

2019

**oekotoxzentrum
centre ecotox**



Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie
Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée
Eawag-EPFL

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Dimethachlor*

Ersterstellung: 18.01.2019 (Stand der Datensuche)
Layout Anpassung: 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

Muris Korkaric, Mireia Marti, 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

Marion Junghans: marion.junghans@oekotoxzentrum.ch

Citation Proposal

Korkaric, M. Marti M. Junghans M. 2019. EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: Dimethachlor. Dübendorf (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 25 pp.

Oekotoxzentrum | Eawag | Überlandstrasse 133 | 8600 Dübendorf | Schweiz
T +41 (0)58 765 55 62 | info@oekotoxzentrum.ch | www.oekotoxzentrum.ch

Centre Ecotox | EPFL-ENAC-II-E-GE | Station 2 | CH-1015 Lausanne | Suisse
T +41 (0)21 693 62 58 | info@centreecotox.ch | www.centreecotox.ch



Executive summary

CQC (AA-EQS): 0.12 µg/L

AQC (MAC-EQS): 4.3 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): 0.12 µg/L

AQC (MAC-EQS): 4.3 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): 0.12 µg/L

AQC (MAC-EQS): 4.3 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): 0.12 µg/L

AQC (MAC-EQS): 4.3 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	9
3.1. Identität	9
3.2. Wirkungsweise	9
3.3. Anwendung.....	9
3.4. Analytik	9
3.5. Stabilität.....	10
3.6. Transformationsprodukte.....	10
3.7. Bestehende EQS	11
3.8. Datenquellen und allgemeines Vorgehen	11
4. Ökotoxikologische Parameter.....	12
5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten.....	16
5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen	16
6. Herleitung der EQS.....	16
7. Chronische Toxizität	17
7.1. AA-EQS Herleitung für Dimethachlor mit AF-Methode	17
7.2. AA-EQS mit SSD-Methode.....	17
7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	17
7.4. AA-EQS Schlussfolgerung.....	18
8. Akute Toxizität	19



8.1.	MAC-EQS Herleitung für Dimethachlor mit AF-Methode.....	19
8.2.	MAC-EQS mit SSD-Methode	20
8.3.	MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	20
8.4.	MAC-EQS Schlussfolgerung.....	20
9.	Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation	20
10.	Schutz der aquatischen Organismen.....	21
11.	Annex.....	22
11.1.	Neuberechnung ErC50 für Lemna gibba aus Palmer 1999	22
11.2.	Neuberechnung ErC50 für Lemna gibba aus Memmert 1999	22
11.3.	Vergleich der Daten aus Memmert 1999 mit Palmer 1999.....	23



1. Qualitätskriterien-Vorschläge

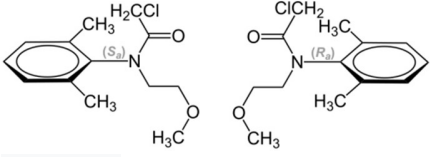
CQK (AA-EQS): 0.12 µg/L

AQK (MAC-EQS): 4.3 µg/L

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

2. Physikochemische Parameter

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

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	2-Chlor-N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(2-methoxyethyl)acetamid	DAR 2007, Vol. 1, S. 3
Synonyme/Handelsnamen	CGA 17020; Teridox; A-5089 F/A-5089 K (Syngenta Code)	DAR 2007, Vol. 1, S. 4
Chemische Gruppe	Chloracetanilide Herbizid	DAR 2007, Vol. 1, S. 6
Strukturformel		https://commons.wikimedia.org
CAS-Nummer	50563-36-5	DAR 2007, Vol. 1, S. 4
EINECS-Nummer	256-625-6	DAR 2007, Vol. 1, S. 4
Summenformel	C ₁₃ H ₁₈ ClNO ₂	DAR 2007, Vol. 1, S. 4
SMILES-code	CC1=C(C(=CC=C1)C)N(CCOC)C(=O)CCl	PubChem www.pubchem.ncbi.nlm.nih.gov
INCHI KEY	SCCDDNKJYDZXMM-UHFFFAOYSA-N	PubChem www.pubchem.ncbi.nlm.nih.gov
Molare Masse (g·mol ⁻¹)	225.8	DAR 2007, Vol. 1, S. 4
Schmelzpunkt (°C)	45.8-46.7 (Reinheit 99.4%)	DAR 2007, Vol. 1, S. 74
Siedepunkt (°C)	Ca. 320 (Reinheit 99.4%)	DAR 2007, Vol. 1, S. 74
Dampfdruck (Pa)	6.4 x 10 ⁻⁴ bei 20°C (extrapoliert) 1.5 x 10 ⁻³ bei 25°C (extrapoliert) - Beide bei Reinheit 99.4%	DAR 2007, Vol. 1, S. 74
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	1.7 x 10 ⁻⁴ bei 25°C	DAR 2007, Vol. 1, S. 74
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	2300 bei 25°C (Reinheit 99.4%)	DAR 2007, Vol. 1, S. 74
pK _a	Keine Dissoziation	DAR 2007, Vol. 1, S. 74

¹ Dimethachlor kommt als Razemat vor (siehe Abschnitt 3.1). Wenn nicht anderweitig spezifiziert beziehen sich die Angaben in Tabelle 1 auf das Razemat.



Eigenschaften	Wert	Referenz
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K_{ow})	2.17 (exp (HPLC-Methode nach OECD 117) ² ; bei 25°C; Reinheit 99.4%)	Stulz 1994, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, S. 14
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (K_{oc})	70 (Mittelwert aus 10 Einzelwerten)	DAR 2007, Vol. 1, S. 89
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser ($K_{p,susp-water}$)	7 Berechnet nach TGD for EQS nach $K_{p,susp-water} = K_{OC} \times Foc_{susp,TGD}$ (mit Standard $Foc_{susp,TGD}$ von 0.1)	EC 2011, A.1.2.3.3, S. 131
Photolytische Abbaubarkeit	Stabil für 30 Tage unter natürlichem Sonnenlicht (40°N, pH 7), basierend auf Experiment mit künstlichem Licht.	Kirkpatrick 1995, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.8, S. 469 ff.
Hydrolytische Abbaubarkeit	Keine Hydrolyse (exp) bei pH 1, 5, 7, 9, Inkubationszeit 30 Tage bei 20°C und 5 Tage bei 50°C. DT50 für alle >200 Tage	Kirkpatrick 1995, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.8, S. 464
Biologische Abbaubarkeit	Nicht leicht biologisch abbaubar (nach OECD 301/B)	Weinstock 1994, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.8, S. 476
Halbwertszeit für die Dissipation (Tage) in Wasser-Sediment Studie	Flusswasser/-sediment: 6.3 (Wasserphase) 1.5 (Sediment) 8.7 (Gesamtsystem) Teichwasser/-sediment: 15.7 (Wasserphase) 16 (Sediment) 22.8 (Gesamtsystem)	Flückiger 1995, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.8, S. 477

² Laut TGD for EQS (EC 2011, A.1.2.3.1, S. 130-131) gelten log Kow Werte die mit der HPLC Methode bestimmt wurden nicht als die verlässlichsten Werte. Es liegen aber keine weiteren Werte vor, und der RMS merkt an, dass der experimentelle Wert gut mit dem modellierten Wert von 2.28 übereinstimmt. Wert wird daher akzeptiert.



3. Allgemeines

3.1. Identität

Dimethachlor ist ein Herbizid aus der Gruppe der Chloracetanilide/Chloracetamide und liegt als 1:1-Gemisch von zwei (R/S) Atropisomeren vor.

3.2. Wirkungsweise

Dimethachlor wird vor allem über Stamm, Hypocotyl und Wurzeln aufgenommen, aber kaum über die Blätter. Behandelte Pflanzen zeigen nach der Keimung ein stark inhibiertes Wachstum des Sprosses und der Wurzeln, vermutlich durch Inhibition der Zellelongation und Zellteilung in meristematischen Geweben. Es wird vermutet, dass dies vor allem durch die Inhibition der Synthese langkettiger Fettsäuren (very-long-chain fatty acids; VLCFAs) geschieht (Yang *et al.* 2010). Die führt u.a. zu verminderter Biosynthese von Wachsen und Lipiden, die für die Zellteilung benötigt werden. Entsprechend wird Dimethachlor in der HRAC-Gruppe K3 (WSSA-Gruppe 15) als Zellteilungsinhibitor klassifiziert (DAR 2007, Vol. 1).

Mittels Gemischtoxizitätsanalyse konnte gezeigt werden, dass Dimethachlor und 7 andere Chloracetanilide (R-S-Metolachlor, Acetochlor, Alachlor, Butachlor, Metazachlor, Pretilachlor, Propachlor), in Grünalgen über denselben Wirkmechanismus verfügen. Für Gemische aus Dimethachlor und anderen Chloracetaniliden kann die Gemischtoxizität nach dem Konzept der Konzentrationsadditivität vorhergesagt werden (Junghans *et al.* 2003).

Für einige Chloroacetanilide Herbizide wurde eine fungizide Wirkung beschrieben, da sie eine strukturelle Ähnlichkeit mit Acylalanin Fungiziden aufweisen. In einer Studie zeigte sich der Oomycet *Phytophthora megasperma f. sp. medicaginis* aber als vergleichsweise unempfindlich gegenüber Dimethachlor, mit EC₅₀ > 90 mg/L, bestimmt in Wachstumshemmtests auf Agarplatten (Davidse *et al.* 1984).

3.3. Anwendung

Der Wirkstoff Dimethachlor wurde 1977 auf den Markt gebracht und ist zurzeit in der EU unter Reg. (EC) No 1107/2009 zugelassen. In der Schweiz sind mehrere Pflanzenschutzmittel mit Dimethachlor zugelassen, die neben Dimethachlor stets noch Napropamide und Clomazone enthalten. Durch die Kombination besitzen die Produkte ein breites Wirkspektrum. Die Produkte werden als selektive Voraufbauherbizide im Feld als Emulsionskonzentrat gegen einjährige Dicotyledonen (Unkräuter) und einjährige Monocotyledonen (Ungräser) im Raps eingesetzt (<https://www.psm.admin.ch/de/wirkstoffe/873>).

3.4. Analytik

Im Zulassungsdokument wird eine Quantifizierungsgrenze für den Nachweis von Dimethachlor und Metaboliten in Grund- und Oberflächenwasser mittels LC-MS/MS von 0.05 µg/L angegeben (DAR 2007, Vol. 1, S. 15). In neueren Arbeiten werden tiefere LOQ berichtet. So wurden in einer Multi-Methode mittels



online-SPE–HPLC–MS/MS für Grund- und Oberflächenwasser LOQ von 1.7 und 1.4 ng/L erreicht (Huntscha *et al.* 2012).

3.5. Stabilität

In Laborexperimenten zeigt sich Dimethachlor gegenüber abiotischem Abbau durch Hydrolyse und Photolyse stabil. In einer Wasser-Sediment Studie mit radioaktiv markiertem Dimethachlor zeigte sich, dass Dimethachlor rasch ins Sediment übergeht, mit Halbwertszeiten für die Dissipation aus der Wasserphase (DissT50) zw. 6.3 und 15.7 Tagen (Flückiger 1995, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.8, S. 477). Im Sediment bildeten sich über die Versuchsdauer von 182 Tagen vermehrt nicht extrahierbare Rückstände (NER), mit über 50% der initial applizierten Radioaktivität bei Versuchsende. Für das Sediment wurde kein Haupttransmutationsprodukt festgestellt, während in der Wasserphase CGA50266 als Haupttransmutationsprodukt auftritt. In der Studie zeigte sich ausserdem eine geringe Mineralisierung von 3.1-3.5%.

In Biotests, welche im DAR 2007 Vol. 3, B.9 aufgeführt sind, zeigt sich generell eine hohe Wiederfindungsrate. In zwei statischen 96h-Fischtests lag die Wiederfindung im Mittel bei 82% (Grade 1993, S. 541) und zwischen 86-114% (Rufli 1995, S. 544). In einem 48h-Daphnien-Test unter statischen Bedingungen betrug sie 95-99% (Grade 1994, S. 549). Im Algentest mit *Desmodesmus subspicatus* fanden sich 79-93% der Nominalkonzentration zu Testbeginn und 76-85% nach 72 Stunden (Grade 1993, S. 556), während die Wiederfindung im Test mit *Anabaena flos-aquae* bei 96-104% lag (Palmer und Krüger 1998, S. 557). In einem 14-tägigem Test mit der Wasserlinse *Lemna gibba* unter statischen Bedingungen lag die mittlere gemessene Konzentration zwischen 59-99% der Nominalkonzentration (Memmert 1999).

Aufgrund der oben aufgeführten Ergebnisse wird im vorliegenden Dossier eine analytische Validierung der Testkonzentrationen nicht als zwingendes Kriterium für die Validität einer Kurzzeitstudie angesehen. Dasselbe gilt für chronische Studien, in denen die Testsubstanz kontinuierlich oder periodisch erneuert wurde (Durchfluss-Systeme und semi-statischer Testansatz). Für Testsysteme mit Sediment ist die Analytik hingegen erforderlich.

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. Transformationsprodukte

Im DRAR 2007 werden für Oberflächenwasser und Sedimente mehrere potentiell relevante Transformationsprodukte aufgeführt, von denen sich lediglich CGA 50266, CGA 354742 und CGA 42443 in Tests als hydrolytisch stabil zeigten. Unter diesen trat in der bereits erwähnten Wasser-Sediment Studie



lediglich CGA 50266 in relevanter Menge auf. Die drei Transformationsprodukte wurden ökotoxikologisch untersucht. Toxizitätsdaten sind in Tabelle B.9.2-25 im DRAR 2007, Vol. 3, Annex B.9 aufgeführt. Die Transformationsprodukte zeigen sich, vor allem für die sensitivste Gruppe der Primärproduzenten, als weniger toxisch als die Muttersubstanz. Entsprechend ergab die Risikobewertung, dass von ihnen kein Risiko für aquatische Organismen ausgeht. (DRAR 2007, Vol. 1, S. 31).

3.7. Bestehende EQS

Tab 2: Übersicht über bestehende Qualitätskriterien

Land/Entität	Chronisches Qualitätskriterium [µg/L]	Akutes Qualitätskriterium [µg/L]	Referenzen
Deutschland, LAWA	0.05	0.35	(Luhnstedt 2010)
Niederlande, RIVM	0.53 (MTR ³)	-	(Smit 2014)

3.8. Datenquellen und allgemeines Vorgehen

Für Dimethachlor liegt ein Draft Assessment Report (DAR) aus dem Jahr 2007 vor (DAR 2007), sowie die EFSA Conclusions aus dem Folgejahr (EFSA 2008). Da generell wenige Effektdaten existieren, wurde zusätzlich eine umfassende Datensuche in der Datenbank der US-EPA und in der öffentlichen Literatur betreiben. Als Suchbegriff wurde „Dimethachlor“ verwendet, ohne weitere Einschränkungen.

Generell sollen nur verlässliche, relevante und exakte Daten zur EQS-Herleitung verwendet werden (EC 2011). Es existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung und Klassifizierung (öko)toxikologischer Daten (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-Methode bietet zusätzlich eine vergleichbare Klassifizierung für die Relevanz von Testergebnissen. Studien, welche von einer kompetenten Stelle (e.g. einer Behörde im Zulassungsverfahren) bewertet wurden, können laut TGD for EQS ohne eigene Prüfung („*face value*“) übernommen werden (EC, 2011).

Studien, welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen der unbekannten Formulierungshilfsstoffe als nicht relevant angesehen und daher nicht für die Risikobewertung berücksichtigt. Gemäss TGD for EQS werden bei den Biotests mit Algen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet (EC 2011).

³ MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau): Maximal zulässiges Risikoniveau, entspricht dem AA-EQS



4. Ökotoxikologische Parameter

Tab. 3: Effektdatensammlung für Dimethachlor. Daten aus dem DAR 2007 wurden ohne eigene Prüfung als „face value“ als valide übernommen. Hierbei wurden die Klimisch Klassen verwendet (Vgl. 3.8). Abweichungen hierzu sind unter den Notizen vermerkt. Die einzige Studie aus der öffentlichen Literatur wurde mit der CRED-Methode⁴⁾ bewertet. In grau dargestellte Daten werden aufgrund fehlender Verlässlichkeit, Relevanz, oder Bewertbarkeit nach dem TGD for EQS nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Ergebnisse aus Tests mit Formulierungen werden nicht für die EQS-Ableitung verwendet, da die zum Grossteil unbekannten Zusatzstoffe in Formulierungen die Toxizität beeinflussen könnten. Sie sind daher als „nicht relevant“ (C3) kategorisiert (Daten am Ende von Tabelle 3). Beim Vorliegen von NOEC und EC10 für denselben Endpunkt aus einer Studie, wird nach Möglichkeit der verlässlichere Wert verwendet. Anderenfalls wird der niedrigere Wert verwendet. Im Falle von Cyanobakterien und Algen wird die Wachstumsrate gegenüber Yield (Biomasse) bevorzugt (TGD for EQS, EC 2011, S. 136 f.). Auch wenn dies im TGD for EQS für *Lemna* sp. nicht ebenfalls explizit gefordert wird, treffen die Überlegungen gleichermassen auf den *Lemna* Test zu. Aus diesem Grund wird hier auch für diesen Test die Wachstumsrate bevorzugt. Die niedrigsten verlässlichen und relevanten akuten und chronischen Effektwerte pro Spezies wurden unterstrichen und sind in Abb. 1 dargestellt. Exp =Expositionsregime; kA = keine Angaben; Val = Validität

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Para- meter	Wert (µg/L)	Analytik	Exp	Rein- heit	Notiz	Val	Literaturquelle
Akute Effektdaten limnisch											
Algen	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	96	h	EbC50	35900	mm	S	96.8	1	Palmer und Krüger 1998, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 557
Algen	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	ErC50	<u>> 48200</u>	mm	S	96.8	1	Palmer und Krüger 1998, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 557
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse	72	h	EbC50	54	nom	S	96.8	1	Grade 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 556
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	ErC50	<u>91</u>	nom	S	96.8	1	Grade 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 556
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Reproduktion in syn- chronisierter Kultur während eines vollständigen Zellzyklus	24	h	EC50	<u>62.1</u>	m-i	S	99.8	8	R2,C2 Junghans et al. (2003)
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	7	d	ErC50	65.8	nom-m	R	97.2	7	2 Mommert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	7	d	ErC50	39.0	nom-m	R	97.2	7, 11	2 Neu berechnet mit Daten aus Mommert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	6	d	ErC50	48.2	m	S	96.8	10, 11	2 Neu berechnet mit Daten aus Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572
		Geom. Mittelwert	7/6	d	ErC50	<u>43.4</u>					
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	14	d	ErC50	20.9	m	S	96.8	10, 11, 16	2 Neu berechnet mit Daten aus Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Frondzahl)	7	d	EbC50	35	nom-m	R	97.2	7	1 Mommert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frondzahl)	6	d	EbC50	33	m	S	96.8	10, 11	2 Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572
		Geom. Mittelwert	7	d	EbC50	34					
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frondzahl)	14	d	EyC50	2.17	m	S	96.8	10, 11	1 Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572

⁴ Die Validität wird nach der CRED-Methode bezüglich Verlässlichkeit (R; Engl. Reliability) und Relevanz (C; Engl. Relevance) bewertet. Beide werden in Übereinstimmung mit der Klimisch Methode in folgende Kategorien eingeteilt: R1/C1= Zuverlässig/Relevant ohne Einschränkung; R2/C2 = Zuverlässig/Relevant mit Einschränkung; R3/C3 = nicht Zuverlässig/Relevant; R4/C4 = nicht bewertbar.



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer		Para- meter	Wert (µg/L)	Analytik	Exp	Rein- heit	Notiz	Val	Literaturquelle
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frondzahl)	14	d	EbC50	5.15	m	S	96.8	10, 11	1	Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48	h	LC50	<u>24000</u>	nom-m	S	96.8		1	Grade 1994, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 549
Fische	<i>Ameiurus melas</i>	Mortalität	96	h	LC50	<u>10000</u>	nom	S	kA	2	2	Sachsse & Ullmann 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 542
Fische	<i>Carassius carassius</i>	Mortalität	96	h	LC50	<u>8000</u>	nom	S	kA	2	2	Sachsse & Ullmann 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 542
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	<u>7600</u>	mm	S	96.8	1	1	Grade 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 541
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	<u>15000</u>	nom	S	kA	2	2	Sachsse & Ullmann 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 542
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	> 4100	mm	S	96.8	1	1	Grade 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 540
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	<u>3900</u>	nom	S	kA	2	2	Sachsse & Ullmann 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 542
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	<u>7400</u>	nom	S	kA	2	2	Sachsse & Ullmann 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 542
Chronische Effektdaten limnisch												
Algen	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	NOEC	<u>12300</u>	mm	S	96.8		1	Palmer und Krüger 1998, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 557
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	<u>12.3</u>	nom	S	96.8	5	2	Grade 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 556
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Reproduktion in syn- chronisierter Kultur während eines vollständigen Zellzyklus	24	h	NOEC	<u>32.1</u>	m-i	S	99.8	8	R2,C2	Junghans et al. (2003)
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frondzahl)	14	d	NOEC	0.464	m	S	96.8	10, 15	2	Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frondzahl)	14	d	EC10	<u>1.15</u>	m	S	96.8	10, 15, 11	2	Neu berechnet mit Daten aus Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Frondzahl)	7	d	EC10	7.51	nom-m	R	97.2	7,11	2	Neu berechnet mit Daten aus Memmert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Trockengewicht)	7	d	EC10	2.4	nom-m	R	97.2	7	2	Memmert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Trockengewicht)	7	d	NOEC	1.6	nom-m	R	97.2	7, 9	2	Memmert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate (Nachkommen pro Weibchen (kumulativ))	22	d	NOEC	<u>2300</u>	mm	R	96.8		1	Grade 1994, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 553
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Adultemergenzrate	28	d	NOEC	4000	mm	S	97.2	14	4	Wallace et al. 2001, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 575
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität, Gewicht, Länge	21	d	NOEC	<u>≥ 850</u>	mm	T	96.8	1, 3	1	Grade 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 547
Formulierungen												
Akute Effektdaten limnisch												
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	72	h	ErC50	1.25	mm	S	50	6	1/C3	Peither 2000, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 554



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer		Parameter	Wert (µg/L)	Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Val	Literaturquelle
Algen	Raphidocelis subcapitata (Selenastrum capricornutum)	Biomasse	72	h	EbC50	6.5	mm	S	50	6	1/C3	Peither 2000, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 554
Wasserpflanze	Lemna gibba	Wachstum (Frondzahl oder Trockengewicht)	7	d	EbC50	15.8	nom-m	S	49.7	12	1/C3	Grade 2002, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 574
Wasserpflanze	Lemna gibba	Wachstum (Frondzahl oder Trockengewicht)	7	d	ErC50	23	nom-m	S	49.7	12	1/C3	Grade 2002, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 574
Krebstiere	Daphnia magna	Mortalität	48	h	LC50	8540	nom-m	S	49.7		1/C3	Grade 1994, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 549
Fische	Oncorhynchus mykiss	Mortalität	96	h	LC50	4500	mm	S	49.7	2	2/C3	Rufli 1996, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 546
Chronische Effektdaten limnisch												
Algen	Raphidocelis subcapitata (Selenastrum capricornutum)	Biomasse	72	h	NOEC	1.15	mm	S	50	6	1/C3	Peither 2000, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 554
Wasserpflanze	Lemna gibba	Wachstum (Frondzahl und Trockengewicht)	7	d	NOEC	8	nom-m	S	49.7	12, 13	4/C3	Grade 2002, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 574
Krebstiere	Daphnia magna	Mortalität	21	d	NOEC	476	mm	R	50.2	4	1/C3	Peither 2000, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 554

Legende

Angaben zur chemischen Analytik:

mm: Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration
 m-i: Basierend auf der gemessenen Anfangskonzentration
 nom: Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik)
 nom-m: Basierend auf der nominalen Konzentration. Wiederfindung wurde gemessen und lag zwischen 80-120 %.

Angaben zum Expositionssystem

S: Statische Exposition
 R: Semi-statische Exposition
 T: Durchflusssystem

Notizen

- 1 Keine Effekte bis zur höchsten getesteten Konzentration (=hier angegebene Konzentration).
- 2 Studie im DAR 2007 akzeptiert, allerdings auch Schwächen der Studie beschrieben. Darunter u.a. fehlende chemische Analytik, Fische länger als nach OECD 203 gefordert; Dosis-Wirkungskurven sehr steil, wodurch die extrapolierten LC50 zum Teil unsicher sind. Studie hier daher als Klimisch 2 aufgeführt.
- 3 Test eigentlich zu kurz für einen verlässlichen und relevanten chronischen Fischtest. Da Fische aber klar nicht zur Gruppe der sensitivsten Organismen gehören, wird dieses Ergebnis akzeptiert.
- 4 Mortalität überwog Effekte auf Reproduktion. NOEC daher nur für Mortalität bestimmbar.
- 5 NOEC wurde abgeschätzt von Angaben in Tab. B9. 9.2-9.. NOEC basierend auf nominalen Konzentrationen. Die chem. Analytik ergab Wiederfindung zw. 79-93% der Nominalkonzentration zu Testbeginn und 76-85% nach 72 Stunden. Testergebnis wurde vom RMS scheinbar lediglich für die neu berechneten EC50 korrigiert. Daher ist der NOEC hier als verlässlich mit Einschränkung bewertet (Klimisch 2).



- 6 keine genaue Angabe der Reinheit. Es handelt sich aber um eine EC 500 Formulierung. Daher wird von ca. 50% Gehalt am Wirkstoff ausgegangen. Ausserdem wurden Effektkonzentrationen basierend auf der gemessenen Wirkstoffkonzentration angegeben. NB: in der List of Endpoints in EFSA 2008 ist der ErC50 falsch (Faktor 10 zu hoch) angegeben.
- 7 aus den Angaben im DAR ist unklar, ob ErC50 und EbC50 auf Frondzahl oder Trockengewicht beruhen. Aus den Angaben im DAR wurden daher Dosis-Wirkungskurven erstellt und ECx abgeschätzt (siehe Annex 11.2). Daraus ergibt sich, dass sich der im DAR angegebene EC50 vermutlich auf das Trockengewicht bezieht (mit einem 4-Parameter Fit). Der ErC50 für die Frondzahl liegt hingegen tiefer, egal ob die Kurve mit 3 oder 4-Parametern gefittet wird.
- 8 Tests mit synchronisierten Algenkulturen über 24 Stunden haben eine vergleichbare Empfindlichkeit wie standardisierte Tests (Faust *et al.* 2001). Der berechnete Endpunkt „Reproduktion“ entspricht in seiner Berechnung dem Yield nach OECD 201. Da die Rohdaten vorlagen wurden ebenfalls ErC50 mittels logistischer Regression berechnet. Da im Test Inhibitionen von >100% auftraten ergaben sich je nach Einstellung der Fitting-Parameter (e.g. variable 4 Parameter vs Top=100%) ErC50 zwischen 62.5 und 72.9 µg/L. Diese Werte liegen im Bereich des ErC50 für *Lemna gibba*.
- 9 NOEC abgeschätzt basierend auf Angaben in Tab. B. 9.2-21. Der RMS hat lediglich den EC10 angegeben. Es liegt keine vollständige Dosis-Wirkungskurve vor, da die maximale Inhibition lediglich bis 51.7 % reicht. Der EC10 ist daher mit einiger Unsicherheit behaftet und wird als nicht verlässlicher angesehen als der abgeschätzte NOEC.
- 10 Der RMS bemängelt an dieser Studie die Expositionsdauer von 14 Tagen, welche länger ist als die nach OECD 221 vorgeschriebenen 7 Tage. Betrachtet man die Effektdaten, sieht man, zumindest für die Konzentration des 14d-LOECs, dass Effekte bereits nach 6 Tagen auftreten. Ein weiterer Kritikpunkt war der niedrigere initiale pH von 4.8-5.2, im Vergleich zu 7.5 im OECD Test. Allerdings ist Dimethachlor nicht ionisierbar und nur das AAP-Medium wird laut OECD 221 auf einen pH von 7.5 eingestellt, während das Steinberg-Medium auf einen pH von 5.5 eingestellt wird. Eine weitere Schwäche der Studie ist der Einsatz eines Lösungsvermittlers, obwohl Dimethachlor gut wasserlöslich ist. Insgesamt wird die Studie daher als Klimisch 2 bewertet.
- 11 Effektdaten wurden neu ausgewertet (siehe Appendix).
- 12 Gemessene Konzentrationen lagen zu Testbeginn und Testende (7d) bei 91-107% und 79-107% der Nominalkonzentration. Die mittlere Wiederfindung liegt damit >80% und die auf Nominalkonzentrationen beruhenden Effektkonzentrationen werden akzeptiert.
- 13 Es ist unklar, ob sich die Angabe auf die Menge an Produkt/L oder Menge an Wirkstoff/L bezieht. Da ein Produkt getestet wurde, werden die Daten aber ohnehin nicht für die EQS-Herleitung verwendet.
- 14 Test nach OECD 218 mit *spiked* Sediment. Konzentrationen im Sediment, Porenwasser, und Wasser wurden analytisch bestimmt. Es ist aber nicht klar, ob die Konzentrationen zu Testbeginn im Equilibrium waren. Zudem sind die Konzentrationen im Porenwasser nicht berichtet. Die Larven von *C. riparius* leben teils im und auf dem Sediment und werden den dort herrschenden Dimethachlor-Konzentrationen ausgesetzt. Aufgrund der lückenhaften Angaben lässt sich aber keine repräsentative Effektkonzentration bestimmen. Allerdings belegen die Ergebnisse hinreichend, dass Insektenlarven nicht sensitiver sind als Vertreter der Primärproduzenten.
- 15 Ein NOEC wurde lediglich für den 14-Tage Zeitpunkt bestimmt. Da keine Daten zu den einzelnen Replikaten vorliegen, kann der NOEC nicht für andere Zeitpunkte berechnet werden. Anhand der Daten sieht man aber für alle Expositionszeiten einen Effekt bei dem LOEC_{14-Tage}. Der NOEC scheint daher zeitunabhängig zu sein, wie er es im Idealfall auch sein sollte.
- 16 Die Testdauer ist zur Beurteilung akuter Risiken nicht relevant.



5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

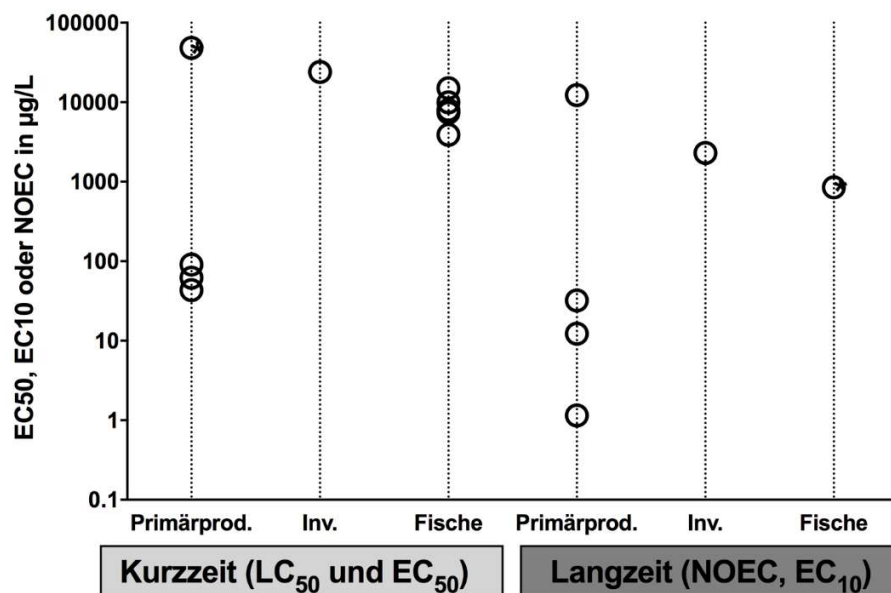


Abb.1: Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten für limnische Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen), Invertebraten und Fische aus Tabelle 3 für Dimethachlor. Nicht exakte «grösser als» Werte sind mit einem Sternchen markiert.

Aus der Abbildung 1 ist deutlich zu entnehmen, dass die empfindlichsten Organismen aus Kurzzeit- und Langzeittest aus der Gruppe der Primärproduzenten stammen. Innerhalb dieser Gruppe gibt es allerdings grössere Sensitivitätsunterschiede. Wie für andere Chloracetanilid-Herbizide sind Grünalgen und höhere Pflanzen empfindlicher als Cyanobakterien.

5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Es liegen keine Effektwerte für marine Organismen vor.

6. Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) auf Basis von Kurzzeit- und Langzeiteffektdaten 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 Dimethachlor mit AF-Methode

Tab. 4: Übersicht der kritischen chronischen Toxizitätswerten von Dimethachlor auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	EC10	1.15	Neu berechnet mit Daten aus Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	2300	Grade 1994, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 553
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	≥ 850	Grade 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 547

Es liegen verlässliche und präzise NOEC-Werte bzw. EC10-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen, Wasserpflanzen) und Krebstiere vor. Für Fische liegt lediglich ein nicht-exakter NOEC von $\geq 850 \mu\text{g/L}$ aus einem 21-tägigen Fischtest vor. Durch die kürzere Expositionszeit im Vergleich zum Standardtest mit 28 Tagen ist die Verlässlichkeit des NOECs zwar eingeschränkt, das Ergebnis wird aber als hinreichender Beleg dafür akzeptiert, dass Fische nicht sensibler sind als die sensitivsten Vertreter der Primärproduzenten. Das niedrigste Effektdatum liegt für die monokotyle (einkeimblättrige) Wasserlinse *Lemna gibba* vor. Effektdaten für dicotyle (zweikeimblättrige) Wasserpflanzen liegen nicht vor. Ein Vergleich mit den zwei wirkverwandten Substanzen Metazachlor und S-Metolachlor (EQS-Dossiers des Oekotoxenzentrums) zeigt aber, dass die dicotyle Wasserpflanze *Myriophyllum* sp. nicht sensibler war als *Lemna* sp. Da ein vollständiger Datensatz mit einem Vertreter der vermutlich sensitivsten taxonomischen Gruppe vorhanden ist, wird ein Sicherheitsfaktor von 10 vorgeschlagen, wodurch sich folgendes Langzeit-Qualitätskriterium ergibt

$$\text{AA-EQS} = 1.15 \mu\text{g/L} / 10 \approx 0.12 \mu\text{g/L}$$

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Dimethachlor besitzt einen spezifischen Wirkmechanismus, der auf Pflanzen ausgerichtet ist. Ein AA-EQS_{SSD} sollte daher von einer SSD für diese Gruppe abgeleitet werden. Es sind jedoch nicht genügend verlässliche und relevante Daten vorhanden, um einen AA-EQS mittels der SSD-Methode herzuleiten.

7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

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



7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Der AA-EQS konnte lediglich mittels AF-Methode hergeleitet werden. Es wird ein **AA-EQS = 0.12 µg/L** vorgeschlagen.



8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung für Dimethachlor mit AF-Methode

Tab. 5: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Dimethachlor auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	EC50	43.4	Geometrischer Mittelwert der Neuberechnungen aus Memmert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571 ff. sowie Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572 ff.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	LC50	24000	Grade 1994, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 549
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	3900	Sachsse & Ullmann 1993, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 542

Tab. 6: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

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

Es liegen EC50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen, Wasserpflanzen), Krebstiere und Fische vor. Wie in Abb. 1 zu sehen ist, liegen die niedrigsten Effektdaten für die Primärproduzenten vor.

Ein Kurzzeit-Qualitätskriterium (MAC-EQS) kann nach AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten hergeleitet werden. Es liegen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vor. Der Standard Assessmentfaktor von 100 kann für Substanzen mit einem spezifischen Wirkmechanismus, wie dies für Dimethachlor der Fall ist, auf 10 verringert werden, da ein Vertreter einer der vermutlich sensitivsten Gruppe im Effektdatensatz vorhanden ist. Somit ergibt sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium:

$$\text{MAC-EQS} = 43.4 \text{ µg/L} / 10 = 4.3 \text{ µg/L}$$



8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Die Datenanforderung nach dem TGD for EQS für die Herleitung eines MAC-EQS mittels SSD sind nicht erfüllt. Sowohl für eine unspezifische SSD mit allen Effektdaten, als auch für eine spezifische SSD mit Vertretern der sensitivsten Organismengruppen, liegen nicht genügend Daten vor (EC 2011, S. 41 ff.)

8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

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

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Der MAC-EQS konnte lediglich mittels AF-Methode hergeleitet werden. Es wird ein **MAC-EQS = 4.3 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.

Dimetholachlor besitzt einen $\log K_{ow}$ von 2.17. Dieser ist nicht pH-abhängig, da das Molekül nicht dissoziiert. Es wurde keine Bioakkumulationsstudie durchgeführt, da der $\log K_{ow}$ unter dem Schwellenwert von 3 liegt (EFSA 2008). Im DAR sind entsprechend auch keine Bioakkumulationsstudien aufgeführt. Eine Studie aus der öffentlichen Literatur deutet jedoch ebenfalls darauf hin, dass das Bioakkumulationspotential von Dimethachlor vernachlässigbar ist. In dieser Studie wurden zwei Süßwasserfischarten (*Perca fluviatilis* und *Cyprinus carpio*) einer Mischung aus 13 Pestiziden (u.a. Dimethachlor) über multi-kontaminierte Pellets ausgesetzt. Die Verbindungen wurden in Nahrungs, Wasser und Muskelgewebe mit Hilfe von Multiresiduenmethoden gemessen. Für Dimethachlor lagen die BMF-Werte für beide Fischarten im Bereich von 3×10^{-5} . Für alle untersuchten Chemikalien wurde geschlossen, dass eine Anreicherung via Biomagnifikation unwahrscheinlich ist (Lazartigues *et al.* 2013).



10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Dimethachlor umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und den Langzeittoxizitäten. Dabei stellen die Primärproduzenten, darunter vor allem höhere Wasserpflanzen und Grünalgen, die empfindlichsten Organismengruppen dar.

Die mittels der AF-Methode vorgeschlagenen **MAC-EQS von 4.3 µg/L** und **AA-EQS von 0.12 µg/L** sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Das Risiko einer sekundären Intoxikation von Organismen höherer trophischer Ebenen wird als gering eingeschätzt.

Das chronische QK aus Deutschland von 0.05 µg/L basiert auf dem NOEC_{14 Tage} aus Palmer 1999, während der hier hergeleitete AA-EQS auf dem neu bestimmten EC_{10 14 Tage} dieser Studie basiert.

Der MAC-EQS aus Deutschland basiert auf dem 7d EbC₅₀ von 35 µg/L (*Lemna gibba*; Biomasse – Frondzahl) mit einem AF=10. Dieser Datenpunkt ist im vorliegenden Dossier ebenfalls enthalten. Es wurde aber ein auf der Wachstumsrate beruhender ErC₅₀ für *Lemna gibba* bevorzugt, wie es für Ergebnisse aus Algentests nach dem TGD for EQS vorgesehen ist (siehe Kap. 8.1).



11. Annex

11.1. Neuberechnung ErC50 für Lemna gibba aus Palmer 1999

Nach TGD for EQS ist für den Test nach OECD 221 der 7d-EC50 bzw. 7d-NOEC relevant. Wie früher üblich, wurde in der Studie von Palmer 1999 bis zu 14 Tage exponiert. Laut OECD 221 sind Effektkonzentrationen auf Basis der Wachstumsrate im Vergleich zu Yield oder Biomasse aus wissenschaftlicher Sicht zu bevorzugen (wie auch in Tests mit Algen). Im TGD ist dies ebenfalls für den Algentest vermerkt, aber nicht explizit auch für den Lemna-Test. Es spricht aber nichts dafür die Wachstumsrate aus dem Lemna-Test nicht ebenfalls zu bevorzugen.

Aufgrund der oben genannten Gründe wurden die Daten aus Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572 ff., neu ausgewertet um ErC50 (Wachstumsrate) für 6 Tage und 14 Tage zu ermitteln.

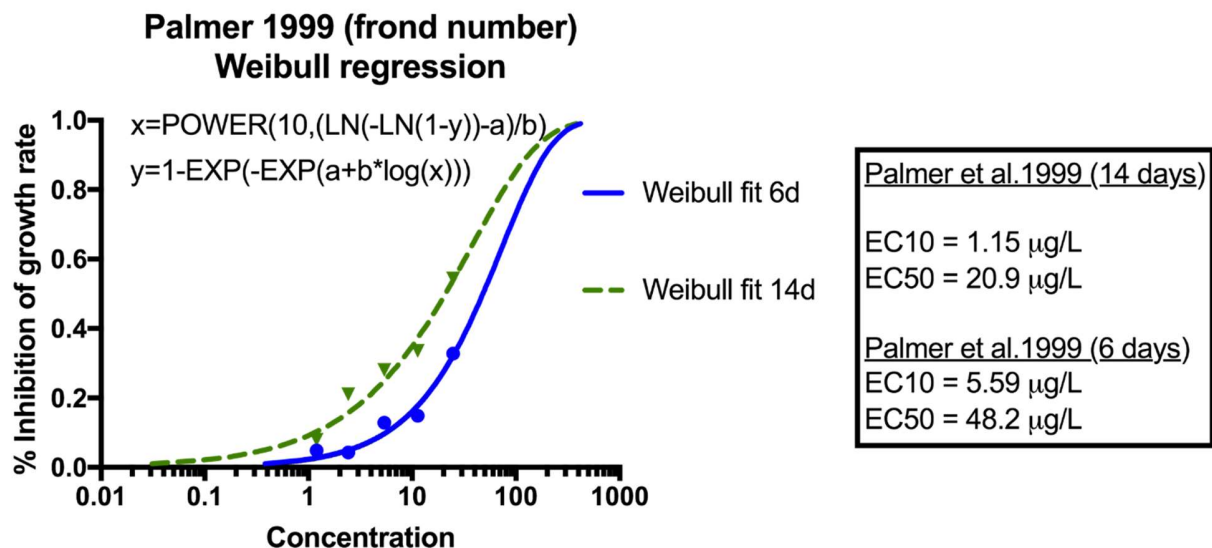


Abb. A1: Dosis-Wirkungskurven für Dimethachlor, berechnet für die Inhibition der Wachstumsrate für 6 und 14 Tage. Expositionszeiten für den Endpunkt Frond Number (siehe Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572 ff.)

Wie aus Abb. 1 ersichtlich, betrug die maximale Inhibition zwischen 33% (6d) und 54% (14d). Die EC50-Werte sind daher mit einiger Unsicherheit behaftet. Es zeigt sich aber, dass die Toxizität mit der Expositionszeit zunimmt (abnehmende EC50 über die Zeit).

11.2. Neuberechnung ErC50 für Lemna gibba aus Memmert 1999

Auch für die Studie von Memmert 1999 wurde die Wachstumsrate für den Endpunkt Frond Number neu berechnet und eine Regression mit dem Weibull Modell gemacht (Abbildung A2).

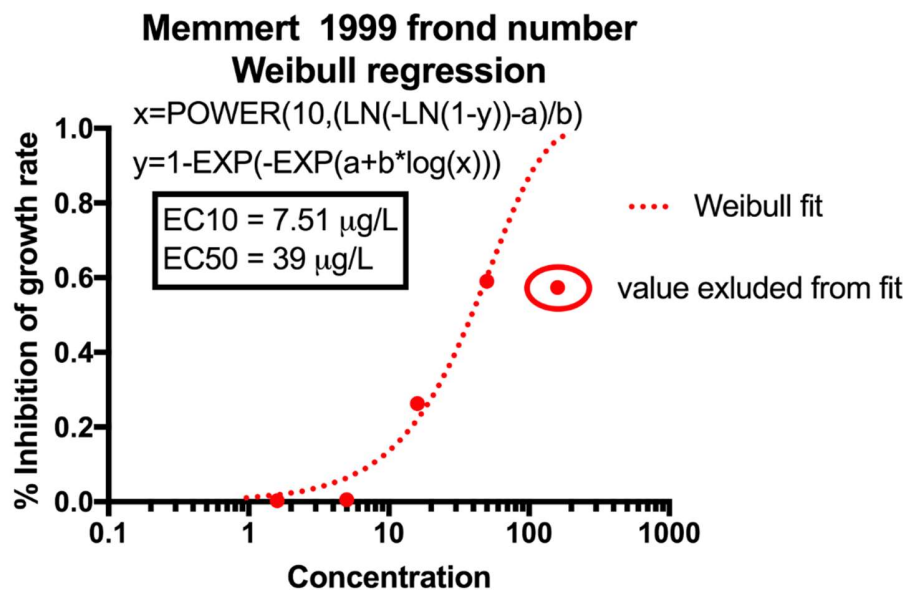


Abb. A2: Dosis-Wirkungskurven für Dimethachlor, berechnet für die Inhibition der Wachstumsrate nach 7 Tagen für den Endpunkt Frond Number (siehe Memmert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571 ff.)

Um den Bereich zwischen 10 und 50% Effekt besser zu fitten, wurde der Effekt der höchsten getesteten Konzentration für aus der Regression herausgenommen.

11.3. Vergleich der Daten aus Memmert 1999 mit Palmer 1999

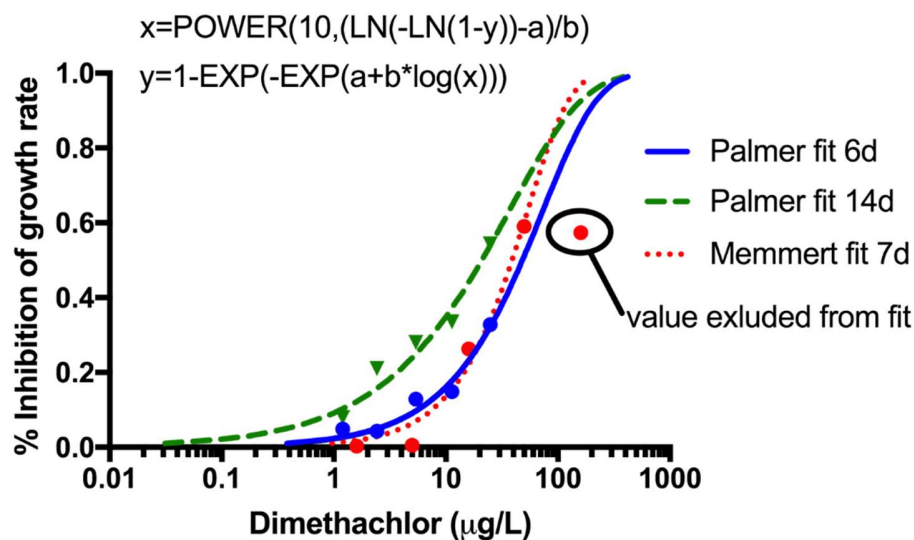
Abbildung A3 zeigt alle Daten zum Endpunkt Frond Number vergleichend. Man sieht, dass die Daten von Palmer 1999 für 6 Tage sehr gut mit den Daten von Memmert 1999 für 7 Tage übereinstimmen. Zwischen 7 und 14 Tagen nimmt die Hemmung der Wachstumsrate jedoch noch zu.

Daher wird für die Herleitung des MAC-EQS der geometrische Mittelwert aus Palmer 1999 (6d) und Memmert 1999 (7d) als relevanter Endpunkt für *Lemna gibba* angesehen (43.4 µg/l) und für die Herleitung des AA-EQS der EC10 aus Palmer 1999 nach 14 Tagen (1.15 µg/l).

Im DAR wurde für die Memmert 1999 Studie auch das Trockengewicht nach 7 Tagen ausgewertet. Da aber das Anfangstrockengewicht nicht bekannt ist, kann dafür keine Neuauswertung gemacht werden.



Lemna gibba Weibull regression



Palmer et al. 1999 (14 days)

EC10 = 1.15 µg/L
 EC50 = 20.9 µg/L

Palmer et al. 1999 (6 days)

EC10 = 5.59 µg/L
 EC50 = 48.2 µg/L

Memmert et al. 1999 (7 days)

EC10 = 7.51 µg/L
 EC50 = 39 µg/L

Abb. A3: Dosis-Wirkungskurven für Dimethachlor, berechnet für die Inhibition der Wachstumsrate für den Endpunkt Frond Number aus 2 unabhängigen Studien (siehe Memmert 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 571 ff. sowie Palmer 1999, zitiert im DAR 2007, Vol. 3, B.9, S. 572 ff.

Tab. A1: Parameter der Weibull Regressionen: $y = 1 - \text{EXP}(-\text{EXP}(a + b \cdot \log(x)))$; $x = \text{POWER}(10, (\text{LN}(-\text{LN}(1-y)) - a)/b)$

Studie	Parameter a	Parameter b	R ²
Palmer 1999 14d frond number	-2.344	1.497	0.95
Palmer 1999 6d frond number	-3.756	2.014	0.95
Memmert 1999 7d frond number	-4.557	2.634	0.98



Literatur

- DAR (2007) Draft Assessment Report (DAR) -public version- initial risk assessment by the Rapporteur Member State Germany for the existing active substance Dimethachlor. Vol. 1-3, August 2007.
- Davidse, L.C., Gerritsma, O.C.M. and Velthuis, G.C.M. (1984) A differential basis of antifungal activity of acylalanine fungicides and structurally related chloroacetanilide herbicides in *Phytophthora megasperma* f. sp. *medicaginis*. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 21(3), 301-308.
- 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).
- EFSA (2008) EFSA (European Food Safety Authority); Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance dimethachlor. *EFSA Journal* 6(10), 169r.
- Huntscha, S., Singer, H.P., McArdell, C.S., Frank, C.E. and Hollender, J. (2012) Multiresidue analysis of 88 polar organic micropollutants in ground, surface and wastewater using online mixed-bed multilayer solid-phase extraction coupled to high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 1268, 74-83.
- Junghans, M., Backhaus, T., Faust, M., Scholze, M. and Grimme, L.H. (2003) Predictability of combined effects of eight chloroacetanilide herbicides on algal reproduction. *Pest Management Science* 59(10), 1101-1110.
- Klimisch, H.J., Andreae, M. and Tillmann, U. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25(1), 1-5.
- Lazartigues, A., Thomas, M., Banas, D., Brun-Bellut, J., Cren-Olivé, C. and Feidt, C. (2013) Accumulation and half-lives of 13 pesticides in muscle tissue of freshwater fishes through food exposure. *Chemosphere* 91(4), 530-535.
- Luhnstedt (2010) Stoffdatenblatt Dimethachlor (50563-36-5) Stand: 15.03.2010; aus LAWA Expertenkreis "Stoffe".
- 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.
- Smit, C.E. (2014) Memo: indicatieve normen bestrijdingsmiddelen; RIVM, A. van Leeuwenhoeklaan 9, 3721 MA Bilthoven.
- Yang, X., Guschina, I.A., Hurst, S., Wood, S., Langford, M., Hawkes, T. and Harwood, J.L. (2010) The action of herbicides on fatty acid biosynthesis and elongation in barley and cucumber. *Pest Management Science* 66(7), 794-800.

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).
- The Swiss Federal Council (2020) Waters Protection Ordinance (WPO) of 28 October 1998 (Status as of 1 April 2020).