

2016

oekotoxzentrum
centre ecotox



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

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *S-Metolachlor*

Literaturrecherche: 08.11.2012
Einarbeitung des Gutachtens und der zusätzlichen
Studien: 09.10.2013
Einarbeitung des Syngenta-Kommentars: 07.10.2014
Datenaktualisierung: 01.11.2016

1 EQS-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 0.69 µg/L (unverändert)

AQK (MAC-EQS): 3.3 µg/L (vorher 2.3 µg/L)

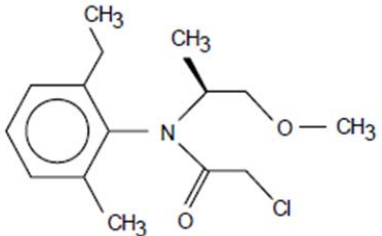
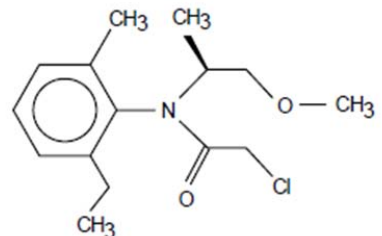
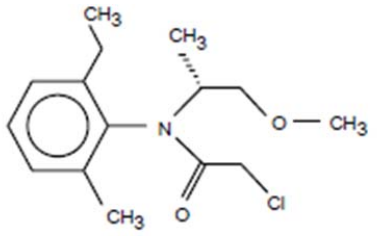
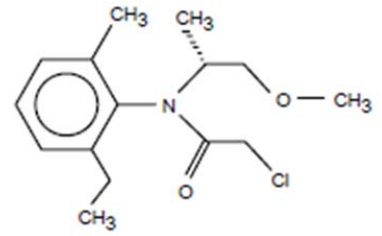
Das chronische Qualitätskriterium (CQK) und das akute Qualitätskriterium (AQK) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die Terminologie des TGD verwendet.

2 Physikochemische Parameter

In Tabelle 1 wird die Identität für Metolachlor sowie seine chemischen und physikalischen Parameter angegeben. Von Metolachlor existieren vier stabile Stereoisomere, wobei je zwei zu R-, bzw. S-Metolachlor zusammengefasst werden. R- und S-Metolachlor unterscheiden sich in ihrer Toxizität gegenüber Pflanzen, wobei das S-Enantiomer die aktive Form ist (siehe Abschnitt 3). Registrierte Produkte mit S-Metolachlor enthalten ca. 90% S-Enantiomere und ca. 10% R-Enantiomere (Poiger *et al.* 2002; US EPA 2006b). Da für die EQS-Ableitung auch Effektwerte für das razemische Gemisch von Metolachlor (Gemisch aus 50% R- und 50% S-Metolachlor) verwendet werden, wurde Tabelle 1 mit den nötigen Informationen zu den Identitäten der vier Stereoisomere ergänzt. Die chemischen und physikalischen Parameter sind für beide Enantiomere ähnlich (US EPA 2010). Wo bekannt, wird mit (exp) spezifiziert, dass es sich um experimentell erhobene Daten handelt, während es sich bei mit (est) gekennzeichneten Daten um abgeschätzte Werte handelt. Wenn keine dieser beiden Angaben hinter den Werten steht, fand sich in der zitierten Literatur keine Angabe.

Tabelle 1 Geforderte Angaben über die Identität von S-Metolachlor und vom razemischen Gemisch von R- und S-Metolachlor sowie chemische und physikalische Parameter für S-Metolachlor nach dem TGD for EQS (EC 2011). Wo möglich, wurde angegeben, ob die Daten für R-, S- oder das razemische Gemisch von Metolachlor erhoben wurden. Zusätzliche Angaben in kursiv. **exp** = experimentell erhobene Daten; **est** = geschätzte Daten

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name (S-Metolachlor)	(aRS, 1 S)-2-chloro-N-(6-ethyl-o-tolyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)acetamide	EC 2004
IUPAC Name (R-Metolachlor)	(aRS, 1 R)-2-chloro-N-(6-ethyl-o-tolyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)acetamide	EC 2004
Metolachlor (razemisches Gemisch)	c (aRS, 1 S)-2-chloro-N-(6-ethyl-o-tolyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)acetamide und (aRS, 1 R)-2-chloro-N-(6-ethyl-o-tolyl)-N-(2-methoxy-1-methylethyl)acetamide	US EPA 2006a
<i>Chemische Gruppe</i>	Chloracetanilid/Chloracetamid	Tomlin 2009
		EC 2004

<p>Strukturformel</p>	<p style="text-align: center;">S-Isomere</p>  <p style="text-align: center;">aR, 1S</p>  <p style="text-align: center;">aS, 1S</p> <p style="text-align: center;">R-Isomere</p>  <p style="text-align: center;">aR, 1R</p>  <p style="text-align: center;">aS, 1R</p>	
<p>CAS-Nummer</p>	<p>87392-12-9 (S-Isomer) 178961-20-1 (R-Isomer) 51218-45-2 (razemisches Gemisch; 50% R- und 50% S-Metolachlor)</p>	<p>EC 2004 und US EPA 2006a</p>
<p>EINECS-Nummer</p>	<p>-</p>	<p>-</p>
<p>Summenformel</p>	<p>$C_{15}H_{22}ClNO_2$</p>	<p>EC 2004</p>

SMILES-code	Cc1cccc(CC)c1N(C(=O)CCL)C(C)COC	EPI 2011
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	283.8	EC 2004
Schmelzpunkt (°C)	-61.1 (99.8% (S+R), 88.4% (S)) -40 (exp)	EC 2004; Tomlin 2009 EPI 2011
Siedepunkt (°C)	ca. 334 (99.8% (S+R), 88.4% (S)) 282 (exp)	EC 2004; Tomlin 2009 EPI 2011
Dampfdruck (Pa)	3.7 · 10 ⁻³ (25°C) 4.19 · 10 ⁻³ (25°C) (exp)	EC 2004; Tomlin 2009 EPI 2011
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	2.2 · 10 ⁻³ (25°C) 9.12 · 10 ⁻⁴ (25°C) (exp)	EC 2004; Tomlin 2009 EPI 2011
Wasserlöslichkeit (g·L ⁻¹)	4.8 · 10 ⁻¹ (25°C; pH 7.3) 5.3 · 10 ⁻¹ (20°C) (exp)	EC 2004; Tomlin 2009 EPI 2011
Dissoziationskonstante (pK _a)	-	-
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	3.13 und 2.9 (exp) 3.05 ± 0.2 (25°C; pH 7)	EPI 2011 EC 2004; Tomlin 2009
Sediment/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{oc} oder log K _p)	log K _{oc} : 2.46 (exp) log K _{oc} : 2.42 (exp, Boden, Durchschnittswert)	EPI 2011 US EPA 2006b
Hydrolysestabilität (Halbwertszeit in Tagen)	Stabil bei pH 5, 7 und 9 (25°C) > 200 Tage (pH 7.3; 25°C)	EC 2004; Tomlin 2009 Bian <i>et al.</i> 2009
Photostabilität (Halbwertszeit)	75 Tage (Xenon Lampe; 25°C; pH 7) 70 Tage (natürliches Sonnenlicht)	EC 2004 US EPA 2006b

3 Allgemeines

Anwendung: S-Metolachlor wird in der Schweiz zur Bekämpfung von unerwünschten Mono- und Dikotyledonen beim Anbau von Mais, Bohnen, Chicorée, Ölkürbissen, Chinaschilf, Zuckerrüben, Kenaf, Sojabohnen, Sonnenblumen und Sorghum eingesetzt^a. Die registrierten Pflanzenschutzmittelprodukte beinhalten als Wirkstoff entweder S-Metolachlor allein (86.5%) oder eine Kombination von S-Metolachlor und den Herbiziden Mesotrion oder Terbutylazin^a.

Wirkungsweise: S-Metolachlor gehört zur Herbizidgruppe der Chloracetanilide/Chloracetamide, die ihre toxische Wirkung durch die Hemmung der Synthese von langkettigen Fettsäuren entfalten (Schmalfluss *et al.* 1998). Dieser Wirkungsmechanismus führt dazu, dass das Wachstum von empfindlichen Pflanzen unterbunden wird, da keine Zellteilung mehr möglich ist (Tomlin 2009; Vallotton *et al.* 2008). Die Biomasseendpunkte Chlorophyll-a-Gehalt, Packed Cell Volume und optische Dichte sowie Photosynthesehemmung können die Toxizität von S-Metolachlor und Metolachlor maskieren, da die einzelnen Zellen zwar ihr Volumen vergrössern können, aber die Zellteilung unterbunden wird (Vallotton *et al.* 2008). In solchen

^a Schweizerisches Pflanzenschutzmittelverzeichnis: <http://www.blw.admin.ch/psm/wirkstoffe/index.html?lang=de>

Fällen ist es elementar, dass die Expositionsdauer lang genug ist, um in der Kontrolle mehrere Zellzyklen beobachten zu können.

Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass auch andere Wirkungsweisen zur Toxizität von S-Metolachlor beitragen (US EPA 2006b). In diesem Zusammenhang sei erwähnt, dass für das strukturverwandte Herbizid Metazachlor in einem 139 Tage dauernden Mesokosmenversuch (Mohr et al. 2008) eine deutlich geringere Empfindlichkeit von Kieselalgen (Diatomeen) im Vergleich zu Grünalgen beobachtet wurde. Ein statistischer Vergleich (Appendix II) der in diesem Dossier als valide eingestuftten ökotoxikologischen Werte bestätigt diese Beobachtung. Ein ungepaarter t-Test mit Welch's Korrektur hat für die EC50 einen statistisch signifikanten Unterschied (Mittelwerte und Varianzen) zwischen Grünalgen und höheren Pflanzen und den übrigen Primärproduzenten gefunden. Für die NOECs liegen weniger Datenpunkte zur Verfügung (10 Arten für Grünalgen und höhere Pflanzen und nur 4 Arten für übrige Primärproduzenten). Die Mittelwerte sind zwar nicht statistisch signifikant unterschiedlich, die Varianzen aber schon. Die Werte für Kieselalgen streuen von 1.7 bis 4000. Es fällt auch auf, dass für dieselbe Art in unterschiedlichen Studien enorm unterschiedliche Werte beobachtet wurden. So liegen z.B. die beiden NOECs für *Navicula pelliculosa* bei 4000 und 3.7. Bei den Grünalgen und höheren Pflanzen ist der maximale Unterschied pro Art Faktor 5.

Enantioselektive Toxizität von Metolachlor

Von Metolachlor gibt es vier Stereoisomere, wobei nur die zwei S-Enantiomere eine relevante phytotoxische Wirkung aufzeigen (Moser et al. 1982; Schmalfluss et al. 1998, 2000). Die physikochemischen Eigenschaften der Stereoisomere sind identisch (US EPA 2010). Abbildung 1 zeigt einen Vergleich der EC50 Werte für Algen und Wasserpflanzen, wo für S-Metolachlor und das razemische Gemisch Effektdaten gefunden wurden. Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass in 4 von 6 Fällen die Toxizität von S-Metolachlor höher ist als jene vom razemischen Gemisch (*A. flos-aqua* und *N. pelliculosa* wurden aus dieser Analyse ausgeschlossen, weil dort grundsätzliche Unterschiede in den Ergebnissen vorzuherrschen scheinen). Für *S. vacuolatus* kann nicht ausgeschlossen werden, dass die höhere Toxizität des razemischen Gemisches durch Empfindlichkeitsunterschiede der Algenkulturen gegenüber Metolachlor ausgelöst wird, da in den beiden Studien unterschiedliche Algenstämme verwendet wurden (Junghans et al. 2003, Vallotton et al. 2008). Auch die Effektwerte für *S. costatum* stammen aus zwei unterschiedlichen Studien (Hoberg 1994c, 1995c). Tatsächlich sind, wenn beide Effektwerte aus derselben Studie stammen, die EC50 Werte von S-Metolachlor für Algen um ungefähr den Faktor 2 tiefer als diejenigen vom razemischen Gemisch (Liu et al. 2012; Liu und

Xiong 2009 und Cai *et al.* 2012). Dasselbe gilt für *Lemna gibba*, auch wenn die Effektwerte nicht aus derselben Studie stammen (Hoberg 1994b, 1995b). Diese Resultate stehen im Einklang mit der Hypothese, dass die Toxizität von reinem S-Metolachlor doppelt so hoch sein muss wie für ein Gemisch aus je 50% R- und S-Metolachlor, wenn S-Metolachlor das toxisch aktive Isomer und R-Metolachlor inaktiv ist.

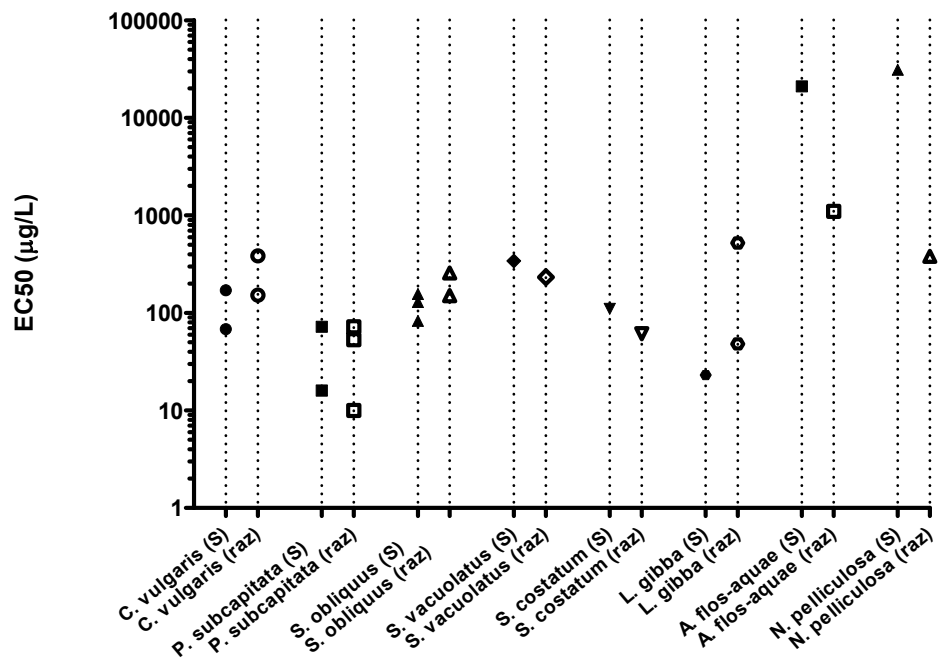


Abbildung 1 Vergleich der Toxizität von S-Metolachlor (S) und dem racemischen Gemisch (raz) auf Algen und Wasserpflanzen. Die Effektdaten stammen aus Tabelle 2 und 3. Nur als valide eingestufte Daten wurden berücksichtigt.

Allerdings enthält auch S-Metolachlor (CAS-Nummer 87392-12-9) einen gewissen Anteil an R-Metolachlor. Laut Sicherheitsdatenblatt von Syngenta (Syngenta 2000) beträgt der S-Metolachloranteil 83.7%. Gemäss Syngenta (2014) hat auch R-Metolachlor eine gewisse herbizide Aktivität, die 10-15fach tiefer sei als jene von S-Metolachlor. Daraus ergibt sich ein theoretisches Toxizitätsverhältnis von 1:1.6 zwischen S-Metolachlor und (raz)-Metolachlor. Für andere taxonomische Gruppen ist unklar, ob eine enantioselektive Toxizität vorliegt. Liu *et al.* (2006) untersuchten die Wirkung von racemischen Metolachlor und S-Metolachlor auf *Daphnia magna* in akuten und chronischen Tests. Die akute Toxizität ist vergleichbar, während für das racemische Gemisch in chronischen Tests eine bis zu 10 Mal höhere Toxizität beobachtet wurde. Die Resultate aus der chronischen Studie konnten jedoch nicht als valide eingestuft werden, da die Effektwerte ungewöhnlich tief waren im Vergleich zu anderen Studien mit *D. magna* und Unklarheiten über die tatsächlichen Testkonzentrationen bestehen. Vergleicht man die Effektwerte von S-Metolachlor

und dem razemischen Gemisch für *D. magna* aus Tabelle 2 und 3, lassen sich keine Unterschiede feststellen. Der EC50 beträgt 26'000 µg/L für S-Metolachlor (Collins 1995a, zitiert in US EPA 1997d) sowie 24'287 µg/L für das razemische Gemisch (Vilkas 1976, zitiert in US EPA 1978 & Mayer & Ellersiek 1986). Der NOEC beträgt sowohl für S-Metolachlor und dem razemischen Gemisch 4'900 µg/L. Dies ist aber auch zu erwarten, da Metolachlor in Daphnien keinen spezifischen Wirkmechanismus hat und somit auch keine Stereoselektivität auftreten kann. Es wurden keine weiteren Studien gefunden, anhand derer die Toxizität von S-Metolachlor und der razemischen Mischung vergleichend untersucht werden konnte. Eine Übersicht des aktuellen Wissens über Enantioselektivität im Kontext der Umweltrisikobewertung ist in Ye *et al.* (2010) zusammengestellt.

Die EU (EC 2004) und die US EPA (US EPA 2006a, 2006b und 2010) verwendeten in ihren Risikobewertungen zu S-Metolachlor immer auch Effektdaten vom razemischen Gemisch, da die Toxizitäten als vergleichbar eingestuft wurden. Diese Vorgehensweise wird hier insofern übernommen, als dass Effektdaten zum razemischen Gemisch verwendet werden, wo keine Daten zu S-Metolachlor für dieselbe Art vorhanden sind. Für Ableitungen von EQS auf Basis von Speziessensitivitätsverteilungen (SSD) muss jedoch der systematische Unterschied der Effektwerte in die Wahl des AF miteinfließen, da dieser die Kurve nach rechts und somit zu höheren ECx-Werten verschiebt. Um Datenlücken zu schliessen wurden daher die Toxizitätswerte für Metolachlor durch den Faktor 1.6 geteilt. Dies wurde aber nur für die empfindlichen Organismen gemacht (Algen und höhere Pflanzen), da aufgrund des auf Pflanzen beschränkten Wirkmechanismus nur da die Stereoisomerie einen Einfluss auf die Toxizität haben kann.

Analytik:

Mit GC-MS/MS konnte eine Nachweisgrenze von 14 ng L⁻¹ erreicht werden (Penetra *et al.* 2010). Mit online SPE-LC-MS/MS lag die erreichte Nachweisgrenze bei 0.44 ng L⁻¹ und die Quantifizierungsgrenze bei 1.17 ng L⁻¹ (Kampioti *et al.* 2005).

Stabilität und

Metaboliten:

Mit Halbwertszeiten für Hydrolyse und Photolyse von > 70 Tagen scheint S-Metolachlor über die üblichen Zeiträume von Biotests stabil zu sein (siehe Abschnitt 2). Daten zur chemischen Analyse von Testlösungen aus ökotoxikologischen Tests zeigen jedoch, dass die Testkonzentrationen nur bis 96 Stunden eine tolerierbare Abweichung von ± 20 % der nominalen Konzentration aufweisen (Collins 1995a, 1995b und Spare 1983a). Für alle statischen Kurzzeitexpositionen (96h) sowie für alle Tests, in denen die Testlösungen regelmässig erneuert wurden (max. Intervall von 96h), kann daher davon ausgegangen werden, dass die Testkonzentrationen stabil waren. Die analytische Validierung der Testkonzentrationen ist somit nicht als

zwingendes Kriterium für die Validität einer akuten Studie anzusehen. Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration. Andere Einflussfaktoren sind die Löslichkeit der Testsubstanz im Testmedium und das korrekte Einwiegen der Testsubstanz. Während sich die Löslichkeit anhand der Wasserlöslichkeit und der eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht-systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Daher werden alle Werte, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, gekennzeichnet. Bei deutlichen Unterschieden (Unterschied grösser als Faktor 10) zwischen Toxizitätswerten, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, und analytisch validierten Werten, sollen daher die analytisch validierten bevorzugt werden.

“Metolachlor-Ethansulfonsäure” (ESA) und “ Metolachlor-Oxanilsäure” (OA) wurden als die zwei wichtigsten Abbauprodukte von Metolachlor identifiziert (US EPA 2006b). Beide sind weniger giftig für aquatische Pflanzen als Metolachlor. Weiter ist OA leicht toxisch für Fische und Invertebraten, während ESA leicht toxisch für Fische, aber nicht giftig für Invertebraten ist (US EPA 2006b).

Existierende EQS für S-Metolachlor:

Land/ Institution	AA-EQS [µg/L]	MAC-EQS [µg/L]	Referenz
Niederlande	0.4	2.1	Niederlande 2015
Deutschland	0.2	-	Deutschland 2016
ZZV Maribor	0.27	2.7	ZZV Maribor 2010 (Slowenien)

4 Effektdatensammlung

Für S-Metolachlor und kommerzielle Formulierungen mit S-Metolachlor als (einzigem) aktiven Wirkstoff wurden Effektdaten zu Algen, Wasserpflanzen, Krebstieren, Amphibien und Fischen gefunden (Tabelle 2).

Tabelle 2 Effektdatensammlung für S-Metolachlor. Literaturdaten, die nicht den Anforderungen nach TGD for EQS (EC 2011) entsprechen, wurden in grau dargestellt. Sie wurden für die Ableitung der Umweltqualitätsziele (EQS) nicht verwendet, werden aber als zusätzliche Information aufgeführt. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED^b-Kriterien für Studien, die im Zuge der Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Studien, die von US EPA begutachtet und akzeptiert wurden, wurden mit Klimisch 1 bewertet. Der Endpunkt Wachstumsrate wurde gemäss TGD for EQS bei Algen/Cyanobakterien dem Endpunkt Biomasse vorgezogen und Letztere grau dargestellt, falls für eine Art beide Endpunkte vorhanden sind. Wo mehr als ein Effektwert zur gleichen Spezies und Endpunkt vorhanden ist, wurde der geometrische Mittelwert berechnet. Effektwerte aus Tests mit Formulierungen wurden nicht berücksichtigt, da die Wirkung von S-Metolachlor, bzw. des razemischen Gemisches in Kombination mit den Zusatzstoffen in den Formulierungen unklar ist. „>, ≥ und <“-Werte, auch wenn sie valide sind, können nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden (in grau dargestellt), dienen aber als zusätzliche Information für die Wahl des Sicherheitsfaktors. **ka** = keine Angaben; **Form.** = Formulierung; **techn.** = technische Reinheit.

EFFEKTDATENSAMMLUNG S-Metolachlor											
Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit in % (S- Metolachlor)	Validität	Referenz
akute Daten limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	96	h	EC50	=	21000	A, S	96	2	Desjardins eta al. 2004 Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	68	C, S	96	2	Liu und Xiong 2009
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	170	D, S	96	2	Cai <i>et al.</i> 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	Geom. Mittel	=	108				
Algen (Diatomea)	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC50	=	31000	A, S	96	2	Desjardins eta al. 2003 Studie liegt vor
Algen (Diatomea)	<i>Nitzschia nana</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	18'800	B, G, S	ka	3	Roubaix <i>et al.</i> 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	120	h	EC50	=	8	A, S	97.6	1	Hoberg 1995a, zitiert in US EPA 1997a, Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (neu ausgewertet um einen vergleichbaren Wert für die Berechnung eines geometrischen Mittelwerts zu erlangen)	72	h	EC50	=	23.52	A, S	97.6	1	Hoberg 1995a, zitiert in US EPA 1997a, Studie liegt vor

^b Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (Engl. *Reliability*) und Relevanz (Engl. *Relevance*) bewertet. Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C) 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. Nicht-relevante Studien (C3) wurden nicht hinsichtlich ihrer Verlässlichkeit hin untersucht.

EFFEKTDATENSAMMLUNG S-Metolachlor

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit in % (S-Metolachlor)	Validität	Referenz
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	72	A, S	88.7	1	Memmert 2006 Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Geometrischer Mittelwert Wachstumsrate	72	h	EC50	=	41.2				
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	83	D, S	96	2	Cai <i>et al.</i> 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	130	D, S	96	2	Liu <i>et al.</i> 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	156	D, S	96	2	Bian <i>et al.</i> 2009
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Geometrischer Mittelwert Biomasse (Optische Dichte)	96	h	Geom. Mittel	=	119				
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl, synchronisierte Kulturen)	24	h	EC50	=	341	B, H, S	98.4	2	Vallotton <i>et al.</i> 2008
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumsrate (OD unsynchronisierte Kulturen)	48	h	EC50	=	2'300	B, H, S	98.4	R3 C1	Vallotton <i>et al.</i> 2008
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumsrate (OD unsynchronisierte Kulturen)	48	h	EC50	=	3'000	B, H, S	98.4	R3 C1	Vallotton <i>et al.</i> 2008
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumsrate (OD unsynchronisierte Kulturen)	48	h	EC50	=	2'942	S	98.4	R3 C1	Copin <i>et al.</i> 2016
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Wachstumsrate	7	d	EC50	=	62	A, R	98.9	1	Teixera 2006 Studie liegt vor
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl	14	d	EC50	=	21	A, S	97.6	1	Hoberg 1995b, zitiert in US EPA 1997b
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht	14	d	EC50	=	25	A, S	97.6	1	Hoberg 1995b, zitiert in US EPA 1997b
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronddichte und Trockengewicht	14	d	EC50	=	23	A, S	97.6	1	Hoberg 1995b, liegt vor
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzzahl)	14	d	EC50	=	32.6	A, S	97.6	1	Hoberg 1995b, neu ausgewertet nach OECD 221
Höhere Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Wachstumsrate (Sprossnassgewicht)	7	d	EC50	=	65	A, R	98.9	1	Teixera 2005 Studie liegt vor
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Mortalität	96	h	EC50	=	11'780	A, S	98.4	R4 C1	Maazouzi <i>et al.</i> 2016
Krebstiere	<i>Niphargus rhenorhodanensis</i>	Mortalität	96	h	EC50	=	36'940	11°C, A, S	98.4	R4 C1	Maazouzi <i>et al.</i> 2016
Krebstiere	<i>Niphargus rhenorhodanensis</i>	Mortalität	96	h	EC50	=	42'900	15°C, A, S	98.4	R4 C1	Maazouzi <i>et al.</i> 2016
Krebstiere	<i>Daphnia longispina</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	18'710	C, S	kA	R2 C1	Neves <i>et al.</i> 2015
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	26'000	A, S	97.6	1	Collins 1995a, zitiert in US EPA 1997d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	51'200	C, S	96	2	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	4'800	A, S	97.6	1	Collins 1995a, zitiert in US EPA 1997d
Krebstiere	<i>Gammarus cf. orinos</i>	Mortalität	96	h	EC50	=	11'210	A, S	98.4	R4 C1	Maazouzi <i>et al.</i> 2016
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	96	h	EC50	=	8'470	11°C, A, S	98.4	R4 C1	Maazouzi <i>et al.</i> 2016
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	96	h	EC50	=	10'590	15°C, A, S	98.4	R4 C1	Maazouzi <i>et al.</i> 2016

EFFEKTDATENSAMMLUNG S-Metolachlor

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit in % (S-Metolachlor)	Validität	Referenz
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>11'900</u>	A, S	97.6	1	Collins 1995b, zitiert in US EPA 1997e
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	2'500	A, S	97.6	1	Collins 1995b, zitiert in US EPA 1997e
akute Daten marin											
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i> (ehemals <i>Vibrio fischeri</i>)	Inhibition der Lumineszenz	15	min	IC50	=	178'400		98.4	R4 C1	Joly et al. 2013
Algen (Diatomea)	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	EC50	=	<u>110</u>	A, E, S	97.6	1	Hoberg 1995c, zitiert in US EPA 1997c Studie liegt vor
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (ehemals <i>Mysidopsis bahia</i>)	Mortalität	96	h	LC50	=	1'410	A, S	techn.	3	Spare 1983a, zitiert in US EPA 1997f
Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i> (Embryo)	Abnormalität der Larven	24	h	EC50	>	10	A,S,	kA	R3 C1	Mai et al. 2012
chronische und subchronische Daten limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse und Wachstumsrate (Zellzahl)	96	h	NOEC	=	<u>9'600</u>	A, S	96	2	Desjardins et al. 2004 Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	NOEC	=	<u>40</u>	C,S	96	2	Liu und Xiong 2009
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Katalaseaktivität	96	h	NOEC	≤	10	C,S	96	2	Liu und Xiong 2009
Algen (Chloropyhta)	<i>Nitzschia nana</i>	Biomasse (Optische Dichte)	96	h	LOEC	=	11'850	A, G, S	kA	3	Roubaix et al. 2012
Algen (Diatomea)	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	NOEC	=	<u>4'000</u>	A, S	96	2	Desjardins et al. 2003 Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	1.5	A, S	97.6	2	Hoberg 1995a, zitiert in US EPA 1997a Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (neu ausgewertet um einen vergleichbaren Wert für die Berechnung eines geometrischen Mittelwerts zu erlangen)	120	h	NOEC	=	5.5	A, S	97.6	2	Hoberg 1995a, zitiert in US EPA 1997a Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (neu ausgewertet um einen vergleichbaren Wert für die Berechnung eines geometrischen Mittelwerts zu erlangen)	72	h	NOEC	=	<u>3</u>	A, S	97.6	2	Hoberg 1995a, zitiert in US EPA 1997a Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	16	A, S	88.7	1	Memmert 2006 Studie liegt vor
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Geometrischer Mittelwert Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	<u>6.9</u>				
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Wachstumsrate	7	d	NOEC	=	<u>29</u>	A, R	98.9	1	Teixera 2006 Studie liegt vor
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht	14	d	NOEC	=	<u>7.6</u>	A, S	97.6	1	Hoberg 1995b, zitiert in US EPA 1997a Studie liegt vor
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl	14	d	NOEC	=	7.6	A, S	97.6	1	Hoberg 1995b, zitiert in US EPA 1997a Studie liegt vor
Höhere Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Wachstumsrate (Sprosslänge)	7	d	NOEC	=	10	A, R	98.9	1	Teixera 2005 Studie liegt vor
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Länge	21	d	NOEC	=	<u>4'900</u>	kA	kA	1	US EPA (2006b)
Krebstiere	<i>Daphnia longispina</i>	Totale Anzahl Nachkommen	21	d	EC10	=	3'840	C, S	kA	R2 C1	Neves et al. 2015
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Anzahl Nachkommen pro Weibchen	21	d	NOEC	=	100	C, K, R	96	3	Liu et al. 2006

EFFEKTDATENSAMMLUNG S-Metolachlor

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit in % (S-Metolachlor)	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Länge	21	d	NOEC	=	500	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Überlebensdauer	21	d	NOEC	=	5'000	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Anzahl Bruten pro Weibchen	21	d	NOEC	=	5'000	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Tage bis zur 1. Brut	21	d	NOEC	≥	15'000	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Länge	21	d	EC50	=	14'000	kA	kA	1	US EPA (2010)
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Schädigung des Thymus	60	d	NOEC	≤	0.22	A, M, R	88	3	Hayes <i>et al.</i> 2006, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Mortalität	60	d	NOEC	≥	0.22	A, M, R	88	3	Hayes <i>et al.</i> 2006, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Zeit bis Metamorphose	60	d	NOEC	≥	0.22	A, M, R	88	3	Hayes <i>et al.</i> 2006, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Gewicht	60	d	NOEC	≥	0.22	A, M, R	88	3	Hayes <i>et al.</i> 2006, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Grösse	60	d	NOEC	≥	0.22	A, M, R	88	3	Hayes <i>et al.</i> 2006, zitiert in US EPA 2010
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Early life stage Test)	Trockengewicht	35	d	NOEC	=	<u>30</u>	A, F	98.6	1	Sousa 1999, zitiert in US EPA 2000a
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Early life stage Test)	Nassgewicht	35	d	NOEC	=	56	A, F	98.6	1	Sousa 1999, zitiert in US EPA 2000a
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Early life stage Test)	Länge	35	d	NOEC	=	110	A, F	98.6	1	Sousa 1999, zitiert in US EPA 2000a
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Early life stage Test)	Mortalität	35	d	NOEC	≥	870	A, F	98.6	1	Sousa 1999, zitiert in US EPA 2000a
chronische und subchronische Daten marin											
Algen (Diatomea)	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	<u>21</u>	A, E, S	97.6	1	Hoberg 1995c, zitiert in US EPA 1997b Studie liegt vor
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Länge der Weibchen	28	d	NOEC	=	<u>130</u>	A, F	98.6	1	Lima 1999, zitiert in US EPA 2000b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Reproduktion	28	d	NOEC	=	250	A, F	98.6	1	Lima 1999, zitiert in US EPA 2000b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Trockengewicht der Weibchen	28	d	NOEC	=	130	A, F	98.6	1	Lima 1999, zitiert in US EPA 2000b
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	28	d	NOEC	≥	510	A, F	98.6	1	Lima 1999, zitiert in US EPA 2000b
Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i> (Embryo)	Gentoxizität (p>0.05)	24	h	NOEC	<	0.01	A,S,	kA	R3 C3	Mai <i>et al.</i> 2014
Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i> (Spermien)	Gentoxizität (p>0.05)	24	h	NOEC	<	0.01	A,S,	kA	R3 C3	Mai <i>et al.</i> 2014
Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i> (Sperma)	Abnormalität der Larven (p>0.05)	24	h	NOEC	<	0.01	A,S,	kA	R3 C3	Mai <i>et al.</i> 2014
Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i> (Embryo)	Abnormalität der Larven (p>0.001)	24	h	NOEC	=	1	A,S,	kA	R3 C3	Mai <i>et al.</i> 2012
Tests mit Formulierungen											
chronische und subchronische Daten limnisch											
Amphibien	<i>Bufo americanus</i>	Gewicht	kA	d	NOEC	≥	0.2	D, L, R	Form.	3	Williams und Semlitsch 2010

EFFEKTDATENSAMMLUNG S-Metolachlor											
Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit in % (S- Metolachlor)	Validität	Referenz
Amphibien	<i>Bufo americanus</i>	Entwicklungszeit	kA	d	NOEC	≥	0.2	D, L, R	Form.	3	Williams und Semlitsch 2010
Amphibien	<i>Bufo americanus</i>	Mortalität	kA	d	NOEC	≥	0.2	D, L, R	Form.	3	Williams und Semlitsch 2010
Multispeziesetest											
chronische und subchronische Daten limnisch											
Algen	div. Diatomeen	Abundanz (Chlorophyll c)	6	d	NOEC	≤	3.35	A, N, S	Form.	2	Debenest <i>et al.</i> 2009

A Gemessene Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet

C Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, keine chemische Analyse durchgeführt

D Keine Angabe darüber ob nominale oder gemessene Konzentration verwendet wurde

E keine Angaben über Salinität

F Durchfluss

G Effektwert ca. 100x höher als bei anderen, vergleichbaren Studien mit Algen.

H Tests mit synchronisierten Algenkulturen über 24 Stunden haben eine vergleichbare Empfindlichkeit wie standardisierte Tests (Faust *et al.* 2001).

J Salinität: 25 - 30 Promille

K Unklar, wann die Testkonzentrationen erneuert wurden. Nach OECD Guideline 211 müssen die Testkonzentrationen maximal alle 3 Tage erneuert werden.

L Metamorphosetest ausgeführt mit der kommerziellen Formulierung DUAL II Magnum (82.4% S-Metolachlor, substituierte Benzoxazinsäure).

M Metamorphosetest mit 88% S-Metolachlor und 12% R-Metolachlor.

N Mit kommerzieller Formulierung (960 g/L S-Metolachlor)

R Semi-statisch

S Statisch

Für das racemische Metolachlor und kommerzielle Formulierungen mit racemischem Metolachlor als (einzigem) aktiven Wirkstoff wurden Effekt Daten zu Cyanobakterien, Algen, Wasserpflanzen, Krebstieren, Amphibien, Nesseltieren und Fischen gefunden (Tabelle 3).

Tabelle 3 Effektdatensammlung für das razemische Gemisch von Metolachlor. Literaturdaten, die nicht die Anforderungen nach TGD for EQS (EC 2011) erfüllen, wurden in grau dargestellt. Sie wurden für die Ableitung der Environmental Quality Standards (EQS) nicht verwendet, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED^c-Kriterien für Studien, die im Zuge der Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Der Endpunkt Wachstumsrate wurde gemäss TGD for EQS bei Algen/Cyanobakterien dem Endpunkt Biomasse vorgezogen und Letztere grau dargestellt, falls für eine Art beide Endpunkte vorhanden sind. Studien, die von US EPA begutachtet und akzeptiert wurden, wurden mit Klimisch 1 bewertet. Wo mehr als ein Effektwert zur gleichen Spezies und Endpunkt vorhanden ist, wurde der geometrische Mittelwert berechnet. Effektwerte aus Tests mit Formulierungen wurden nicht berücksichtigt, da die Wirkung von S-Metolachlor, bzw. des razemischen Gemisches in Kombination mit den Zusatzstoffen in den Formulierungen unklar ist. „>, ≥ und <“-Werte, auch wenn sie valide sind, können nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden (in grau dargestellt), dienen aber als zusätzliche Information für die Wahl des Sicherheitsfaktors. **ka** = keine Angaben; **Form.** = Formulierung; **analyt.** = analytische Reinheit; **techn.** = technische Reinheit; **DO** = gelöster Sauerstoff.

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)											
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
akute Daten limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena cylindrica</i>	Wachstum (Optische Dichte)	72	h	EC50	≥	5'000	C, S	99.3	4	Day und Hodge 1996
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	EC50	=	1'100	D, S	97.3	1	Hoberg 1994a, zitiert in US EPA 1995a
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	≥	3'000	B, E, S	95	3	Fairchild <i>et al.</i> 1998
Cyanobakterien	<i>Microcystis</i> sp.	Wachstum (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	≥	3'000	B, E, S	95	3	Fairchild <i>et al.</i> 1998
Algen (Diatomea)	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	8551	C, S, V	98	2	Larras <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Chlamydomonas moewssi</i>	Zellzahl	12	d	EC50	≥	6'300	D, S	> 95	3	Kotrikla <i>et al.</i> 1997
Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Wachstum (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	1'138	B, E, S	95	3	Fairchild <i>et al.</i> 1998
Algen	<i>Chlorella fusca</i>	Zellzahl	12	d	EC50	=	103.95	D, S	> 95	3	Kotrikla <i>et al.</i> 1997
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	152	C, S	96	2	Liu und Xiong 2009
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	383	D, S	96	2	Cai <i>et al.</i> 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	Geom. Mittel	=	241				
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	203	B, E, S	95	3	Fairchild <i>et al.</i> 1998
Algen (Diatomea)	<i>Craticula accomoda</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	30147	C, S, V	98	2	Larras <i>et al.</i> 2012
Algen (Diatomea)	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	3476	C, S, V	98	2	Larras <i>et al.</i> 2012
Algen (Diatomea)	<i>Encyonema silesiacum</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	6399	C, S, V	98	2	Larras <i>et al.</i> 2012

^c Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (Engl. *Reliability*) und Relevanz (Engl. *Relevance*) bewertet. Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C) 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. Nicht-relevante Studien (C3) wurden nicht hinsichtlich ihrer Verlässlichkeit hin untersucht.

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)

Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
Algen (Diatomea)	<i>Fragilaria ulna</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	3314	C, S, V	98	2	Larras et al. 2012
Algen (Diatomea)	<i>Gomphonema parvulum</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	4054	C, S, V	98	2	Larras et al. 2012
Algen (Diatomea)	<i>Mayamaea fossalis</i>	Wachstumsrate (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	10313	C, S, V	98	2	Larras et al. 2012
Algen (Diatomea)	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	EC50	=	380	A, S	97.3	1	Hoberg 1995d, zitiert in US EPA 1995c
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	120	h	EC50	=	10	A, S	97.3	1	Hoberg 1995e, zitiert in US EPA 1995d
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Zellzahl (geometrisches Mittel aus 55.5 und 50.9 µg/l)	96	h	EC50	=	53	C, S	techn.	2	St. Laurent et al. 1992
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Zellzahl	72	h	EC50	=	72	D, S	analyt.	2	Sbrilli et al. 2005
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	77	C, S	techn.	4	Fairchild et al. 1997
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	=	84	B, E, S	95	3	Fairchild et al. 1998
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum (Optische Dichte)	72	h	EC50	=	48.2	C, G, H, S	99.3	3	Day and Hodge 1996
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	150	D, S	96	2	Cai et al. 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	256	D, S	96	2	Liu et al. 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	Geom. Mittel	=	196				
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstum (Chlorophyllfluoreszenz)	96	h	EC50	≥	3'000	B, E, S	95	3	Fairchild et al. 1998
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus vacuolatus</i> (synchr. Kulturen)	Zellzahl	24	h	EC50	=	232	A, J, S	97	2	Junghans et al. 2003
Höhere Wasserpflanzen	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Nassgewicht	14	d	EC50	=	70	C, E, S	95	3	Fairchild et al. 1998
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Nassgewicht	14	d	EC50	=	2'355	C, E, S	95	3	Fairchild et al. 1998
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht	7	d	EC50	=	766	C, S	99.3	2	Day und Hodge 1996
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl	14	d	EC50	=	48	A, S	97.3	1	Hoberg 1994b, zitiert in US EPA 1995b
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl	7	d	EC50	=	522	C, G, S	99.3	2	Day und Hodge 1996
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzzahl	96	h	EC50	=	343	C, S	techn.	4	Fairchild et al. 1997

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)

Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzzahl	96	h	EC50	=	360	C, E, S	95	3	Fairchild <i>et al.</i> 1998
Höhere Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Nassgewicht	14	d	EC50	≥	3'000	C, E, S	95	3	Fairchild <i>et al.</i> 1998
Höhere Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Frischgewicht	14	d	EC50	=	607	C, S, H	Techn.	3	Roshon 1997
Höhere Wasserpflanzen	<i>Najas sp.</i>	Nassgewicht	14	d	EC50	=	242	C, E, S	95	3	Fairchild <i>et al.</i> 1998
Höhere Wasserpflanzen	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Photosyntheseaktivität (DO)	3	h	EC50	≥	10	C, S	techn.	4	Fleming <i>et al.</i> 1995
Höhere Wasserpflanzen	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Photosyntheseaktivität (DO)	3	h	NOEC	≤	10	C, S	techn.	4	Fleming <i>et al.</i> 1995
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	1'100	A, T, S	kA	2	Foster <i>et al.</i> 1998
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	23'500	D, S	95.4	2	Mayer und Ellersieck 1986
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	25'100	D, S	techn.	1	Vilkas 1976, zitiert in US EPA 1978
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität/ Immobilisierung	48	h	Geom. Mittel	=	24'287				
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	4'250	D, S	kA	4	Ronco <i>et al.</i> 2000
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	13'000	C, S	97.2	4	Wan <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	NOEC	=	5'600	D, kA	techn.	1	Vilkas 1976, zitiert in US EPA 1978
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	69'400	C, S	95.3	2	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	6'000	C, S	97.2	4	Wan <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Orconectes rusticus</i>	Fortbewegungsgeschwindigkeit	96	h	NOEC	=	50	C, R	kA	3	Wolf und Moore (2002)
Krebstiere	<i>Orconectes rusticus</i>	Reaktion auf olfaktorische Stimuli	96	h	NOEC	≤	25	C, R	kA	3	Wolf und Moore (2002)
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Mortalität	96	h	LC50	=	13'282	A, S	> 97	2	Osano <i>et al.</i> 2002a
Insekten	<i>Chironomus plumosus</i> (Larve)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	3'800	D, S	95.4	2	Mayer und Ellersieck 1986
Insekten	<i>Chironomus tentans</i> (Larve)	Immobilisierung	72	h	NOEC	=	100	C, S	97	3	Jin-Clark <i>et al.</i> 2007
Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i> (Kaulquappe)	Mortalität	96	h	LC50	=	14'000	C, S	97.2	3	Wan <i>et al.</i> 2006
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i> (Embryo)	Mortalität	96	h	LC50	=	13'600	D, H, R	99	3	Osano <i>et al.</i> 2002b
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i> (Embryo)	Missbildungen	96	h	EC50	=	76'101	D, H, R	99	3	Osano <i>et al.</i> 2002b
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i> (Embryo)	Wachstum	96	h	NOEC	=	12'487	D, H, R	99	3	Osano <i>et al.</i> 2002b
Nesseltiere	<i>Hydra attenuata</i>	Mortalität	96	h	EC50	≥	45'000	D, S	kA	4	Ronco <i>et al.</i> 2000
Fische	<i>Carassius carassius</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	4'900	D, S	techn.	1	Sachsse und Ullman 1974, zitiert in US EPA 1977 und US EPA 2010
Fische	<i>Carassius carassius</i>	Mortalität	96	h	NOEC	≤	2'100	D, S	techn.	4	OPP 2012

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>4'900</u>	D, S	techn.	1	Sachsse und Ullman 1974, zitiert in US EPA 1977 und US EPA 2010
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	1'000	D, S	techn.	1	Sachsse und Ullman 1974, zitiert in US EPA 1977 und US EPA 2010
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>8'600</u>	D, S	techn.	1	Sachsse und Ullman 1974, zitiert in US EPA 1977 und US EPA 2010
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	NOEC	≤	6'500	D, S	techn.	4	OPP (2012)
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>3'200</u>	A, S	66% S-Met.	1	Spare 1983b, zitiert in US EPA 1996a
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>10'000</u>	D, S	techn.	1	Buccafusco 1978a, zitiert in US EPA 1978a und US EPA 2010
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	Geom. Mittel	=	<u>5'657</u>				
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	ca. 15'000	D, S	techn.	3	Sachsse und Ullman 1974, zitiert in US EPA 1977 und US EPA 2010
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	1'500	A, S	66% S-Met.	1	Spare 1983b, zitiert in US EPA 1996a
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	6'000	D, S	kA	1	Buccafusco 1978a, zitiert in US EPA 2010
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>3'900</u>	D, S	techn.	1	Buccafusco 1978b, zitiert in US EPA 1978b und US EPA 2010
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	2'000	kA	kA	4	e-toxBase (2012)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	13'000	C, S	97.2	4	Wan et al. 2006
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	ca. 2'000	D, S	techn.	3	Sachsse und Ullman 1974, zitiert in US EPA 1977 und US EPA 2010
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	2'800	D, S	techn.	1	Buccafusco 1978b, zitiert in US EPA 1978b und US EPA 2010
Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	9'000	C, S	97.2	4	Wan et al. 2006
Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	13'000	C, S	97.2	4	Wan et al. 2006
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	8'000	D, S	95.4	2	Mayer und Ellersieck 1986
akute Daten marin											
Bakterien	<i>Allivibrio fischeri</i>	Lumineszenz	0.25	h	EC50	=	215'001	C, H, S	> 97	3	Osano et al. 2002a
Bakterien	<i>Allivibrio fischeri</i>	Genotoxizität	16	h	LOEC	=	34'155	C, H, S	> 97	3	Osano et al. 2002a
Algen (Diatomea)	<i>Skeletonema costatum</i>	Zellzahl	120	h	EC50	=	<u>61</u>	A, M, S	97.3	1	Hoberg 1994c, zitiert in US EPA 1995e
Algen (Chloropyhta)	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Zelldichte	120	h	EC50	=	1470	C, S, X	Pestanal	3	Thakkar et al. 2013
Algen (Diatomea)	<i>Dytilum brightwellii</i>	Chlorophyll a Gehalt	72	h	EC50	=	423	C, S, W	Pestanal	3	Ebenezer et. al. 2012
Algen (Dinoflagellata)	<i>Prorocentrum minimum</i>	Chlorophyll a Gehalt	72	h	EC50	=	73	C, S, W	Pestanal	3	Ebenezer et. al. 2012
Algen (Chloropyhta)	<i>Tetraselmis suecia</i>	Chlorophyll a Gehalt	72	h	EC50	=	21300	C, S, W	Pestanal	3	Ebenezer et. al. 2012
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>4'900</u>	A, N, F	97.3	1	Machado 1994a, zitiert in US EPA 1995f

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	2'300	A, N, F	97.3	1	Machado 1994a, zitiert in US EPA 1995f
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	EC50	=	1'600	A, N, F	97.3	1	Dionne 1994, zitiert in US EPA 1995h
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	NOEC	=	710	A, N, F	97.3	1	Dionne 1994, zitiert in US EPA 1995h
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	48	h	LC50	=	9'800	A, N, F	97.3	3	Machado 1994b, zitiert in US EPA 1995g
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	48	h	NOEC	=	3'600	A, N, F	97.3	1	Machado 1994b, zitiert in US EPA 1995g
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	7'900	A, O, F	97	3	Ward 1980, zitiert in US EPA 1994a
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	4'400	A, O, F	97	3	Ward 1980, zitiert in US EPA 1994a
chronische und subchronische Daten limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	63	D, S	97.3	1	Hoberg 1994a, zitiert in US EPA 1995a
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlamydomonas moewssi</i>	Zellzahl	12	d	NOEC	≥	63	D, S	> 95	3	Kotrikla et al. 1997
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	NOEC	=	40	C,S	96	2	Liu und Xiong 2009
Algen (Chloropyhta)	<i>Chlorella vulgaris</i>	Katalaseaktivität	96	h	NOEC	≤	10	C,S	96	2	Liu und Xiong 2009
Algen (Diatomea)	<i>Navicula pelliculosa</i>	Biomasse (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	3.7	A, S	97.3	1	Hoberg 1995d, zitiert in US EPA 1995c
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	120	h	NOEC	=	0.7	A, S	techn.	1	Hoberg 1995e, zitiert in US EPA 1995d
Algen (Chloropyhta)	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Zellzahl	72	h	NOEC	=	30	D, S	analyt.	2	Sbrilli et al. 2005
Algen (Chloropyhta)	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Zellzahl	24	h	NOEC	=	120	A, J, S	97	2	Junghans et al. 2003
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl	14	d	NOEC	=	8.4	A, S	97.3	1	Hoberg 1994b, zitiert in US EPA 1995b
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzzahl	96	h	NOEC	=	187	D, S	techn.	4	Fairchild et al. 1997
Höhere Wasserpflanzen	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Frischgewicht	14	d	NOEC	=	36.9	C, S, H	Techn.	3	Roshon 1997
Höhere Wasserpflanzen	<i>Spartina alterniflora</i>	Trockengewicht	10	d	NOEC	=	250	C, S	98	4	Walsh et al. 1991
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Länge	21	d	NOEC	=	4'900	A, F	97.2	1	Palmer et al. 1994, zitiert in US EPA 2005
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	4'900	A, F	97.2	1	Palmer et al. 1994, zitiert in US EPA 2005
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21	d	NOEC	=	9'400	A, F	97.2	1	Palmer et al. 1994, zitiert in US EPA 2005
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum oder Reproduktion (unklar)	21	d	NOEC	=	3'200	A, F	97	4	Putt 1995, zitiert in US EPA 1996c
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	21	d	NOEC	=	520	D, S	96.4	4	OPP (2012)

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)

Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	1	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	3'000	B, R	96.4	3	Rufli 1989, zitiert in US EPA 1994b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Länge	21	d	NOEC	=	500	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Lebensdauer	21	d	NOEC	=	500	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Anzahl Brut pro Weibchen	21	d	NOEC	=	500	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	21	d	NOEC	=	3'000	B, R	96.4	3	Rufli 1989, zitiert in US EPA 1994b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Tage bis zur Brut	21	d	NOEC	≥	15'000	C, K, R	96	3	Liu <i>et al.</i> 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21	d	LC50	=	12'400	A, F	97.2	1	Palmer <i>et al.</i> 1994, zitiert in US EPA 2005
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	21	d	EC50	=	6'800	B, R	96.4	3	Rufli 1989, zitiert in US EPA 1994b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	EC50	≥	3'000	B, R	96.4	3	Rufli 1989, zitiert in US EPA 1994b
Amphibien	<i>Limnodynastes tasmaniensis</i> (Metamorphosetest)	Wachstum	28	d	NOEC	≥	10'000	A, R	99.5	2	Spolyarich <i>et al.</i> 2010
Amphibien	<i>Limnodynastes tasmaniensis</i> (Metamorphosetest)	Entwicklung	28	d	NOEC	≥	10'000	A, R	99.5	2	Spolyarich <i>et al.</i> 2010
Amphibien	<i>Limnodynastes tasmaniensis</i> (Metamorphosetest)	Geschlechterverhältnis	28	d	NOEC	≥	10'000	A, R	99.5	2	Spolyarich <i>et al.</i> 2010
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Life-Cycle Test)	Mortalität	35	d	NOEC	=	780	A, P, F	97.4	3	Anonym 1978, zitiert in US EPA 1993
chronische und subchronische Daten marin											
Algen (Pelagophyceae)	<i>Aureococcus anophagefferens</i>	Wachstumsrate	120	h	NOEC	=	1000	C, S, X	Pestanal	2	Thakkar <i>et al.</i> 2013
Algen (Chloropyhta)	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Zelldichte	120	h	NOEC	=	500	C, S, X	Pestanal	2	Thakkar <i>et al.</i> 2013
Algen (Diatomea)	<i>Dytilum brightwellii</i>	Chlorophyll a Gehalt	72	h	NOEC	=	2.5	C, S, W	Pestanal	3	Ebenezer <i>et al.</i> 2012
Algen (Dinoflagellata)	<i>Prorocentrum minimum</i>	Chlorophyll a Gehalt	72	h	EC10	=	12	C, S, W	Pestanal	3	Ebenezer <i>et al.</i> 2012
Algen (Diatomea)	<i>Skeletonema costatum</i>	Zellzahl	120	h	NOEC	=	1.7	A, M, S	97.3	1	Hoberg 1994c, zitiert in US EPA 1995e
Algen (Chloropyhta)	<i>Tetraselmis suecia</i>	Chlorophyll a Gehalt	72	h	NOEC	=	88	C, S, W	Pestanal	3	Ebenezer <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> ((Early life stage test)	Länge	26	d	NOEC	=	1'000	A, Q, F	97	3	Ward 1980, zitiert in US EPA 1994a
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (Early life stage test)	Mortalität	22	d	NOEC	=	2'200	A, Q, F	97	3	Ward 1980, zitiert in US EPA 1994a
Mikro- und Mesokosmen											
Algen	Periphyton	Abundanz	36	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Algen	Phytoplankton	Abundanz	35	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia</i> sp.	Abundanz	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Krebstiere	<i>Daphnia pulex</i>	Abundanz	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Krebstiere	<i>Leptodiptomus minutus</i>	Abundanz	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Krebstiere	<i>Skistodiptomus oregonensis</i>	Abundanz	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Hyla versicolor</i>	Zeit bis zur Metamorphose	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Hyla versicolor</i>	Mortalität	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Hyla versicolor</i>	Gewicht bei Metamorphose	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Zeit bis zur Metamorphose	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Mortalität	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Amphibien	<i>Rana pipiens</i>	Gewicht bei Metamorphose	57	d	NOEC	≥	7.4	A, S	97.1	3	Relyea 2009, zitiert in US EPA 2010
Tests mit Formulierungen											
akute Daten limnisch											
Algen	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Photosyntheseinhibition (Quantum Yield)	96	h	EC50	=	78.3	D, S	Form.	4	Juneau <i>et al.</i> 2001
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	18'926	D, S	Form.	3	Ma <i>et al.</i> 2002
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	12'171	D, S	Form.	3	Ma und Liang 2001
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	2'754	D, S	Form.	3	Ma <i>et al.</i> 2006
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	19'381	D, S	Form.	3	Ma und Liang 2001
Krebstiere	<i>Daphnia longispina</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	37650	C, S, Total active Ingredients	Form	R2 C3	Neves <i>et al.</i> 2015
Krebstiere	<i>Daphnia longispina</i>	Immobilisation	48	h	EC50	=	23530	C, S, Toxicity of S-Metolachlor	Form	R2 C3	Neves <i>et al.</i> 2015
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	=	681	D, S	Form.	2	Ma <i>et al.</i> 2003
chronische und subchronische Daten limnisch											
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC10	=	4'392	D, S	Form.	3	Ma <i>et al.</i> 2002
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC10	=	17.3	D, S	Form.	2	Ma <i>et al.</i> 2003
Höhere Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Blattzahl	28	d	NOEC	=	10	D, S	Form.	3	Göncz und Sencic 1994
Höhere Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Chlorophyll(b)gehalt	28	d	EC50	=	50	D, S	Form.	3	Göncz und Sencic 1994

EFFEKTDATENSAMMLUNG Metolachlor (razemisches Gemisch)

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Notiz	Reinheit (%)	Validität	Referenz
Höhere Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Chlorophyll(a)gehalt	28	d	EC50	=	80	D, S	Form.	3	Göncz und Sencic 1994
Höhere Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Blattzahl	28	d	EC50	=	75	D, S	Form.	3	Göncz und Sencic 1994
Höhere Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Nassgewicht	28	d	EC50	=	150	D, S	Form.	3	Göncz und Sencic 1994
Höhere Wasserpflanzen	<i>Salvinia natans</i>	Stiellänge	28	d	EC50	=	550	D, S	Form.	3	Göncz und Sencic 1994
Krebstiere	<i>Daphnia longispina</i>	Entwicklungsverzögerung	21	d	EC10	=	3840	C, S, Total active Ingredients	Form	R2 C3	Neves et al. 2015
Krebstiere	<i>Daphnia longispina</i>	Entwicklungsverzögerung	21	d	EC10	=	3090	C, S, Toxicity of S-Metolachlor	Form	R2 C3	Neves et al. 2015

A Gemessene Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet

B Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung $\pm 20\%$ der nominalen Konzentration

C Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, keine chemische Analyse durchgeführt

D Keine Angabe darüber ob nominale oder gemessene Konzentration verwendet wurde

E Unterschiedliche Lösungsmittelkonzentrationen in den einzelnen Verdünnungen.

F Durchfluss

G Arithmetisches Mittel aus 3 Replikaten.

H Lösungsmittelmenge $> 0.01 \text{ vol}\%$

J Tests mit synchronisierten Algenkulturen über 24 Stunden haben eine vergleichbare Empfindlichkeit wie standardisierte Tests (Faust *et al.* 2001).

K Tatsächliche Testkonzentrationen unklar, da diese nur alle 7 Tage ersetzt und keine chemischen Analysen durchgeführt wurden.

L Mit filtriertem Kanalwasser. Testkonzentration nur zu Beginn des Experimentes gemessen. In US EPA 2010 für RA verwendet.

M Keine Angaben über Salinität.

N Salinität: 31-32 Promille

O Salinität: 20 – 24 Promille

P Testkonzentrationen nicht konstant gehalten.

Q Salinität: 13 – 22 Promille

R Semi-statisch

S Statisch

T Mit verdünntem Mineralwasser. Testkonzentration nur zu Beginn des Experimentes gemessen.

U Chlorophyll a Gehalt genommen, weil die Zellen verklumpten und daher Zellzahl nicht auswertbar war. Validität 3da für Chloracetanilide Zellzahl empfindlicher ist (Bildung von Riesenzellen). Ansonsten fehlt auch eine Angabe über die Bestimmung von Chlorophyll a.

V Zellen während des Tests nicht in Suspension gehalten. Da es sich aber um benthische und nicht um pelagische Algen handelt ist das kein Kriterium für eine Invalidation der Studie.

W Chlorophyll a ist kein sensitiver Endpunkt für die Wirkung von Metolachlor auf Algen, da es Effekte auf die Zellteilung maskieren kann.

X Konzentrations-Wirkungsfit nicht gut – siehe Tabelle A6

5 Grafische Darstellung der Effektdaten

Die Primärproduzenten Algen und Wasserpflanzen reagieren eindeutig am empfindlichsten auf S-Metolachlor und das razemische Gemisch (Abbildung 2). Dies gilt sowohl für die Kurzzeit- als auch die Langzeittoxizität.

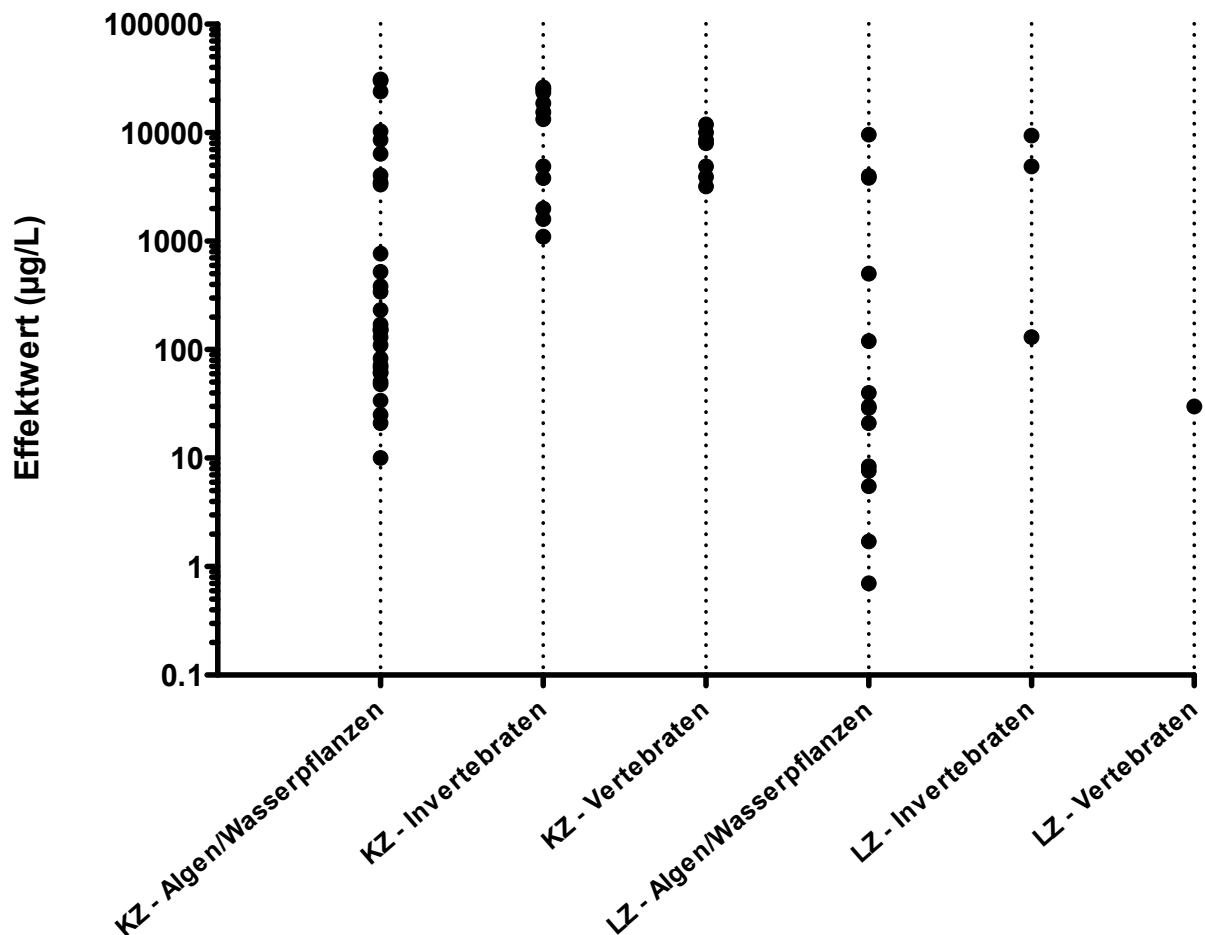


Abbildung 2 Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit (KZ)- und Langzeit (LZ)-Effektdaten aus Tabelle 2 und 3 für S-Metolachlor und das razemische Gemisch (limnisch und marin). Es sind die Originaldaten, keine geometrischen Mittelwerte, abgebildet. KZ – Algen/Wasserpflanzen enthält auch Daten zu Bakterien. Die Standardabweichung der log-transformierten akuten EC50 und LC50 Werte beträgt 1.04.

5.1 Vergleich marine/limnische Organismen

Aus den beschränkten Daten zur Toxizität von S-Metolachlor und dem razemischen Gemisch gegenüber marinen Organismen konnte keine besondere Empfindlichkeit im Vergleich mit limnischen Arten ausgemacht werden. Auch bei marinen Organismen scheinen Primärproduzenten am empfindlichsten zu sein. Die marinen und limnischen Effektdaten wurden deshalb für die folgende EQS-Ableitung zusammengeführt.

6 Zusammenstellung der kritischen Toxizitätswerte

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

Wo Effektdaten sowohl für S-Metolachlor als auch für das razemische Gemisch für eine Art vorhanden sind, werden nur die Werte für S-Metolachlor berücksichtigt. Effektwerte aus Tests mit Formulierungen wurden nicht berücksichtigt, da die Wirkung von S-Metolachlor, bzw. des razemischen Gemisches in Kombination mit den Zusatzstoffen in den Formulierungen unklar ist.

7 Chronische Toxizität

7.1 AA-EQS Herleitung mit AF Methode

Tabelle 4 Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für S-Metolachlor und das razemische Gemisch. **S** = S-Metolachlor; **raz** = razemisches Gemisch.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. (µg/L)	Referenz
Algen und Wasserpflanzen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	NOEC	6.9 (S)	Hoberg 1995a, zitiert in US EPA 1997a, Memmert 2006
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (ehemals <i>Mysidopsis bahia</i>)	NOEC	130 (S)	Lima 1999, zitiert in US EPA 2000b
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	30 (S)	Sousa 1999, zitiert in US EPA 2000a
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	NOEC	9600 (S)	Desjardins et al. 2004 Studie liegt vor
Amphibien	<i>Limnodynastes tasmaniensis</i>	NOEC	≥ 10'000	Spolyarich et al. 2010

Es liegen valide Langzeiteffekt­daten (NOECs) aus Einzelspeziesstudien für die Gruppen Algen und Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische, Cyanobakterien und Amphibien vor (Tabelle 4). Alle 3 trophischen Ebenen sind präsent und es kann folglich ein AF von 10 angewendet werden. Als kritischer Wert wurde der NOEC aus einer Studie mit der Grünalge *Raphidocelis subcapitata* gewählt (6.9 µg/L, S-Metolachlor).

$$\text{AA-EQS (AF)} = 6.9 \mu\text{g/L} / 10 = 0.69 \mu\text{g/L}$$

7.2 AA-EQS Herleitung mit SSD-Methode

Der Datensatz zu den Langzeittoxizitäten ist zu wenig umfassend um eine SSD zu konstruieren (nur Daten für 5 der 8 geforderten taxonomischen Gruppen vorhanden). Dies gilt auch für eine SSD ausschliesslich mit Arten für die für Metolachlor akut sensitivsten Gruppe der Grünalgen und höheren Pflanzen (siehe Kapitel 8.2). Es sind nur 7 valide und relevante NOECs oder EC10 Werte vorhanden (Abbildung 3, Tabelle 5). Der HC₀₅ beträgt 2.53 µg/l.

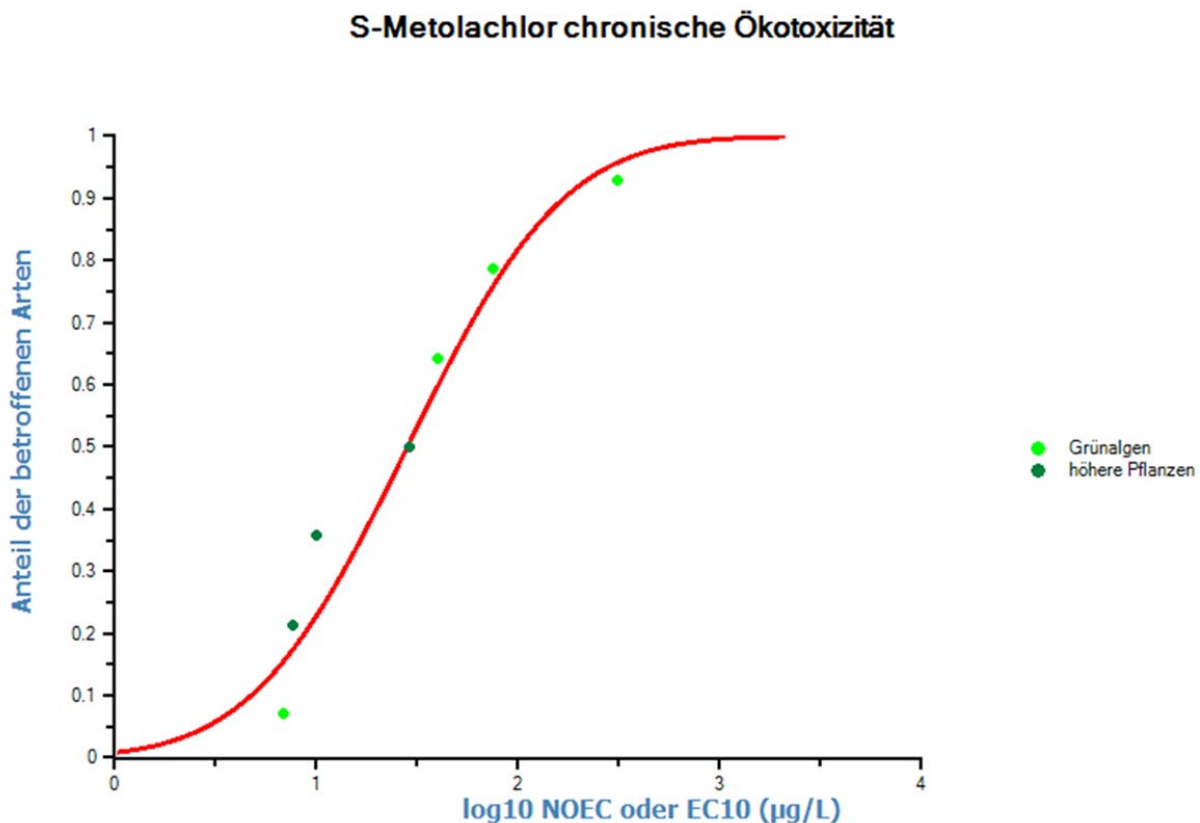


Abbildung 3 Speziessensitivitätsverteilung (SSD) aller Arten erstellt, mit den chronischen Effektdaten (NOEC oder EC10) zu S-Metolachlor und dem razemischen Gemisch (Daten zu S-Metolachlor wurden bevorzugt, wenn vorhanden)

Tabelle 5 Verwendete NOEC/EC10-Werte zur Erstellung der SSD mit Pflanzen Cyanobakterien und allen Algen und Zuordnung der Artnamen zu den in der SSD verwendeten Werten. Bei den mit (rac) gekennzeichneten Daten wurden die für das razemische Gemisch gewonnenen Daten durch den Faktor 1.6 geteilt um auf S-Metolachlor umzurechnen.

NOEC oder EC10 (µg/L)	Art	Taxonomische Gruppe
6.9	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Grünalgen
7.6	<i>Lemna gibba</i>	Höhere Pflanzen
10	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Höhere Pflanzen
21	<i>Skeletonema costatum</i>	Kieselalgen
29	<i>Elodea canadensis</i>	Höhere Pflanzen
40	<i>Chlorella vulgaris</i>	Grünalgen
75	<i>Scenedesmus vacuolatus</i> (rac)	Grünalgen
626	<i>Aureococcus anophagefferens</i> (rac)	Pelagophyceae
313	<i>Dunaliella tertiolecta</i> (rac)	Grünalgen
4000	<i>Navicula pelliculosa</i>	Kieselalgen
9600	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobakterien

Wenn man alle Pflanzendaten berücksichtigt (Abbildung 4, Tabelle 5) ergibt sich mit 1.37 µg/l ein tieferer HC₀₅. Dies liegt daran, dass die weniger empfindlichen Kieselalgen die SSD flacher machen, so dass der HC₀₅ sich nach links verschiebt. Mit dem Standard-AF von 5 ergibt sich ein AA-EQS von 0.28 µg/l, der tiefer ist als der AA-EQS aus der AF-Methode. Der AF wurde nicht reduziert, da die SSD weniger als die geforderten 10 Datenpunkte enthält.

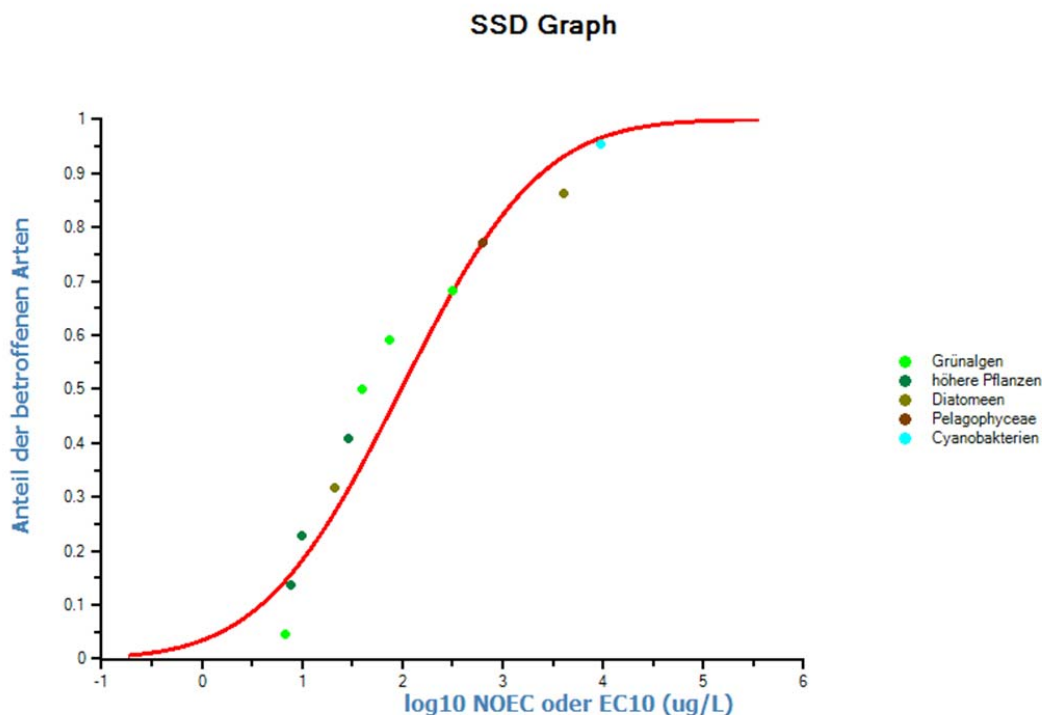


Abbildung 4 Speziessensitivitätsverteilung (SSD) aller Arten erstellt, mit den chronischen Effektdaten (NOEC oder EC10) zu S-Metolachlor und dem razemischen Gemisch (Daten zu S-Metolachlor wurden bevorzugt, wenn vorhanden).

Es wird kein AA-EQS_{SSD} vorgeschlagen. Die Gründe dafür sind:

- Die SSD für die besonders empfindlichen taxonomischen Gruppen (Grünalgen und höhere Pflanzen) hat zu wenig Datenpunkte (nur 7 statt der geforderten 10)
 - Die SSD für alle Primärproduzenten erfüllt zwar mit 11 Datenpunkten die Mindestanforderung, führt aber zu einer Überschätzung der Pflanzentoxizität, da die Daten für die weniger empfindlichen Primärproduzenten die Kurve flacher machen und den HC₀₅ nach links verschieben
 - Selbst mit einem von 5 auf 2 reduzierten AF ergibt sich kein höherer AA-EQS als mit der AF-Methode
- Zu diesem Zeitpunkt und basierend auf den vorhandenen validen und relevanten Daten bietet die SSD-Methode keinen Vorteil gegenüber der Sicherheitsfaktormethode.

7.3 AA-EQS Herleitung aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es wurden keine validen Mikro-/Mesokosmosstudien gefunden.

8 AkuteToxizität

8.1 MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 6 Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für S-Metolachlor und dem razemischen Gemisch. S = S-Metolachlor; raz = razemisches Gemisch.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz (µg/L)	Referenz
Algen und Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	EC50	32.6 (S)	Hoberg 1995b, zitiert in US EPA 1997b
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	EC50	1'100 (raz)	Foster <i>et al.</i> 1998
Fische	<i>Carassius carassius</i>	LC50	4900 (raz)	Sachsse und Ullman 1974, zitiert in US EPA 1977 und US EPA 2010
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	EC50	21000 (S)	Desjardins <i>et al.</i> 2004 Studie liegt vor
Insekten	<i>Chironomus plumosus</i> (Larve)	LC50	3'800 (raz)	Mayer und Ellersieck 1986
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	EC50	1'600 (raz)	Dionne 1994, zitiert in US EPA 1995h

Tabelle 7 Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte nach EC (2011).

Risikoklasse	Niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
Nicht eingestuft	>100mg/l	
schädlich	<100mg/l; >10 mg/l	
Giftig	<10mg;>1mg/l	
Sehr giftig	<1mg/l	x

Es liegen valide EC/LC50-Werte für die Organismengruppen der Algen und Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische, Cyanobakterien, Insekten und Mollusken vor (Tabelle 6). Wenn 3 valide EC/LC50-Kurzzeit-Testergebnisse von Vertretern dreier trophischer Ebenen (Algen und Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische) vorhanden sind, kann ein Sicherheitsfaktor von 100 mit dem EC50-Wert der sensitivsten Art verrechnet werden. Der AF kann gemäss TGD for EQS auf 10 erniedrigt werden, wenn der Wirkmechanismus bekannt ist und ein repräsentativer Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im Effektdatensatz mit dem tiefsten Wert vertreten ist. Die empfindlichste Art ist die Wasserlinse *Lemna gibba* mit einem EC50 von 32.6 µg/L (mit S-Metolachlor). Da der Datensatz Effektkonzentrationen für Vertreter der für Herbizide empfindlichsten taxonomischen Gruppen der Algen und Wasserpflanzen enthält, kann ein Sicherheitsfaktor von 10 angewendet werden. S-Metolachlor wird nach TGD for EQS als sehr giftig eingestuft (Tabelle 7).

$$\text{MAC-EQS(AF)} = 32.6 \mu\text{g/L} / 10 = 3.3 \mu\text{g/L}$$

8.2 MAC-EQS mit SSD Methode

Die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS für eine SSD sind gegeben. Abbildung 5 zeigt die SSD, die mit den akuten Effektdaten aller Arten erstellt wurde. Grünalgen und höhere Wasserpflanzen stellen ohne Ausnahme die tiefsten Effektwerte. Nach einem kleinen Toxizitätssprung folgen dann die Effektwerte der restlichen taxonomischen Gruppen. Die Daten sind nicht normalverteilt und die SSD kann somit nicht für die Herleitung eines MAC-EQS verwendet werden. Eine SSD mit den empfindlichsten taxonomischen Gruppen (hier Grünalgen und höhere Wasserpflanzen) kann nicht erstellt werden, da nicht genügend Datenpunkte vorhanden sind (nur 7 der geforderten 10). Für eine SSD mit allen Primärproduzenten (Cyanobakterien, Grünalgen, höhere Pflanzen, Diatomeen) sind gemäss ETX 2.0 die Anforderungen an die Normalverteilung der Daten nicht erfüllt.

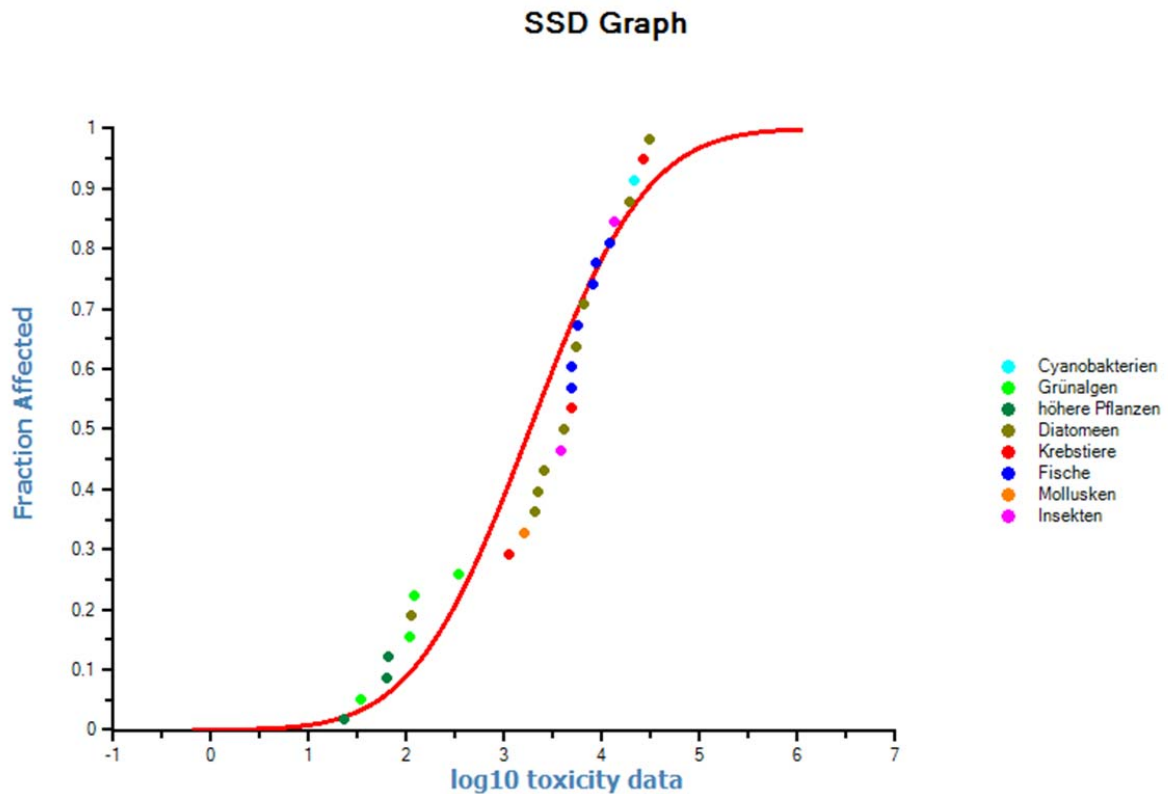


Abbildung 5 Speziessensitivitätsverteilung (SSD) aller Arten, erstellt mit den akuten Effektdaten zu S-Metolachlor und dem razemischen Gemisch (Daten zu S-Metolachlor wurden bevorzugt, wenn vorhanden). Detaillierte Informationen zur SSD im Appendix I (Tabellen A 1 – A 3 und Abbildung A 1).

Der HC_{05} für eine SSD aus den validen Daten für Grünalgen und höhere Pflanzen (Abbildung 6) liegt bei 16.2 $\mu\text{g/l}$. Der von Larras et al. (2012) für benthische Diatomeen bestimmte HC_{05} liegt bei 1784 $\mu\text{g/l}$ und ist somit um den Faktor 100 höher. Dies unterstreicht, dass Diatomeen für Metolachlor und S-Metolachlor nicht zu den empfindlichsten Taxa gehören. Dies ist in Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus der Mesokosmenstudie von Mohr et al. (2008) mit dem verwandten Chloracetanilid Metazachlor.

SSD Graph

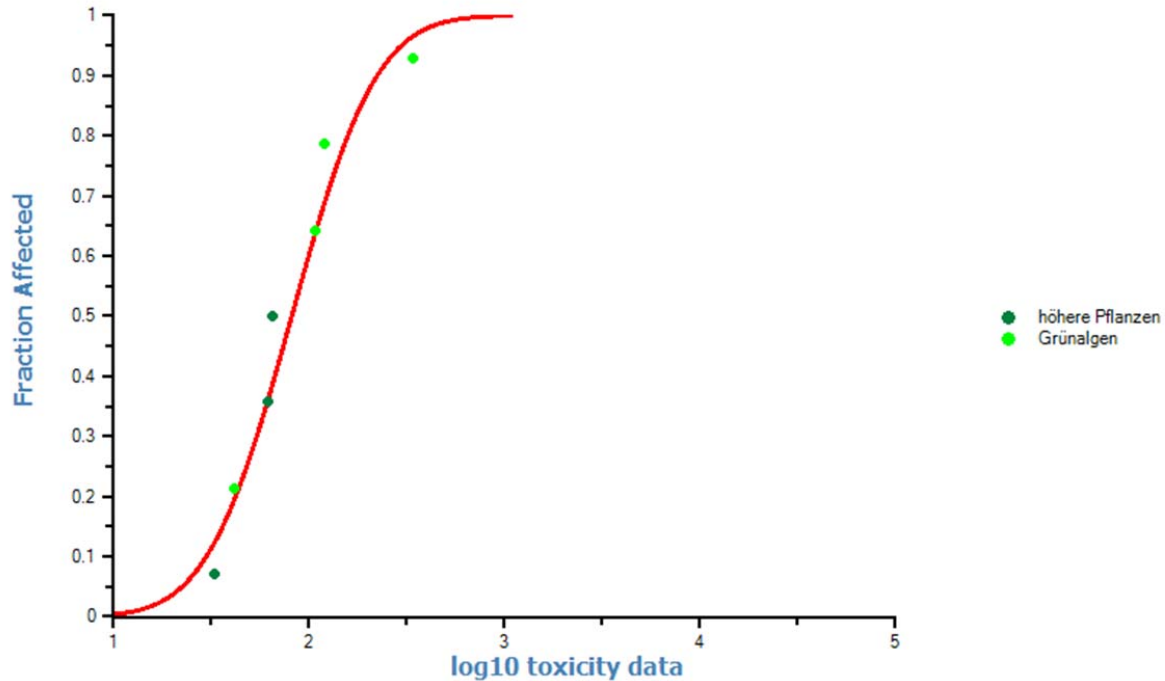


Abbildung 6 Speziessensitivitätsverteilung (SSD), erstellt mit den akuten Effektdaten für Grünalgen und höhere Wasserpflanzen zu S-Metolachlor und dem razemischen Gemisch (Daten zu S-Metolachlor wurden bevorzugt, wenn vorhanden).

Auch wenn die Verteilung der Daten sehr gut ist, kann gemäss TGD for EQS kein MAC-EQS basierend auf nur 7 Datenpunkten abgeleitet werden („*If there is clear evidence of a ‘break’ in the distribution between the sensitive and other species, or poor model fit, the HC5 should be estimated using only data from the most sensitive group, provided that the minimum number of 10 datapoints is present*“). Man kann aber den potentiellen MAC-EQS_{SSD} mit dem MAC-EQS_{AF} der Sicherheitsfaktormethode vergleichen. Gemäss TGD für EQS beträgt der Standard-AF 10 und sollte nicht tiefer als 5 gewählt werden. Mit dem minimal möglichen AF von 5 resultierte ein MAC-EQS von 3.2 µg/L und läge damit immer noch tiefer als der MAC-EQS aus der Sicherheitsfaktormethode.

Es wird kein MAC-EQS_{SSD} vorgeschlagen. Die Gründe dafür sind:

- Die SSD für die besonders empfindlichen taxonomischen Gruppen (Grünalgen und höhere Pflanzen) hat zu wenig Datenpunkte (nur 7 statt der geforderten 10).
- Die SSD für alle Primärproduzenten erfüllt zwar mit 11 Datenpunkten die Mindestanforderung, die Normalverteilung der Daten ist aber nicht gegeben.
- Mit dem minimal möglichen AF von 5 wäre der MAC-EQS_{SSD} immer noch tiefer als der MAC-EQS_{AF}.

Zu diesem Zeitpunkt und basierend auf den vorhandenen validen und relevanten Daten bietet die SSD-Methode keinen Vorteil gegenüber der Sicherheitsfaktormethode. Wenn versucht werden sollte, die SSD zu vervollständigen, müsste darauf geachtet werden, dass bei den Tests mit Grünalgen der Endpunkt Zellzahl verwendet wird.

8.3 MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es wurden keine Mikro- oder Mesokosmosstudien mit Kurzzeittoxizitätsdaten gefunden.

9 Bewertung der sekundären Intoxikation

Mit einem gemessenen Wert von 3.05 bzw. 2.90 liegt der $\log K_{OW}$ von S-Metolachlor ungefähr auf dem Triggerwert für die Ableitung eines EQS für sekundäre Intoxikation ($\log K_{OW} = 3$). In EC (2004) wird ein BKF von 68.8 getestet über 28 Tage mit *Lepomis macrochirus* angegeben (ganzer Fisch). Dieser Wert ist unter dem Triggerwert von 100 für potentielle Biomagnifikation und es muss gemäss dem TGD for EQS kein EQS_{biota} abgeleitet werden. Der pflanzenspezifische Wirkmechanismus und die vergleichsweise geringe Toxizität gegenüber tierischen Arten deuten darauf hin, dass die Gefahr für Vertebraten durch sekundäre Intoxikation als gering eingeschätzt werden kann.

10 Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für S-Metolachlor und das razemische Gemisch umfasst alle 3 trophischen Ebenen sowohl bei den Kurzzeit- als auch bei den Langzeittoxizitäten. In beiden Datensätzen sind die Grünalgen und höheren Wasserpflanzen aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus die empfindlichsten Organismengruppen und stellen den kritischen Effektwert für die Ableitung der EQS mit der AF-Methode.

In einem Amphibien-Metamorphosetest mit der Froschart *Rana pipiens* wurde ein Effekt bei der einzig getesteten Konzentration von 0.22 µg/L S-Metolachlor auf den Thymus festgestellt, der bei Tests mit einer Mischung aus 9 Pestiziden mit Krankheiten der Froschlarven korrelierte, die von pathogenen Flavobakterien ausgelöst wurden (Hayes *et al.* 2006). Diese Krankheitssymptome wurden allerdings nicht bei den Larven festgestellt, die nur S-Metolachlor ausgesetzt wurden, wahrscheinlich aufgrund des geringeren Ausmasses der Thymusschädigung. Relyea (2009) hingegen beobachteten keine Effekte bei 7.4 µg/L (Testkonzentration nicht konstant gehalten) auf verschiedene Endpunkt für dieselbe Spezies und einem weiteren Frosch (*Hyla versicolor*). Auch bei der Froschart *Limnodynastes tasmaniensis* wurden in einem Metamorphosetest keine Effekte bei 10 mg/L auf Wachstum, Entwicklung und Geschlechterverhältnis beobachtet (Spolarych *et al.* 2010). Beide Studien wurden jedoch mit dem razemischen Gemisch durchgeführt. Es sind weitere Studien

nötig, um mögliche Effekte auf das Immunsystem von Amphibien zu klären. Zu diesem Zeitpunkt werden folgende Umweltqualitätsziele als genügend protektiv für aquatische Organismen erachtet:

Als AA-EQS für S-Metolachlor wird 0.69 µg/L vorgeschlagen.

Als MAC-EQS für S-Metolachlor wird 3.3 µg/L vorgeschlagen.

Beide EQS wurden mit der AF-Methode bestimmt und sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten.

Kürzlich wurden in Deutschland und den Niederlanden gesetzlich gültige EQS für Metolachlor festgelegt. Die AA-EQS liegen etwas tiefer als der von uns hergeleitete Wert (0.2 µg/L für Deutschland und 0.4 µg/L für die Niederlande), auch der MAC-EQS der Niederlande (Deutschland hat keinen MAC-EQS festgelegt) ist mit 2.1 µg/L etwas tiefer als der hier hergeleitete Wert.

11 Änderungen gegenüber der Version vom 07.10.2014

Es konnte lediglich eine verlässliche und relevante Studie mit belastbaren Effektdaten recherchiert werden (*Daphnia longispina*, Neves et al. 2015). Diese hat jedoch weder einen Einfluss auf den AA-EQS noch auf den MAC-EQS. Es wurde aber zusätzlich noch ein Fehler in der Neuauswertung der Studien zu *Pseudokirchneriella* und *Lemna* von Hoberg entdeckt und korrigiert. Dadurch ändert sich der MAC-EQS von 2.3 µg/L auf 3.3 µg/L.

12 Referenzen

- Anonymus (1978): Chronic Toxicity of CGA-24705 to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). Report No. BW-78-11-341. Prepared by EG&G, Bionomics, Wareham, MA. Submitted by Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1993): Data Evaluation Record – 72-5 Fish Life-Cycle Toxicity Test (*Pimephales promelas*). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 470257-023
- Bian H, Chen J, Cai X, Liu P, Wang Y, Huang L, Qiao X, Hao C (2009): Dechlorination of chloroacetanilide herbicides by plant growth regulator sodium bisulfite. *Water Research* 43(14): 3566-3574
- Buccafusco R J (1978a): Acute Toxicity of CGA-24705 to Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*). Report # BW-78-6-181, EG&G – Wareham, Mass. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1978a): Validation Sheet. United States Environmental Protection Agency sowie in US EPA (2010): Risks of Metolachlor and S-Metolachlor Use to Federally Threatened Delta Smelt (*Hypomesus transpacificus*) and California Tiger Salamander (*Ambystoma californiense*) (Central California Distinct Population Segment) and Federally Endangered Sonoma County and Santa Barbara County Distinct Population Segments of California Tiger Salamander. United States Environmental Protection Agency
- Buccafusco R J (1978b): Acute Toxicity of CGA-24705 to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Report # BW-78-6-186, EG&G – Wareham, Mass. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1978b): Validation Sheet. United States Environmental Protection Agency sowie in US EPA (2010): Risks of Metolachlor and S-Metolachlor Use to Federally Threatened Delta Smelt (*Hypomesus transpacificus*) and California Tiger Salamander (*Ambystoma californiense*) (Central California Distinct Population Segment) and Federally Endangered Sonoma County and Santa Barbara County Distinct Population Segments of California Tiger Salamander. United States Environmental Protection Agency
- Cai W D, Liu H J, Fang Z G (2012): Toxicity effects of Rac-and S-metolachlor on two algae. *Huanjing Kexue/Environmental Science* 33(2): 448-453
- Collins M K (1995a): Acute Toxicity to Daphnids (*Daphnia magna*) Under Static Conditions. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1997d): Data Evaluation Record - § 72-2 – Acute EC50 Test with a Freshwater Invertebrate. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-12
- Collins M K (1995b): CGA 77102 – Acute Toxicity to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Under Static Conditions. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1996a): Data Evaluation Record - § 72-2 – Acute LC50 Test with a Coldwater Fish. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-11
- Copin, P. J., Perronet, L., Chèvre, N. (2016): Modelling the effect of exposing algae to pulses of S-metolachlor: How to include a delay to the onset of the effect and in the recovery. *Science of the Total Environment* 541: 257-267.
- Day K E , Hodge V (1996): The toxicity of the herbicide Metolachlor, some transformation products and a commercial safener to an alga (*Selenastrum capricornutum*), a cyanophyte (*Anabaena cylindrica*) and a macrophyte (*Lemna gibba*). *Water Qual. Res. J. Canada* 31(1): 197-214
- Debenest T, Pinelli E, Coste M, Silvestre J, Mazzella N, Madigou C, Delmas F (2009): Sensitivity of freshwater periphytic diatoms to agricultural herbicides. *Aquatic Toxicology* 93(1): 11-17
- Desjardins D, Kendall TZ, Krueger HO (2003): CGA-77102: A 96-Hour Toxicity Test with the Freshwater Diatom (*Navicula pelliculosa*). Wildlife International, Ltd. Number 528A-129. Syngenta Number 243-02
- Desjardins D, Kendall TZ, Krueger HO (2004): CGA-77102: A 96-Hour Toxicity Test with the Freshwater Alga (*Anabaena flos aquae*). Wildlife International, Ltd. Number 528A-128A. Syngenta Number 244-02
- Deutschland (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Vom 20. Juni 2016) - Anlage 6. https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv_2016/gesamt.pdf
- Dionne E (1994): 72-3b – Acute Toxicity Study to Marine/Estuarine Mollusk. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba Crop Protection, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1995h): Data Evaluation Record – Acute

LC50 Test with an Estuarine/Marine Mollusk - § 72-3 (B). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 434871-02

- Ebenezer V und K JS (2013): Quantification of toxic effects of the herbicide metolachlor on marine microalgae *Ditylum brightwellii* (Bacillariophyceae), *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae), and *Tetraselmis suecica* (Chlorophyceae). Journal of Microbiology 51(1): 136-139
- EC (2001): Richtlinie 2001/59/EG der Kommission vom 6. August 2001 zur 28. Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt. Annex 6. Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften L225/263
- EC (2004): Review report for the active substance S-Metolachlor. European Commission
- EC (2011): Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Technical report 2011-055. European Communities
- EPI (2011): Version 4.10 .The EPI (Estimation Programs Interface) Suite™. A Windows®-based suite of physical/chemical property and environmental fate estimation programs developed by the EPA's Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Corporation (SRC)
- E-toxBase (2012). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). <http://www.e-toxbase.com>
- Fairchild J F, Ruessler D S, Haverland P S, Carlson A R (1997): Comparative sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to sixteen herbicides. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 32(4): 353-357
- Fairchild J F, Ruessler D S, Carlson A R (1998): Comparative sensitivity of five species of macrophytes and six species of algae to atrazine, metribuzin, alachlor, and metolachlor. Environmental Toxicology and Chemistry 17(9): 1830-1834
- Faust M, Altenburger R, Backhaus T, Blanck H, Boedeker W, Gramatica P, Hamer V, Scholze M, Vighi M, Grimme L H (2001): Predicting the joint algal toxicity of multi-component s-triazine mixtures at low-effect concentrations of individual toxicants. Aquatic Toxicology 56(1): 13-32
- Fleming W J, Ailstock M S, Momot J J (1995): Net photosynthesis and respiration of sago pondweed (*potamogeton pectinatus*) exposed to herbicides. Proceedings of the Symposium on Environmental Toxicology and Risk Assessment ASTM, Atlanta, GA, USA: 303-317
- Foster S., Thomas M., Korth W. (1998): Laboratory-derived acute toxicity of selected pesticides to *Ceriodaphnia dubia*. Australasian Journal of Ecotoxicology 4: 53-59
- Goncz A M, Sencic L (1994): Metolachlor and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid sensitivity of *Salvinia natans*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 53(6): 852-855
- Hayes T B, Case P, Chui S, Chung D, Haeffele C, Haston K, Lee M, Mai V P, Marjuoa Y, Parker J, Tsui M (2006): Pesticide mixtures, endocrine disruption, and amphibian declines: are we underestimating the impact? Environmental health perspectives 114 Suppl 1: 40-50
- Hoberg J R (1994a): Metolachlor Technical – 5-Day Toxicity to the Freshwater Green Alga, *Anabaena flos-aquae*. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba Crop Protection, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1995a): Data Evaluation Record – Blue-Green Algae EC50 Test – Guideline 123-2 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 434871-04
- Hoberg J R (1994b): Metolachlor technical – Toxicity to Duckweed (*Lemna gibba*). Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba Crop Protection, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1995b): Data Evaluation Record – *Lemna gibba* EC50 Test – Guideline 123-2 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 434871-05
- Hoberg J R (1994c): Metolachlor technical – Toxicity to the Marine Diatom, *Skeletonema costatum*. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba Crop Protection, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA

- (1995e): Data Evaluation Record – Marine Diatom EC50 Test – Guideline 123-2 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 434871-06
- Hoberg J R (1995a): CGA 77102: 5-Day Toxicity to the Freshwater Green Alga *Selenastrum capricornutum*. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1997a): Data Evaluation record – Algae or Diatom EC50 Test – Guideline 123-3 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-29
- Hoberg J R (1995b): CGA 77102: Toxicity to Duckweed *Lemna gibba*. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1997b): Data Evaluation record – EC50 Test with *Lemna gibba* – Guideline 123-3 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-31
- Hoberg J R (1995c): CGA 77102: 5-Day Toxicity to the Marine Diatom *Skeletonema costatum*. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1997c): Data Evaluation record – Algae or Diatom EC50 Test – Guideline 123-3 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-30
- Hoberg J R (1995d): Metolachlor Technical - 5-Day Toxicity to the Freshwater Diatom, *Navicula pelliculosa*, using Aceton as a Carrier Solvent. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba- Crop Protection, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1995c): Data Evaluation record – Algae EC50 Test – Guideline 123-3 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 435413-02
- Hoberg J R (1995e): Metolachlor Technical - 5-Day Toxicity to the Freshwater Green Alga, *Selenastrum capricornutum*, using Acetone as a Carrier Solvent. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba Crop Protection, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1995d): Data Evaluation record – Algae EC50 Test – Guideline 123-3 (Tier II). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 435413-01
- Jin-Clark Y, Anderson T D, Zhu K Y (2008): Effect of alachlor and metolachlor on toxicity of chlorpyrifos and major detoxification enzymes in the aquatic midge, *Chironomus tentans* (Diptera: Chironomidae). Archives of Environmental Contamination and Toxicology 54(4): 645-652
- Joly, P., Bonnemoy, F., Charvy, J. C., Bohatier, J., Mallet, C. (2013): Toxicity assessment of the maize herbicides S-metolachlor, benoxacor, mesotrione and nicosulfuron, and their corresponding commercial formulations, alone and in mixtures, using the Microtox® test. Chemosphere 93(10): 2444-2450.
- Junghans M, Backhaus T, Faust M, Scholze M, Grimme L H (2003): Predictability of combined effects of eight chloroacetanilide herbicides on algal reproduction. Pest Management Science 59(10): 1101-1110
- Juneau P, Dewez D, Matsui S, Kim S G, Popovic R (2001): Evaluation of different algal species sensitivity to mercury and metolachlor by PAM-fluorometry. Chemosphere 45(4-5): 589-598
- Kampioti A A, Da Cunha A C B, De Alda M L, Barceló D (2005): Fully automated multianalyte determination of different classes of pesticides, at picogram per litre levels in water, by on-line solid-phase extraction-liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. Analytical and Bioanalytical Chemistry 382(8): 1815-1825
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regulatory Toxicology and Pharmacology 25(1): 1-5
- Kotrikla A, Lekkas T, Bletsas G (1997): Toxicity of the Herbicide Atrazine, two of its Degradation Products and the Herbicide Metolachlor on Photosynthetic Microorganisms. Fresenius Envir Bull 6: 502-507
- Larras F, Bouchez A, Rimet F, Montuelle B (2012) Using Bioassays and Species Sensitivity Distributions to Assess Herbicide Toxicity towards Benthic Diatoms. PLOS ONE Volume 7(8): e44458
- Lima W (1999): S-Metolachlor (CGA-77102) – Life-Cycle Toxicity Test with Mysid (*Mysidopsis bahia*). Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Novartis Crop Protection, Inc., Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (2000b): Data Evaluation Record – Aquatic Invertebrate Life Cycle Test – Guideline 72-4. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 449959-02
- Liu H, Xiong M (2009): Comparative toxicity of racemic metolachlor and S-metolachlor to *Chlorella pyrenoidosa*. Aquatic Toxicology 93(2-3): 100-106

- Liu H, Ye W, Zhan X, Liu W (2006): A comparative study of rac- and S-metolachlor toxicity to *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63(3): 451-455
- Liu H J, Cai W D, Huang R N, Xia H L, Wen Y Z (2012): Enantioselective toxicity of metolachlor to *Scenedesmus obliquus* in the presence of cyclodextrins. *Chirality* 24(2): 181-187
- Machado M W (1994a): Metolachlor Technical – Acute Toxicity to Mysid Shrimp (*Mysidopsis bahia*) Under Flow-Through Conditions. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba Crop Protection, Inc., Greensboro, NC. Zitert und begutachtet in: US EPA (1995f): Data Evaluation Record – Acute LC50 Test with an Estuarine/Marine Shrimp – § 72-3 (C). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 434871-03
- Machado M W (1994b): Metolachlor Technical – Acute Toxicity to Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*) Under Flow-Through Conditions. Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Ciba Crop Protection, Inc., Greensboro, NC. Zitert und begutachtet in: US EPA (1995g): Data Evaluation Record – Acute LC50 Test with an Estuarine/Marine Fish – § 72-3 (A). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 434871-01
- Ma J, Liang W (2001): Acute toxicity of 12 herbicides to the green algae *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 67(3): 347-351
- Ma J, Lin F, Wang S, Xu L (2003): Toxicity of 21 herbicides to the green alga *Scenedesmus quadricauda*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 71(3): 594-601
- Ma J, Wang S, Wang P, Ma L, Chen X, Xu R (2006): Toxicity assessment of 40 herbicides to the green alga *Raphidocelis subcapitata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63(3): 456-462
- Maazouzi, C., Coureau, C., Piscart, C., Saplaïroles, M., Baran, N., Marmonier, P. (2016): Individual and joint toxicity of the herbicide S-metolachlor and a metabolite, deethylatrazine on aquatic crustaceans: Difference between ecological groups. *Chemosphere* 165: 118-125.
- Mai, H., Cachot, J., Brune, J., Geffard, O., Belles, A., Budzinski, H., Morin, B. (2012): Embryotoxic and genotoxic effects of heavy metals and pesticides on early life stages of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*). *Marine Pollution Bulletin* 64(12): 2663-2670.
- Mai, H., Gonzalez, P., Pardon, P., Tapie, N., Budzinski, H., Cachot, J., Morin, B. (2014): Comparative responses of sperm cells and embryos of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to exposure to metolachlor and its degradation products. *Aquatic Toxicology* 147: 48-56.
- Mayer F L, Eilersieck M R (1986): Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publication - US Fish & Wildlife Service 160
- Memmert U (2006): S-Metolachlor (CGA77102): Toxicity to *Pseudokirchneriella subcapitata* (formerly *Selenastrum capricornutum*) in a 96-hour algal growth inhibition test, supplemented with testing for algicidal/algistatic effects. RCC Ltd Environmental Chemistry & Pharamanalytics CH-4452 Itingen / Switzerland. RCC Study Number 859258, Syngenta Study Number 2031753
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M (2016): CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35, 1297-1309.
- Mohr, S., Feibicke, M., Berghahn, R., Schmiediche, R., Schmidt, R. (2008). Response of plankton communities in freshwater pond and stream mesocosms to the herbicide metazachlor. *Environmental Pollution* 152, 530-542.
- Moser H, Rihs G, Sauter H (1982): The influence of atropisomerism and chiral centre on the biological activity of metolachlor. *Z. NATURFORSCH.* 37(4): 451-462
- Neves, M., Castro, B. B., Vidal, T., Vieira, R., Marques, J. C., Coutinho, J. A. P., Gonçalves, F., Gonçalves, A. M. M. (2015): Biochemical and populational responses of an aquatic bioindicator species, *Daphnia longispina*, to a commercial formulation of a herbicide (Primextra® Gold TZ) and its active ingredient (S-metolachlor). *Ecological Indicators* 53: 220-230.
- Niederlande (2015): Regeling monitoring kaderrichtlijn water. Geldend van 19-11-2015 t/m heden

- OPP (2012): OPP Pesticide Ecotoxicity Database, Raleigh, USA. United States Environmental Protection Agency. <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/>
- Osano O, Admiraal W, Klamer H J C, Pastor D, Bleeker E A J (2002a): Comparative toxic and genotoxic effects of chloroacetanilides, formamidines and their degradation products on *Vibrio fischeri* and *Chironomus riparius*. *Environmental Pollution* 119(2): 195-202
- Osano O, Admiraal W, Otieno D (2002b): Developmental disorders in embryos of the frog *Xenopus laevis* induced by chloroacetanilide herbicides and their degradation products. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(2): 375-379
- Palmer S, Kendall T, Krueger H (2004): Metolachlor Technical: A Flow-Through Life-Cycle Toxicity Test with the Cladoceran (*Daphnia magna*). Unpublished study performed by Wildlife International, Ltd., Easton, Maryland. Laboratory Study No. 568A-101A. Study sponsored by Metolachlor Task Force. Zitiert und begutachtet in: US EPA (2005): Data Evaluation Report on the Chronic Toxicity of Metolachlor Technical to Freshwater Invertebrates – *Daphnia* sp.. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 463221- 01
- Penetra A, Vale Cardoso V, Ferreira E, Benoliel M J (2010): Solid-phase extraction and gas chromatography-tandem mass spectrometry method for the simultaneous determination of several pesticides in water. *Water Science and Technology* 62(3): 667-675
- Poiger T, Müller M D, Buser H-R (2002): Verifying the Chiral Switch of the Pesticide Metolachlor on the Basis of the Enantiomer Composition of Environmental Residues. *Chimia* 56(6): 300-300
- Putt A E (1995): Metolachlor Technical – The Chronic Toxicity to *Daphnia magna* Under Flow-Through Conditions. Performed by Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Submitted by Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1996c): Data Evaluation Record – Aquatic Invertebrate Life Cycle Test – Guideline 72-4 (B). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 438026-01
- Relyea R A (2009): A cocktail of contaminants: How mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecologia* 159(2): 363-376
- Ronco A, Sobrero C, Grassi V, Kaminski L, Massolo L, Mina L (2000): WaterTox bioassay intercalibration network: Results from Argentina. *Environmental Toxicology* 15(4): 287-296
- Roshon R O (1997): A Toxicity Test for the Effects of Chemicals on the Non-Target Submersed Aquatic Macrophyte *Myriophyllum sibiricum* KOMAROV. A Thesis Presented to The Faculty of Graduate Studies of The University of Guelph (Canada). 256-271
- Roubaix V, Fauvelle V, Tison-rosebery N M, Mazzella N, Coste M, Delmas F (2012): Assessing the impact of chloroacetanilide herbicides and their metabolites on periphyton in the Leyre River (SW France) via short term growth inhibition tests on autochthonous diatoms. *J Environ Monit* 14: 1655–1663
- Ruffi H (1989): CGA 24705 Technical – *Daphnia* Reproduction Test. Study No. 89 11 03. Conducted by Ciba-Geigy Ltd., Basle, Switzerland. Submitted by Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1994b): Data Evaluation Record – 72-4 Life Cycle (21-Day Renewal) Chronic Toxicity Test (*Daphnia magna*). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 430446-03
- Sachsse K und Ullman L (1974): Acute Toxicity to Rainbow Trout, Crucian Carp, Channel Catfish, Bluegill, and Guppy of Technical CGA 24705. Project No. Siss 3516. Received Sep. 26, 1974 under %G1553. (Unpublished report prepared by Ciba-Geigy Ltd., Basle, Switzerland; CDL: 112840-N). Zitiert und begutachtet in: US EPA (1977): Data Evaluation Record. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 15534 sowie in US EPA (2010): Risks of Metolachlor and S-Metolachlor Use to Federally Threatened Delta Smelt (*Hypomesus transpacificus*) and California Tiger Salamander (*Ambystoma californiense*) (Central California Distinct Population Segment) and Federally Endangered Sonoma County and Santa Barbara County Distinct Population Segments of California Tiger Salamander. United States Environmental Protection Agency
- Sbrilli G, Bimbi B, Cioni F, Pagliani L, Luchi F, Lanciotti E (2005): Surface and ground waters characterization in Tuscany (Italy) by using algal bioassay and pesticide determinations: Comparative evaluation of the results and hazard assessment of the pesticides impact on primary productivity. *Chemosphere* 58(5): 571-578
- Schmalfuss J, Matthes B, Knuth K, Böger P (2000): Inhibition of acyl-CoA elongation by chloroacetamide herbicides in microsomes from leek seedlings. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 67(1): 25-35

- Schmalfluss J, Matthes B, Mayer P, Boger P (1998): Chloroacetamide mode of action, I: Inhibition of very long chain fatty acid synthesis in *Scenedesmus acutus*. Zeitschrift für Naturforschung - Section C Journal of Biosciences 53(11-12): 995-1003
- Sousa J V (1999): S-Metolachlor (CGA-77102): Early Life-Stage Toxicity Test with Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). Springborn Laboratories, Inc., Wareham, MA. Novartis Crop Protection, Inc., Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (2000a): Data Evaluation Record – Freshwater Fish Early Life-Stage Test – Guideline 72-4. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 449959-03
- Spare W C (1983a): The Acute Toxicity of CGA-77102 Technical to *Myxidopsis bahia* (Bay Shrimp). Biospherics Inc., Rockville, MD. Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1997f): Data Evaluation Record - Acute LC50 Test with an Estuarine/Marine Shrimp - § 72-3 (c). United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-13
- Spare W C (1983b): The Acute Toxicity of CGA-77102 Technical to Bluegill Sunfish, *Lepomis macrochirus*. Biospherics Inc. , Rockville, MD. Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1996a): Data Evaluation Record - § 72-3 - Acute LC50 Test with a Warmwater Fish. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-10
- Spolyarich N, Hyne R, Wilson S, Palmer C, Byrne M (2010): Growth, development and sex ratios of Spotted Marsh Frog (*Limnodynastes tasmaniensis*) larvae exposed to atrazine and a herbicide mixture. Chemosphere 78(7): 807-813
- St-Laurent D, Blaise C, MacQuarrie P, Scroggins R, Trottier B (1992): Comparative assessment of herbicide phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* using microplate and flask bioassay procedures. Environmental Toxicology and Water Quality 7(1): 35-48.
- Syngenta (2000) Material Safety Data Sheet for the product PENNANT MAGNUM. revidierte Version vom 28.06.2000 http://www.syngentaprofessionalproducts.com/PDF/MSDS/03_12598.pdf letzter Zugriff September 2014
- Teixera (2005): The toxicity of S-Metolachlor to *Myriophyllum heterophyllum* during a 7-Day Exposure Followed by a 14-Day Recovery Period. Springborn Smithers Laboratories, 790 Main Street, Wareham, MA 02571-1037,USA. Springborn Smithers Number 1781.6639, Syngenta Number T017385-04
- Teixera (2006): The toxicity of S-Metolachlor to *Elodea canadensis* during a 7-Day Exposure Followed by a 14-Day Recovery Period. Springborn Smithers Laboratories, 790 Main Street, Wareham, MA 02571-1037,USA. Springborn Smithers Number 1781.6638, Syngenta Number T000250-02
- Thakkar M, Randhawa V, Wei L (2013): Comparative responses of two species of marine phytoplankton to metolachlor exposure. Aquatic Toxicology 126: 198-206
- Tomlin C D S (2009): The Pesticide Manual. British Crop Production Council (BCPC)
- US EPA (1997d): Data Evaluation Record - § 72-2 – Acute EC50 Test with a Freshwater Invertebrate. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 439289-12
- US EPA (2006a): Risks of Metolachlor Use to 26 Evolutionarily Significant Units of Endangered and Threatened Pacific Salmon and Steelhead. United States Environmental Protection Agency
- US EPA (2006b): Ecological Risk Assessment for Use of S-Metolachlor (PC 108800) On Pumpkins and Winter Squash (DP324973, DP327861). United States Environmental Protection Agency
- US EPA (2010): Risks of Metolachlor and S-Metolachlor Use to Federally Threatened Delta Smelt (*Hypomesus transpacificus*) and California Tiger Salamander (*Ambystoma californiense*) (Central California Distinct Population Segment) and Federally Endangered Sonoma County and Santa Barbara County Distinct Population Segments of California Tiger Salamander. United States Environmental Protection Agency
- Vallotton N, Moser D, Eggen R I L, Junghans M, Chèvre N (2008): S-metolachlor pulse exposure on the alga *Scenedesmus vacuolatus*: Effects during exposure and the subsequent recovery. Chemosphere 73(3): 395-400

- Walsh G E, Weber D E, Simon T L (1991): Use of marsh plants for toxicity testing of water and sediment. In *Plants for Toxicity Assessment*, Vol 2 Eds J W Gorsuch, W R Lower, M A Lewis, W W Wang, ASTM Publication Code Number (PCN) 04-011150-16, Seiten 341-354
- Wan M T, Buday C, Schroeder G, Kuo J, Pasternak J (2006): Toxicity to *Daphnia magna*, *Hyalella azteca*, *Oncorhynchus kisutch*, *Oncorhynchus mykiss*, *Oncorhynchus tshawytscha*, and *Rana catesbeiana* of atrazine, metolachlor, simazine, and their formulated products. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 76(1): 52-58
- Ward S (1980): Effects of Metolachlor (Dual) on Survival, Growth, and Development of Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). Conducted by EG&G, Bionomics Marine Research Laboratory, Pensacola, Florida. Study No. BP-80-5-80. Submitted by Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC. Zitiert und begutachtet in: US EPA (1994a): Data Evaluation Record – 72-3(A) Acute Estuarine/Marine Toxicity Fish and 72-4(a) Early Life Stage Fish. United States Environmental Protection Agency. MRID No. 430446-02
- Williams B K, Semlitsch R D (2010): Larval responses of three midwestern anurans to chronic, low-dose exposures of four herbicides. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58(3): 819-827
- Wolf M C, Moore P A (2002): Effects of the herbicide metolachlor on the perception of chemical stimuli by *Orconectes rusticus*. *Journal of the North American Benthological Society* 21(3): 457-467
- Ye J, Zhao M, Liu J, Liu W (2010): Enantioselectivity in environmental risk assessment of modern chiral pesticides. *Environmental Pollution* 158(7): 2371-2383
- ZZV Maribor (2010): Summary report for S-metolachlor. ZZV Maribor – Inštitut za varstvo okolja

Appendix I

Tabelle A 1 Verwendete EC50/LC50-Werte zur Erstellung der SSD mit allen Arten und Zuordnung der Artnamen zu den in der SSD verwendeten Werten.

EC50 (µg/L)	Art	Taxonomische Gruppe
32.6	<i>Lemna gibba</i>	höhere Pflanzen
41.2	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Grünalgen
62	<i>Elodea canadensis</i>	höhere Pflanzen
65	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	höhere Pflanzen
108	<i>Chlorella vulgaris</i>	Grünalgen
110	<i>Skeletonema costatum</i>	Diatomeen
119	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Grünalgen
341	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Grünalgen
1100	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Krebstiere
1600	<i>Crassostrea virginica</i>	Mollusken
2071	<i>Fragilaria ulna</i>	Diatomeen
2173	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Diatomeen
2534	<i>Gomphonema parvulum</i>	Diatomeen
3800	<i>Chironomus plumosus</i>	Insekten
3999	<i>Encyonema silesiacum</i>	Diatomeen
4900	<i>Americamysis bahia</i>	Krebstiere
4900	<i>Carassius carassius</i>	Fische
4900	<i>Ictalurus punctatus</i>	Fische
5344	<i>Adnathidium minutissimum</i>	Diatomeen
5657	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fische
6446	<i>Mayamaea fossalis</i>	Diatomeen
8000	<i>Pimephales promelas</i>	Fische
8600	<i>Poecilia reticulata</i>	Fische
11900	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische
13282	<i>Chironomus riparius</i>	Insekten
18710	<i>Daphnia longispina</i>	Krebstiere
18842	<i>Craticula accomoda</i>	Diatomeen
21000	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobakterien
26000	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere
31000	<i>Navicula pelliculosa</i>	Diatomeen

Tabelle A 2 HC5 der SSD der akuten EC50/LC50-Werte für alle Arten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	3.26	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.939	sample standard deviation	
n	29	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	14.6	1.30	lower estimate of the HC5
HC5	50.1	1.81	median estimate of the HC5
UL HC5	123	2.18	upper estimate of the HC5
sprHC5	8.47	0.873	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	1.66	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	12.0	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC50	921	3.05	lower estimate of the HC50
HC50	1823	3.33	median estimate of the HC50
UL HC50	3608	3.61	upper estimate of the HC50
sprHC50	3.92	0.559	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	38.0	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	62.0	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

Tabelle A 3 „Goodness of fit“ für die SSD der akuten EC50/LC50-Werte für alle Arten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Rejected		
0.05	0.752	Rejected	AD Statistic:	1.328
0.025	0.873	Rejected	n:	29
0.01	1.035	Rejected		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Rejected		
0.05	0.895	Rejected	KS Statistic:	1.022
0.025	0.995	Rejected	n:	29
0.01	1.035	Rejected		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Rejected		
0.05	0.126	Rejected	CM Statistic:	0.235
0.025	0.148	Rejected	n:	29
0.01	0.179	Rejected		

SSD Histogram and PDF

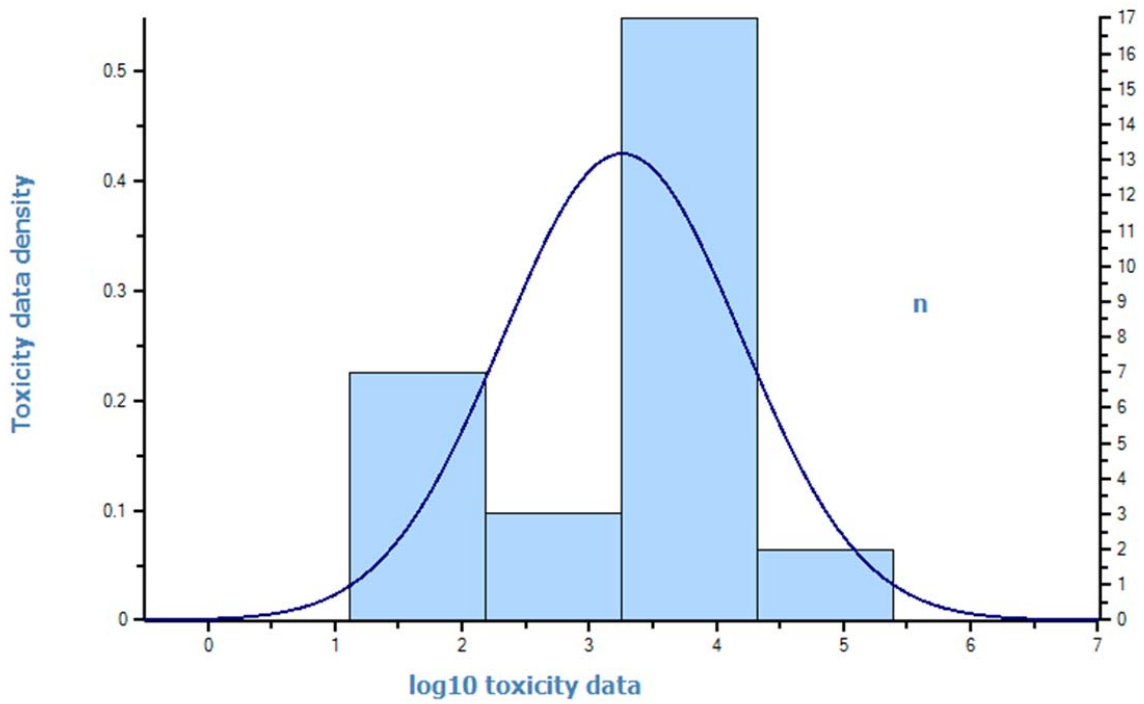


Abbildung A 1 Histogramm für die SSD der akuten EC50-Werte für alle Arten - berechnet mit dem Programm ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

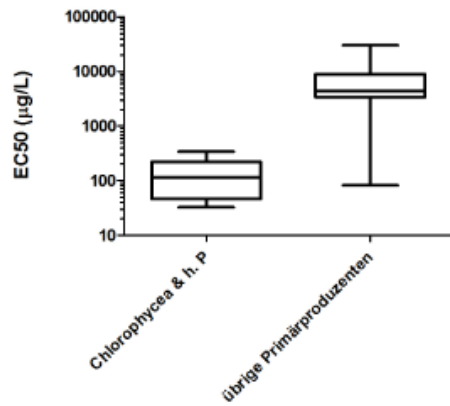
Appendix II

Chlorophyceae & höhere Pflanzen				
Art	EC50 (µg/L)	NOEC (µg/L)	Quelle	S oder RS
<i>Chlorella vulgaris</i>	108		Cai et al, 2012 & Liu & Xiong 2009	S
<i>Chlorella vulgaris</i>		40	Liu & Xiong 2009	S
<i>Chlorella vulgaris</i>	241		Cai et al, 2012 & Liu & Xiong 2009	RS
<i>Chlorella vulgaris</i>		40	Liu & Xiong 2009	RS
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	41.2	6.9	Hoberg 1995a, zitiert in US EPA 1997a, Studie liegt vor & Memmert 2006 Studie liegt vor	S
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	33.7		Hoberg 1995e, zitiert in US EPA 1995d & St. Laurent et al. 1992 & Sbrilli et al. 2005	RS

übrige Primärproduzenten				
Art	EC50 (µg/L)	NOEC (µg/L)	Quelle	S oder RS
<i>Navicula pelliculosa</i>	31000	4000	Desjardins et al. 2003 Studie liegt vor	S
<i>Navicula pelliculosa</i>	380	3.7	Hoberg 1995d, zitiert in US EPA 1995c	RS
<i>Skeletonema costatum</i>	110	21	Hoberg 1995c, zitiert in US EPA 1997c Studie liegt vor	S
<i>Skeletonema costatum</i>	61	1.7	Hoberg 1994c, zitiert in US EPA 1995e	RS
<i>Anabaena flos-aquae</i>	21000	9600	Desjardins et al. 2004 Studie liegt vor	S
<i>Anabaena flos-aquae</i>	1100	63	Hoberg 1994a, zitiert in US EPA 1995a	RS

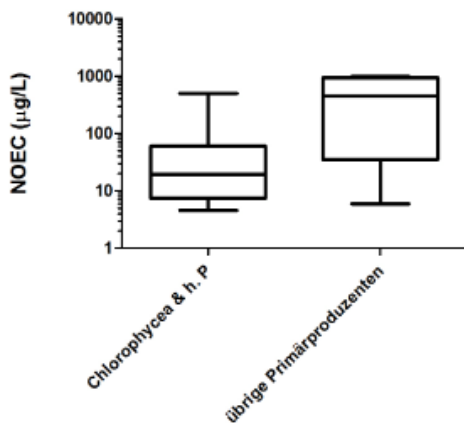
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)		4.58	Hoberg 1995e, zitiert in US EPA 1995d & Sbrilli et al. 2005	RS
<i>Scenedesmus obliquus</i>	119		Cai et al. 2012 & Liu et al. 2012 & Bian et al. 2009	S
<i>Scenedesmus obliquus</i>	196		Cai et al. 2012 & Liu et al. 2012	RS
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	341		Vallotton et al. 2008	S
<i>Scenedesmus vacuolatus</i> (synchr. Kulturen)	232	120	Junghans et al. 2003	RS
<i>Lemna gibba</i>	32.6	7.6	Hoberg 1995b, neu ausgewertet	S
<i>Lemna gibba</i>	158		Hoberg 1994b, zitiert in US EPA 1995b & Day und Hodge 1996	RS
<i>Lemna gibba</i>		8.4	Hoberg 1994b, zitiert in US EPA 1995b	RS
<i>Elodea canadensis</i>	62	29	Teixera 2006 Studie liegt vor	S
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	65	10	Teixera 2005 Studie liegt vor	S
<i>Dunaliella tertiolecta</i>		500	Thakkar et al. 2013	RS

<i>Achnanthes minutissimum</i>	8551		Larras et al. 2012	RS
<i>Craticula accomoda</i>	30147		Larras et al. 2012	RS
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3476		Larras et al. 2012	RS
<i>Encyonema silesiacum</i>	6399		Larras et al. 2012	RS
<i>Fragilaria ulna</i>	3314		Larras et al. 2012	RS
<i>Gomphonema parvulum</i>	4054		Larras et al. 2012	RS
<i>Mayamaea fossalis</i>	10313		Larras et al. 2012	RS
<i>Aureococcus anophagefferens</i>		1000	Thakkar et al. 2013	RS



	Chlorophyceae & h. P	übrige Primärproduzenten
Number of values	12	10
Minimum	32.60	81.90
25% Percentile	46.40	3403
Median	113.5	4430
75% Percentile	223.0	8992
Maximum	341.0	30147
Mean	135.8	7457
Std. Deviation	99.12	8482
Std. Error	28.61	2682
Lower 95% CI	72.81	1390
Upper 95% CI	198.8	13525

Table Analyzed	EC50
Column A	Chlorophyceae & h. P
vs	vs
Column B	übrige Primärproduzenten
Unpaired t test with Welch's correction	
P value	0.0232
P value summary	*
Are means signif. different? (P < 0.05)	Yes
One- or two-tailed P value?	Two-tailed
Welch-corrected t, df	t=2.729 df=9
How big is the difference?	
Mean ± SEM of column A	135.8 ± 28.61 N=12
Mean ± SEM of column B	7457 ± 2682 N=10
Difference between means	-7322 ± 2682
95% confidence interval	-13389 to -1254
R square	0.4529
F test to compare variances	
F,DFn, Dfd	7322, 9, 11
P value	< 0.0001
P value summary	***
Are variances significantly different?	Yes



	Chlorophyceae & h. P	übrige Primärproduzenten
Number of values	10	4
Minimum	4.580	5.970
25% Percentile	7.425	34.89
Median	19.50	449.7
75% Percentile	60.00	944.4
Maximum	500.0	1000
Mean	76.65	476.3
Std. Deviation	152.7	487.2
Std. Error	48.30	243.6
Lower 95% CI	-32.62	-298.9
Upper 95% CI	185.9	1252

Table Analyzed	NOEC
Column A	Chlorophyceae & h. P
vs	vs
Column B	übrige Primärproduzenten
Unpaired t test with Welch's correction	
P value	0.2059
P value summary	ns
Are means signif. different? (P < 0.05)	No
One- or two-tailed P value?	Two-tailed
Welch-corrected t, df	t=1.609 df=3
How big is the difference?	
Mean ± SEM of column A	76.65 ± 48.30 N=10
Mean ± SEM of column B	476.3 ± 243.6 N=4
Difference between means	-399.7 ± 248.3
95% confidence interval	-1190 to 390.5
R square	0.4633
F test to compare variances	
F,DFn, Dfd	10.17, 3, 9
P value	0.0060
P value summary	**
Are variances significantly different?	Yes

Appendix III

Externe Stellungnahmen und Kommentare zum Dossier von 2014

Im April 2014 wurde von der Herstellerfirma Syngenta eine 37 seitige Stellungnahme zur EQS Herleitung von S-Metolachlor geschickt. Bei dieser Stellungnahme handelte es sich um eine vollständige Neuherleitung der EQS basierend auf den verfügbaren „Syngenta Daten“ und Daten aus der öffentlichen Literatur. Als Grundlage für die Herleitung diente ebenfalls das TGD for EQS. Die Autorinnen Ruth Alburquerque und Claudia Büche kamen dabei zu leicht höheren Werten, die sich aber um weniger als den Faktor 2 von den vom Oekotoxzentrum vorgeschlagenen Werten unterscheiden (Tabelle A.1).

Tabelle A 4 Vergleich der hergeleiteten EQS mit den vom Oekotoxzentrum vorgeschlagenen EQS.

EQS	Vorschlag Alburquerque und Büche 2014		Vorschlag Oekotoxzentrum (Oktober 2013)		Verhältnis zwischen den vorgeschlagenen EQS
	AF-Methode	SSD-Methode	AF-Methode	SSD-Methode	
AA-EQS (µg/l)	1.0	0.88	0.55	-	1.6
MAC-EQS (µg/l)	3.9	3.8	2.1	-	1.8

Im Ergebnis unterscheiden sich die resultierenden EQS also kaum, was als Hinweis darauf gesehen werden kann, dass die Datenlage für S-Metolachlor sehr robust ist und auch unterschiedliche Experteneinschätzungen nur wenig Einfluss auf die resultierenden Werte haben kann.

Der Hauptunterschied der EQS Herleitung von Alburquerque und Büche (2014) zur EQS Herleitung vom Oekotoxzentrum ist die Wahl der Methode: während im Oekotoxzentrum Vorschlag die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) gewählt wurde, da basierend auf den als valide und relevant beurteilten Daten die Datenanforderungen an eine SSD nicht erfüllt waren, waren diese bei Alburquerque und Büche (2014) erfüllt. Der Hauptgrund dafür ist, dass Alburquerque und Büche (2014) nicht nur Daten zu S-Metolachlor (dem gegenwärtig zugelassenem Wirkstoff) für die SSD berücksichtigt haben, sondern auch alte Daten zum razemischen Gemisch aus S- und R-Metolachlor (siehe dazu auch „Enantioselektive Toxizität von Metolachlor“ im Kapitel 3). In Tabelle A 5 sind die Daten die von Alburquerque und Büche (2014) für die MAC-EQS Herleitung mittels SSD Methode verwendet wurden und in Tabelle A 7 die entsprechenden Daten für die AA-EQS Herleitung. Nach Durchsicht der Daten und der zugrundeliegenden Studien gibt es einige Daten, die wir als nicht valide ansehen oder wo wir andere Werte als relevanter für die EQS Herleitung ansehen (siehe Tabellen A 6 und A 8).

Tabelle A 5 Daten, die von Albuquerque und Büche (2014) für die MAC-EQS Herleitung mittels SSD Methode verwendet wurden (direkte Kopie aus der Stellungnahme).

Species	EC ₅₀ values (mg/L) and author				Endpoints used for the SSD (mg/L)
	S-moc	Klimisch score	Metolachlor	Klimisch score	
Algae					
<i>Achnanthidium minutissimum</i>	-	-	8.55 (Larras <i>et al.</i> , 2012)	2	8.55
<i>Anabaena flos-aquae</i>	21(Desjardins <i>et al.</i> , 2004)	1-	1.1 (Hoberg, 1995)	1	4.81 (geomean)
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	-	-	1.14 (Fairchild <i>et al.</i> , 1998)	2	1.14
<i>Chorella fusca</i> var. <i>fusca</i>		-	0.104 (Kotrikla <i>et al.</i> , 1997) 0.157 (Kotrikla <i>et al.</i> , 1999)	2	0.128 (geomean)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	0.068 (Liu & Xiong, 2009)	2	-	-	0.068
<i>Chlorella vulgaris</i>	-	-	0.203 (Fairchild <i>et al.</i> , 1998)	2	0.203
<i>Craticula accomoda</i>	-	-	30.1 (Larras <i>et al.</i> , 2012)	2	30.1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	3.48 (Larras <i>et al.</i> , 2012)	2	3.48
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	-	-	0.10 (Rufli, 1985)	1	0.10
<i>Ditylum brightwellii</i>	-	-	0.423 (Ebenezer, 2013)	2	0.423
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	-	-	1.47 (Thakkar <i>et al.</i> 2013)	2	1.47
<i>Encyonema silesiacum</i>	-	-	6.4 (Larras <i>et al.</i> , 2012)	2	6.40
<i>Fragilaria ulna</i>	-	-	3.31 (Larras <i>et al.</i> , 2012)	2	3.31
<i>Gomophonema parvulum</i>	-	-	4.1 (Larras <i>et al.</i> , 2012)	2	4.10
<i>Mayamaea fossalis</i>	-	-	10.3 (Larras <i>et al.</i> , 2012)	2	10.3
<i>Navicula pelliculosa</i>	17 (Desjardins <i>et al.</i> , 2003)	1	0.4 (Hoberg, 1995)	1	2.61 (geomean)
<i>Prorocentrum minimum</i>	-	-	0.073 (Ebenezer, 2013)	2	0.073
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella</i>)	0.025 (Hoberg, 1995) * 0.061 (Memmert, 2006)	2 1	0.014 (Hoberg, 1995) 0.037 (Day & Hodge, 1996) 0.084 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994) 0.077 (Fairchild <i>et al.</i> , 1997) 0.098 (Pérez <i>et al.</i> , 2011) 0.056 (St Laurent, <i>et al.</i> , 1992)	1 2 2 2 2	0.048 (geomean)
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	-	-	0.232 (Jungmans <i>et al.</i> , 2003) 2.32 (48 h Vallotton <i>et al.</i> , 2008)	2 2	0.734 (geomean)
<i>Skeletonema costatum</i>	0.11 (Hoberg, 1995)	1	0.06 (Hoberg, 1984)	1	0.0812
<i>Tetraselmis suecica</i>	-	-	21.3 (Ebenezer, 2013)	2	21.3
Macrophytes					
<i>Ceratophyllum</i> sp.	-	-	0.070 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994)	2	0.070

<i>Elodea canadensis</i>	0.049 (Teixeria, 2006)	1	2.36 (Fairchild <i>et al.</i> , 1998)	1	0.340 (geomean)
<i>Lemna gibba</i>	0.039 (Hoberg, 1995)	1	0.766 (Day & Hodge, 1996), 0.096 (Hoberg, 1995)	2	0.142 (geomean)
<i>Lemna minor</i>	-	-	0.360 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994) 0.343 (Fairchild <i>et al.</i> , 1997)	2 2	0.351
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	0.083 (Teixeria, 2006)	1	-	1	0.083
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	-	-	0.607 (Roshon, 1997)	2	0.607
<i>Najas</i> sp.	-	-	0.335 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994) 0.242 (Fairchild <i>et al.</i> , 1998)	2 2	0.285 (geomean)
<i>Salvia natans</i>	-	-	0.075 (Göncz & Senčič, 1994)	2	0.075

* The Hoberg 1995 study has been included here in the calculation of the geomean for the SSD as it is considered to be high quality data in comparison to the general literature data.

Tabelle A 6 Studien bei denen unterschiedliche Werte als relevant für die MAC-EQS Herleitung angesehen wurden. Werte in fettem Font wurden vom OZ als finaler Wert für die SSD ausgewählt. Vergleiche auch Tabelle A 1.

Art	Quelle	Auswahl Alburquerque und Büche (2014) EC50 (mg/l)	Auswahl OZ EC50 (mg/l)	Begründung
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Desjardins et al., 2004	21	24	Der EC50 von 21 mg/l basiert auf dem Endpunkt „Cell Density“ und der von 24 mg/l auf „area under the curve“.
<i>Ceratophyllum sp.</i>	Fairchild et al., 1994	0.070	Studie liegt nicht vor	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Fairchild et al., 1998	1.14 (Validität 2)	1.14 (Validität 3)	Die Konzentration des Lösungsvermittlers betrug $\leq 0.1\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle getesteten Verdünnungen. Nach TGD for EQS (2011, Seite 134) dürfen Lösungsvermittler nur bis zu einem Anteil von 0.01% in den Testlösungen sein.
<i>Chorella fusca var. fusca</i>	Kotrikla et al., 1997 und Kotrikla et al., 1999	0.104 (Validität 2) 0.157 (Validität 2)	0.104 (Validität 3) 0.167 (Validität 3)	Die Kulturen wurden nur einmal täglich geschüttelt. Gemäss OECD 201 sollten die Kulturen aber konstant geschüttelt werden um die Algen in Suspension zu halten und die Versorgung mit CO ₂ zu gewährleisten. Für die 1999er Studie liegen EC50 von 2 replizierten Studien vor (0.157 und 0.178 mg/l) . Der geometrische Mittelwert von beiden ist 0.167 mg/l.
<i>Chlorella vulgaris</i>	Fairchild et al., 1998	0.203 (Validität 2)	0.203 (Validität 3)	Die Konzentration des Lösungsvermittlers betrug $\leq 0.1\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle getesteten Verdünnungen. Nach TGD for EQS (2011, Seite 134) dürfen Lösungsvermittler nur bis zu einem Anteil von 0.01% in den Testlösungen sein.
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Ruffli, 1985	0.10	Studie liegt nicht vor	Die Studie liegt nicht vor und ist auch nicht in der Referenzliste von Alburquerque und Büche (2014) nicht erwähnt.

Art	Quelle	Auswahl Alburquerque und Büche (2014) EC50 (mg/l)	Auswahl OZ EC50 (mg/l)	Begründung
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Thakkar et al. 2013	1.47 (Validität 2)	Nicht verlässlich bestimmbar	<p>Die mittleren Hemmwerte (bezogen auf Zellen/ ml) sind 3 (+/-3), 61 (+/-2), 60 (+/-10) und 74 (+/-1)% bei 0.5, 1, 2.5 und 5 mg/l. Damit ist keine verlässliche Konzentrationswirkungskurve bestimmbar (Das Bestimmtheitsmass der Regression (R^2) beträgt nur 0.69. Die mittels Graph Pad Prism Version 5 ermittelte Konzentrations-Wirkungskurve sieht folgendermassen aus (EC50 1.49 mg/l, $R^2=0.69$):</p> <p style="text-align: center;">Hill Modell ("bottom" 0% und "top" 100%)</p> <p style="text-align: center;">Hemmung der Zelldichte (%)</p> <p style="text-align: center;">logKonzentration (mg/l)</p>
<i>Dytilum brightwellii</i>	Ebenezer, 2013	0.423 (Validität 2)	0.423 (Validität 3)	<p>Die Autoren schreiben, dass der Endpunkt Chlorophyll a gewählt wurde, weil Zellzählung für die ebenfalls untersuchte Grünalge <i>Tetraselmis suecica</i> nicht möglich war (die Zellen aggregierten und konnten somit nicht gezählt werden). Da Metolachlor auf die Zellteilung wirkt, die einzelnen Zellen aber noch wachsen können (Vallotton et al. 2008) ist der Biomasse Endpunkt Chlorophyll a Gehalt nicht valide. Effekte auf die Zellteilung können maskiert werden.</p>
<i>Elodea canadensis</i>	Fairchild et al., 1998	2.36 (Validität 2)	2.36 (Validität 3)	<p>Die Konzentration des Lösungsvermittlers betrug $\leq 0.1\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle getesteten Verdünnungen. Nach TGD for EQS (2011, Seite 134) dürfen Lösungsvermittler nur bis zu einem Anteil von 0.01% in den Testlösungen sein.</p>
<i>Elodea canadensis</i>	Teixera, 2006	0.049	0.062	<p>Bei dem EC50 von 0.62 handelt es sich um den Wert für die Wachstumsrate, die nach TGD for EQS (2011) biomassebasierten Endpunkten vorgezogen werden soll, wenn beide vorhanden sind. Studie wurde von Syngenta neu ausgewertet. Die Auswertung liegt nicht vor.</p>
<i>Lemna gibba</i>	Hoberg 1995	0.039	0.0326	<p>Die Studie wurde von Syngenta neu ausgewertet als Wachstumsrate statt Biomasse. Die Auswertung liegt nicht vor. Eine eigene</p>

Art	Quelle	Auswahl Alburquerque und Büche (2014) EC50 (mg/l)	Auswahl OZ EC50 (mg/l)	Begründung
				Neuauswertung ergab einen EC50 von 0.326 mg/L.
<i>Lemna gibba</i>	Hoberg 1995	0.096	0.048	Die Studie wurde von Syngenta neu ausgewertet als Wachstumsrate statt Biomasse. Die Auswertung liegt nicht vor.
<i>Lemna minor</i>	Fairchild et al., 1994 (1998) & 1997	0.360 und 0.434 (Validität 2)	0.360 und 0.434 (Validität 3)	Die Konzentration des Lösungsvermittlers betrug $\leq 0.1\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle getesteten Verdünnungen. Nach TGD for EQS (2011, Seite 134) dürfen Lösungsvermittler nur bis zu einem Anteil von 0.01% in den Testlösungen sein. Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Teixera (2006)	0.083	0.065	Die Studie wurde von Syngenta neu ausgewertet. Die Auswertung liegt nicht vor.
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Roshon (1997)	0.607 (Validität 2)	0.607 (Validität 3)	>0.4% Methanol als Lösungsvermittler
<i>Najas sp.</i>	Fairchild et al., 1998	0.242 (Validität 2)	0.242 (Validität 3)	Die Konzentration des Lösungsvermittlers betrug $\leq 0.1\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle getesteten Verdünnungen. Nach TGD for EQS (2011, Seite 134) dürfen Lösungsvermittler nur bis zu einem Anteil von 0.01% in den Testlösungen sein.
<i>Najas sp.</i>	Fairchild et al., 1994	0.335 (Validität 2)	Studie liegt nicht vor	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Navicula pelliculosa</i>	Desjardins et al., 2003	17	31	Der EC50 von 17 mg/l basiert auf dem Endpunkt Biomasse während der EC50 von 31 mg/l auf dem Endpunkt Wachstumsrate beruht. Gemäss TGD for EQS (2011) soll der Endpunkt Wachstumsrate bevorzugt werden, wenn für beide Endpunkte EC50 vorliegen.
<i>Prorocentrum minimum</i>	Ebenezer et al. 2013	0.073 (Validität 2)	0.073 (Validität 3)	Die Autoren schreiben, dass der Endpunkt Chlorophyll a gewählt wurde, weil Zellzählung für die ebenfalls untersuchte Grünalge <i>Tetraselmis suecica</i> nicht möglich war (die Zellen aggregierten und konnten somit nicht gezählt werden). Da Metolachlor auf die Zellteilung wirkt, die einzelnen Zellen aber noch wachsen können (Vallotton et al. 2008) ist der Biomasse Endpunkt Chlorophyll a Gehalt nicht valide. Effekte auf die Zellteilung können maskiert werden.
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Day & Hodge, 1996	0.037 (Validität 2)	0.047 (Validität 3)	Es wurden 3 EC50 berichtet 0.037 ist der tiefste und 0.047 der geometrische Mittelwert aus allen dreien. Die Konzentration des Lösungsvermittlers Methanol betrug $\leq 0.91\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle getesteten Verdünnungen.
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fairchild et al.,	0.084 (Validität 2)	0.084 (Validität 3)	Die Konzentration des Lösungsvermittlers betrug $\leq 0.1\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle

Art	Quelle	Auswahl Alburquerque und Büche (2014) EC50 (mg/l)	Auswahl OZ EC50 (mg/l)	Begründung
<i>(ehemals Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	1994 & 1998			getesteten Verdünnungen. Nach TGD for EQS (2011, Seite 134) dürfen Lösungsvermittler nur bis zu einem Anteil von 0.01% in den Testlösungen sein. Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Raphidocelis subcapitata (ehemals Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	Fairchild et al., 1997	0.077 (Validität 2)	0.077 (Validität 3)	Die Kulturen wurden nur einmal täglich geschüttelt. Gemäss OECD 201 sollten die Kulturen aber konstant geschüttelt werden um die Algen in Suspension zu halten und die Versorgung mit CO2 zu gewährleisten. Keine klaren Informationen über die Verwendung von Lösungsvermittlern (Es heisst, dass für die Stammlösungen Aceton oder Wasser verwendet wurde, es steht aber nichts über die maximale Konzentration der Lösungsvermittler in den Testansätzen)
<i>Raphidocelis subcapitata (ehemals Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	Hoberg, 1995	0.014 (Metolachlor, Validität 1) 0.025 (S-Metolachlor, Validität 2)	Nicht überprüfbar	Es muss sich um 2 Studien handeln, aber in der Referenzliste von Alburquerque und Büche (2014) ist nur eine erwähnt.
<i>Raphidocelis subcapitata (ehemals Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	Memmert, 2006	0.061	0.072	Ein EC50 von 0.061 mg/l wurde in der Studie nicht gefunden. Er wurde von Alburquerque und Büche (2014) basierend auf den geometrischen Mittelwert der gemessenen Testkonzentrationen neu berechnet. Da das aber innerhalb 20% ist, wurde der mit dem GLP Bericht übereinstimmende EC50 gewählt.
<i>Raphidocelis subcapitata (ehemals Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	St Laurent, et al. 1992	0.056	0.053	Geometrischer Mittelwert aus dem EC50 aus dem Erlenmeyer Flaschen Test und dem Mikrotiterplattentest.
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Vallotton et al., 2008	2.32	0.341	Der EC50 von 2.32 mg/L wurde nach einer Exposition über 48 h im Dauerlicht erhoben. Für Dauerlichtexposition wird gemäss OECD 201 eine Expositionsdauer von 72h empfohlen. Der EC50 von 0.341 hingegeben wurde hingegen mit synchronisierten (über einen Licht-Dunkelrhythmus) Algen erhoben, für die nach 24h Exposition die Kontrollen einmal einen gesamten Zellzyklus vollendet haben. Da im Dauerlicht nicht alle Zellen im gleichen Stadium ihres Zellzyklus sind und Metolachlor die Zellteilung hemmt, ist es gerade für Metolachlor wichtig, dass Tests mit unsynchronisierten Kulturen über 72h getestet werden. Der zweite EC50 für <i>Scenedesmus</i>

Art	Quelle	Auswahl Albuquerque und Büche (2014) EC50 (mg/l)	Auswahl OZ EC50 (mg/l)	Begründung
				<i>vacuolatus</i> von 0.232 mg/l (Junghans et al. 2003) wurde ebenfalls mit synchronisierten Kulturen erhoben. Im Übrigen wurde der Wert von Vallotton et al. (2008) mit S-Metolachlor erhoben und nicht mit Metolachlor.
<i>Salvinia natans</i>	Göncz & Sencic 1994	0.075 (Validität 2)	0.075 (Validität 3)	Nur 3 Testkonzentrationen getestet, Test mit Formulierung durchgeführt
<i>Tetraselmis suecica</i>	Ebenezer et al. 2013	21.3 (Validität 2)	21.3 (Validität 3)	Die Autoren schreiben, dass der Endpunkt Chlorophyll a gewählt wurde, weil Zellzählung für <i>Tetraselmis suecica</i> nicht möglich war (die Zellen aggregierten und konnten somit nicht gezählt werden). Da Metolachlor auf die Zellteilung wirkt, die einzelnen Zellen aber noch wachsen können (Vallotton et al. 2008) ist der Biomasse Endpunkt Chlorophyll a Gehalt nicht valide. Effekte auf die Zellteilung können maskiert werden.

Tabelle A 7 Daten, die von Albuquerque und Büche (2014) für die AA-EQS Herleitung mittels SSD Methode verwendet wurden (direkte Kopie aus der Stellungnahme).

Species	NOEC/EC10** values (mg/L) and author				Endpoints used for the SSD (mg/L)
	S-moc	Klimisch score	Metolachlor	Klimisch score	
<i>Anabaena flos-aquae</i>	9.6 (Desjardins et al., 2004)	1	0.063 (Hoberg, 1995)	1	0.778 (geomean)
<i>Anabaena sp.</i>	-	-	3.0 (Fairchild et al., 1994)	2	3.0
<i>Aureococcus anophagefferens</i>	-	-	1.0 (Thakkar et al. 2013)	2	1.0
<i>Chlamydomonas sp.</i>	-	-	0.188 (Fairchild et al., 1994)	2	0.188
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		-	0.152 (Liu & Xiong, 2009)	2	0.152
<i>Chlorella sp.</i>		-	0.075 (Fairchild et al., 1994)	2	0.075
<i>Ditylum brightwellii</i>	-	-	0.003 (Ebenezer, 2013)	2	0.003
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	-	-	1.0 (Thakkar et al. 2013)	2	1.0
<i>Microcystis sp.</i>	-	-	0.75 (Fairchild et al., 1994)	2	0.75
<i>Navicula pelliculosa</i>	20 (Desjardins et al., 2003) ** ErC ₁₀	1	0.0037 (Hoberg, 1995)	1	0.27 (geomean)

<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchner</i>)	0.010 (Hoberg, 1995) * and ** 0.016 (Memmert, 2006)** both ErC ₁₀	2 1	0.0007 (Hoberg, 1995) 0.038 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994) 0.038 (Fairchild <i>et al.</i> , 1997)	1 2 2	0.011 (geomean)
<i>Scenedesmus valcuolatus</i>	-	-	0.120 (Junghans <i>et al.</i> , 2003),	2	0.120
<i>Scenedesmus</i> sp.	-	-	3.0 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994)	2	3.0
<i>Skeletonema costatum</i>	0.021 (Hoberg, 1995)	1	0.0017 (Hoberg, 1994)	1	0.00597 (geomean)
<i>Tetraselmis suecica</i>	-	-	0.088 (Ebenezer, 2013)	2	0.088
<i>Ceratophyllum</i> sp.	-	-	0.047 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994)	2	0.047
<i>Elodea canadensis</i>	0.029 (Teixeria, 2006)	1	-	-	0.029
<i>Lemna gibba</i>	0.018 (Hoberg, 1995)	1	0.0084 (Hoberg, 1995)	-	0.0123
<i>Lemna minor</i>	-	-	0.187 (Fairchild <i>et al.</i> , 1994),	2	0.187
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	0.010 (Teixeria, 2006)	1	-	-	0.010
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	-	-	0.0369 (Roshon, 1997)	2	0.0369

* The Hoberg 1995 study has been included here in the calculation of the geomean for the SSD as it is considered to be high quality data in comparison to the general literature data.

** EC₁₀ value used

Tabelle A 8 Studien vom OZ als nicht valide für die AA-EQS Herleitung angesehen werden. Bei einigen Studien wurden auch andere NOECs verwendet, diese wurden aber hier nicht extra aufgeführt (vergleiche mit Tabelle 2,3&5)

Art	Quelle	Auswahl Alburquerque und Büche (2014) NOEC oder EC10 (mg/l)	Begründung
<i>Anabaena sp.</i>	Fairchild et al., 1994	3.0	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Ceratophyllum sp.</i>	Fairchild et al., 1994	0.047	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Chlamydomonas sp.</i>	Fairchild et al., 1994	0.188	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Chlorella sp.</i>	Fairchild et al., 1994	0.075	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Dytilum brightwellii</i>	Ebenezer, 2013	0.003	Die Autoren schreiben, dass der Endpunkt Chlorophyll a gewählt wurde, weil Zellzählung für die ebenfalls untersuchte Grünalge <i>Tetraselmis suecica</i> nicht möglich war (die Zellen aggregierten und konnten somit nicht gezählt werden). Da Metolachlor auf die Zellteilung wirkt, die einzelnen Zellen aber noch wachsen können (Vallotton et al. 2008) ist der Biomasse Endpunkt Chlorophyll a Gehalt nicht valide. Effekte auf die Zellteilung können maskiert werden.
<i>Microcystis sp.</i>	Fairchild et al., 1994	0.75	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Lemna minor</i>	Fairchild et al., 1994	0.187	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Roshon (1997)	0.0369	>0.4% Methanol als Lösungsvermittler
<i>Najas sp.</i>	Fairchild et al., 1998	0.242 (Validität 2)	Die Konzentration des Lösungsvermittlers betrug $\leq 0.1\%$ (v/v) und war auch nicht gleich für alle getesteten Verdünnungen. Nach TGD for EQS (2011, Seite 134) dürfen Lösungsvermittler nur bis zu einem Anteil von 0.01% in den Testlösungen sein.
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Fairchild et al., 1994	0.038	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals	Fairchild et al., 1997	0.038	Die Kulturen wurden nur einmal täglich geschüttelt. Gemäss OECD 201 sollten die Kulturen aber konstant geschüttelt werden um

Art	Quelle	Auswahl Alburquerque und Büche (2014) NOEC oder EC10 (mg/l)	Begründung
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>			die Algen in Suspension zu halten und die Versorgung mit CO ₂ zu gewährleisten. Keine klaren Informationen über die Verwendung von Lösungsvermittlern (Es heisst, dass für die Stammlösungen Aceton oder Wasser verwendet wurde, es steht aber nichts über die maximale Konzentration der Lösungsvermittler in den Testansätzen)
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (ehemals <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Hoberg, 1995	0.014 (Metolachlor, Validität 1) 0.025 (S-Metolachlor, Validität 2)	Es muss sich um 2 Studien handeln, aber in der Referenzliste von Alburquerque und Büche (2014) ist nur eine erwähnt.
<i>Scenedesmus</i> sp.	Fairchild et al., 1994	3.0	Bei Fairchild et al. 1994 handelt es sich gemäss Zitierung um einen unveröffentlichten Bericht, der uns nicht vorliegt.
<i>Tetraselmis suecia</i>	Ebenezer et al. 2013	0.088	Die Autoren schreiben, dass der Endpunkt Chlorophyll a gewählt wurde, weil Zellzählung für <i>Tetraselmis suecia</i> nicht möglich war (die Zellen aggregierten und konnten somit nicht gezählt werden). Da Metolachlor auf die Zellteilung wirkt, die einzelnen Zellen aber noch wachsen können (Vallotton et al. 2008) ist der Biomasse Endpunkt Chlorophyll a Gehalt nicht valide. Effekte auf die Zellteilung können maskiert werden.

Alburquerque und Büche (2014) haben vorgeschlagen, die Werte für das racemische Gemisch mit dem Faktor von 1.6 zu verrechnen. Dies haben wir übernommen um bei der SSD Methode Datenlücken bei Primärproduzenten zu füllen. Bei Tieren haben wir die Werte für das racemische Gemisch unverändert in die SSD genommen, da dort kein Unterschied zwischen der Toxizität von S- und R-Metolachlor zu erwarten ist. Zusätzlich haben wir noch Studien mit berücksichtigt, die nach der Fertigstellung des kommentierten EQS Dossier veröffentlicht wurde. Diese wurden mit berücksichtigt.

AA-EQS

Für die AA-EQS Herleitung mittels Sicherheitsfaktormethode haben Alburquerque und Büche (2014) vorgeschlagen, den NOEC für Hoberg (1995) nicht zu nehmen, da ein Qualitätskriterium für das Kontrollwachstum nicht erfüllt war. Bei dieser Studie handelt es sich um eine GLP Studie, die von Syngenta in Auftrag gegeben wurde und das Qualitätskriterium das nicht erfüllt wurde (lag-Phase) wurde erst nach der Fertigstellung der Studie eingeführt. Für die SSD wurde die Studie aber herangezogen, da es sich gemäss

Syngenta um „high quality data in comparison to the general literature data“ handelt. Dem stimmen wir zu und verwenden die Studie entsprechend auch für die Sicherheitsfaktormethode. Neu verrechnen wir aber den NOEC mit dem NOEC aus der neueren Studie von Memmert (2006), bei der es sich ebenfalls um eine GLP-Studie handelt, die von Syngenta in Auftrag gegeben wurde. Dies wurde in der ursprünglichen, kommentierten Fassung übersehen.

Ebenfalls geändert hat sich nach der Fertigstellung einiger im Dossier enthaltenen Studien die empfohlene Auswertung der Algen- und Pflanzenhemmung. Während früher ein Biomasse Endpunkt genommen wurde, wird neu die alleinige Verwendung der Wachstumsrate empfohlen. Dies hat aber in der Regel nur Auswirkungen auf die berechneten Effektkonzentrationen, nicht aber auf die NOEC. Daher ist der NOEC aus der Hoberg (1995) Studie auch bezogen auf die Wachstumsrate immer noch der gleiche.

Der neue **AA-EQS** aus der **Sicherheitsfaktormethode** ist also **0.69 µg/l**.

Alburquerque und Büche (2014) schlagen jedoch vor, den AA-EQS mittels SSD Methode zu bestimmen. Dies wurde überprüft und aus verschiedenen Gründen nicht als sinnvoll erachtet (siehe Kapitel 7.2 in der revidierten Fassung des EQS-Dossier für S-Metolachlor sowie Tabelle A 6).

MAC-EQS

Für den MAC-EQS mittels Sicherheitsfaktormethode schlagen Alburquerque und Büche (2014) vor, den neu ausgewerteten Wachstumsrate EC50 von 39 µg/l für *Lemna gibba* aus der Studie von Hoberg (1995) als kritischen Endpunkt zu verwenden. Wie schon bei der *Raphidocelis subcapitata* (ehemals *Pseudokirchneriella subcapitata*) Studie (Hoberg 1995) handelt es sich dabei um die Anwendung einer neuen Standardmethode auf alte Daten. Der ursprünglich in dem Bericht dieser von Syngenta in Auftrag gegebenen Studie genannte EC50 liegt bei 23 µg/l für die Anzahl Fronds. Uns lagen nur die Daten vor, nicht aber die Auswertung. Basierend unserer Auswertung der Daten ergibt sich aber ein EC50 von >70.8 µg/l und ein Yield EC50 (die neue Berechnung des Biomasseendpunktes) von 12.3 µg/l. Daher konnten wir den von Alburquerque und Büche (2014) vorgeschlagenen EC50 nicht übernehmen. Gegenüber dem kommentierten Dossier wurde aber nicht der EC50 von 21 µg/l, wie von der US-EPA genommen, sondern der aus dem GLP-Bericht. Im Übrigen sei noch darauf hingewiesen, dass gemäss des TGD for EQS der Wachstumsrate Endpunkt nur bevorzugt wird, wenn er vorhanden ist. Wenn der Wachstumsrate EC50 tatsächlich oberhalb des getesteten Konzentrationsbereiches liegt, dann würde der Biomasseendpunkt zur EQS Herleitung verwendet werden.

Auch hier schlagen Alburquerque und Büche vor, den MAC-EQS mittels SSD Methode zu bestimmen. Dies wurde überprüft und aus verschiedenen Gründen nicht als sinnvoll erachtet (siehe Kapitel 8.2 in der revidierten Fassung des EQS-Dossier für S-Metolachlor sowie Tabelle A 8).

Schlussfolgerung

Der 39 seitige Kommentar von Alburquerque und Büche (2014) wurde herangezogen, um die EQS-Herleitung noch einmal zu überprüfen. Dies hat dazu geführt, dass dank der neuen Daten klar geworden ist, dass

Grünalgen und höhere Pflanzen besonders empfindlich für S-Metolachlor sind, während Diatomeen und Cyanobakterien sich in ihrer Empfindlichkeit für Metolachlor nicht von den verschiedenen Tierarten unterscheiden.

Sowohl für den AA-EQS als auch für den MAC-EQS blieb aber auch mit dem erweiterten Datensatz eine Herleitung des EQS mittels SSD Methode unmöglich. Für valide SSDs werden noch jeweils mindestens 3 zusätzliche valide Werte (NOEC oder EC10 bzw. EC50) für Grünalgen und/oder höhere Pflanzen benötigt.

Der AA-EQS und der MAC-EQS haben sich aber nach der Überprüfung der EQS-Herleitung etwas erhöht. (Tabelle 9).

Tabelle A 9 Vergleich der hergeleiteten EQS mit den vom Oekotoxzentrum vorgeschlagenen EQS.

EQS	Vorschlag Alburquerque und Büche 2014		Vorschlag Oekotoxzentrum (Oktober 2014)		Verhältnis zwischen den vorgeschlagenen EQS
	AF-Methode	SSD-Methode	AF-Methode	SSD-Methode	
AA-EQS (µg/l)	1.0	0.88	0.69	-	1.3
MAC-EQS (µg/l)	3.9	3.8	2.3	-	1.7

Es sei an dieser Stelle noch einmal erwähnt, dass trotz der unterschiedlichen Expertenmeinungen zu den einzelnen Daten (siehe vor allem Tabelle A6 und A8), die vorgeschlagenen EQS äusserst ähnlich sind (Tabelle A 9). Dies deutet darauf hin, dass die in diesem EQS Dossier vorgeschlagenen EQS sehr robust sind.

Alburquerque R und Büche C (2014): S-Metolachlor Statement. Derivation of Environmental Quality Standards. Basel/Jeallott's Hill, 07 April 2014, 37 Seiten, unveröffentlicht

Auswirkungen der Datenaktualisierung auf die externe Stellungnahmen und Kommentare zum Dossier von 2014

Mit der Korrektur der Neuauswertung der Hoberg Studien wird der Unterschied zwischen den Vorschlägen von Alburquerque und Büche (2014) und den EQS Vorschlägen aus diesem Dossier noch geringer.

Tabelle A 10 Vergleich der hergeleiteten EQS mit den vom Oekotoxzentrum vorgeschlagenen EQS nach Aktualisierung.

EQS	Vorschlag Alburquerque und Büche 2014	Vorschlag Oekotoxzentrum (Oktober 2014)	Verhältnis zwischen den vorgeschlagenen

	AF- Methode	SSD- Methode	AF- Methode	SSD- Methode	EQS
AA-EQS (µg/l)	1.0	0.88	0.69	-	1.3
MAC-EQS (µg/l)	3.9	3.8	3.3	-	1.2