

2019

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:

Dimethenamid-P

Ersterstellung: 13.03.2019 (Stand der Datensuche)
Anpassung Layout: 29.09.2021



Imprint

Publisher

Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, 8600 Duebendorf/1015 Lausanne

Commissioned by

FOEN, Federal Office of the Environment, Water Quality Section, 3003 Bern

Authors

Mireia Marti, Muris Korkaric, Marion Junghans, Swiss Centre for Applied Ecotoxicology

Scientific Support

Karen Duis, ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstraße 2–14, 65439 Flörsheim/Main, Germany

Please note that the suggested EQS and contents of this dossier do not necessarily reflect the opinion of the external reviewer.

Contact

Mireia Marti: mireia.marti@oekotoxzentrum.ch

Marion Junghans: marion.junghans@oekotoxzentrum.ch

Citation Proposal

Marti M., Korkaric M., Junghans M. 2019. EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: Dimethenamid-P. Dübendorf (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 39 pp.



Executive summary

CQC (AA-EQS): 0.26 µg/L

AQC (MAC-EQS): 2.5 µg/L

The chronic quality criterion (CQC) and the acute quality criterion (AQC) were derived according to the TGD for EQS of the European Commission (EC 2011). In order to ensure that the dossiers are internationally comparable, the English terminology of the TGD will be used in the remainder of the dossier. The AQC corresponds to the MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") and the CQC corresponds to the AA-EQS ("annual average environmental quality standard"). According to the Swiss Water Protection Ordinance (The Swiss Federal Council 2020), the CQC should not be compared with an annual average value but with the averaged concentration over two weeks.

Zusammenfassung

CQC (AA-EQS): 0.26 µg/L

AQC (MAC-EQS): 2.5 µg/L

Das chronische Qualitätskriterium (CQK) und das akute Qualitätskriterium (AQK) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die englische Terminologie des TGD verwendet. Der AQK entspricht dabei dem MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") und der CQK entspricht in der Herleitung dem AA-EQS ("annual average environmental quality standard") soll aber gemäss Schweizer Gewässerschutzverordnung (Der Schweizerische Bundesrat 2020) nicht mit einem Jahresmittelwert sondern mit der gemittelten Konzentration über 2 Wochen verglichen werden.



Résumé

CQC (AA-EQS): 0.26 µg/L

AQC (MAC-EQS): 2.5 µg/L

Le critère de qualité chronique (CQC) et le critère de qualité aiguë (AQC) ont été dérivés selon le TGD for EQS de la Commission européenne (EC 2011). Afin que les dossiers soient comparables au niveau international, la terminologie anglaise du TGD est utilisée ci-dessous. La CQA correspond à la MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") ou NQE-CMA ("norme de qualité environnementale de la concentration maximale admissible") et la CQC correspond à la AA-EQS ("annual average environmental quality standard") ou NQE-MA ("norme de qualité environnementale de la moyenne annuelle"). Selon l'ordonnance suisse sur la protection des eaux (Le Conseil fédéral suisse 2020), la CQC ne doit cependant pas être comparée à une valeur moyenne annuelle, mais à la concentration moyenne sur deux semaines.

Sommario

CQC (AA-EQS): 0.26 µg/L

AQC (MAC-EQS): 2.5 µg/L

Il criterio di qualità cronica (CQC) e il criterio di qualità acuta (CQA) sono stati derivati secondo il TGD for TGD della Commissione Europea (EC 2011). Per garantire che i dossier siano comparabili a livello internazionale, viene utilizzata la terminologia inglese del TGD. Il CQA corrisponde al MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") oppure SQA-CMA ("standard di qualità ambientale a concentrazione massima ammissibile") e il CQC corrisponde al AA-EQS ("annual average environmental quality standard") oppure SQA-MA ("standard di qualità ambientale medio annuo"). Secondo l'ordinanza svizzera sulla protezione delle acque (Il Consiglio federale svizzero 2020), tuttavia, il CQC non deve essere confrontato con un valore medio annuo, ma con la concentrazione media su due settimane.



Inhaltsverzeichnis

Executive summary.....	3
Zusammenfassung.....	3
Résumé.....	4
Sommario	4
1. Qualitätskriterien-Vorschläge.....	7
2. Physikochemische Parameter	7
3. Allgemeines	10
3.1. Anwendung	10
3.2. Wirkungsweise	10
3.3. Enantioselektive Toxizität von Dimethenamid.....	10
3.4. Analytik	11
3.5. Stabilität und Abbauprodukte	11
3.6. Bestehende EQS.....	12
3.7. Datenquellen, Bewertung und Verwendung	13
4. Ökotoxikologische Parameter	15
5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten.....	31
5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen	32
6. Herleitung der EQS	32
7. Chronische Toxizität.....	33
7.1. AA-EQS Herleitung für Dimethenamid-P mit AF-Methode	33
7.2. AA-EQS mit SSD-Methode	33
7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	34
7.4. AA-EQS Schlussfolgerung	34
8. Akute Toxizität.....	35
8.1. MAC-EQS Herleitung für Dimethenamid-P mit AF-Methode	35
8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode	36
8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	36
8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung	36
9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation.....	36



10.	Schutz der aquatischen Organismen	37
11.	Literatur.....	38



1. Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 0.26 µg/L

AQK (MAC-EQS): 2.5 µg/L

Das chronische Qualitätskriterium (CQK \triangleq AA-EQS) und das akute Qualitätskriterium (AQK \triangleq MAC-EQS) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC, 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die Terminologie des TGD verwendet. Dies soll aber keine Empfehlung für eine bestimmte Überwachungsstrategie der QK beinhalten.

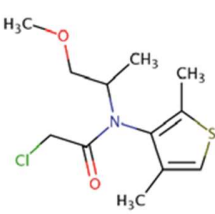
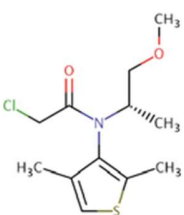
2. Physikochemische Parameter

Dimethenamid ist ein racemisches Gemisch, das aus 4 Stereoisomeren (aS,1'S, aR,1'S, aS,1'R und aR,1'R) besteht. S- (aS,1'S und aR,1'S) und R-Enantiomere (aS,1'R und aR,1'R) unterscheiden sich in ihrer Toxizität gegenüber Pflanzen, wobei das S-Enantiomer (Dimethenamid-P) die aktive Form ist (siehe Abschnitt 3.3). Dimethenamid enthält 50% S-Enantiomere und 50% R-Enantiomere (RIVM 2008). Da für die EQS-Ableitung auch Effektwerte für das racemische Gemisch von Dimethenamid verwendet werden, wurde Tabelle 1 mit den nötigen Informationen zu den Identitäten für das Razemat ergänzt. Die chemischen und physikalischen Parameter sind für Dimethenamid und Dimethenamid-P ähnlich (DAR 2005 und RAR 2016). Aus diesem Grund werden in Tabelle 1 nur die chemischen und physikalischen Parameter von Dimethenamid-P ausgeführt.

Tab. 1: Geforderte Angaben über die Identität von Dimethenamid-P und vom racemischen Gemisch von S- und P-Dimethenamid sowie die physikochemischen Parameter nach dem TGD for EQS (EC 2011) für Dimethenamid-P. Wo möglich, wurde angegeben, ob die Daten für -P oder das racemische Gemisch von Dimethenamid erhoben wurden. Die angegebenen Werte wurden soweit möglich zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name (Dimethenamid-P)	(S)-2-chloro-N-(2,4-dimethyl-3-thienyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)-acetamide	RAR 2016 Vol. 1 S. 11
IUPAC Name (Dimethenamid racemisches Gemisch)	(RS)-2-Chloro-N-(2,4-dimethyl-3-thienyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)acetamide Je 50% von Dimethenamid-P und Dimethenamid-S	DAR 2005 Vol. 1 S. 4
Chemische Gruppe	Herbizid (Chloroacetamide)	Tomlin 2009



Eigenschaften	Wert	Referenz
Strukturformel	Dimethenamid  Dimethenamid-P 	Chemistry Dashboard US EPA
CAS-Nummer	163515-14-8 (Dimethenamid-P) 87674-68-8 (razemisches Gemisch; 50% -S und 50% Dimethenamid-P)	RAR 2016 Vol. 1 S. 12 und DAR 2005 Vol.1 S. 4
EINECS-Nummer	-	-
Summenformel	C ₁₂ H ₁₈ ClNO ₂ S	RAR 2016 Vol. 1 S. 12 und DAR 2005 Vol.1 S. 4
SMILES-code	COCC(C)N(C(=O)CCl)C1=C(C)SC=C1C (Dimethenamid razemisches Gemisch) COC[C@H](C)N(C(=O)CCl)C1=C(C)SC=C1C (Dimethenamid-P)	Chemistry Dashboard US EPA
INCHI KEY	JLYFCTQDENRSOL-UHFFFAOYSA-N (Dimethenamid razemisches Gemisch) JLYFCTQDENRSOL-VIFPVBQESA-N (Dimethenamid-P)	Chemistry Dashboard US EPA
Molare Masse (g·mol ⁻¹)	275.79	Chemistry Dashboard US EPA
Schmelzpunkt (°C)	Dimethenamid-P: Keine thermische Wirkung zwischen -50 und 101 (94%) (exp)	Daum 2004 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S. 4
Siedepunkt (°C)	Dimethenamid-P: Kein Siedepunkt bis 280 °C (a) und 210 °C (b) 122.6 (9.3 Pa, 94.6%) (c)	a) Kröhl 1999 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S.4 b) Daum 2004 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S.4 c) Chen 1999 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S.4
Dampfdruck (Pa)	Dimethenamid-P: 3.47 x 10 ⁻³ (20°C) (exp) 2.51 x 10 ⁻³ (25°C) (exp)	Chen and Laster 1996 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S.5
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	Dimethenamid-P: 4.8 x 10 ⁻⁴ (25°C) (est)	Hsieh 1999 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S.5
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	Dimethenamid-P: 1499 (pH 6.16, 25°C) (exp)	Laster 1996 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S.6
pK _a	Dimethenamid-P: Keine Dissoziation im pH-Bereich von pH 1 bis 11 (25°C) (exp)	Rozek 1988 RAR 2016 Vol. 3 B2 S.7
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log P _{ow})	Dimethenamid-P: 1.89 (25°C) (exp)	Lam 1998 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B2 S.7
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im	Dimethenamid-P: 2.32 (est, basierend auf einem Koc (Mittelwert) von 208)	Tong & Su 1997 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B8 S.131



Eigenschaften	Wert	Referenz
Boden/Sediment und Wasser (log K_{oc})		
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser ($K_{susp-water}$)	Dimethenamid-P: 20.8 (est, basierend auf $K_{oc}=2.32$)	TGD for EQS (EC 2011 S.131)
Photolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	Dimethenamid-P: 15.56 (exp; pH 7, Lichtintensität 1.1×10^3 W/m ² ; 25°C)	Guirguis 1997b zitiert in RAR 2016 Vol.1 S.141
Hydrolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	Dimethenamid-P: Stabil bei pH 5, 7 und 9 (25°C) (exp)	Guirguis 1997a zitiert in RAR 2016 Vol.1 S.141
Biologische Abbaubarkeit	Dimethenamid-P: Oberflächenwasser ohne suspendiertes Sediment: Kein signifikanter Abbau (94.8% AR) nach 63 Tagen Flusswasser/Flusssediment Studie (b) Gesamt System: DegT ₅₀ = 28 Tage Wasser: DisT ₅₀ = 15.36 Tage Sediment: DisT ₅₀ = 38 Tage	a) Voekel 2013 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B8 S.233 b) Voekel 2014 zitiert in RAR 2016 Vol.1 S.141



3. Allgemeines

3.1. Anwendung

Dimethenamid-P ist ein Herbizid, das in der Schweiz zur Bekämpfung von unerwünschten Mono- und Dikotyledonen beim Anbau von Mais, Bohnen, Sonnenblumen, Futter- und Zuckerrüben und Sojabohnen eingesetzt wird. Dimethenamid-P kann sowohl vor, als auch nach Pflanzenaufgang appliziert werden (RAR 2016 Vol.1 S.15). Die registrierten Pflanzenschutzmittelprodukte beinhalten als Wirkstoff entweder Dimethenamid-P allein (64%) oder eine Kombination von Dimethenamid-P und den Herbiziden Terbutylazine, Clomazone, Quinmerac oder Metazachlor (BLW).

3.2. Wirkungsweise

Dimethenamid-P ist ein Herbizid der Gruppe der Chloracetamide, welche die Synthese von langkettigen Fettsäuren hemmt (Schmalfuss 2000). Dieser Wirkungsmechanismus führt dazu, dass das Wachstum von empfindlichen Pflanzen unterbunden wird, da keine Zellteilung mehr möglich ist (RAR 2016 Vol. 1 S.15). Bei einkeimblättrigen Pflanzen wird Dimethenamid-P vom entstehenden Koleoptil absorbiert. Bei zweikeimblättrigen Pflanzen gelangt Dimethenamid-P vor allem über die Wurzel (Radikula) und über die Keimlinge (Hypokotyle) in die Pflanze. Nach der Aufnahme wird Dimethenamid-P innerhalb der Pflanze kaum verlagert. Die typischen Symptome für die oberirdischen Teile von breitblättrigen Unkräutern sind starke Verkrüppelung, intensive grüne Färbung und ein ledriges Aussehen der Keimblätter. Gräser verkümmern und haben ein verdrehtes Erscheinungsbild (RAR 2016 Vol. 1 S. 15).

3.3. Enantioselektive Toxizität von Dimethenamid

Von Dimethenamid gibt es vier Stereoisomere aS,1'S, aR,1'S, aS,1'R, aR,1'R, wobei nur die Isomere aS,1'S, aR,1'S (Dimethenamid-P) eine relevante biologische Wirkung aufzeigen (Harr *et al.* 1991, Harr *et al.* 1992). Abbildung 1 zeigt einen Vergleich der EC50 Werte für Algen und Wasserpflanzen, wo für Dimethenamid-P und das razemische Gemisch Effektdaten gefunden wurden. Nur valide und relevante Effektwerte wurden für diese statistische Analyse verwendet. Aus der Abbildung 1 ist ersichtlich, dass die Toxizität von Dimethenamid-P ähnlich ist wie die vom razemischen Gemisch. Diese Resultate stehen im Einklang mit der Studie von Couderchet *et al.* (1997), in welcher für *Lemna minor* beobachtet wurde, dass die Toxizität von reinem Dimethenamid-P (Enantiomer S) ungefähr gleich hoch ist wie für das razemische Gemisch, aber 100-Fach höher als für das Enantiomer R. Aus der Abbildung ist auch hervorzuheben, dass Dimethenamid-P eine leicht erhöhte Toxizität auf die sensitivste Gruppe (Primärproduzenten) im Vergleich zu dem razemischen Gemisch aufweist.

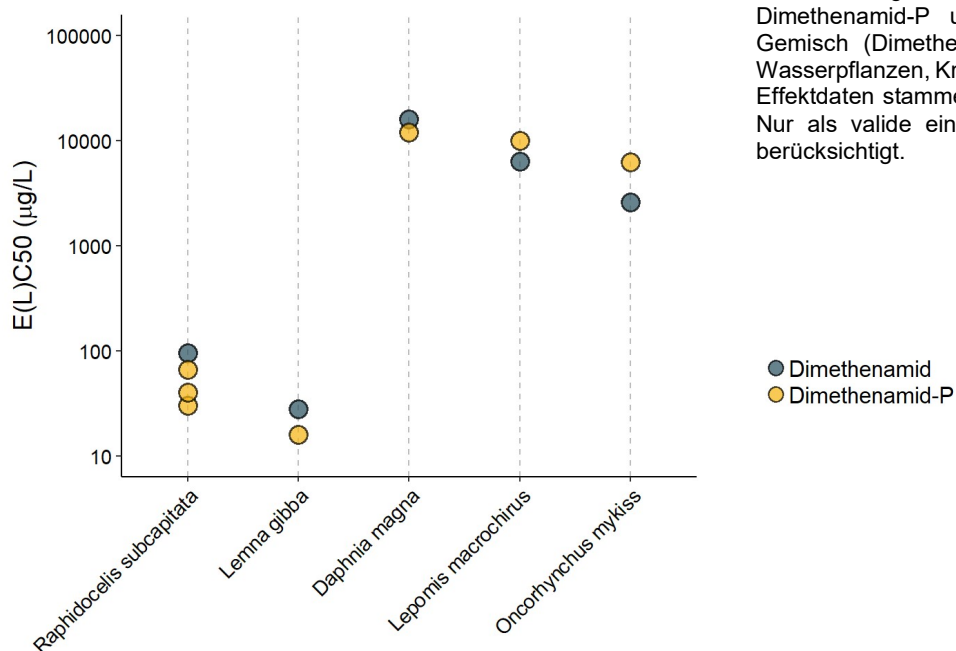


Abb. 1 Vergleich der akuten Toxizität von Dimethenamid-P und dem razemischen Gemisch (Dimethenamid) auf Algen und Wasserpflanzen, Krebstiere und Fische. Die Effektdaten stammen aus Tabelle 3 und 4. Nur als valide eingestufte Daten wurden berücksichtigt.

Mangels chronischer Toxizitätswerte von Dimethenamid-P und dem razemischen Gemisch konnte für die chronischen Studien kein Vergleich dargestellt werden.

Die RAR (2016), RIVM (2008) und INERIS (2011) verwendeten in ihren Risikobewertungen zu Dimethenamid-P immer auch Effektdaten vom razemischen Gemisch, da die Toxizität als vergleichbar eingestuft wurde. Diese Vorgehensweise wird hier insofern übernommen, als dass Effektdaten zum razemischen Gemisch verwendet werden, wo keine Daten zu Dimethenamid-P für dieselbe Art vorhanden sind.

3.4. Analytik

In Oberflächengewässern kann Dimethenamid-P bis zu einer Quantifizierungsgrenze von 0.03 µg/L mittels LC-MS/MS (Jooss 2012 zitiert in RAR 2016 Vol. 1 S. 42) gemessen werden.

Die vorliegenden chemisch-analytischen Methoden sollten daher ausreichend sein, um die vorgeschlagenen Umweltqualitätskriterien für Dimethenamid-P im Rahmen eines Monitorings zu überprüfen.

3.5. Stabilität und Abbauprodukte

Aus den Angaben in Tabelle 1 ist ersichtlich, dass Dimethenamid-P unter umweltrelevanten Bedingungen hydrolytisch stabil ist. Ein Versuch zum photolytischen Abbau weist auf eine moderate photolytische Stabilität mit einer Halbwertszeit von 15.56 Tagen (siehe Tabelle 1) hin. Keines der Transformationsprodukte wurde in einer Konzentration >5% AR gefunden. Nur beim biologischen Abbau wurden Transformationsprodukte in



signifikanten Konzentrationen im Wasser gefunden: Dimethenamid Oxalamid (**M656H023 (M23)**) (9.6% nach 100 Tagen) und Dimethenamid, sulfoniertes Natriumsalz (**M656H027 (M27)**) (6.3% nach 100 Tagen) (RAR 2006 Vol. 1 S.143). Keines dieser Transformationsprodukte wurde in Biotests als toxikologisch relevant für aquatische Organismen angesehen (M23 bzw. M27: *D. subspicatus* ErC50 > 87 bzw. >100 mg metabolit/L, *D. magna* EC50 >95 bzw. > 100 mg metabolit/L, *O. mykiss* LC50 > 87 bzw. >100 mg metabolit/L) (RAR 2016 LoEP S. 101 ff.).

Dimethenamid-P weist nur eine geringe Tendenz auf an Sedimente zu binden. In Tabelle 1 wurde ein log K_{oc} für Dimethenamid-P von 2.32 aufgeführt, was gemäss TGD for EQS (S. 16 f.) in dem Bereich liegt, in dem es unwahrscheinlich ist, dass die Substanzen an Sedimente sorbieren ($\log K_{oc} \geq 3$). In einem *Lemna*-Biotest, in dem die Wasserpflanzen 7 Tage mit oder ohne Sediment exponiert wurden, wurde eine etwas geringere Abnahme der Konzentration von Dimethenamid-P am Ende des Sediment-Versuches beobachtet (Wiederfindung 52.2-58.5%) (Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B9 S. 99ff.). Eine ähnliche Abnahme wurde jedoch auch in der Studie ohne Sediment gefunden (Wiederfindung 67.6-73.3%).

Die Stabilität von Dimethenamid-P in der Wasserphase spiegelt sich auch in den Wiederfindungen in aquatischen Biotests mit akuter Exposition wieder, z. B. in dem Biotest mit *Navicula pelliculosa* von Hoberg (1997) (80-89% nach 5 Tagen mit statischer Exposition).

Aufgrund der oben aufgeführten Ergebnisse wird im vorliegenden Dossier eine analytische Validierung der Testkonzentrationen in aquatischen Biotests (ohne Sediment) nicht als zwingendes Kriterium für die Validität einer Kurzzeitstudie angenommen. Dasselbe gilt für chronische Studien, in denen die Testsubstanz kontinuierlich oder periodisch erneuert wurde (Durchfluss-Systeme und semi-statischer Testansatz).

Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, wenn auch ein sehr wichtiger. Andere Einflussfaktoren sind die Löslichkeit der Testsubstanz im Testmedium und das korrekte Einwiegen der Testsubstanz. Während sich die Löslichkeit anhand der Wasserlöslichkeit und den eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht-systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Bei deutlichen Unterschieden (Unterschied grösser als Faktor 10) zwischen nominalen und analytisch validierten Werten, sollen letztere bevorzugt werden.

3.6. Bestehende EQS

Tab 2: Übersicht über bestehende Qualitätskriterien

Land/Entität	Chronisches Qualitätskriterium [$\mu\text{g/L}$]	Akutes Qualitätskriterium [$\mu\text{g/L}$]	Referenzen
Belgien	Dimethenamid 0.062 Dimethenamid-P 0.17 (MTC ¹)	-	Sterbaut (2006)
Niederlande	0.13	1.6	RIVM (2008)

¹ Maximum Tolerable Concentration



	(MPC ²)	(MAC _{eco} ³)	
Frankreich	0.2 (AA-QS _{water_eco})	1.3 (MAC)	INERIS (2011)

3.7. Datenquellen, Bewertung und Verwendung

Neben Daten aus der öffentlichen Literatur (Suchzeitraum von 2016 bis 2019), wurden Toxizitätsdaten aus dem Zulassungsdossier *Draft Assessment Report* (DAR (EC 2005)) für Dimethenamid (Razemat), aus dem *Renewal Assessment Report* (RAR (EC 2016)) für Dimethenamid-P und aus der OPP-Datenbank (*Office of Pesticide Programs*) der US-Umweltbehörde (US-EPA; letzter Zugriff: 26.02.2018) verwendet.

Generell sollen nur verlässliche und relevante Daten zur EQS-Herleitung verwendet werden (EC 2011). Diese Daten werden oftmals auch als „valide“ bezeichnet. Es existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung und Klassifizierung (öko)toxikologischer Daten (z.B. Klimisch *et al.* (1997), Moermond *et al.* (2016)). Basierend auf der etablierten Methodik von Klimisch *et al.* (1997) werden vier Validitätsklassen vergeben: (1) verlässlich, (2) verlässlich mit Einschränkung, (3) nicht verlässlich, (4) nicht bewertbar. Die CRED-Methode⁴ bietet zusätzlich eine vergleichbare Klassifizierung für die Relevanz von Testergebnissen für die Herleitung von Umweltqualitätskriterien.

Studienbewertungen aus dem DAR (2005) und RAR (2016) wurden ohne eigene Bewertung („face-value“) als valide, Klimisch 1, übernommen (e.g. akzeptierte Studien als Klimisch 1). In der OPP Datenbank (OPP 2018) sind geprüfte experimentelle Effektdaten enthalten⁵, die als „C“ (*core*) oder „S“ (*supportive*) kategorisiert werden. Für die Risikobewertung der U.S. EPA werden im Normalfall die C-Studien verwendet. Fehlt für eine bestimmte Bewertung eine C-Studie, können nach sorgfältiger Prüfung auch S-Studien bei der Risikobewertung verwendet werden (US EPA 2004)⁶. Im vorliegenden Dossier wurden die Klassifizierung „core“ (C) und „supporting“ (S) übernommen (Tabelle 3). C-Studien werden wie Klimisch 1 Studien verwendet. S-Studien sollen nicht als kritisch Studie bei der AF-Methode verwendet werden, können aber unter Umständen verwendet werden, wenn Datenlücken bestehen, zur Plausibilisierung anderer Testergebnisse, und zur Anpassung der AF.

Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen der unbekanntenen Formulierungshilfsstoffe als nicht relevant angesehenen und daher nicht für die Risikobewertung berücksichtigt. In Tabelle 3 wurden aber einige Effektdaten aus Tests mit Formulierungen zu Vergleichszwecken aufgeführt, welche aus dem DAR (2005), dem RAR (2016) oder der OPP-Datenbank

² Maximum Permissible Concentration

³ Maximum Acceptable Concentration for ecosystems

⁴Nach Moermond *et al.* (2016) wird Validität unterteilt in Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C), wobei die zu vergebenen Klassen (1-4) mit den Klimisch Klassen übereinstimmen. Im vorliegenden Dossier wurde eine Evaluierung der Verlässlichkeit nicht vorgenommen, wenn eine Studie als nicht relevant (C3) bewertet wurde. Die nach Klimisch bewerteten Studien sind nicht mit einem Buchstaben gekennzeichnet.

⁵ „The toxicity data inputted into the database is compiled from actual studies reviewed by EPA in conjunction with pesticide registration or reregistration and studies performed by USEPA, USDA and USFWS laboratories which have been reviewed by Agency biologists and judged acceptable for use in the ecological risk assessment process.“ <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/index.cfm>

⁶ [Seite 33]: [...] In some instances, a core study may not be available for a particular data requirement listed in 40 CFR 158. In this case, the risk assessment team may consider other sources of information to address the data gap (e.g., submitted studies considered to be supplemental and data from other sources not submitted as part of fulfillment of 40 CFR 158). If supplemental or non-guideline study data are available to address the type of information described by the associated guideline, then it may be used in the risk assessment after its use is carefully considered. Professional judgment is used by the risk assessment team to determine the utility of the available supplemental data for the proposed risk assessment [...].



(2018) ungeprüft übernommen wurden. Gemäss TGD for EQS (EC 2011) und OECD 201 (2011) werden bei den Biotests mit Algen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zu Wachstum, Biomassezuwachs und Zelldichte (für Algen) bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet. Bei den Biotests mit *Lemna* sp. wurden nach dem TGD for EQS (EC 2011) Biomasse und Wachstumsrate bevorzugt. Nach OECD 221 (2006) und REACH guidance R. 7b (ECHA 2017, S. 28-29) wurde jedoch den Endpunkt Wachstumsrate priorisiert und aus diesem Grund auch hier bevorzugt. In der OPP Datenbank wird für Algen Biotests oft der Endpunkt „*Population- Abundance*“ (hier als „Populationsabundanz“ übersetzt) verwendet, mit dem mehrere Messungen assoziiert sein könnten, z.B. Biomasse, Yield, Wachstumsrate. Dieser Endpunkt soll nicht bevorzugt werden, wenn Daten zu diesen Endpunkten (Wachstumsrate, Wachstum, Yield, Biomasse, Zelldichte) für die gleiche Algenart vorliegen, kann aber verwendet werden, wenn kritische Daten fehlen.



4. Ökotoxikologische Parameter

Die Effektdaten in dem vorliegenden Dossier werden in zwei Tabellen aufgeführt. In Tabelle 3 werden die Effektdaten für Dimethenamid-P und in Tabelle 4 die Effektdaten für das racemische Gemisch von Dimethenamid dargestellt.

Tab. 3: Effektdatensammlung für **Dimethenamid-P**. Eine Bewertung der Validität wurde nach den CRED-Kriterien (Moermond *et al.* (2016)) durchgeführt. Studienbewertungen aus dem RAR (EC 2016) und der OPP Database⁷ wurden gemäss TGD for EQS als „face value“ übernommen. Der derzeitige anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Originalstudie verwendete Name steht in Klammern dahinter. Studien mit Formulierungen sind in einem separaten Abschnitt der Tabelle enthalten. Grau= „Supporting data“ (Validität S), „nicht belastbar“ (Validität 3 oder 4); fettgedruckte Studie in Schwarz = relevanteste Studie für die Art; unterstrichene Werte = kritische Toxizitätswerte. Exp = Expositionsregime; kA = keine Angaben; N = Notiz; V = Validität

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 1340	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.88ff
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72h	ErC50	= 194	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.88ff
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	120h	EC50	= 250	kA	kA	kA	F,O	2	WAT-Nr. 1999-490 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum und Zelldichte	120h	EC50	= 380	kA	kA	kA	F,O	2	WAT-Nr. 1999-490 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393
Algen	<i>Ankistrodesmus bibrainus</i>	Yield	72h	EyC50	= 9.7	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.62ff
Algen	<i>Ankistrodesmus bibrainus</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 37	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.62ff
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Yield	72h	EyC50	= 85.4	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.68f
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 224.5	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.68f
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Yield	72h	EyC50	= 18.3	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.64f
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 50.9	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.64f
Algen	<i>Dictyococcus varians</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 100	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.73f
Algen	<i>Dictyococcus varians</i>	Yield	72h	EyC50	= 14.1	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.73f

⁷In der OPP Datenbank (2018) werden die Effektwerte unterschieden in „supplemental information“ (S) und „core information“ (C). Die C-Werte wurden als valid übernommen, die S-Werte hingegen wurden zur EQS-Herleitung nicht verwendet. Genauere Informationen sind im Kapitel *Vorgehen* zu finden.



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	Wachstumsrate und Yield	6h	EC50	> 2400	nom-m	S	95.9	D	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.66ff
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	Wachstumsrate und Yield	24h	EC50	> 1200	nom-m	S	95.9	D	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.66ff
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	Yield	72h	EyC50	= 6.6	nom-m ⁸	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.74ff
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= <u>25</u>	nom-m ⁸	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.74ff
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse	120h	EbC50	= 352	mm	S	91.1	K	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.84f
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Zelldichte	120h	ErC50	> 1200	mm	S	91.1	E	3	Hoberg 1992 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.86ff
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Zelldichte	120h	EC50	= 340	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-491 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse	120h	EC50	= 300	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-491 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	120h	ErC50	= 1717	mm	S	91.1	K	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.84f
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	120h	EC50	= 1790	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-491 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	120h	EC50	= <u>1753</u>						Geom. Mittelwert
Algen	<i>Neochloris aquatica</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 1000	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.65f
Algen	<i>Neochloris aquatica</i>	Yield	72h	EyC50	= 368	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.65f
Algen	<i>Pandorina morum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 923.8	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.69ff
Algen	<i>Pandorina morum</i>	Yield	72h	EyC50	= 97.8	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.69ff
Algen	<i>Planktosphaeria botryoides</i>	Yield	72h	EyC50	= 111	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.71f
Algen	<i>Planktosphaeria botryoides</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 912	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.71f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	24h	EC50	> 1200	mm	S	95.9	D	3	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Yield	24h	EC50	= 388	mm	S	95.9	D	3	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	mehrere Endpunkte (Wachstum und Yield)	6h	EC50	> 1200	mm	S	95.9	D	3	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Yield	72h	EyC50	= 13.8	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.52f

⁸ Die mittlere gemessene Anfangs- und Endkonzentration wurden zwischen 104-110% bzw. 55-67% der nominalen Konzentration beschrieben. Die mittlere gesamte Wiederfindung war >80%



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse	72h	EbC50	= 13.8	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.52f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	120h	EC50	= 40	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-489 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Zelldichte	120h	EC50	= 17	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-489 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse	120h	EC50	= 10	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-489 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Biomasse	72h	EbC50	= 19.1	nom	S	91.1	F,C	1	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Yield	72h	EyC50	= 18.5	nom	S	91.1	F,C	1	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 30.3	nom	S	91.1	F,C	1	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 66.3	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.52f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 44.8						Geom. Mittelwert
Algen	<i>Schroederia setigera</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 40.5	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.76f
Algen	<i>Schroederia setigera</i>	Yield	72h	EyC50	= 126.7	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.76f
Algen	<i>Staurastrum punctulatum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 1000	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.77ff
Algen	<i>Staurastrum punctulatum</i>	Yield	72h	EyC50	= 122.3	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.77ff
Wasserpflanze	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Wachstumsrate (Gesamtlänge, Nassgewicht und Trockengewicht)	7d ^{9,10}	ErC50	> 3000	nom	S	95.9	WS2	C3	Janson 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.105ff
Wasserpflanze	<i>Glyceria maxima</i>	Wachstumsrate (Gesamtlänge)	14d	ErC50	= 184	nom-m	S	95.9	WS3	3	Janson 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.107ff
Wasserpflanze	<i>Glyceria maxima</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	14d	ErC50	> 1000	nom-m	S	95.9	WS3	3	Janson 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.107ff
Wasserpflanze	<i>Glyceria maxima</i>	Wachstumsrate (Nassgewicht)	14d	ErC50	= 402	nom-m	S	95.9	WS3	3	Janson 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.107ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Yield (Trockengewicht)	6d	EyC50	= 11.74	m-gm	R	91.1	M	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka2004) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.95ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl)	7d	ErC50	= 56.8	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Yield (Fronanzahl)	7d	EyC50	= 16.8	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff

⁹ 24 Stunden Exposition mit Dimethenamid-P + 7 Tage Erholungsphase

¹⁰ 48 Stunden Exposition mit Dimethenamid-P+ 7 Tage Erholungsphase



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Yield (Trockengewicht)	7d	EyC50	= 19	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl)	7d	ErC50	= 76.3	m-gm	S	95.9	WS1	3	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d	ErC50	> 124.2	m-gm	S	95.9	WS1	3	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl)	7d ¹¹	ErC50	> 500	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d ¹²	ErC50	> 500	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d ¹²	ErC50	= 458	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d ¹³	ErC50	= 458	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl und Trockengewicht)	7d ¹²	ErC50	> 250	nom	S	95.9	I	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl und Trockengewicht)	7d	ErC50	> 500	nom	S	95.9	I	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Fronanzahl)	14d	EC50	= 16	kA	R	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-492 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse	14d	EC50	= 8.9	kA	R	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-492 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	kA	14d	EC50	= 13.9	kA	R	91.1	F	C	SBI ¹⁴ 1997 zitiert in OPP 2018 Ref. 13387
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	kA	14d	EC50	= 7.3	kA	R	91.1	F	C	SBI ¹⁴ 1997 zitiert in OPP 2018 Ref. 13387
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	6d	ErC50	= 24.29	m-gm	R	91.1	M	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka2004) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.95ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d	ErC50	= 43.4	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff

¹¹ Mehrere Studien mit verschiedenen Expositionsdauern (12, 24 und 36 Stunde) + 7 Tage Erholungsphase

¹² Mehrere Studien mit verschiedenen Expositionsdauern (12 und 24) + 7 Tage Erholungsphase

¹³ 36 Stunden Exposition mit Dimethenamid-P+ 7 Tage Erholungsphase

¹⁴ SBI: Springborn Laboratories Inc., Warham, Massachusetts



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d	ErC50	= 32.47						Geom. Mittelwert
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 12000	mm	T	91.1	F	1	Graves & Swigert 1996 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.32f
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 4870	nom	R	91	B	4	Salinas 2010 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.40ff
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 10000	mm	T	91.1	F	1	Unbekannt 1996 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.12ff
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 9000	nom	R	91.6	B	4	Unbekannt 2010 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.19f
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 6300	mm	T	91.1	F	1	Unbekannt 1996 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.11f
akute Effektdaten - marin											
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 309	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.93ff
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	72h	EbC50	= 109	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.93ff
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Populationsabundanz	120h	EC50	= 125	kA	S	91.1	F	C	SBI ¹⁴ 1997 zitiert in OPP 2018 Ref. 13385
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96h	LC50	= 3200	kA	S	91.1	F	S	WLI ¹⁵ 1996 zitiert in OPP 2018 Ref. 9388
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 12000	mm	T	91.1	F	1	Unbekannt 1996 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.17f
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 73	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.88ff
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72h	EbC10	= 19	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.88ff
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	120h	NOEC	= 28	kA	kA	kA	F,O	2	WAT-Nr. 1999-490 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393
Algen	<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	Yield	72h	EyC10	= 2.3	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.62ff
Algen	<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 3.7	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.62ff
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Yield	72h	EyC10	= 27.3	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.68f
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 62	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.68f
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Yield	72h	EyC10	= 2.4	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.64f
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 9.27	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.64f
Algen	<i>Dictyococcus varians</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 4.9	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.73f

¹⁵ WLI: Wildlife International Inc., MD



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Dictyococcus varians</i>	Yield	72h	EyC10	= 1	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.73f
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	Yield	72h	EyC10	= 3	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.74ff
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 2.6	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.74ff
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse	120h	EbC10	= 88	mm	S	91.1	K	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.84f
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Zelldichte	120h	NOEC	≥ 1200	mm	S	91.1	E	3	Hoberg 1992 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.86ff
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Zelldichte	120h	NOEC	= 56	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-491 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	120h	ErC10	= 246	mm	S	91.1	K	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.84f
Algen	<i>Neochloris aquatica</i>	Yield	72h	EyC10	= 9.1	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.65f
Algen	<i>Neochloris aquatica</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 87.1	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.65f
Algen	<i>Pandorina morum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 32.9	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.69ff
Algen	<i>Pandorina morum</i>	Yield	72h	EyC10	= 12	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.69ff
Algen	<i>Planktosphaeria botryoides</i>	Yield	72h	EyC10	= 20.3	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.71f
Algen	<i>Planktosphaeria botryoides</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 51.7	nom-m	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.71f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	mehrere Endpunkte (Biomasse und Yield)	72h	EC10	= 9.3	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.52f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Zelldichte	120h	NOEC	= 3	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-489 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Biomasse	72h	EbC10	= 7.6	nom	S	91.1	F,C	1	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Yield	72h	ErC10	= 9.3	nom	S	91.1	F,C	1	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 15.6	nom	S	91.1	F,C	1	Hoberg 1997 neu bewertet von Kubitzka 2004 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.48ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 9.4	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.52f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 12.1						Geom. Mittelwert
Algen	<i>Schroederia setigera</i>	Yield	72h	EyC10	= 5.1	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.76f
Algen	<i>Schroederia setigera</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 28.7	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.76f



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Staurastrum punctulatum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 22.7	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.77ff
Algen	<i>Staurastrum punctulatum</i>	Wachstumsrate	72h	EyC10	= 5.5	nom-m	S	95.9	E	3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.77ff
Wasserpflanze	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Wachstumsrate (Gesamtlänge)	7d ¹⁰	NOErC	= 1000	nom	S	95.9	WS2	C3	Janson 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.105ff
Wasserpflanze	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Wachstumsrate (Gesamtlänge)	7d ⁹	NOErC	= 300	nom	S	95.9	WS2	C3	Janson 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.105ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Yield (Trockengewicht)	6d	EyC10	= 4.03	m-gm	R	91.1	M	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka2004) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.95ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl)	7d	ErC10	= 5	m-gm	S	95.9	G	3	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Yield (Fronanzahl)	7d	EyC10	= 3.6	m-gm	S	95.9	G	3	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Yield (Trockengewicht)	7d	EyC10	= 5.8	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl)	7d	ErC10	= 11.5	m-gm	S	95.9	WS1	3	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d	ErC10	= 16.6	m-gm	S	95.9	WS1	3	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl)	7d ¹⁶	NOECr	≥ 500	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl)	7d ¹⁷	NOECr	= 100	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d ¹⁶	NOECr	≥ 500	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d ⁹	NOECr	= 100	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d ¹³	NOECr	< 100	nom	S	95.9	H	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronanzahl und Trockengewicht)	7d	NOECr	≥ 250	nom	S	95.9	I	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff

¹⁶ 12 Stunden Exposition mit Dimethenamid-P+ 7 Tage Erholungsphase

¹⁷ Mehrere Studien mit verschiedenen Expositionsdauern (24 und 36) + 7 Tage Erholungsphase



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronddanzahl und Trockengewicht)	7d	NOECr	< 500	nom	S	95.9	I	C3	Hoffmann und Grund 2012 (Überarbeitung von Hoffmann 2012) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.109ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse	14d	NOEC	= 1	kA	R	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-492 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	6d	ErC10	= 4.3	m-gm	R	91.1	M	1	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka2004) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.95ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d	ErC10	= 9.3	m-gm	S	95.9	F	1	Backfisch & Kubitzka 2012 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.99ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d	ErC10	= 6.3						Geom. Mittelwert
subchronische und chronische Effektdaten - marin											
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC10	= 60	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.93ff
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	72h	EbC10	= 30	mm	S	91.1	C,E	3	Hoberg 1997 (Überarbeitung von Kubitzka 2005) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.93ff
Formulierung											
akute Effektdaten											
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 132.7	nom	S	64 (BAS 656 07 H)	A	C3	Reuschenbach 1999 zitiert in RAR 2016 (BAS 656 12 H) Vol.3 B9 S.26f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 97000	nom	S	98.3	A	C3	Salinas 2011 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.57f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 19200	nom	S	90.6	A	C3	Salinas 2011 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.59f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 22600	nom	S	91.6	A	C3	Salinas 2011 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.61f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum	72h	ErC50	= 166.1	nom	S	kA	A	C3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 (BAS 830 01 H) Vol.3 B9 S.16f
Wasserpflanze	<i>Acorus calamus</i>	Yield (Nassgewicht, Blattlänge und Wurzelbildung)	13d	EyC50	> 1314	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitzka und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitzka 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Yield (Länge)	9d	EyC50	> 13.3	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitzka und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Crassula recurva</i>	Yield (Länge)	12d	EyC50	= 86.5	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitzka und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Wasserpflanze	<i>Elodea densa</i>	Yield (Länge)	12d	EyC50	= 208	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Iris pseudacorus</i>	Yield (Nassgewicht)	13d	EyC50	= 154	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	7d	ErC50	= 54	nom	S	64 (BAS 656 07 H)	A	C3	Dohmen 1999 zitiert in RAR 2016 (BAS 656 12 H) Vol.3 B9 S.28f
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondanzahl)	7d	ErC50	= 573	nom	S	kA	A	C3	Turek 2013 zitiert in RAR 2016 (BAS 830 01 H) Vol.3 B9 S.17f
Wasserpflanze	<i>Ludwigia palustris</i>	Yield (Sprosslänge)	13d	EyC50	= 33	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Mentha aquatica</i>	Yield (Sprosslänge)	13d	EyC50	= 206	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield (Länge)	9d	EyC50	= 88	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Potamogeton crispus</i>	Yield (Länge)	9d	EyC50	= 174	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Sparganium erectum</i>	Yield (Nassgewicht)	13d	EyC50	= 373	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Vallisneria spiralis</i>	Yield (Länge und Nassgewicht)	12d	EyC50	> 261	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Veronica beccabunga</i>	Yield (Sprosslänge)	13d	EyC50	= 104	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 17100	nom	S	64 (BAS 656 07 H)	A	C3	Jatzek 1999 zitiert in RAR 2016 (BAS 656 12 H) Vol.3 B9 S.25f
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 58700	nom	S	kA	A	C3	Zawadsky 2013 zitiert in RAR 2016 (BAS 830 01 H) Vol.3 B9 S.14f
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 7940	nom	S	64 (BAS 656 07 H)	A	C3	Unbekannt 1999 zitiert in RAR 2016 (BAS 656 12 H) Vol.3 B9 S.24f
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 19800	nom	S	kA	A	C3	Unbekannt 2013 zitiert in RAR 2016 (BAS 830 01 H) Vol.3 B9 S.13f

subchronische und chronische Effektdaten



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Wachstumsrate	72h	NOEC	= 0.98	nom	S	64 (BAS 656 07 H)	A	C3	Reuschenbach 1999 zitiert in RAR 2016 (BAS 656 12 H) Vol.3 B9 S.26f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	NOErC	= 22000	nom	S	98.3	A	C3	Salinas 2011 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.57f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	NOErC	= 3200	nom	S	90.6	A	C3	Salinas 2011 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.59f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	NOErC	= 1000	nom	S	91.6	A	C3	Salinas 2011 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.61f
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum	72h	ErC10	= 42.9	nom	S	kA	A	C3	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 (BAS 830 01 H) Vol.3 B9 S.16f
Wasserpflanze	<i>Acorus calamus</i>	Yield (Nassgewicht, Blattlänge und Wurzelbildung)	13d	NOEC	≥ 1314	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Yield (Länge)	9d	NOEC	< 3.81	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Crassula recurva</i>	Yield (Länge)	12d	NOEC	= 39	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Elodea densa</i>	Yield (Länge und Nassgewicht)	12d	NOEC	= 31.6	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Iris pseudacorus</i>	Yield (Nassgewicht)	13d	NOEC	= 18	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	7d	NOEC	= 3	nom	S	64 (BAS 656 07 H)	A	C3	Dohmen 1999 zitiert in RAR 2016 (BAS 656 12 H) Vol.3 B9 S.28f
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	7d	ErC10	= 3.2	nom	S	kA	A	C3	Turek 2013 zitiert in RAR 2016 (BAS 830 01 H) Vol.3 B9 S.17f
Wasserpflanze	<i>Ludwigia palustris</i>	Yield (Sprosslänge und Nassgewicht)	13d	NOEC	= 7	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Mentha aquatica</i>	Yield (Sprosslänge)	13d	NOEC	= 90	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield (Länge)	9d	NOEC	= 8.7	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Potamogeton crispus</i>	Yield (Länge)	9d	NOEC	= 29.5	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Sparganium erectum</i>	Yield (Nassgewicht und Wurzelbildung)	13d	NOEC	= 41	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
											2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff
Wasserpflanze	<i>Vallisneria spiralis</i>	Yield (Länge und Nassgewicht)	12d	NOEC	≥ 261	m-gm	S	kA	A	C3	Kubitza und Dohmen 2003 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.122ff
Wasserpflanze	<i>Veronica beccabunga</i>	Yield (Sprossenlänge)	13d	NOEC	= 9	m-gm	S	kA	A,J	3	Kubitza und Dohmen 2003 (Überarbeitung von Kubitza 2013) zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.114ff



Tab. 4: Effektdatensammlung für **das racemische Gemisch von Dimethenamid**. Eine Bewertung der Validität wurde nach den CRED-Kriterien (Moermond *et al.* (2016)) durchgeführt. Studienbewertungen aus dem RAR (EC 2016) und der OPP Database¹⁸ wurden gemäss TGD for EQS als „face value“ übernommen. Der derzeit anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Originalstudie verwendete Name steht in Klammern dahinter. Grau= „Supporting data“ (Validität S), „nicht belastbar“ (Validität 3 oder 4); fettgedruckte Studie in Schwarz = relevanteste Studie für die Art; unterstrichene Werte = kritische Toxizitätswerte. Exp = Expositionsregime; kA = keine Angaben; N = Notiz; V = Validität

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72h	EbC50	= 350	mm	S	96.9	C,E	3	Hoberg 1992 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.90ff
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	120h	ErC50	= 1200	mm	S	96.9	E	3	Hoberg 1992 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.90ff
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Zelldichte	72h	EC50	= 450	kA	kA	kA	F	3	WAT-Nr. 98-00340 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Populationsabundanz	120h	EC50	= 360	kA	S	96.8	F,O	C	SBI ¹⁴ 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9375
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Biomasse	96h	EC50	= 62	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 95-00676 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Biomasse	120h	EbC50	= 18	mm	S	79.3	F,O	1	Thomson & Peters 1991 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.51ff
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	120h	ErC50	= 96	mm	S	79.3	F,O	1	Thomson & Peters 1991 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.51ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14d	EC50	= <u>28</u>	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-385 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= <u>16000</u>	mm	T	91.4	F	1	Frazier 1988 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.34f
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 6800	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 95-00675 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität und Schluferfolg	5d	AC ¹⁹	= 30490	nom	R	>90	kA	R3C4	Padilla et al. 2012
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 6400	mm	S	91.4	F	1	Unbekannt 1988 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.14f
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (<i>Salmo gairdneri</i>)	Mortalität	96h	LC50	= <u>2600</u>	mm	S	91.4	F	1	Unbekannt 1988 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.15ff
akute Effektdaten - marin											
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Populationsabundanz	120h	EC50	= 10	kA	S	96.8	F	S	SBI ¹⁴ 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9373

¹⁸In der OPP Datenbank (2018) werden die Effektwerte unterschieden in „supplemental information“ (S) und „core information“ (C). Die C-Werte wurden als valid übernommen, die S-Werte hingegen wurden zur EQS-Herleitung nicht verwendet. Genauere Informationen sind im Kapitel *Vorgehen* zu finden.

¹⁹ AC50 = halb-maximale Aktivitätskonzentration. In diesem Endpunkt sind Larven Mortalität und Schluferfolg zusammengefasst worden, welcher nicht direkt mit einem EC50-Wert verglichen werden kann.



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	Immobilisierung	96h	EC50	= 5000	kA	T	97	F	C	TES ²⁰ 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9383
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96h	LC50	= 5400	kA	S	97	F	S	TES ²⁰ 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9388
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 7200	mm	S	97	F	C	TES ²⁰ 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9384
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch											
Bakterien	<i>Pseudomonas putida</i>	Zellmultiplikation	16h	NOEC	= 400000	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-499 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	120h	NOEC	= 28	mm	S	96.9	E	3	Hoberg 1992 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.90ff
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Zelldichte	72h	NOEC	= 220	kA	kA	kA	F	3	WAT-Nr. 98-00340 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Zelldichte	72h	NOEC	= 360	kA	kA	kA	F	3	WAT-Nr. 98-00340 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Populationsabundanz	120h	NOEC	= 96	kA	S	96.8	F,O	C	SBI ¹⁴ 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9375
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Biomasse	96h	NOEC	= 7	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 95-00676 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	mehrere Endpunkte (Wachstum und Biomasse)	120h	NOEC	= 4	mm	S	79.3	F,O	1	Thomson & Peters 1991 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.51ff
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14d	NOEC	= 2	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 1999-385 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	= 1360	mm	T	97	F	1	Holmes & Swigert 1992 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.44f
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	= 1270	mm	R	92.7	F	1	Jenkins 1991 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.46ff
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	= 1250	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 96-00153 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21d	NOEC	= 1250	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 96-00153 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	= 1300	kA	R	kA	F	2	WAT-Nr. 96-00154 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	NOEC	= 680	mm	R	92.7	F	1	Jenkins 1991 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.46ff
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	NOEC	= 2500 ²¹	kA	kA	kA	F	3	WAT-Nr. 96-00153 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.394 zitiert in RIVM 2008

²⁰ TES: Toxicon Environmental Sciences, Florida

²¹ In einer Studie war der Variationskoeffizient hoch und in der anderen war die Anzahl der Nachkommen pro Weibchen zu niedrig.



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mehrere Endpunkte (Mortalität und Toxizitätssymptome)	21d	NOEC	= 580	mm	T	kA	N	1	Unbekannt 1988 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.24ff
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität und Wachstum	21d	NOEC	= 2500	kA	kA	kA	F	2	WAT-Nr. 95-00668 zitiert in DAR 2005 Vol.3 B9 S.393 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fishlänge	90d	NOEC	= <u>120</u>	mm	T	97	F	1	Unbekannt 1988 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.26ff
subchronische und chronische Effektdaten - marin											
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Populationsabundanz	120h	NOEC	< 4	kA	S	96.8	F	S	SBI ¹⁴ 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9373



Legende

Angaben zur chemischen Analytik

- m-gm: Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration (geometrischer Mittelwert).
 mm: Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration.
 nom: Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik).
 nom-m: Basierend auf der nominalen Konzentration aber Wiederfindung wurde gemessen. Wiederfindung lag zwischen 80-120 %, daher können die nominalen Effektwerte verwendet werden. Wenn die gemessene Konzentration <80% der nominalen Konzentration beträgt, wird der Effektwerte invalidiert, oder, wenn möglich, neu berechnet (e.g. «Time-Weighted Average»).

Angaben zum Expositionsregime

- S: statische Exposition
 R: semi-statische Exposition
 T: Durchfluss (flow-through) Exposition

Notizen

- A: Test mit Formulierung; Daten werden nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet.
 B: Es ist unklar, ob die Studie mit Formulierung oder Wirkstoff durchgeführt wurde.
 C: Die ursprüngliche Studie dauerte 120 Stunden. Nach RAR (2016) wurden EC10 und EC50 nach 72 und 96 Stunden neu ausbewertet. Die Effektdaten werden nur zur relevantesten Testdauer (72 Stunden nach OECD 201) für die EQS Herleitung verwendet.
 D: Die Exposition mit Dimethenamid-P dauerte entweder 6 oder 24 Stunden naher wurden die Algen bis 72 Stunden in neuem Medium inkubiert. Studien mit einer Erholungsphase werden hier nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund wurde die Studie als 'invalide' bewertet.
 E: Aufgrund einer starken Abweichung von dem exponentiellen Wachstum, wurde die Studie von RMS invalidiert.
 F: Die Validität wurde als face-value übernommen. Studien die schon von RIVM (2008) überprüft wurden, wurde die Validität von RIVM übernommen.
 G: Die 95% Konfidenzintervalle wurde von 0.0 bis 0.0138 beschrieben. EC10-Werte, welche Konfidenzintervalle 0 enthalten, wurden als 'invalide' bewertet.
 H: Die Exposition mit Dimethenamid-P dauerte 12, 24 oder 36 Stunden naher wurden die Wasserpflanzen 7 Tage in neuem Medium inkubiert. Studien mit einer Erholungsphase werden hier nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund wurde die Studie als 'invalide' bewertet
 I: Spitzexposition von Dimethenamid-P. Nicht kontinuierliche Expositionen werden für EQS-Herleitung nicht berücksichtigt (C3)
 J: Studie mit auftauchenden Wasserpflanzen, d.h. nicht vollständig in Wasser getaucht. Dimethenamid-P wurde direkt an den Pflanzen gespritzt und nicht im Wasser appliziert. Aus diesen Gründe wurde die Studie invalidiert.
 K: Die Exposition von der ursprünglichen Studie dauerte 120 Stunden. Nach RAR (2016) wurden EC10 und EC50 nach 72 und 96 Stunden neu ausbewertet. Wegen des langsamen Wachstums der Kieselalgen in vergleich z.B. zu Grünalgen, werden hier die ursprüngliche Werte auf 120 Stunden genommen.
 L: Die Daten wurden in der "Pesticide Ecotoxicity Database" in ECOTOX Knowledgebase (US EPA). Es handelt sich dabei generell um Studien, welche in Zulassungsverfahren verwendet wurden. Studien aus diesem Datensatz wurden in die OPP 2018 überführt. Allerdings wird die OPP-Datenbank laufend revidiert und Studien re-evaluiert. Aus diesem Grund finden sich nicht alle Studien mit der Ref. 344 in der OPP-Datenbank. Für solche Studie, die nur noch in der ECOTOX Knowledgebase unter der Ref. 344 enthalten sind, aber nicht in der OPP-Datenbank, liegt keine (aktuelle) Validitätsbewertung vor und sie wurden daher als 'nicht bewertbar' (Klimisch 4) eingetragen.
 M: Die Exposition von der ursprünglichen Studie dauerte 14 Tage. Kubitza (2004) wurde die Endpunkte überarbeitet und EC50s und EC10s nach 3, 6, 12 und 14 Tagen auf der nominalen Konzentration angegeben. Wegen einer Abnahme der Konzentration von Dimethenamid im Wasser nach 3 Tagen wurde RMS die Endpunkte auf der mittleren gemessenen Konzentration (geometrische Mittelwert) nachberechnet. Nach TGD for EQS wurden nur die Studie mit *Lemna* nach 7 Tagen als relevant für die EQS Herleitung berichtet. In dieser Studie waren die Effektwerte jedoch mit dem Endpunkt Wachstumsrate nach 6 und 9 Tage vergleichbar. Aus diesem Grund werden hier die Endpunkte nach 6 Tage mit der gleichen Relevanz als nach 7 Tagen bewertet.
 N: Die Reinheit von Dimethenamid (razemat) wurde im Dossier nicht beschrieben. Alle Studie im RAR 2016, die mit Dimethenamid razemat ausgeführt wurden, berichteten jedoch einer Reinheit zwischen 79.3 und 96.9 %. Es gibt daher keine Beweise dafür, dass die Reinheit ausserhalb diesen Werte zu finden ist. Aus diesem Grund wird die Studie als 'face value' genommen und als 'valide' bewertet.
 O: Nach OECD 201 sollten Algen-Studien mit einer Expositionsdauer von 72 bis maximal 96 Stunden bevorzugt werden. Mangels valider Algen-Studien nach 72 oder 96 Stunden, werden Studien mit einer Expositionsdauer von 120 Stunden für die EQS-Herleitung verwendet.
 WS1: Wasser-Sediment Testsystem mit *Lemna gibba*, die nicht nach OECD 221 durchgeführt wurde. *Lemna* sp. hat keine Interaktion mit dem Sediment während der gesamten Wachstumszyklus. Aus diesem Grund wird die Studie als 'invalide' bewertet.
 WS2: Wasser-Sediment Testsystem mit *Ceratophyllum demersum*. Zwei Expositionsdauern von 24 und 48 Stunden mit einer Erholungsphase von 7 Tagen wurden im RAR 2016 berichtet. Die Studie ohne kontinuierliche Exposition werden für die EQS-Herleitung nicht berücksichtigt (C3).



WS3: Wasser-Sediment Testsystem mit *Glyceria maxima*, in dem Dimethenamid-P im Wasser appliziert wurde. Das Exposition-Szenario von *Glyceria maxima* ist nicht relevant für die EQS-Herleitung, da die Wasserpflanze nur die Wurze im Wasser hat. Aus diesem Grund wurde die Studie als 'nicht relevant' beschrieben.



5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

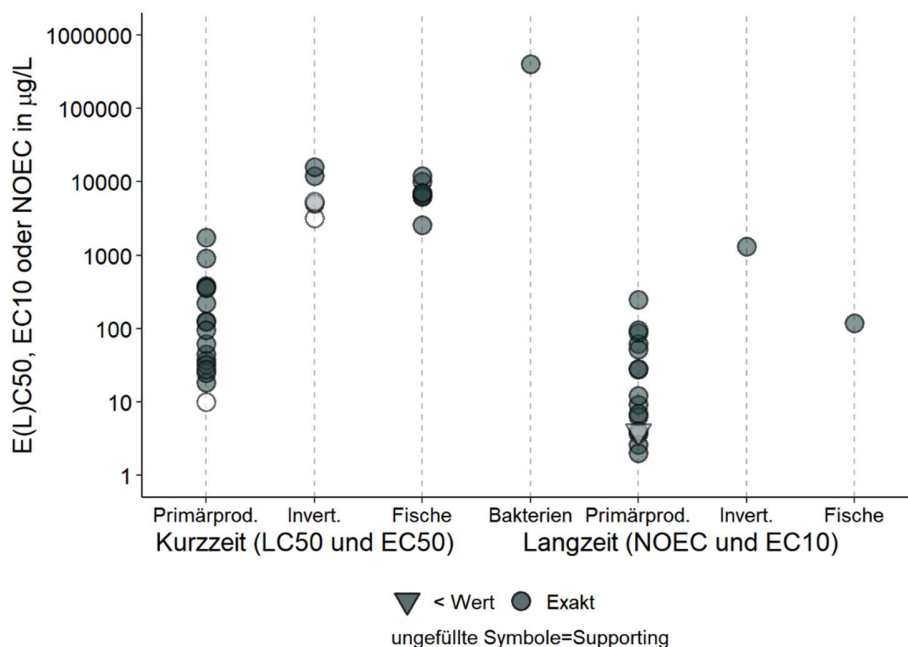


Abb. 2: Grafische Darstellung aller validen und «Supporting» Kurzzeit- und Langzeit-Effektdata für limnische und marine Bakterien, Primärproduzenten, Invertebraten und Fische aus Tabelle 3 und 4 für Dimethenamid-P und das razemische Gemisch. Mangels exakter Effektdata für einige Spezies werden auch «kleiner als» Werte von zuverlässigen Studien gezeigt. Die Standardabweichung der logarithmierten exakten E(L)C50-Werte beträgt 1.05.

Aus der Abbildung 2 ist zu entnehmen, dass die empfindlichsten Organismen aus Kurzzeit- und Langzeittests aus der Gruppe der Primärproduzenten stammen (Standardabweichung der log EC50 > 0.5). Dennoch scheinen einige Primärproduzenten (limnische Kieselalgen) vergleichsweise unempfindlich. Der Abstand der Effektkonzentrationen im akuten und chronischen Datensatz beträgt mehrere Größenordnungen. Eine ähnliche Beobachtung wurde bereits für das Chloracetamid Metazachlor gemacht (Siehe EQS Dossier für Metazachlor). Es ist daher davon auszugehen, dass der Wirkmechanismus für die relativen Empfindlichkeitsunterschiede zwischen Kieselalgen und Grünalgen oder höheren Pflanzen verantwortlich ist.

Die in Tabelle 3 gesammelten Daten aus Test mit Formulierungen wurden in Abb. 2 nicht dargestellt. Die Ergebnisse aus diesen Tests stehen im Einklang mit den Ergebnissen für die Aktivsubstanz und werden im Folgenden nicht weiter behandelt.



5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Für marine Primärproduzenten liegt nur ein exaktes Testergebnis für *Skeletonema costatum* vor. Daher ist eine statistische Analyse der Unterschiede in der Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen nicht möglich. Für die EQS-Herleitung gemäss TGD for EQS (EC 2011) wird daher nicht zwischen marinen und limnischen Organismen unterschieden.

6. Herleitung der EQS

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



7. Chronische Toxizität

7.1. AA-EQS Herleitung für Dimethenamid-P mit AF-Methode

Tab.5: Übersicht der kritischen chronischen Toxizitätswerte von Dimethenamid-P und vom razemischen Gemisch auf Wasserorganismen. P = Dimethenamid-P, raz = razemisches Gemisch.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	ErC10	2.6 (P)	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B9 S. 74 ff.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	680 (raz)	Jenkins 1991 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B9 S.46ff.
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	120 (raz)	Unbekannt 1988 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B9 S. 26 ff.
Weitere				
Bakterien	<i>Pseudomonas putida</i>	NOEC	400000 (raz)	WAT-Nr. 1999-499 zitiert in DAR 2005 Vol. B9 S.394

Es liegen exakte chronische Effektwerte für die Organismengruppen der Algen, Krebstiere und Fische vor (Tabelle 5). Damit liegt ein kompletter Datensatz vor und nach dem TGD for EQS kann ein Sicherheitsfaktor (AF) von 10 auf den niedrigsten NOEC angewendet werden, wodurch sich folgendes Langzeit-Qualitätskriterium ergibt:

$$\text{AA-EQS} = 2.6 \mu\text{g/L} / 10 = \mathbf{0.26 \mu\text{g/L}}$$

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus wäre eine SSD für Primärproduzenten (Grünalgen und Wasserpflanzen) von besonderer Relevanz für die Herleitung der EQS. Um eine EQS_{SSD} herleiten zu können, sollte nach dem TGD for EQS ein zwingendes Kriterium erfüllt werden: die Datensammlung sollte mindestens 10-15 Datenpunkte von mindestens 8 verschiedenen taxonomischen Gruppen vorliegen (EC 2011 S. 41). Es liegen aber nur für 3 Gruppen Daten vor. Es fehlen Daten für Insekten, Fische, Chordatiere, Krebstiere und Gliederfüße. Aus diesem Grund wird keine SSD für die chronischen Effektwerte von Dimethenamid-P erstellt.



7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegt lediglich eine Mikrokosmosstudie mit einer Formulierung vor (de la Broise & Stachowski-Haberkorn 2012). Wie bereits erwähnt werden Studien mit Formulierungen als nicht relevant erachtet, sollen aber zur Plausibilisierung der EQS verwendet werden.

In der Studie wurden marines Phytoplankton und Zooplankton untersucht. In dem Feldversuch wurden drei nominale Konzentrationen von 1, 10 und 100 µg a.s./L der Formulierung «Frontier» in insgesamt 20 marinen Mikrokosmen (2L-Glassflasche) ohne Sediment getestet. Die nominale Konzentration wurde analytisch nach 5 und 12 Tagen bestätigt. Im Verlauf des Experimentes verringerte sich die Wasserphasenkonzentration stetig und lag nach 12 Tagen zwischen 20 und 60% der nominalen Konzentration. Das Phytoplankton (Chlorophyll a Konzentration) war die empfindlichste Gruppe und in allen Konzentrationen der Formulierung wurde ein signifikanter Anstieg der Konzentration von Chlorophyll a beobachtet (NOEC < 1 µg a.s./L). In einer Mesokosmos-Studie mit dem Chloracetamid-Herbizid Metazachlor (Mohr *et al.* 2008) wurde beobachtet, dass Kieselalgen oder Cryptophyceae im Vergleich zu anderen Algengemeinschaften relativ insensitive sind und sogar von einer Metazachlorkontamination profitieren könnten (Hindelang 1993). Ein ähnlicher Fall könnte hier vorliegen, in dem sich die Populationsdynamik der Algengemeinschaften im Vergleich zu anderen insensitiveren Algenarten während des Feldversuchs geändert haben. Die Studie wird folglich nicht zur EQS-Herleitung verwendet, da wichtige Bewertungskriterien nicht erfüllt wurden.

7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. In diesem Fall ist lediglich die Bestimmung eines AA-EQS_{AF} möglich. Dieser steht nicht im Widerspruch zu den Ergebnissen aus Formulierungsstudien (siehe Tabelle 3). Demnach wird ein AA-EQS von 0.26 µg/L vorgeschlagen.



8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung für Dimethenamid-P mit AF-Methode

Tab. 6: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Dimethenamid-P und das racemische Gemisch auf Wasserorganismen. P = Dimethenamid-P, raz = racemisches Gemisch.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Algen	<i>Monoraphidium griffithii</i>	ErC50	25 (P)	Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B9 S. 74 ff.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	EC50	12000 (P)	Graves & Swigert 1996 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B9 S.32 f.
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	6300 (P)	Unbekannt 1996 zitiert in RAR 2016 Vol. 3 B9 S.11 f.
Weitere				
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	LC50	5000 (raz)	TES 1992 zitiert in OPP 2018 Ref. 9383

Dimethenamid-P wird gemäss dem global harmonisierten System zur Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien (UN, 2015) als sehr giftig für aquatische Lebewesen eingestuft (Tabelle 6).

Tab. 7: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten 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 EC50-Werte für die Organismengruppen der Cyanobakterien, Algen, höhere Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische und Weichtiere vor. Um ein akutes Qualitätskriterium (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf Datenbasis akuter Toxizitätsdaten verwendet werden. Allerdings müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 mit dem EC50 der sensitivsten Studie verwenden zu können. Der AF kann gemäss TGD for EQS (EC, 2011) auf 10 erniedrigt werden, wenn entweder die Standardabweichung der log EC50-Werte < 0.5 ist (hier 1.05), oder der Wirkmechanismus bekannt ist und ein repräsentativer Vertreter einer der empfindlichsten taxonomischen Gruppen im Effektdatensatz vertreten ist. Aufgrund des Wirkmechanismus ist zu erwarten, dass die Primärproduzenten (Grünalgen und höhere Pflanzen) die empfindlichste taxonomische Gruppe darstellen. Daher wird die Reduzierung des AF von 100 auf 10 als gerechtfertigt erachtet. Der niedrigste Effektwert ist für eine Studie mit der Grünalge



Desmodesmus subspicatus (Backfisch 2013 zitiert in RAR 2016 Vol.3 B9 S.64f.) auf den Endpunkt Yield. Ein exakter EC50 für den Endpunkt Wachstumsrate konnte leider nicht berechnet werden und wurde nur ein «grösser als» Wert (>50.9 µg/L) mit einem extrapolierten EC50 von 85.7 µg/L angegeben (siehe Tabelle 3). Nach der TGD für EQS wird der Endpunkt Wachstumsrate für die EQS Herleitung bevorzugt. Aus diesem Grund wurde die Studie für die Grünalge *Monoraphidium griffithii* mit dem Endpunkt Wachstumsrate für die MAC-EQS Herleitung verwendet. Es ergibt sich somit ein Kurzzeit-Qualitätskriterium von:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{AF}} = 25 \text{ µg/L} / 10 = 2.5 \text{ µg/L}$$

8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Wie im Kapitel 7.2 erläutert gibt es nicht genügend unterschiedlichen taxonomischen Gruppen um einen MAC-EQS_{SSD} zu herleiten.

8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegen keine Mikro- oder Mesokosmosstudien vor, von denen sich ein MAC-EQS ableiten liesse.

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Es ist lediglich die Bestimmung eines MAC-EQS_{AF} möglich und es wird ein MAC-EQS von 2.5 µg/L vorgeschlagen.

9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Nach dem TGD for EQS (EC 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotential einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF oder BCF Daten vor, kann stattdessen der log K_{OW} zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist. Ein BCF für Dimethenamid-P ist nicht verfügbar. Für das razemische Gemisch wurde jedoch eine akzeptierte Studie in RAR (2016, unbekannt 2000 vol. 3 B9 S. 29) aufgeführt, in der ein BCF von 58 L/kg für den ganzen Fisch angegeben wird. In der Studie wurde *Lepomis macrochirus* während 28 Tagen in einem Durchflusssystem mit radioaktiv markiertem ¹⁴C-Dimethenamid exponiert, mit einer anschliessenden 14-tägigen Ausscheidungs-Phase. Die Herleitung eines EQS für sekundäre



Intoxikation für Dimethenamid-P und das razemische Gemisch wurde nach RAR (2016) als nicht notwendig beschrieben. Aus diesem Grund ist eine Anreicherung von Dimethenamid-P über die Nahrungskette unwahrscheinlich und somit das Risiko einer sekundären Intoxikation von Lebewesen höherer trophischer Ebenen gering.

10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Dimethenamid-P und das razemische Gemisch umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und den Langzeittoxizitäten. In beiden Fällen stellt die Grünalge *M. griffithii* den empfindlichsten Organismus dar.

Die beiden mittels AF-Methode hergeleiteten **AA-EQS von 0.26 µg/L** und **MAC-EQS von 2.5 µg/L** sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Das Risiko einer sekundären Intoxikation wird als gering erachtet.

In den Niederlanden und Frankreich wurden gültige EQS für Dimethenamid-P festgelegt und in Belgien wurde nur ein chronisches Qualitätskriterium vorgestellt. Alle Qualitätskriterien liegen etwas tiefer als der von uns hergeleitete Werte (zwischen 0.13 und 0.2 für das chronische Qualitätskriterium und zwischen 1.3 und 1.6 für das akute). Im Gegensatz zu den Qualitätskriterien von diesem Dossier wurden alle andere vorgeschlagenen Qualitätskriterien vor dem RAR (2016) publiziert.



11. Literatur

Wissenschaftliche Literatur und Berichte

- Couderchet, M., Bocion, P.F. and Seckinger, K. (1997) Biological Activity of Two Stereoisomers of the N - Thienyl Chloroacetamide Herbicide Dimethenamid. 221.
- de la Broise, D. and Stachowski-Haberkorn, S. (2012) Evaluation of the partial renewal of in situ phytoplankton microcosms and application to the impact assessment of bentazon and dimethenamid. *Marine Pollution Bulletin* 64, 2480-2488.
- EC (2005) Draft Assessment Report (DAR) - public version - Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance Dimethenamid.
- EC (2011) Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27, Europäische Kommission (EC).
- EC (2016) Renewal Assessment Report (RAR). Dimethenamid-P. Rapporteur Member State: Germany, Co-Rapporteur Member State: Bulgaria.
- ECHA (2017) Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment Chapter R. 7b : Endpoint specific guidance.
- Harr, J., Seckinger, K., Ummel, E. and Hargett, L.T. (1991) SAN 582-A new herbicide for weed control in corn and soybeans. *Brighton Crop Prot. Conf.-Weeds*, 87-92.
- Harr, J., Chollet, R. and Seckinger, K. (1992) SAN 582 H: Differential activity of the isomers. *WSSA Abstracts*, 32 no. 284.
- Hindelang, D. (1993) Wirkungen von Herbizid- und Herbizid-Insektizid-Kombinationsbelastungen in aquatischen Modellökosystemen unter besonderer Berücksichtigung des Pestizidnachweises mit ELISA. PhD thesis, TU München, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau.
- INERIS (2011) Dimethenamide - N° CAS: 87674-68-8 & Dimethenamid-P - N° CAS: 163515-14-8 Validation groupe d'experts: Juin 2011; Version 2: 18/10/2011; DRC-11-118981-11142A.
- Klimisch, H.J., Andreae, M. and Tillmann, U. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25, 1-5.
- Moermond, C.T.A., Kase, R., Korkaric, M. and Ågerstrand, M. (2016) CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35(5), 1297-1309.
- Mohr, S., Feibicke, M., Berghahn, R., Schmiediche, R. and Schmidt, R. (2008) Response of plankton communities in freshwater pond and stream mesocosms to the herbicide metazachlor. 152, 530-542.
- OECD_201 (2011) OECD Guidelines for the testing of chemicals. Freshwater alga and cyanobacteria, growth inhibition test.
- OECD_221 (2006) OECD Guidelines for the testing of chemicals. Lemna sp. Growth inhibition test.
- RIVM (2008) Environmental risk limits for dimethenamid-P. Author: J.W.A. Scheepmaker.
- Schmalfuss, J. (2000) Chloroacetamides inhibits synthesis of very long chain fatty acids. *Abstr. Meeting WSSA, Toronto* 40, 117-118.
- Sterbaut, W. (2006) Belgian Pesticide Risk and Use Indicators Methodology. *Compendium Pribel*.
- Tomlin, C.D.S. (2009) *The Pesticide Manual*, British Crop Production Council (BCPC), Alton, UK, 15th Edition, ISBN: 978 1 901396 18 8.
- UN (2015) Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS).
- US_EPA (2004) Overview of the ecological risk assessment process in the Office of Pesticide Programs, US Environmental Protection Agency endangered and threatened species effects determinations; Jones, R., Leahy, J., Mahoney, M., Murray, L., Odenkrichen, E., & Petrie,.

Webseite, Datenbank und Software

- OPP (2018) Datenbank (Office of Pesticide Programs) (US EPA)
<http://www.ipmcenters.org/ECotox/index.cfm>

Uncategorized References



- Der Schweizerische Bundesrat (2020) Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. April 2020).
- Il Consiglio federale svizzero (2020) Ordinanza sulla protezione delle acque (OPAc) del 28 ottobre 1998 (Stato 1° aprile 2020).
- Le Conseil fédéral suisse (2020) Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (Etat le 1er avril 2020).
- Montemurro, N., Joedicke, J. and Pérez, S. (2021) Development and application of a QuEChERS method with liquid chromatography-quadrupole time of flight-mass spectrometry for the determination of 50 wastewater-borne pollutants in earthworms exposed through treated wastewater. *Chemosphere* 263.
- The Swiss Federal Council (2020) Waters Protection Ordinance (WPO) of 28 October 1998 (Status as of 1 April 2020).