Clarias batrachus</i>	Fruchtbarkeit	6	mo	LOEC	=	10.8	mg/l	3	Begum und Vijayaraghavan 1995a
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität "Fry"	96	h	EC50	=	26.11	mg/l	4	De Mel und Pathiratne 2005
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Acetylcholinesterase Hemmung	14	d	NOEC	<	0.13	mg/l	4	De Mel und Pathiratne 2005
Fische	<i>Danio rerio</i>	Schlüpfen (ELS)	12	d	NOEC	=	0.2	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Danio rerio</i>	Überleben (ELS)	12	d	NOEC	=	0.0125	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Labeo rohita</i>		30	d	MATC	=	6.8-7.3	mg/l	4	Kulshrestha et al. 1986
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	0.4	mg/l	2	IUCLID 2000
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Physiologie	21	d	NOEC	=	0.29	mg/l	1	Caley et al. 1992b
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ELS Test Wachstum	96	d	NOEC	=	1.5	mg/l	1	Strawn und Muckerman 1994
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	0.4	mg/l	1	Wuthrich 1990a
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum			NOEC	=	0.43	mg/l	4	US EPA 2006 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Hepatosomatischer Index	30	d	NOEC	=	0.0735	mg/l	4	Dogan und Can 2011
Fische	<i>Oreochromis niloticus</i>	Spezifische Wachstumsrate	24	w	NOEC	=	5	mg/l	4	Swellum 2006
Fische	<i>Oreochromis niloticus</i>	Erythrocyten/Haematokritwert	24	w	NOEC	<	5	mg/l	4	Swellum 2006
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität	40	d	NOEC	=	0.32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität/Verhalten	40	d	NOEC	=	0.32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Schlüpfen/Wachstum	40	d	NOEC	=	100	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Verhalten	28	d	NOEC	=	0.1	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Wachstum	28	d	NOEC	=	10	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	28	d	NOEC	=	32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	21	d	NOEC	=	1	mg/l	4	Ramana et al. 1992
Fische	<i>Salmo trutta</i>	Schlüpfen	45	d	NOEC	=	0.3	mg/l	3	Grande et al. 1994
Fische	<i>Salmo trutta</i>	Überleben	45	d	NOEC	=	0.02	mg/l	3	Grande et al. 1994
Amphibien	<i>Rana tigrina</i>	Metamorphose erreicht?	33?	d	NOEC	<	1	mg/l	3	Dutta und Mohanty-Hejmadi 1978; Mohanty-Hejmadi und Dutta 1981
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität	100	d	NOEC	=	1	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Entwicklung	100	d	NOEC	=	32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Wachstum	100	d	NOEC	=	32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Insekten	<i>Culex pipiens</i>	Entwicklung	25	d	NOEC	=	0.32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Insekten	<i>Culex pipiens</i>	Mortalität	25	d	NOEC	=	0.32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Mollusken	<i>Helisoma trivolvis</i>	Wachstum	63	d	NOEC	=	7.5	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987a
Mollusken	<i>Helisoma trivolvis</i>	Wachstum	21	d	NOEC	=	7.5	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil 1987a
Mollusken	<i>Helisoma trivolvis</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	7.5	mg/l	3	Aboul-Eta und Khalil

										1987a
Mollusken	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Reproduktion	40	d	NOEC	=	10	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Mollusken	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Mortalität	40	d	NOEC	=	32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Mollusken	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Schlupfrate	7	d	NOEC	=	32	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
Pilze	<i>Achlya racemosa</i>	Sporulation, Wachstum des Mycels	20	d	EC100	=	5	mg/l	4	Khallil und Omar 1993
Pilze	<i>Allomyces arbuscula</i>	Sporulation, Wachstum des Mycels	20	d	EC100	=	5	mg/l	4	Khallil und Omar 1993
Pilze	<i>Dictyuchus monosporus</i>	Sporulation, Wachstum des Mycels	20	d	EC100	=	5	mg/l	4	Khallil und Omar 1993
Pilze	<i>Saprolegnia ferax</i>	Sporulation, Wachstum des Mycels	20	d	EC100	=	5	mg/l	4	Khallil und Omar 1993
Pilze	<i>Thraustotheca clavata</i>	Sporulation, Wachstum des Mycels	20	d	EC100	=	5	mg/l	4	Khallil und Omar 1993
Protozoa	<i>Colpidium campyllum</i>		43	h	MAD (Minimal Active Dose)	>	10	mg/l	4	Dive et al. 1980
0.5	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Zellzahl	96	h	LOEC	=	1	mg/l	4	Kumar et al. 1989
Protozoa	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Zellzahl	96	h	NOEC	=	0.5	mg/l	4	Kumar et al. 1989
Cnidaria	<i>Hydra oligactis</i>	spezifische Wachstumsrate	21	d	NOEC	=	100	mg/l	2	Sloof und Canton 1983
subchronische und chronische Daten - marin										
Krebstiere	<i>Artemia salina</i>	Schlupfrate	48	h	NOEC	>=	10	mg/l	2	Kuwabara et al. 1980
Mesokosmen - limnisch										
Insekten	Chironomidae	Mortalität und Drift	13	d	EC50	<	0.005 ¹	mg/l	2	Baekken und Aanes 1991

¹ No TWA concentration available

Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

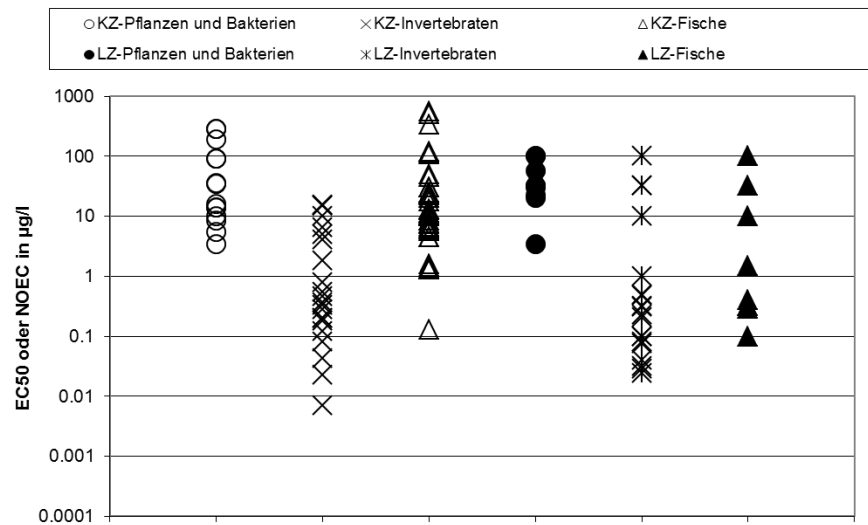


Abb.1: Kurzzeit (KZ) und Langzeit (LZ)-Effektdaten von Dimethoat für aquatische Organismen. Bei den Langzeit-Tests mit Bakterien wurden nur Cyanobakterien berücksichtigt.

Ableitung AA-EQS

Zusammenstellung der kritischen Toxizitätswerte für Dimethoat

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

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in mg/l	Literatur
Algen/Wasser-pflanzen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	19.08 ($^4\sqrt{3.4 * 30.5 * 22.6 * 56.6}$)	Kallqvist und Romstad 1994, Caley et al. 1992c, Caley et al. 1992g
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	0.024	Caley et al. 1992a
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	NOEC	0.32	Sloof und Canton 1983
Sonstige				
Insekten	<i>Culex pipiens</i>	NOEC	0.32	Sloof und Canton 1983

Es liegen NOEC-Werte für die Organismengruppen der Algen, Kleinkrebse, Fische und Insekten vor. Sie stammen alle von limnischen Studien, da marine Daten nicht verfügbar waren. Der empfindlichste belastbare Endpunkt liegt bei dem von Caley et al. (1992a) für *Daphnia magna*. Da hier der tiefste belastbare Endpunkt nicht aus derselben Organismengruppe stammt, für die der tiefste akute Wert beobachtet wurde (0.007 mg/l für das Insekt *Baetis rhodani* (Baekken und Aanes 1991)) und der tiefste akute LC50 tiefer ist als der tiefste chronische NOEC, soll gemäss dem TGD for EQS der AA-EQS mit einem Assessmentfaktor von 100 basierend auf dem tiefsten akuten LC50-Wert abgeleitet werden². Daraus ergibt sich ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{AA-EQS} = 0.007 \text{ mg/l} / 100 = 0.007 \text{ } \mu\text{g/l}$$

Die Ableitung des AA-EQS mittels der SSD Methode ist nicht möglich, da für die akut empfindlichsten taxonomischen Gruppen Insekten und Krebstiere nicht genügend valide chronische Daten vorliegen. Eine SSD für alle taxonomischen Gruppen (Abbildung A3 und Tabelle A7 im Appendix I im Appendix I) erfüllt die Kriterien für eine Normalverteilung nicht (Tabelle A8 im Appendix I).

² „An assessment factor of 50 applies to the lowest of two long term results (e.g. EC10 or NOECs) covering two trophic levels when such results have been generated covering that level showing the lowest L(E)C50 in the short-term tests. It also applies to the lowest of three long term results (e.g. EC10 or NOECs) covering three trophic levels when such results have not been generated from that trophic level showing the lowest L(E)C50 in the short-term tests. This should however not apply in cases where the acutely most sensitive species has an L(E)C50 value lower than the lowest long term result (e.g. EC10 or NOECs) value. In such cases the QS might be derived by using an assessment factor of 100 to the lowest L(E)C50 of the short-term tests.”

Ableitung MAC-EQS

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

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in mg/l	Literatur
Algen/ Wasserpflanzen	<i>Microcystis aeruginosa</i>	EC50	8.5	Kallqvist und Romstad 1994
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	EC50	1.8	Geometrischer Mittelwert aus allen 48h Immobilisierung s- bzw. Mortalitäts-werten in Tabelle 2
Fische	<i>Salmo trutta</i>	EC50	0.13	Grande et al. 1994
Sonstige				
Cyanobakterien	<i>Synechocystis sp.</i>	EC50	3.5	Mohapatra et al. 1997
Kleinkrebse	<i>Gammarus lacustris</i>	EC50	0.19 ($\sqrt[2]{0.18 \cdot 0.2}$)	Mayer und Ellersieck M.R. 1986RIVM 2008, Baekken und Aanes 1991
Insekten	<i>Pteronarcys californica</i>	LC50	0.043	Mayer und Ellersieck M.R. 1986
Insekten	<i>Baetis rhodani</i>	LC50	0.007	Baekken und Aanes 1991

Tab. 5: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte nach der Kommission der europäischen Gemeinschaften (2001):

Risikoklasse	niedrigster EC50-Wert	erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/l	
schädlich	>10 mg/l; <100mg/l	
giftig	<10 mg/l; >1mg/l	
sehr giftig	< 1mg/l	x

Es liegen EC50-Werte für die Organismengruppen der Algen, Kleinkrebse, Fische und Insekten vor. Es wurden sowohl marine als auch limnische Daten verwendet. Wie in RIVM (2008) begründet, gibt es keine generellen Unterschiede in der Empfindlichkeit von marinen und limnischen Arten gegenüber Dimethoat. Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Eine Verringerung des Standard AF von 100 auf 10 ist möglich, da die aufgrund des Wirkmechanismus besonders empfindliche taxonomische Gruppe der Insekten im Datensatz enthalten ist. Folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium kann mit der AF-Methode abgeleitet werden:

$$\text{MAC-EQS} = 0.007 \text{ mg/l} / 10 = 0.70 \text{ } \mu\text{g/l}$$

Da sehr viele Daten zur akuten Toxizität vorhanden sind, wird zusätzlich die SSD Methode angewendet. Die Datenvoraussetzung für eine SSD ist, dass EC50-Werte idealerweise für mehr als 15, aber mindestens für 10 unterschiedliche Arten aus mindestens 8 taxonomischen Gruppen vorhanden sind. In Tabelle 2 sind valide und relevante EC50-Werte zur akuten Toxizität von 44 Arten aus 7 taxonomischen Gruppen enthalten: Fische, Krebstiere, Amphibien, Insekten, Bakterien, Cyanobakterien, und Algen. Damit sind die Anforderungen an die enthaltenen taxonomischen Gruppen nicht ganz erfüllt, es fehlen noch Werte für höhere Pflanzen (Kommission der europäischen Gemeinschaften 2010). Da aber höhere Pflanzen aufgrund des Wirkmechanismus von Dimethoat vermutlich nicht zu den besonders empfindlichen Organismen für Dimethoat gehören, wurde trotzdem eine SSD gemacht. Die Anforderungen an die Normalverteilung der Daten sind jedoch nicht erfüllt (Tabelle A.1 im Appendix).

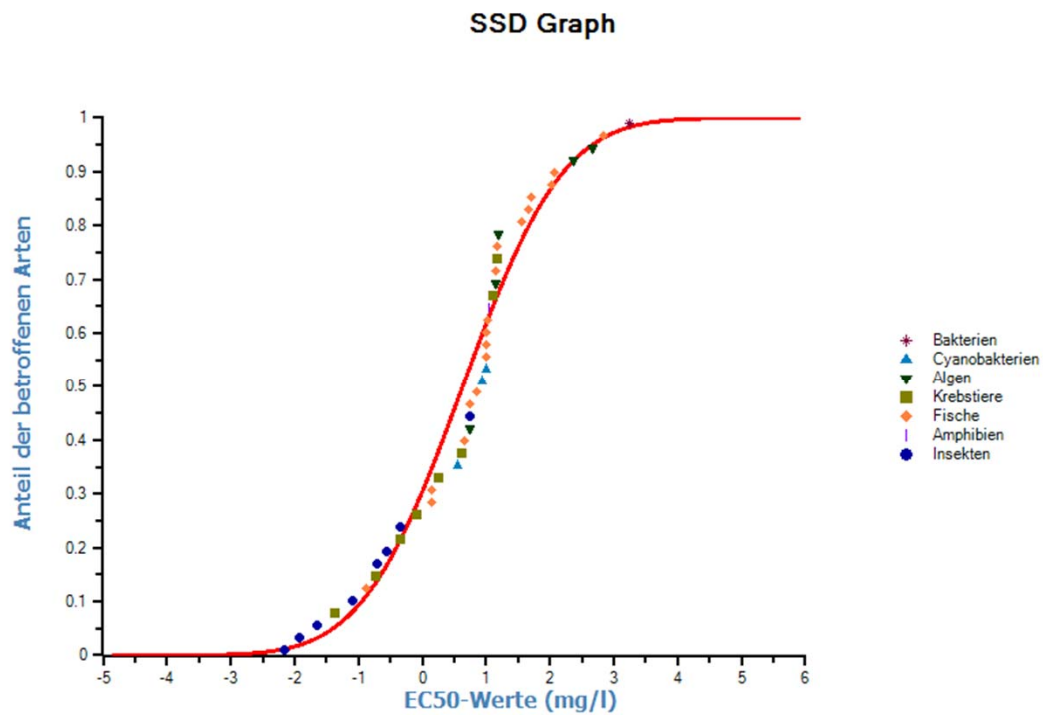


Abb.2: SSD der akuten EC50-Werte für alle taxonomische Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Besonders empfindlich gegenüber Dimethoat scheinen Arthropoden zu sein (Insekten und Krebstiere in Abb.2). Daher wurde eine zweite SSD nur mit Insekten und Krebstieren gemacht (Abb.3).

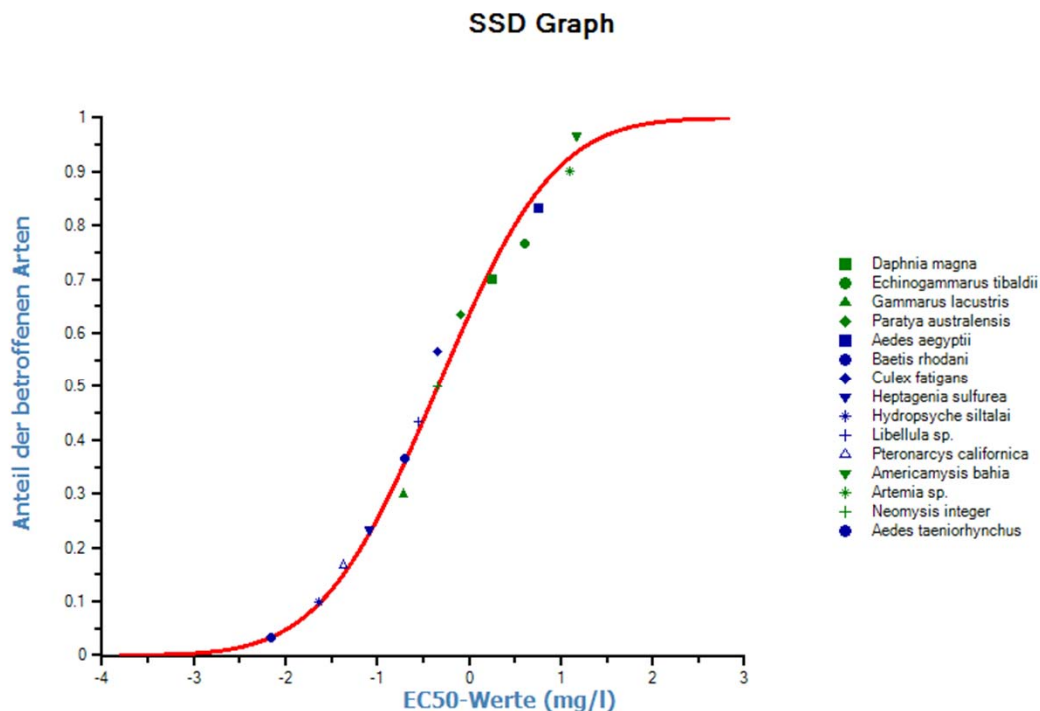


Abb.3: SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Die Anforderungen an die Normalverteilung der Daten sind nun erfüllt (Tabelle A.4 im Appendix). Der resultierende HC05 ist 0.00977 mg/l.

Im TGD for EQS (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2010) wird für die Ableitung eines MAC-EQS basierend auf einem HC05 standardmäßig ein AF von 10 vorgeschlagen. Ein tieferer AF ist aber möglich. Anhaltspunkte für die Wahl eines tieferen AF werden im TGD for EQS (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2010) gegeben. Da die SSD mit 15 Datenpunkten nur aus den empfohlenen 15 Datenpunkte besteht und Insekten noch empfindlicher zu sein scheinen als Krebstiere, wurde der AF nicht reduziert. Dies wird auch durch den $EC_{50} < 0.005$ mg/l aus einem Mesokosmenversuch (Baekken und Aanes 1991) gestützt. Es ergibt sich daher:

$$MAC-EQS(SSD) = 0.00977 \text{ mg/l} / 10 = 0.977 \text{ } \mu\text{g/l}$$

MAC-EQS Schlussfolgerung

Mit der SSD Methode ergab sich ein etwas höherer MAC-EQS als mit der AF-Methode. Da die SSD Methode als belastbarer angesehen wird, wurde ein **MAC-EQS von 0.977 $\mu\text{g/l}$** abgeleitet.

Bioakkumulationsabschätzung:

Mit einem Wert von 0.78 liegt der $\log K_{OW}$ von Dimethoat unter 3 und es liegen keine Bioakkumulationsstudien oder besondere Hinweise für Säugertoxizität vor. Damit ist eine Bioakkumulationsabschätzung nach dem TGD for EQS (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2010) nicht relevant.

Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Dimethoat umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und Langzeittoxizitäten. Arthropoden (Insekten und Krebstiere) stellen die empfindlichste Organismengruppe dar.

Der MAC-EQS von 0.977 µg/l und der AA-EQS von 0.070 µg/l sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten, jedoch wäre es gut, wenn weitere Effekt-Daten für Insekten zur Verfügung stünden.

Die abgeleiteten EQS stimmen mit den EQS der Niederlande (RIVM 2008) und der IKS (IKS 2009) überein.

Literatur

Abdel-Hamid M I (1996): Development and application of a simple procedure for toxicity testing using immobilized algae, Nyholm N, Neergaard Jacobsen B (eds) Vol. 33. pp 129-138. Proceedings of the 1995 2nd IAWQ International Specialized Conference on Hazard Assessment and Control of Environmental Contaminants in Water. Lyngby, Den

Aboul-Eta I A, Khalil M T (1987a): The chronic toxicity of three pollutants upon the freshwater snail *Helisoma trivolvis*. Proceedings of the Zoological Society of the Arab Republic of Egypt, 13, 17-29. [Cited in Environmental Agency 2007].

Aboul-Eta I A, Khalil M T (1987b): The acute toxicity of three pesticides on organisms from different trophic levels as parameters in Lake Wadi El Raya, El Fayoum, Egypt. Proceedings of the Zoological Society of the Arab Republic of Egypt, 13, 31-36. [Cited in Environmental Agency 2007].

Alabaster J S (1969): Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. International Pest Control, 11, 29-35. [Cited in Environment Agency 2007].

Anees M A (1975): Acute toxicity of four organophosphorus insecticides to a freshwater teleost *Channa punctatus* (Bloch). Pakistan Journal of Zoology 7(2): 135-141. [Cited in RIVM 2008]

Baekken T, Aanes K J (1991): Pesticides in Norwegian agriculture. Their effects on benthic fauna in lotic environments. Preliminary results. Verhandlungen des internationalen verein Limnologie 24: 2277-2281

Baekken T, Aanes K J (1994): Sublethal effects of the insecticide dimethoate on invertebrates in experimental streams. Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supplement(13): 163-177

Basak P K, Konar S K (1978): A simple bioassay method for estimation of safe disposal rates of insecticides to protect fish: Dimethoate. Indian Journal of Fisheries 25: 141-155. [Cited in RIVM 2008]

Bathe R (1982a): Acute toxicity to carp of Dimethoate. DTF Report 442-005. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Bathe R (1982b): Acute toxicity to rainbow trout of Dimethoate. DTF Report 442-004. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Begum G, Vijayaraghavan S (1995a): Chronic effects of dimethoate on the reproductive potential of the fresh-water teleost, *Clarias batrachus*. Pesticide Science 44(3): 233-236. [Cited in RIVM 2008]

Begum G, Vijayaraghavan S (1995b): In vivo toxicity of dimethoate on proteins and transaminases in the liver tissue of fresh water fish *Clarias batrachus* (Linn). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 54(3): 370-375

Begum G, Vijayaraghavan S, Nageswara Sarma P, Husain S (1994): Study of dimethoate bioaccumulation in liver and muscle tissues of *Clarias batrachus* and its elimination following cessation of exposure. Pesticide Science 40(3): 201-205. [Cited in RIVM 2008]

Beusen J M, Neven B (1989): Toxicity of dimethoate to *Daphnia magna* and freshwater fish. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 42(1): 126-133

Boumaiza M, Ktari M H, Vitiello P (1979): Acute toxicity for *Aphanius fasciatus* of various pesticides used in Tunisia. TOXICITE DE DIVERS PESTICIDES UTILISES EN TUNISIE POUR APHANIUS FASCIATUS NARDO, 1827 (PISCES, CYPRINODONTIDAE) 56(3): 307-342. [Cited in RIVM 2008]

Butler p A (1964): Commercial Fisheries Investigations. Pesticide Wildlife Studies 1963. Washington DC, USA: Fish and Wildlife Service, united States Department of the Interior. p. 5-28. [Cited in RIVM 2008].

Caley C Y, Armstrong K, Cameron B D, Knight B, Armstrong K (1992a): Daphnia reproduction test (21 day, semi-static) with EC formulation of dimethoate containing 400 g/l. DTF Report 446-002. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Caley C Y, Armstrong K, Cameron B D, Knight B, Hall B E (1992b): Prolonged toxicity test (LC50) of EC formulation of dimethoate containing 400 g/l to rainbow trout (21 day, semi-static). DTF Report 444-002. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Caley C Y, Cameron B D, Knight B, Armstrong K, Hall B E (1992c): Alga, growth inhibition test (72 h, EC50) with EC formulation of dimethoate containing 400 g/l. DTF Report 443-002. [Cited in EU DAR 2005].

Caley C Y, Cameron B D, Knight B, Hall B E (1992d): Determination of acute toxicity (LC50) of EC formulation of dimethoate containing 400 g/l to bluegill sunfish (96 h, semi-static). DTF Report 442-002. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Caley C Y, Cameron B D, Knight B, Hall B E (1992e): Determination of acute toxicity (LC50) of EC formulation of dimethoate containing 400 g/l to daphnia (48 h, static). DTF Report 443-004. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Caley C Y, Cameron B D, Knight B, Hall B E (1992f): EC formulation of dimethoate containing 400g/l: determination of acute toxicity (LC50) to rainbow trout. DTF Report 442-001. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Caley C Y, Cameron B D, Knight B, Hall B E, Armstrong K (1992g): Alga, growth inhibition test (72 h, EC50) with technical dimethoate. DTF Report 443-003. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Canton J H, Slooff W (1979): A proposal to classify compounds and to establish water quality criteria based on laboratory data. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 3(2): 126-132

Canton J H, Wegman R C C, Van Oers A, Tammer A H M, Mathijssen-Spiekman E A M, Van den Broek H H (1980): Milieutoxicologisch onderzoek met dimethoaat en omethoaat. RIVM Rapport 627602001, RIVM, Bilthoven, The Netherlands [Cited in RIVM 2008]

Cope O (1963): Sport Fisheries investigations. Pesticide-Wildlife studies nr. 199. ed. Washington DC, USA: Fish and Wildlife Service, United States Department of the Interior. [Cited in RIVM 2008].

Cope O (1965): Sport Fisheries investigations. US Wildlife Service Circular 226: 51-63. [Cited in RIVM 2008].

De Mel G, Pathiratne A (2005): Toxicity assessment of insecticides commonly used in rice pest management to the fry of common carp, *Cyprinus carpio*, a food fish culturable in rice fields. *Journal of Applied Ichthyology* 21(2): 146-150

Deneer J W, Seinen W, Hermens J L M (1988): Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 15(1): 72-77

Devillers J, Meunier T, Chambon P (1985): Advantage of the dosage-action-time relation in ecotoxicology for the test of the various chemical species of toxics. INTERET DE LA RELATION DOSE-EFFET-TEMPS EN ECOTOXICOLOGIE POUR LA DETERMINATION DES DIFFERENTES CLASSES CHIMIQUES DE TOXIQUES 80(7-8): 329-334. [Cited in RIVM 2008]

Dive D, Leclerc H, Persoone G (1980): Pesticide toxicity on the ciliate protozoan *Colpidium campylum*: Possible consequences of the effect of pesticides in the aquatic environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 4(2): 129-133

Dogan D, Can C (2011): Endocrine disruption and altered biochemical indices in male *Oncorhynchus mykiss* in response to dimethoate. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 99(2): 157-161

Domingues I, Guilhermino L, Soares A M V M, Nogueira A J A (2007): Assessing dimethoate contamination in temperate and tropical climates: Potential use of biomarkers in bioassays with two chironomid species. *Chemosphere* 69(1): 145-154

- Dubale M S, Awasthi M (1982): Histochemical changes in the kidney of a siluroid fish *Heteropneustes fossilis* exposed to dimethoate (Rogor). *Journal of Animal Morphology & Physiology* 29:228-231. [Cited in RIVM 2008]
- Dutt N, Guha R S (1988): Toxicity of few organophosphorus insecticides to fingerlings of bound water fishes, *Cyprinus carpio* (Linn.) and *Tilapia mossambica* Peters. *Indian Journal of Entomology* 50: 403-421. [Cited in RIVM 2008]
- Dutta S K, Mohanty-Hejmadi P (1978): Life history & pesticide susceptible embryonic stages of the Indian bull frog *Rana tigrina* Daudin. *Indian Journal of Experimental Biology* 16(6): 727-729. [Cited in RIVM 2008]
- Edwards C A (1977): Nature and origin of pollution of aquatic systems by pesticides. In: Khan MAQ, ed. *Pesticides in aquatic environments*. New York, USA: Plenum Press [Cited in RIVM 2008].
- Ensminger M, Bergin R, Spurlock F, Goh K S (2011): Pesticide concentrations in water and sediment and associated invertebrate toxicity in Del Puerto and Orestimba Creeks, California, 2007-2008. *Environmental Monitoring and Assessment* 175(1-4): 573-587
- Environment Agency (2007): Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: dimethoate. Science Report - HOEP670085/SR17. Environment Agency, Bristol, UK, ISBN:978-1-84432-659-4.
- Europäische Union (2005): Draft Assessment Report (DAR): Dimethoate. Public Version. Provided for the rapporteur Member State United Kingdom by the Pesticides Safety Directorate. Parma, Italy: European Food Safety Authority, Pesticide Risk Assessment Peer Review Unit (PRAPeR).
- Frear D E, Boyd J E (1967): Use of *Daphnia magna* for the microbioassay of pesticides. I. Development of standardized techniques for rearing daphnia and preparation of dosage-mortality curves for pesticides. *Journal of Economic Entomology* 60(5): 1228-1236. [Cited in RIVM 2008]
- Grande M, Andersen S, Berge D (1994): Effects of pesticides on fish. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl.* 0: 195-209.
- Gupta P K, Mujumdar V S, Rao P S (1984): Studies on the toxicity of some insecticides to a freshwater teleost *Lebistes reticulatus* (Peters). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 12(6): 629-636
- Guzzella L, Gronda A, Colombo L (1997): Acute toxicity of organophosphorus insecticides to marine invertebrates. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 59(2): 313-320
- Hermens J, Canton H, Steyger N, Wegman R (1984): Joint effects of a mixture of 14 chemicals on mortality and inhibition of reproduction of *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology* 5(4): 315-322
- Hertl J (2002): Analytical report and study protocol: acute toxicity of dimethoate to *Daphnia magna* in a 48-hour immobilization test (final report). DTF Report 443-011. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].
- Hessen D O, Kallqvist T, Abdel-Hamid M I, Berge D (1994): Effects of pesticides on different zooplankton taxa in mesocosm experiments. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supplement*(13): 153-161. [Cited in RIVM 2008]

IKSR (2009): Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe. Bericht Nr. 164. http://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_de/Berichte/Bericht__Nr._164.pdf.

IUCLID (2000): IUCLID Dataset Dimethoate. European Chemicals Bureau, European Commission.

Jansma J W, Tuinstra J, Linders J (1991): Adviesrapport Dimethoat. Bilthoven, The Netherlands: RIVM. Report no. 88/678801/043. [Cited in RIVM 2008].

Joshi H C, Kapoor D, Panwar R S, Gupta R A (1975): Toxicity of Some Insecticides to Chironomid Larvae. Indian J Environ Hlth 17(3): 238-241

Joshi P C, Misra R B (1986): Evaluation of chemically-induced phototoxicity to aquatic organism using Paramecium as a model. Biochemical and Biophysical Research Communications 139(1): 79-84

Kallqvist T, Romstad R (1994): Effects of agricultural pesticides on planktonic algae and cyanobacteria - examples of interspecies sensitivity variations. Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl. (0): 133-152. [Cited in RIVM 2008]

Khallil A M A, Omar S A (1993): Influence of the insecticide Dimethoate on some metabolic activities of five zoosporic fungi. Journal of Basic Microbiology 33(6): 405-411

Khangarot B S, Sehgal A, Bhasin M K (1985): 'Man and biosphere' - Studies on the Sikkim Himalayas. Part 6: Toxicity of selected pesticides to frog tadpole *Rana hexadactyla* (Lesson). Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 13(3): 391-394

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

Kommission der europäischen Gemeinschaften (2001): Richtlinie 2001/59/EG der Kommission vom 6. August 2001 zur 28. Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt. Annex 6. Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften L225/263.

Kommission der europäischen Gemeinschaften (2010): Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards Draft 2010 (Stand: 23/02/2010)

Kulshrestha S K, Arora N, Sharma S (1986): Toxicity of four pesticides on the fingerlings of Indian major carps *Labeo rohita*, *Catla catla*, and *Cirrhinus mrigala*. Ecotoxicology and Environmental Safety 12(2): 114-119

Kumar A, Correll R, Grocke S, Bajet C (2010a): Toxicity of selected pesticides to freshwater shrimp, *Paratya australiensis* (Decapoda: Atyidae): Use of time series acute toxicity data to predict chronic lethality. Ecotoxicology and Environmental Safety 73(3): 360-369

Kumar A, Doan H, Barnes M, Chapman J C, Kookana R S (2010b): Response and recovery of acetylcholinesterase activity in freshwater shrimp, *Paratya australiensis* (Decapoda: Atyidae) exposed to selected anti-cholinesterase insecticides. Ecotoxicology and Environmental Safety 73(7): 1503-1510

- Kumar S, Lal R, Bhatnagar P (1989): The effects of dieldrin, dimethoate and permethrin on *Tetrahymena pyriformis*. *Environmental Pollution* 57(4): 275-280
- Kuwabara K, Nakamura A, Kashimoto T (1980): Effect of petroleum oil, pesticides, pCBs and other environmental contaminants on the hatchability of *Artemia salina* dry eggs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 25(1): 69-74
- Lingaraja T, Venugopalan V K (1978): Pesticide induced physiological and behavioural changes in an estuarine teleost *Therapon jaba*. *Fisheries Technology*, 15, 115-119. [Cited in Environment Agency 2007].
- Maas J L (1982): Toxicity of Pesticides. Report number 82-15. Lelystad, The Netherlands: Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. [Cited in RIVM 2008].
- Mackay D, Shiu W, Ma K-C, Lee S (2006): Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals: Volume IV. Boca Raton, FL. CRC Press / Taylor & Francis.
- Martins J, Soares M L, Saker M L, OlivaTeles L, Vasconcelos V M (2007): Phototactic behavior in *Daphnia magna* Straus as an indicator of toxicants in the aquatic environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67(3): 417-422
- 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. [Cited in RIVM 2008].
- Mohanty-Hejmadi P, Dutta S K (1981): Effects of some pesticides on the development of the Indian bull frog *Rana tigerina*. *Environmental Pollution Series A: Ecological and Biological* 24(2): 145-161
- Mohapatra P K, Mohanty R C (1992): Growth pattern changes of *Chlorella vulgaris* and *Anabaena doliolum* due to toxicity of dimethoate and endosulfan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 49(4): 576-581. [Cited in RIVM 2008]
- Mohapatra P K, Schiewer U (1998): Effect of dimethoate and chlorfenvinphos on plasma membrane integrity of *Synechocystis* sp. PCC 6803. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 41(3): 269-274
- Mohapatra P K, Schubert H, Schiewer U (1997): Effect of dimethoate on photosynthesis and pigment fluorescence of *Synechocystis* sp. PCC 6803. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36(3): 231-237
- Mohiuddin S, Ahmed Z, Qureshi S A (1991): Comparative observation on the toxicity of some commonly used pesticides against laboratory-reared and wild strains of *Aedes aegypti* (L.). *Pakistan Journal of Science and Industrial Research* 34: 356-358 [Cited in RIVM 2008]
- Mudgall C F, Patil H S (1987): Toxic effects of dimethoate and methyl parathion on glycogen reserves of male and female *Rana cyanophlyctis*. *The Journal of Environmental Biology* 8: 237-244.
- Muncy R J, Oliver A D (1963): Toxicity of ten insecticides to the Red Crawfish, *Procambarus clarki* (Girard). *Transactions of the American Fisheries Society* 92: 428-431. [Cited in RIVM 2008].

- Murgatroyd C, Patel A (1994): Proposed Environmental Quality Standards for dimethoate and omethoate in water. Final Report 3300/1 by WRc to the Department of the Environment. [Cited in Roast et al. 1999].
- Panigrahi A (1998): Molluscicidal effect of the pesticide rogor on four medically important snail species. *Indian Biol* 30:37-39. [Cited in RIVM 2008].
- Pant J C, Singh T (1983): Inducement of metabolic dysfunction by carbamate and organophosphorus compounds in a fish, *Puntius conchonus*. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 20(3): 294-298. [Cited in RIVM 2008]
- Pantani C, Pannunzio G, De Cristofaro M, Novelli A A, Salvatori M (1997): Comparative acute toxicity of some pesticides, metals, and surfactants to *Gammarus italicus* Goedm. and *Echinogammarus tibaldii* Pink. and Stock (Crustacea: Amphipoda). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 59(6): 963-967
- Perona E, Marco E, Orus M I (1991): Effects of dimethoate on N₂-fixing cyanobacterium *Anabaena* PCC 7119. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 47(5): 758-763.
- Pope C N (1999): Organophosphorus pesticides: Do they all have the same mechanism of toxicity? *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews* 2(2): 161-181
- Portman J E, Wilson K W (1971): The toxicity of 140 substances to the brown shrimp and other marine animals. Shellfish information Leaflet. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. USA. [Cited in RIVM 2008].
- Ramachandran S, Rajendran N, Nandakumar R, Venugopalan V K (1984): Effect of pesticides on photosynthesis and respiration of marine macrophytes. *Aquatic Botany* 19(3-4): 395-399
- Ramana Y V, Pandey A K, Singh S (1992): Dimethoate toxicity to gestational embryonic ovary of a live bearing fish, *Lebistes reticulatus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48(6): 907-913. [Cited in RIVM 2008]
- Reddy M S, Rao K V R (1992): Toxicity of selected insecticides to the penaeid prawn, *Metapenaeus monoceros* (Fabricius). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48(4): 622-629. [Cited in RIVM 2008]
- RIVM (2008): Environmental risk limits for dimethoate. Report 601714001/2008. Bilthoven, The Netherlands.
- Roales R R, Perlmuter A (1974): Toxicity of zinc and Cygon, applied singly and jointly, to zebrafish embryos. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 12(4): 475-480
- Roast S D, Thompson R S, Donkin P, Widdows J, Jones M B (1999): Toxicity of the organophosphate pesticides chlorpyrifos and dimethoate to *Neomysis integer* (Crustacea: Mysidacea). *Water Research* 33(2): 319-326
- Sanders H O (1969): Toxicity of pesticides to the crustacean *Gammarus lacustris*. Technical paper 25 ed. Washington DC, USA: Fish and Wildlife Service, United States Department of the Interior. [Cited in RIVM 2008].
- Sanders H O, Cope O B (1968): The relative toxicities of several pesticides to naiads of three species of stoneflies. *Limnology and Oceanographie* 13(112-117)

Sateesh T V R, Tiwari C, Mishra K D, . (1996): Acute toxicity of dimethoate to dragonfly naids. Pollut Res 15: 187-190 [Cited in RIVM 2008]

Schmidt C H, Weidhaas D E (1961): The toxicological action of three organophosphorus insecticides with three species of mosquito larvae. Journal of Economic Entomology 54: 583-586 [Cited in RIVM 2008]

Serrano R, Hernandez F, Pena J B, Dosda V, Canales J (1995): Toxicity and bioconcentration of selected organophosphorus pesticides in *Mytilus galloprovincialis* and *Venus gallina*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29(3): 284-290

Shafiei T M, Costa H H (1990): The susceptibility and resistance of fry and fingerlings of *Oreochromis mossambicus* Peters to some pesticides commonly used in Sri Lanka. Journal of Applied Ichthyology 6: 73-80. [Cited in RIVM 2008].

Sloof W, Canton J H (1983): Comparison of the susceptibility of 11 freshwater species to 8 chemical compounds. II. (Semi)chronic toxicity tests. Aquatic Toxicology 4(3): 271-282

Song M Y, Brown J J (1998): Osmotic effects as a factor modifying insecticide toxicity on *Aedes* and *Artemia*. Ecotoxicology and Environmental Safety 41(2): 195-202

Song M Y, Stark J D, Brown J J (1997): Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide, to four aquatic arthropods. Environmental Toxicology and Chemistry 16(12): 2494-2500

Sparc (2010): Sparc V4.5 online calculator.
<http://archemcalc.com/sparc/pKa/singlePka.cfm?ionize=N3>

Strawn T L, Muckerman M (1994): Early-life stage toxicity of dimethoate to the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under flow through conditions. DTF Report 444-004. Unpublished. [Cited in European Commission 2005].

Sweilum M A (2006): Effect of sublethal toxicity of some pesticides on growth parameters, haematological properties and total production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) and water quality of ponds. Aquaculture Research 37(11): 1079-1089

Syberg K, Elleby A, Pedersen H, Cedergreen N, Forbes V E (2008): Mixture toxicity of three toxicants with similar and dissimilar modes of action to *Daphnia magna*. Ecotoxicology and Environmental Safety 69(3): 428-436

Tabassum R, Naqvi S N H, Johan M., Khan M.Z. (1993): Toxicity and abnormalities produced by plant products (hydrocarbon and saponin) and dimethoate (perfekthion) against fourth instar larvae of *Cules fatigans* (K.U. strain). Proceedings of Pakistan Congress of Zoology 13: 387-393 [Cited in RIVM 2008]

Thybaud E, Le Bras S, Cosson R P (1987): Comparative study on sensitivity of *Asellus aquaticus* to various pesticides and heavy metals. ETUDE COMPAREE DE LA SENSIBILITE D'ASELLUS AQUATICUS L (CRUSTACE, ISOPODE) VIS-A-VIS DE QUELQUES INSECTICIDES ET DE DIVERS METAUX LOURDS 8(4): 355-361. [Cited in RIVM 2008]

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

US EPA (2006): Interim reregistration eligibility decision for dimethoate. USA: Environmental Protection Agency. Report no. June 12, 2006 [Cited in RIVM 2008].

US EPA (2008): EPI Suite™ Version 4.0. <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuite.htm>

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

Verma S R, Bansal S K, Gupta A K (1982): Bioassay trials with twenty three pesticides to a fresh water teleost, *Saccobranchus fossilis*. Water Research 16(5): 525-529

Verma S R, Bhatnagar M C, Dalela R C (1978): Biocides in relation to water pollution. Part II. Bioassay studies of few biocides to a fresh water fish, *Channa gachua*. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 2(6): 137-144

Verma S R, Tyagi A K, Bhatnagar M C, Dalela R C (1979): Organophosphate poisoning to some fresh water teleosts - acetylcholinesterase inhibition. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 21(4-5): 502-506

Vighi M, Masoero Garlanda M, Calamari D (1991): QSARs for toxicity of organophosphorous pesticides to *Daphnia* and honeybees. Science of the Total Environment 109-110: 605-622

Vogt G (1987): Monitoring of environmental pollutants such as pesticides in prawn aquaculture by histological diagnosis. AQUACULTURE 67(1-2): 157-164. [Cited in RIVM 2008]

Weber J, Plantikow A, Kreutzmann J (2000): A new bioassay with the yeast *Saccharomyces cerevisiae* on aquatoxic pollution (Research Article). Ein neuer Biotest mit der Hefe *Saccharomyces cerevisiae* auf aquatische Toxizität. Umweltwissenschaften und SchadstoffForschung 12(4): 185-189

Wong P K, Chang L (1988): The effects of 2,4-D herbicide and organophosphorus insecticides on growth, photosynthesis, and chlorophyll a synthesis of *Chlamydomonas reinhardtii* (mt+). Environmental Pollution 55(3): 179-189

Wuthrich V (1990a): Dimethoate: 21-day prolonged toxicity study in the rainbow trout under flow-through conditions. DTF Report 444-001. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Wuthrich V (1990b): Influence of dimethoate on the reproduction of *Daphnia magna*. DTF Report 446-001. Unpublished. [Cited in EU DAR 2005].

Appendix I

Tab. A1: „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Anderson-Darling test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.631	Rejected			
0.05	0.752	Accepted		AD Statistic:	0.693845
0.025	0.873	Accepted		n:	44
0.01	1.035	Accepted			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.61	0.819	Rejected			
25.00	0.895	Accepted		KS Statistic:	0.883124
0.61	0.995	Accepted		n:	44
25.00	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	0.14342
0.025	0.148	Accepted		n:	44
0.01	0.179	Accepted			

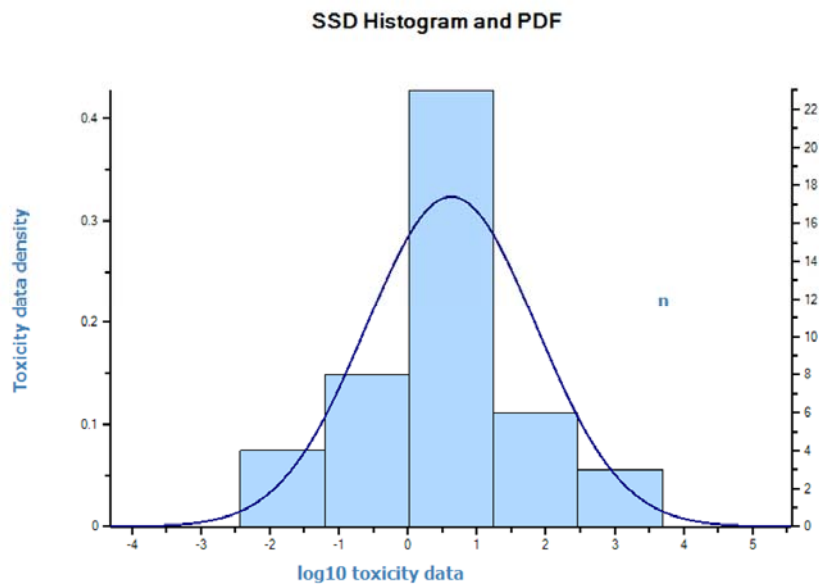


Abb.A1: Histogramm für die SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Tab. A2: HC5 der SSD der akuten EC50/LC50 Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	0.631601902	mean of the log toxicity values	
s.d.	1.233591579	sample standard deviation	
n	44	sample size	
HC5 results			
Name	Value (mg/l)	log10(Value)	Description
LL HC5	0.01104	-1.95704042	lower estimate of the HC5
HC5	0.03876	-1.411658607	median estimate of the HC5
UL HC5	0.10338	-0.985565293	upper estimate of the HC5
sprHC5	9.36430	0.971475128	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value (%)	Description	
FA lower	2.07	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5.00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	8.51	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value (mg/l)	log10(Value)	Description
LL HC50	2.08435	0.318971624	lower estimate of the HC50
HC50	4.28156	0.631601902	median estimate of the HC50
UL HC50	8.79493	0.944232181	upper estimate of the HC50
sprHC50	4.21950	0.625260557	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value (%)	Description	
FA lower	40.17	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	50.00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	59.84	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

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

Daten Nr.	EC50 (mg/l)	Art	taxonomische Gruppe
1	0.007	<i>Baetis rhodani</i>	Insekten
2	0.012	<i>Chironomiden Larven</i>	Insekten
3	0.023	<i>Hydropsyche siltalai</i>	Insekten
4	0.043	<i>Pteronarcys californica</i>	Krebstiere
5	0.081	<i>Heptagenia sulfurea</i>	Insekten
6	0.13	<i>Salmo trutta</i>	Fische
7	0.19	<i>Gammarus lacustris</i>	Krebstiere
8	0.2	<i>Aedes taeniorhynchus</i>	Insekten
9	0.28	<i>Libellula sp.</i>	Insekten
10	0.446	<i>Neomysis integer</i>	Krebstiere
11	0.46	<i>Culex fatigans</i>	Insekten
12	0.8	<i>Paratya australensis</i>	Krebstiere
13	1.39	<i>Channa gachua</i>	Fische
14	1.435	<i>Puntius conchonus</i>	Fische
15	1.8	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere
16	3.5	<i>Synechocystis</i>	Cyanobakterien
17	4.1	<i>Echinogammarus tibaldii</i>	Krebstiere
18	4.57	<i>Saccobranthus fossilis</i>	Fische
19	5.5	<i>Chlamydomonas noctigama</i>	Algen
20	5.68	<i>Aedes aegyptii</i>	Insekten
21	5.7	<i>Lebistes reticulatus</i>	Fische
22	7.28	<i>Danio rerio</i>	Fische
23	8.5	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Cyanobakterien
24	10	<i>Synechococcus leopoliensis</i>	Cyanobakterien
25	10.1	<i>Cirrhinus mrigala</i>	Fische
26	10.2	<i>Labeo rohita</i>	Fische
27	10.27	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fische
28	10.5	<i>Catla catla</i>	Fische
29	11.24	<i>Rana cyanophlyctis</i>	Amphibien
30	12.63	<i>Artemia sp.</i>	Krebstiere
31	14	<i>Cyclotella sp.</i>	Algen
32	14.3	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische
33	15	<i>Americamysis bahia</i>	Krebstiere
34	15.03	<i>Tilapia mossambica</i>	Fische
35	16	<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	Algen
36	36.155	<i>Poecilia reticulata</i>	Fische
37	45.71	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Fische
38	50	<i>Clarias batrachus</i>	Fische
39	108	<i>Oryzias latipes</i>	Fische
40	117	<i>Aphanius fasciatus</i>	Fische
41	231.96	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algen
42	470	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Algen
43	694	<i>Cyprinus carpio</i>	Fische
44	1731	<i>Pseudomonas putida</i>	Bakterien

Tab. A4: „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Anderson-Darling test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.631	Accepted			
0.05	0.752	Accepted		AD Statistic:	0.170006
0.025	0.873	Accepted		n:	15
0.01	1.035	Accepted			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.819	Accepted			
0.05	0.895	Accepted		KS Statistic:	0.402718
0.025	0.995	Accepted		n:	15
0.01	1.035	Accepted			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.104	Accepted			
0.05	0.126	Accepted		CM Statistic:	0.01692
0.025	0.148	Accepted		n:	15
0.01	0.179	Accepted			

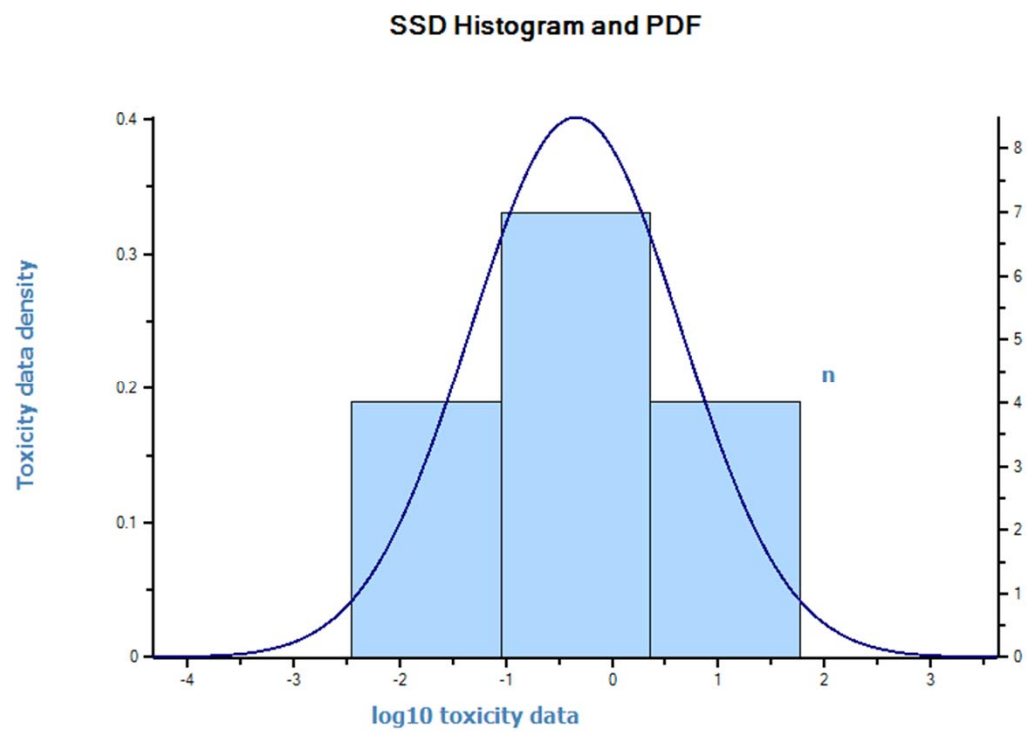


Abb.A2: Histogramm für die SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Tab. A5: HC5 der SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	-0.34061	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.99328	sample standard deviation	
n	15	sample size	
HC5 results			
Name	Value (mg/l)	log10(Value)	Description
LL HC5	0.00129	-2.889378343	lower estimate of the HC5
HC5	0.00977	-2.010138915	median estimate of the HC5
UL HC5	0.03572	-1.447101024	upper estimate of the HC5
sprHC5	27.68709	1.442277319	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	0.99	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5.00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	16.05	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value (mg/l)	log10(Value)	Description
LL HC50	0.16131	-0.792326866	lower estimate of the HC50
HC50	0.45644	-0.340613136	median estimate of the HC50
UL HC50	1.29152	0.111100594	upper estimate of the HC50
sprHC50	8.00622	0.90342746	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	33.55	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	50.00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	66.45	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

Tab. A6: Daten, aus denen die SSD der akuten EC50-Werte für Insekten und Krebstiere besteht
- in der Reihenfolge steigender EC50-Werte.

Input toxicity data			
Data no	EC50 (mg/l)	Art	taxonomische Gruppe
1	0.007	<i>Baetis rhodani</i>	Insekten
2	0.023	<i>Hydropsyche siltalai</i>	Insekten
3	0.043	<i>Pteronarcys californica</i>	Insekten
4	0.081	<i>Heptagenia sulfurea</i>	Insekten
5	0.19	<i>Gammarus lacustris</i>	Krebstiere
6	0.2	<i>Aedes taeniorhynchus</i>	Insekten
7	0.28	<i>Libellula sp.</i>	Insekten
8	0.446	<i>Neomysis integer</i>	Krebstiere
9	0.46	<i>Culex fatigans</i>	Insekten
10	0.8	<i>Paratya australensis</i>	Krebstiere
11	1.8	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere
12	4.1	<i>Echinogammarus tibaldii</i>	Krebstiere
13	5.68	<i>Aedes aegyptii</i>	Insekten
14	12.63	<i>Artemia sp.</i>	Krebstiere
15	15	<i>Americamysis bahia</i>	Krebstiere

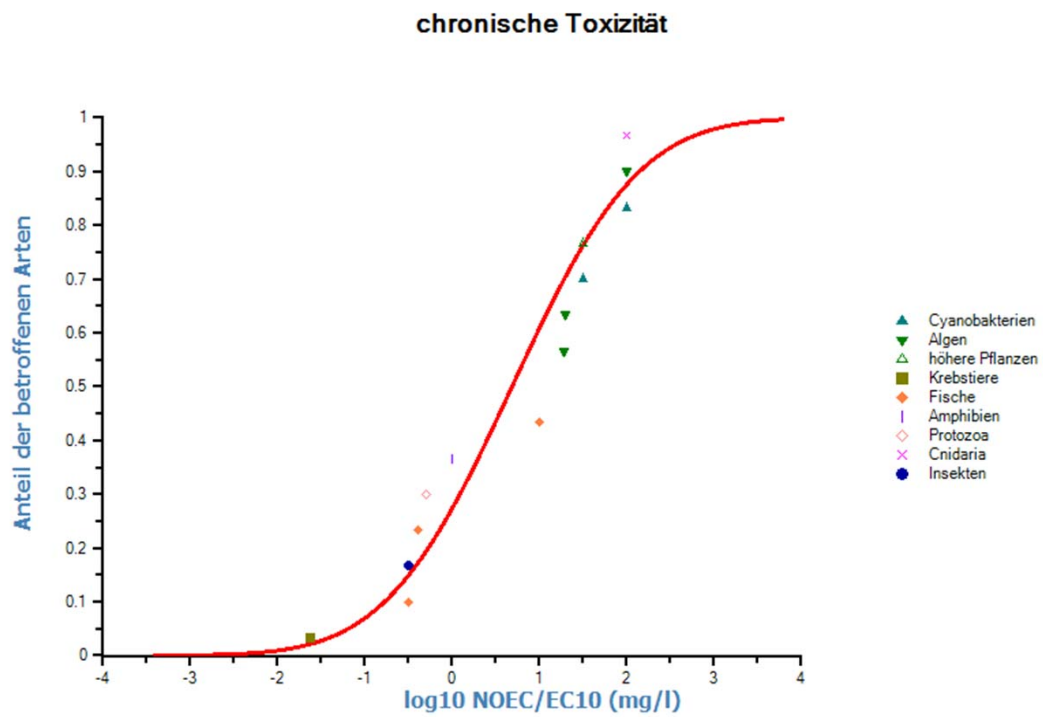


Abb.A3: SSD der chronischen NOEC/EC10-Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Tab. A7: Daten, aus denen die SSD der chronischen Werte für alle Arten besteht - in der Reihenfolge steigender NOEC/EC10-Werte.

Data no	NOEC/EC10 (mg/l)	Art	Label
1	0.024	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere
2	0.32	<i>Oryzias latipes</i>	Fische
3	0.32	<i>Culex pipiens</i>	Insekten
4	0.4	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische
5	0.5	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Protozoa
6	1	<i>Xenopus laevis</i>	Amphibien
7	10	<i>Poecilia reticulata</i>	Fische
8	10	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Schnecken
9	19.08	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algen
10	20	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Algen
11	32	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Cyanobakterien
12	32	<i>Lemna minor</i>	höhere Pflanzen
13	100	<i>Anabaena sp.</i>	Cyanobakterien
14	100	<i>Scenedesmus pannonicus</i>	Algen
15	100	<i>Hydra oligactis</i>	Cnidaria

Tab. A8: „Goodness of fit“ für die SSD der chronischen Werte für alle taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen et al. 2004).

Anderson-Darling test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.631	Rejected			
0.05	0.752	Accepted		AD Statistic:	0.676583
0.025	0.873	Accepted		n:	15
0.01	1.035	Accepted			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.819	Rejected			
0.05	0.895	Accepted		KS Statistic:	0.852053
0.025	0.995	Accepted		n:	15
0.01	1.035	Accepted			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0.1	0.104	Rejected			
0.05	0.126	Accepted		CM Statistic:	0.110554
0.025	0.148	Accepted		n:	15
0.01	0.179	Accepted			

Appendix II

Validität der Studie von Baekken und Aenes (1991)

Dimethoat	
Referenz	Baekken und Aenes 1991
Testorganismus	
Verwendeter Testorganismus	<i>Gammarus lacustris</i> , <i>Baetis rhodani</i> , <i>Heptagenia sulfurea</i> , <i>Hydropsyche siltalai</i>
Zuchtbedingungen und Herkunft Testorganismus (vorbelastet?)	keine Zucht, aus dem Freiland gesammelt, keine Angabe zum Sammelort. Ein paar Tage vor dem Test im Labor gehalten.
Entwicklungsstadium des Organismus	letztes Larvenstadium ("last instar")
Testaufbau:	
Methode	eigene Methode, im Aufsatz beschrieben - enthielt künstliches Substrat (Glaskugeln)
Verwendete Testkonzentrationen	0.002, 0.02, 0.05, 0.2, 2 ppm des Wirkstoffes
Herkunft der Substanz	keine Angabe über die Herkunft.
Formulierung und Reinheit der Substanz	Rogor L 20 Formulierung, 200g/L Dimethoat
Wirkungskriterium	Tod
Testmedium	Zusammensetzung in einer Tabelle angegeben
Statisch, semi-statisch oder Durchfluss	Durchfluss
Analytik: Überprüfung der Testkonzentrationen?	nein
pH (Vergleich mit pKa) und Temperatur	6.3 15+/-1°C
Dauer des Testes	96h
Statistik	Bestimmung des LC50 mittels Logit Modell
Wie wurden Parameter bestimmt?	Zählen der toten Tiere
Graphische Darstellung der Effektdaten plausibel?	ja
Replikate und Kontrollen	Aus der Abbildung abzuleiten: 1 Replikat pro Testkonzentration, mit jeweils 10 Individuen. Keine Angabe über die Anzahl von Tieren in der Kontrolle
Bewertung	
Verlässlichkeit der Studie	verlässlich
Relevanz der Studie	sehr relevant, da Insekten getestet wurden und es sich bei Dimethoat um ein Insektizid handelt.
Klimisch-Index	2
Es wurde der Klimisch Index 2 vergeben, trotz zweier Mängel an der Studie: (i) die Testkonzentrationen wurden nicht gemessen und (ii) die Testorganismen stammen nicht aus einer Laborkultur. Die fehlende Messung der Testkonzentrationen scheint bei Dimethoat nicht entscheidend zu sein, wie im Stoffdatenblatt unter "Stabilität" bereits dargelegt. Dass die Testorganismen nicht aus einer Laborkultur stammen, sondern im Feld gesammelt wurden, ist nicht vergleichbar mit Standardtestvorschriften. Allerdings muss man hier beachten, dass es bislang auch nur wenig Tests mit Insekten gibt, in denen die Testorganismen im Labor gezüchtet werden können. Für <i>Gammarus lacustris</i> haben Mayer und Eilersieck (1986, Klimisch 2) einen 96h LC50 bestimmt, der mit 0.2 mg/l fast identisch ist mit dem in dieser Studie getesteten LC50 für dieselbe Art (0.18 mg/l). Dies wird als ein weiterer Hinweis auf die Validität der Studie gesehen.	