

2016

## **EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:** *Azoxystrobin*

Ersterstellung: 14.12.2012 (Stand der Literaturrecherche)  
25.09.2013 (Einarbeitung der Gutachten)  
Überarbeitete Version nach Syngenta Kommentar September 2014  
1. Aktualisierung 12.01.2016 (Stand der Literaturrecherche)  
09.20.2017 (Einarbeitung des Gutachtens)

## 1. Qualitätskriterien-Vorschläge

**CQK (AA-EQS):** 0.2 µg/L (unverändert)

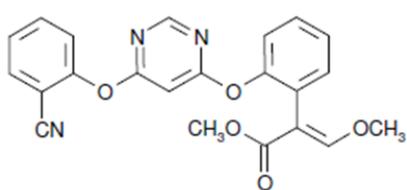
**AQK (MAC-EQS):** 0.55 µg/L (unverändert)

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

## 2. Physikochemische Parameter

In Tabelle 1 werden Identität sowie chemische und physikalische Parameter für Azoxystrobin angegeben. Alle Angaben beziehen sich auf das aktive (E)-Isomer des Fungizides. 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 zu Azoxystrobin nach dem TGD for EQS (EC 2011). Zusätzliche Angaben in kursiv. **exp** = experimentell erhobene Werte, **est** = geschätzte Werte.

| Eigenschaften  | Name/Wert   | Referenz                     |
|--|---|------------------------------|
| IUPAC Name   | Methyl (E)-2-[2-[6-(2-cyanophenoxy)pyrimidin-4-yloxy]phenyl]-3-methoxyacrylate      | Tomlin 2009                  |
| <i>Chemische Gruppe</i>  | Strobilurin   | EC DAR 2009                  |
| Strukturformel   |  | Rodrigues <i>et al.</i> 2013 |
| Summenformel   | C <sub>22</sub> H <sub>17</sub> N <sub>3</sub> O <sub>5</sub>                       | EC DAR 2009                  |
| CAS-Nummer   | 131860-33-8   | EC DAR 2009                  |
| EINECS-Nummer  | Keine   |                              |
| SMILES-code  | C(#N)c1ccccc1Oc2ncnc(Oc3ccccc3C(C(=O)OC)=COC)c2                                     | EPI 2011                     |
| Molekulargewicht (g·mol <sup>-1</sup> )                                | 403.4   | EC DAR 2009                  |
| Schmelzpunkt (°C)  | 116 (exp)   | EC DAR 2009                  |
| Siedepunkt   | Zersetzt sich vor dem Siedepunkt bei 345°C  | Tomlin 2009                  |
| Dampfdruck (Pa)  | 1.1 · 10 <sup>-10</sup> (exp; 20°C)   | EC DAR 2009                  |
| Henry-Konstante (Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> )                | 7.4 · 10 <sup>-9</sup>  | EC DAR 2009                  |
| Wasserlöslichkeit (g·L <sup>-1</sup> )                                 | 6 · 10 <sup>-3</sup> (20°C)   | Tomlin 2009                  |
|  | 5.9 · 10 <sup>-3</sup> - 6.7 · 10 <sup>-3</sup> (exp; pH 5.2 - 9.2)                 | EC DAR 2009                  |
| Dissoziationskonstante (pK <sub>a</sub> )                              | keine   | EC DAR 2009                  |
| <i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K <sub>ow</sub> ) | 2.5 (exp; 20°C)   | EC DAR 2009                  |
| Sediment/Wasser Verteilungskoeffizient (log K <sub>oc</sub> )          | 2.48 – 2.87 (exp; versch. Böden)  | EC DAR 2009                  |

|   |   |  |
|---|---|--|
|   | 2.48 – 3.23   | Syngenta 2005  |
| Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser (log $K_{\text{susp-water}}$ ) | 1.48 und 2.23 (berechnet nach TGD for EQS;<br>$K_{\text{susp-water}} = \text{KOC} \times \text{FOC}_{\text{susp, TGD}}$ )   | TGD for EQS, EC 2011, S. 131, A1.2.3.3. <i>K<sub>p</sub>, susp-water</i> |
| Hydrolysestabilität   | Stabil bei pH 5-9 (exp; bis 50°C)   | EC DAR 2009  |
| Photostabilität (Halbwertszeit)   | ca. 3.5 Tage (exp; > 290 nm; simuliertes Sonnenlicht (Xenonlampe; keine Angaben über Lichtstärke); 19°C); 15 Tage (in Sonnenlicht; geschätzt aus gemessener Quantumeffizienz) | Boudina <i>et al.</i> 2007   |
|   | 8.7 – 13.9 Tage (exp; abhängig von <sup>14</sup> C-Markierung im Molekül; künstliche Beleuchtung; 25°C; pH 7); 11 -17 Tage (berechnet für Sonnenlicht, Florida, Sommer)       | EC DAR 2009; Mastovska (undatiert)                                       |
|   | ca. 14 Tage in sterilem Wasser und 3 Tage in Flusswasser (keine weiteren Angaben)   | Syngenta 2005  |
| Biologische Abbaubarkeit  | Es liegen keine Daten aus Standardtest zur biologischen Abbaubarkeit vor.   | EC DAR 2009  |

### 3. Allgemeines

#### Anwendung:

Azoxystrobin wird im Nachauflauf zur Bekämpfung von Pilzbefall durch Ascomyceten und Basidiomyceten sowie durch den Befall von Oomyceten verwendet. Anwendungsgebiete des Fungizids sind Agrarwirtschaft, Gartenbau sowie Weinbau (*Draft Assessment Report* der Europäischen Kommission (EC DAR 2009); Schweizerisches Pflanzenschutzmittelverzeichnis 2012).

#### Wirkungsweise:

Azoxystrobin inhibiert die mitochondriale Atmung durch Blockierung der Elektronentransportkette an der Quinol-oxidierenden Stelle des Cytochrom bc1-Komplexes (Komplex III), was schlussendlich zu oxidativem Stress führt (Rodrigues *et al.* 2013). Die Pilze werden so in der Sporenkeimung und im Myzelwachstum gehemmt (Tomlin 2009). Das Fungizid zeigt systemische (Rodrigues *et al.* 2013) und translaminare (Tomlin 2009) Eigenschaften, hat ein breites Wirkungsspektrum und kann protektiv, kurativ oder eradikativ wirken. (Rodrigues *et al.* 2013; Tomlin 2009). Durch den relativ unspezifische Wirkmechanismus sind aber auch Nichtzielorganismen aus anderen taxonomischen Gruppen (z.B. aquatische Pflanzen und Algen) betroffen, die in ihrer Sensitivität in einem Bereich ähnlich zu den Pilzen liegen (Rodrigues *et al.* 2013 und Referenzen darin).

## Chemische Analytik:

**Tabelle 2:** Nachweis- und Bestimmungsgrenzen von Azoxystrobin in Oberflächengewässern.

| <i>Nachweisgrenze (µg/L)</i> | <i>Bestimmungsgrenze (µg/L)</i> | <i>Methode</i> | <i>Referenz</i>                |
|------------------------------|---------------------------------|----------------|--------------------------------|
| 0.05                         | -                               | SPE-GC-ECD/MS  | Berenzen <i>et al.</i> 2005    |
| -                            | 0.002                           | SPE-LC-MS/MS   | Lazartigues <i>et al.</i> 2011 |
| 0.005                        | 0.0167                          | SPE-HPLC-MS    | Polati <i>et al.</i> 2006      |
| 0.0097                       | 0.0325                          | SPE-HPLC-UV    | Polati <i>et al.</i> 2006      |
| 0.2                          | 0.5                             | SPE-HPLC-DAD   | Tsochatzis <i>et al.</i> 2012  |

## Stabilität und

### Abbauprodukte:

Azoxystrobin baut sich im Wasser nur sehr langsam durch Hydrolyse ab, ist hinsichtlich der Photolyse jedoch instabiler. Das Absorptionsspektrum von Azoxystrobin in Wasser hat sein Maximum bei 200 nm und nimmt dann monoton ab, bis zwischen 290 und 300 nm keine Absorption mehr messbar ist (Boudina *et al.* 2007). Halbwertszeiten aus Abbaustudien betragen zwischen 3.5 und 13.9 Tagen (siehe Tabelle 1). Berechnete Halbwertszeiten für die Bestrahlung durch Sonnenlicht liegen bei 11 – 17 Tagen. In einem Laborexperiment mit *Lemna gibba* blieben die Testkonzentrationen über 7 Tage stabil (Smyth *et al.* 1994a, zitiert in EC DAR 2009; Vol. 9; Annex B.9; S. 628; Lichtstärke: 5'000 lux, Testlösung nach 7 Tagen erneuert). Die Halbwertszeiten in einer Mesokosmosstudie betragen 15.1 Tage (15 µg/L) und 25.8 Tage (60 µg/L) (Gustafsson *et al.* 2010; im Sonnenlicht). Obwohl für den DAR (EC DAR 2009) keine Daten zur biologischen Abbaubarkeit eingereicht wurden, kann aufgrund der genannten Ergebnisse von einer geringen biologischen Abbaubarkeit ausgegangen werden, da vermutlich weder der Lemna-Test noch die Mesokosmen-Studie unter axenischen Bedingungen durchgeführt wurden. Für die Validität eines Biotests über 7 Tage ist deshalb eine begleitende chemische Analyse der Testkonzentrationen nicht zwingend. Für längere Testdauern müssen entweder die Testlösungen regelmässig erneuert oder ihre Stabilität muss durch chemische Analyse validiert werden.

Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, wenn auch ein sehr wichtiger. Andere Einflussfaktoren sind die Löslichkeit der Testsubstanz im Testmedium und das korrekte Einwiegen der Testsubstanz. Während sich die Löslichkeit anhand der Wasserlöslichkeit und den eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Daher werden alle

Werte gekennzeichnet, die auf nominalen Konzentrationen beruhen. 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.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Abbauprodukte von Azoxystrobin sowie Angaben über ihre Ökotoxizität. Bemerkungen zur (anteilmässigen) Entstehung stammen teils aus dem Bericht von Mastovska (undatiert). Die Abbauprodukte sind deutlich weniger toxisch als Azoxystrobin. Zu dem sogenannten Z-Isomer (R230310), dem Haupt-Phototransformationsprodukt, konnten keine ökotoxikologischen Daten recherchiert werden.

**Tabelle 3:** Abbauprodukte von Azoxystrobin und ihre Toxizität.

| <b>Abbauprodukt</b>  | <b>Bemerkung</b>  | <b>Ökotoxizität</b>   | <b>Referenz</b>   |
|--|---|---|---|
| R230310 (Z-Isomer von Azoxystrobin)  | entsteht photolytisch (anteilmässig zu > 10%)                   | Keine Daten vorhanden   | EC DAR 2009; Mastovska (undatiert)  |
| 4-(2-cyanophenoxy)-6-Hydroxypyrimidine (R401553)   | entsteht photolytisch aus dem (Z)-Isomer (anteilmässig zu 8.9%) | LC50 > 120 mg/L ( <i>O. mykiss</i> ; <i>D. magna</i> ; <i>P. subcapitata</i> )                                      | Bowles & Wallace 2002, 2002a, 2002b zitiert im EC DAR 2009; Vol 3; B.9; S. 630 ff.              |
| 2-[6-(2-cyanophenoxy)pyrimidin-4-yloxy]benzoic acid (R402173)                                  | entsteht photolytisch aus dem (Z)-Isomer (anteilmässig zu 2.4%) | LC50 = 62 mg/L ( <i>O. mykiss</i> ); LC50 > 100 mg/L ( <i>D. magna</i> ); EC50 = 67 mg/L ( <i>P. subcapitata</i> )  | Wallace 2002, 2002a und Wallace & Woodyer 2002, zitiert im EC DAR 2009; Vol. 3; B.9; S. 637 ff. |
| ( <i>E</i> )-2-{2-[6-(2-cyanophenoxy)pyrimidin-4-yloxy]phenyl}-3-methoxyacrylic acid (R234886) | entsteht hydrolytisch aus dem (Z)-Isomer                        | LC50 > 150 mg/L ( <i>O. mykiss</i> ); LC50 > 180 mg/L ( <i>D. magna</i> ); EC50 = 47 mg/L ( <i>P. subcapitata</i> ) | EC DAR 2009; Vol. 3; B9; Tab. B9.2.22   |

Existierende EQS:

**Tabelle 4** Grenzwerte für Azoxystrobin aus anderen Ländern.

| <b>Land</b> | <b>AA-EQS [µg/L]</b>    | <b>MAC-EQS [µg/L]</b> | <b>Referenz</b>                              |
|-------------|-------------------------|-----------------------|--|
| Finnland    | 0.95                    | 0.95                  | Kontiokari und Mattsoff 2011                 |
| Frankreich  | 0.95                    | 0.95                  | INERIS 2012 (seit 2015 gesetzlich verankert) |
| Niederlande | 0.056 ( <i>ad hoc</i> ) | -                     | RIVM 2012                                    |
| Schweden    | 0.9                     | -                     | Andersson und Kreuger 2011                   |

## 4. Effektdatensammlung

Für Azoxystrobin sind Effektdaten aus Einzelspeziesstudien mit Cyanobakterien, aquatischen Pilzen, Algen, höheren Wasserpflanzen, Rädertierchen, Krebstieren, Insekten, Mollusken, Amphibien und Fischen vorhanden (Tabelle 5). Zusätzlich wurden 2 Mikro-/Mesokosmosstudien mit reinem Azoxystrobin und 2 mit Formulierungen von Azoxystrobin gefunden. Tests mit Formulierungen wurden nicht für die EQS-Ableitung verwendet, da die toxische Wirkung der Zusatzstoffe unklar ist und den beobachteten Effekt beeinflussen könnte. In Tabelle 6 werden zusätzlich Effektwerte für terrestrische Pilze aufgelistet als ergänzende Information.

**Tabelle 5:** Effektdatensammlung für Azoxystrobin. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED-Kriterien<sup>6</sup> für Studien die im Zuge der EQS-Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Werte aus dem EC DAR 2009 (alle aus Vol. 3, B.9) wurden gemäss TGD for EQS als „face value“ übernommen und mit Klimisch 1 bewertet. Literaturdaten, die in grau dargestellt werden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS bezüglich Relevanz oder Verlässlichkeit, werden aber als zusätzliche Information aufgelistet. „>“- resp. „≤“-Werte, auch wenn sie valide sind, können nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden und sind grau dargestellt. 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. Falls bekannt, werden die Lebensstadien der Testorganismen hinter dem Namen angegeben. Beim Vorliegen mehrerer nicht relevanter Endpunkte (Biomarker-Antworten), wird jeweils nur der niedrigste Wert angegeben ohne Angabe von Details. Der derzeit anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Studie verwendete Name wurde in Klammern angegeben. Weiter werden, falls vorhanden, Angaben zum Testsystem, zur chemischen Analytik und Reinheit, sowie zur Salinität bei marinen Organismen gemacht. **analyt.** = analytische Reinheit; **KA** = keine Angaben; **Form.** = Formulierung; **TK** = Testkonzentration

| EFFEKTDATENSAMMLUNG         |  |                                 |       |           |           |          |             |                                |                         |                            |   |                        |   |
|-----------------------------|--|---------------------------------|-------|-----------|-----------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|---|------------------------|---|
| Sammelbezeichnung           | Organismus (Alter bei Testbeginn)  | Endpunkt                        | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%)/Salinität (‰) | Notiz   | Validität <sup>c</sup> | Referenz  |
| <b>akute Daten limnisch</b> |  |                                 |       |           |           |          |             |                                |                         |                            |   |                        |   |
| Cyanobakterien              | <i>Anabaena flos-aquae</i>   | Wachstumsrate (Optische Dichte) | 72    | h         | EC50      | =        | 13'900      | A                              | S                       | 96.2                       | 72 h-Werte aus EC DAR 2009; Effektwerte über Löslichkeitsgrenze   | 3                      | Smyth <i>et al.</i> 1993/1994, zitiert in EC DAR 2009, S 627  |
| Cyanobakterien              | <i>Anabaena flos-aquae</i>   | Biomasse (Optische Dichte)      | 72    | h         | EC50      | =        | 9'530       | A                              | S                       | 96.2                       | 72 h-Werte aus EC DAR 2009; Effektwerte über Löslichkeitsgrenze   | 3                      | Smyth <i>et al.</i> 1993/1994, zitiert in EC DAR 2009, S. 627   |
| Algen                       | <i>Navicula pelliculosa</i>  | Wachstumsrate (Zellzahl)        | 72    | h         | EC50      | =        | 149.1       | B                              | S                       | 96.2                       | 72 h-Werte neu berechnet basierend aus Angaben im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.13 auf S. 624 (siehe Notiz I und Abb. A2 im Appendix I) | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1994b, zitiert im EC DAR 2009 auf S. 622 und im US EPA 1996b (Wert neu berechnet) |
| Algen                       | <i>Navicula pelliculosa</i>  | Yield (Zellzahl)                | 72    | h         | EC50      | =        | 16.5        | B                              | S                       | 96.2                       | 72 h-Werte aus EC DAR 2009; neu berechnet (siehe Notiz I und Abb. A3 im Appendix I)   | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1994a, zitiert in EC DAR 2009 und US EPA 1996b, S                                 |
| Algen                       | <i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) | Wachstumsrate (Zellzahl)        | 120   | h         | EC50      | =        | 1'400       | B                              | S                       | 96.2                       | Expositionsdauer zu lang für relevanten akuten Endpunkt   | 3                      | Smyth <i>et al.</i> 1994b, zitiert in US EPA 1996c  |
| Algen                       | <i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) | Biomasse (Zellzahl)             | 120   | h         | EC50      | =        | 120         | B                              | S                       | 96.2                       | Expositionsdauer zu lang für relevanten akuten Endpunkt   | 3                      | Smyth <i>et al.</i> 1994b, zitiert in US EPA 1996c  |

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

| Sammelbezeichnung     | Organismus (Alter bei Testbeginn)  | Endpunkt                   | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%)/Salinität (‰) | Notiz  | Validität <sup>c</sup> | Referenz  |
|-----------------------|--|----------------------------|-------|-----------|-----------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|--|------------------------|---|
| Algen                 | <i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) | Biomasse (Optische Dichte) | 72    | h         | EC50      | =        | 230         | C                              | S                       | kA                         |  | 3                      | Ochoa-Acuña <i>et al.</i> 2009  |
| Algen                 | <i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) | kA                         | 72/96 | h         | EC50      | =        | 360         | A                              | S                       | kA                         | unklar ob 72 h oder 96 h   | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993, zitiert im EC DAR 1997 (lag nicht vor), zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602. |
| Algen                 | <i>Chlorella vulgaris</i>  | Wachstum (Yield)           | 96    | h         | EC50      | =        | 510         | C                              | S                       | 98.5 %                     |  | R4 <sup>o</sup>        | Liu <i>et al.</i> 2015  |
| Höhere Wasserpflanzen | <i>Lemna gibba</i>   | Fronzzahl                  | 14    | d         | EC50      | =        | 3'200       | B                              | R                       | 96.2                       |  | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993c, zitiert in EC DAR 2009, S. 628 und US EPA 1993e                                      |
| Höhere Wasserpflanzen | <i>Lemna gibba</i>   | Trockengewicht             | 14    | d         | EC50      | >        | 6'400       | B                              | R                       | 96.2                       |  | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993c, zitiert in EC DAR 2009, S. 628 und US EPA 1993e                                      |
| Höhere Wasserpflanzen | <i>Myriophyllum quitense</i>   | Lipid Peroxidation         | 24    | h         | NOEC      | =        | 10          | B                              | R                       | 96.2                       | keine populationsrelevanten Endpunkte  | C3 <sup>o</sup>        | Garanzini and Menone 2014   |
| Pilze/Oomyceten       | <i>Saprolegnia sp.</i>   | Wachstum, Keimung          | 48    | h         | EC50      | =        | 212         | C                              | S                       | kA                         |  | R4, C3 <sup>o</sup>    | Hu <i>et al.</i> 2013   |
| Rädertierchen         | <i>Brachyonus calyciflorus</i>   | kA                         | 48    | h         | EC50      | >        | 4'000       | C                              | S                       | kA                         |  | 1                      | Farrelly <i>et al.</i> 1995h, zitiert im EC DAR 2009; Tab. B.9.2.46, S. 690                                     |
| Krebstiere            | <i>Asellus aquaticus</i>   | kA                         | 48    | h         | EC50      | >        | 4'000       | C                              | S                       | kA                         |  | 1                      | Farrelly <i>et al.</i> 1995c, zitiert im EC DAR 2009; Tab. B.9.2.46, S. 690                                     |
| Krebstiere            | <i>Chydorus sphaericus</i>   | Immobilisierung            | 48    | h         | EC50      | =        | 370         | C                              | S                       | > 80                       | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 122 µl/L (G)                                   | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Chydorus sphaericus</i>   | Immobilisierung            | 48    | h         | NOEC      | =        | 150         | C                              | S                       | > 80                       | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 122 µl/L (G)                                   | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia galeata</i>   | Immobilisierung            | 48    | h         | EC50      | =        | 95          | C                              | S                       | > 80                       | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Laborkultur; Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 86 µl/L                           | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia galeata</i>   | Immobilisierung/Mortalität | 48    | h         | EC50      | =        | 180         | C                              | S                       | > 80                       | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Feldkultur; 20 % Effekt in Kontrollen; Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 55 µl/L | 3                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia magna</i> (24h)   | Immobilisierung/Mortalität | 96    | h         | LC50      | =        | 310         | C                              | R                       | kA                         |  | 3                      | Ochoa-Acuña <i>et al.</i> 2009  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia magna</i>   | Immobilisierung/Mortalität | 48    | h         | LC50      | =        | 230         | A                              | S                       | kA                         | Bezogen auf gemessene Konzentration  | 1                      | Farrelly & Hamer 1994, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602   |
| Krebstiere            | <i>Daphnia magna</i> (< 24h)   | Immobilisierung/Mortalität | 48    | h         | LC50      | =        | 270         | C                              | S                       | 96.2                       |  | 1                      | Rapley <i>et al.</i> 1995, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602   |
| Krebstiere            | <i>Daphnia magna</i> (< 24h)   | Immobilisierung/Mortalität | 48    | h         | LC50      | =        | 280         | A                              | S                       | 96.2                       |  | 1                      | Rapley <i>et al.</i> 1994a, zitiert in EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 und US EPA 1996f                       |
| Krebstiere            | <i>Daphnia magna</i> (< 24h, 1. Klon)                                      | Immobilisierung/Mortalität | 48    | h         | EC50      | =        | 71          | C                              | R                       | 99.9                       | 3 versch. Klone; Reinheit pers. Komm. T. Warming   | 2                      | Warming <i>et al.</i> 2009  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia magna</i> (< 24h, 2. Klon)                                      | Immobilisierung/Mortalität | 48    | h         | EC50      | =        | 98          | C                              | R                       | 99.9                       | 3 versch. Klone; Reinheit pers. Komm. T. Warming   | 2                      | Warming <i>et al.</i> 2009  |

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

| Sammelbezeichnung | Organismus (Alter bei Testbeginn)     | Endpunkt                                      | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%) / Salinität (‰) | Notiz  | Validität <sup>c</sup> | Referenz  |
|-------------------|---------------------------------------|---|-------|-----------|-----------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|------------------------------|--|------------------------|---|
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24h, 3. Klon) | Immobilisierung/Mortalität                    | 48    | h         | EC50      | =        | 277         | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; Reinheit pers. Komm. T. Warming   | 2                      | Warming <i>et al.</i> 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24h)          | Immobilisierung/Mortalität                    | 48    | h         | EC50      | =        | 530         | C                              | S                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 250 µl/L (G)                               | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
|                   |                                       | Geometrisches Mittel                          | 48    | h         | EC50      | =        | 210         |                                |                         |                              |  |                        |   |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (adult)          | Immobilisierung/Mortalität                    | 48    | h         | EC50      | =        | 1'600       | C                              | S                       | 99.6                         |  | 2                      | Friberg-Jensen <i>et al.</i> 2010   |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (adult)          | Immobilisierung/Mortalität                    | 48    | h         | EC50      | =        | 1'570       | C                              | S                       | > 80                         | gelöster Sauerstoff < 3 mg/L; TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 250 µl/L (G) | 3                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (24h)            | Immobilisierung/Mortalität                    | 96    | h         | LC10      | =        | 230         | C                              | R                       | kA                           |  | 3                      | Ochoa-Acuña <i>et al.</i> 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (adult)          | Herzrate                                      | 24    | h         | NOEC      | =        | 1'000       | C                              | S                       | 99.6                         |  | 2                      | Friberg-Jensen <i>et al.</i> 2010   |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (adult)          | Filterglied-Aktivität                         | 24    | h         | NOEC      | =        | 1'000       | C                              | S                       | 99.6                         |  | 2                      | Friberg-Jensen <i>et al.</i> 2010   |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (adult)          | Aktivität der Mandibeln                       | 24    | h         | NOEC      | =        | 1'000       | C                              | S                       | 99.6                         |  | 2                      | Friberg-Jensen <i>et al.</i> 2010   |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (adult)          | Aktivität des Schwanzstachels („focal spine“) | 24    | h         | NOEC      | =        | 1'000       | C                              | S                       | 99.6                         |  | 2                      | Friberg-Jensen <i>et al.</i> 2010   |
| Krebstiere        | <i>Daphnia pulex</i>                  | kA  | 48    | h         | EC50      | =        | 200         | C                              | S                       | kA                           |  | 1                      | Rapley <i>et al.</i> 1995b, , zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602  |
| Krebstiere        | <i>Eudiaptomus graciloides</i>        | Immobilisierung                               | 48    | h         | EC50      | =        | 38          | C                              | S                       | > 80                         | 20 % Effekt in Kontrollen; TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 6 µl/L          | 3                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere        | <i>Gammarus pulex</i>                 | kA  | 48    | h         | EC50      | =        | 350         | C                              | S                       | kA                           |  | 1                      | Farrelly <i>et al.</i> 1995, , zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 |
| Krebstiere        | <i>Gammarus pulex</i>                 | Immobilisierung                               | 96    | h         | EC50      | =        | 270         | C                              | S                       | analyt.                      | nur 10 Individ./TK; Carrier ≤ 1 vol%   | 3                      | Beketov und Liess 2008  |
| Krebstiere        | <i>Macrocylops fuscus</i>             | Mortalität                                    | 48    | h         | LC50      | =        | 130         | C                              | S                       | kA                           |  | 1                      | Farrelly <i>et al.</i> 1995, , zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 |
| Insekten          | <i>Chaoborus crystallinus</i> (Larve) | kA  | 48    | h         | EC50      | =        | 1'600       | C                              | S                       | kA                           |  | 1                      | Farrelly <i>et al.</i> 1995, , zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 |
| Insekten          | <i>Chaoborus flavicans</i> (Larve)    | Immobilisierung                               | 48    | h         | EC50      | >        | 6'000       | C                              | S                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 300 µl/L                                   | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Insekten          | <i>Chironomus plumosus</i> (Larve)    | Immobilisierung                               | 48    | h         | EC50      | =        | 540         | C                              | S                       | > 80                         | gelöster Sauerstoff < 3 mg/L; TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 80 µl/L      | 3                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Insekten          | <i>Chironomus plumosus</i> (Larve)    | Immobilisierung                               | 48    | h         | NOEC      | =        | 250         | C                              | S                       | > 80                         | gelöster Sauerstoff < 3 mg/L; TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K.   | 3                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

| Sammelbezeichnung | Organismus (Alter bei Testbeginn)        | Endpunkt  | Dauer | Dimension | Parameter         | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%) / Salinität (‰) | Notiz   | Validität <sup>c</sup> | Referenz   |
|-------------------|--|---|-------|-----------|-------------------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|------------------------------|---|------------------------|--|
|                   |  |   |       |           |                   |          |             |                                |                         |                              | Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 80 µl/L  |                        |  |
| Insekten          | <i>Chironomus riparius</i> (Larve)       | kA  | 48    | h         | EC50              | =        | 210         | C                              | S                       | kA                           |   | 1                      | Farrelly et al. 1995, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 |
| Insekten          | <i>Cloeon dipterum</i> (Nympe)           | Immobilisierung                                   | 48    | h         | EC50              | =        | 3'560       | C                              | S                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 300 µl/L (G)        | 2                      | Lauridsen et al. 2003  |
| Insekten          | <i>Cloeon dipterum</i> (Nympe)           | kA  | 48    | h         | EC50              | =        | 3'200       | C                              | S                       | kA                           |   | 1                      | Farrelly et al. 1995, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 |
| Insekten          | <i>Cloeon dipterum</i> (Nympe)           | Immobilisierung                                   | 48    | h         | NOEC              | =        | 1'500       | C                              | S                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 300 µl/L (G)        | 2                      | Lauridsen et al. 2003  |
| Insekten          | <i>Hydropsyche angustipennis</i> (Larve) | Immobilisierung                                   | 72    | h         | EC50              | >        | 6'000       | C                              | S                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 300 µl/L (G)        | 2                      | Lauridsen et al. 2003  |
| Insekten          | <i>Hydropsyche angustipennis</i> (Larve) | Immobilisierung                                   | 72    | h         | NOEC              | =        | 3'000       | C                              | S                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Lösungsmittel Aceton 300 µl/L (G)        | 2                      | Lauridsen et al. 2003  |
| Insekten          | <i>Ischnura elegans</i> (Nympe)          | kA  | 48    | h         | EC50              | >        | 4'000       | C                              | S                       | kA                           |   | 1                      | Farrelly et al. 1995, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 |
| Insekten          | <i>Notonecta glauca</i>                  | kA  | 48    | h         | EC50              | >        | 4'000       | C                              | S                       | kA                           |   | 1                      | Rapley et al. 1995, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602   |
| Mollusken         | <i>Lymnaea stagnalis</i>                 | kA  | 48    | h         | EC50              | >        | 4'000       | C                              | S                       | kA                           |   | 1                      | Farrelly et al. 1995, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 |
| Amphibien         | <i>Rana temporaria</i> (Embryo)          | Mortalität  | 72    | h         | NOEC              | =        | 130         | C                              | S                       | analyt.                      |   | 2                      | Johansson et al. 2006  |
| Amphibien         | <i>Rana temporaria</i> (Embryo)          | Trockengewicht                                    | 72    | h         | NOEC              | ≥        | 500         | C                              | S                       | analyt.                      |   | 2                      | Johansson et al. 2006  |
| Amphibien         | <i>Rana temporaria</i> (Embryo)          | Länge   | 72    | h         | NOEC              | ≥        | 500         | C                              | S                       | analyt.                      |   | 2                      | Johansson et al. 2006  |
| Fische            | <i>Carassius auratus</i>                 | Mortalität  | 24    | h         | LC50              | =        | 3290        | C                              | S                       | kA                           |   | R3, C2                 | Hu et al. 2013   |
| Fische            | <i>Carassius auratus</i>                 | Mortalität  | 48    | h         | LC50              | =        | 2712        | C                              | S                       | kA                           |   | R3, C2                 | Hu et al. 2013   |
| Fische            | <i>Ctenopharyngodon idella</i>           | Mortalität  | 48    | h         | LC50              | =        | 549         | C                              | R                       | 98.5%                        | Reinheit der Testsubstanz (Stock) wurde analytisch verifiziert.. DMSO <0.05% (G); Biomass-loading wahrscheinlich >1 g/L | R3, C1                 | Liu et al. 2013  |
| Fische            | <i>Ctenopharyngodon idella</i>           | Herzrate  | 48    | h         | NOEC              | =        | 100         | C                              | R                       | 98.5%                        | Nicht relevanter Endpunkt   | R3, C3                 | Liu et al. 2013  |
| Fische            | <i>Ctenopharyngodon idella</i>           | Biomarker (Enzymaktivität)                        | 48    | h         | NOEC              | <        | 50          | C                              | R                       | 98.5%                        | Nicht relevanter Endpunkt   | R3, C3                 | Liu et al. 2013  |
| Fische            | <i>Ctenopharyngodon idella</i>           | Biomarker (Genexpression)                         | 48    | h         | NOEC              | <        | 10          | C                              | R                       | 98.5%                        | Nicht relevanter Endpunkt   | R3, C3                 | Liu et al. 2013  |
| Fische            | <i>Cyprinus carpio</i>                   | Mortalität  | 96    | h         | LC50              | =        | 1'600       | A                              | F                       | kA                           |   | 1                      | Tapp et al. 1993, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602     |
| Fische            | <i>Danio rerio</i>                       | Entwicklungstoxizität (Mortalität, Schlupferfolg, | 5     | d         | AC50 <sup>f</sup> | =        | 1'450       | C                              | R                       | >90                          | Effektdaten wurden kategorisiert und zusammengefasst. Nicht direkt mit  | R3, C4                 | Padilla et al. 2012  |

| EFFEKTDATENSAMMLUNG                         |  |                            |       |           |           |          |             |                                |                         |                            |   |                        |   |
|---|--|----------------------------|-------|-----------|-----------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|---|------------------------|---|
| Sammelbezeichnung                           | Organismus (Alter bei Testbeginn)  | Endpunkt                   | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%)/Salinität (‰) | Notiz   | Validität <sup>c</sup> | Referenz  |
|   |  | Fehlbildung)               |       |           |           |          |             |                                |                         |                            | EC50 vergleichbar.  |                        |   |
| Fische                                      | <i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)                                       | Mortalität                 | 96    | h         | LC50      | =        | 1'100       | A                              | F                       | 96.2                       |   | 1                      | Sankey <i>et al.</i> 1992a, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 und in US EPA 1996h          |
| Fische                                      | <i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)                                       | Mortalität                 | 96    | h         | LC50      | =        | 470         | A                              | F                       | 96.2                       |   | 1                      | Craig <i>et al.</i> 1992, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 und im US EPA 1996m            |
| Fische                                      | <i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)                                       | Mortalität                 | 96    | h         | NOEC      | =        | 300         | A                              | F                       | 96.2                       |   | 1                      | Craig <i>et al.</i> 1992, zitiert in EC DAR 2009 und US EPA 1996m                                     |
| Fische                                      | <i>Oryzias latipes</i>   | Mortalität                 | 96    | h         | LC50      | =        | 1'380       | C                              | R                       | 94.5                       |   | 1                      | EC DAR 2009, S. 608   |
| Fische                                      | <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>  | Mortalität                 | 96    | h         | LC50      | =        | 1'650       | C                              | R                       | 94.5                       |   | 1                      | EC DAR 2009, S. 610   |
| akute Daten marin                           |  |                            |       |           |           |          |             |                                |                         |                            |   |                        |   |
| Algen                                       | <i>Skeletonema costatum</i>  | Wachstumsrate (Zellzahl)   | 72    | h         | EC50      | =        | 247.8       | B                              | S                       | 96.2/kA                    | 72 h-Werte aus EC DAR 2009, S. 622; neu berechnet (siehe Notiz I und Abb. A4 im Appendix I)                                       | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993b, zitiert in EC DAR 2009 und US EPA 1996d                                    |
| Algen                                       | <i>Skeletonema costatum</i>  | Yield (Zellzahl)           | 72    | h         | EC50      | =        | 47.7        | B                              | S                       | 96.2/kA                    | 72 h-Werte aus EC DAR 2009, S. 622; neu berechnet (siehe Notiz I und Abb. A5 im Appendix I)                                       | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993b, zitiert in EC DAR 2009 und US EPA 1996d                                    |
| Krebstiere                                  | <i>Americamysis bahia</i> (< 24h)  | Mortalität                 | 96    | h         | LC50      | =        | 55          | B                              | S                       | 96.2/20                    |   | 1                      | Kent <i>et al.</i> 1993a, zitiert in EC DAR 2009 auf S. 612 und in US EPA 1996k                       |
| Krebstiere                                  | <i>Americamysis bahia</i> (< 24h)  | Mortalität                 | 48    | h         | LC50      | =        | 68          | B                              | S                       | 96.2/20                    |   | 1                      | Kent <i>et al.</i> 1993a, zitiert in EC DAR 2009 auf S. 612 und in US EPA 1996k                       |
| Mollusken                                   | <i>Crassostrea gigas</i> (Larve)   | Mortalität                 | 48    | h         | LC50      | =        | 1'300       | A                              | S                       | 96.2/32                    |   | 1                      | Kent <i>et al.</i> 1993b, zitiert in EC DAR 2009 auf S. 615 und in US EPA 1996i                       |
| Fische                                      | <i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)                                     | Mortalität                 | 96    | h         | LC50      | =        | 660         | A                              | F                       | 96.2/35                    |   | 1                      | Sankey <i>et al.</i> 1992, zitiert in EC DAR 2009 auf S. 605 und US EPA 1996i                         |
| Fische                                      | <i>Sparus aurata</i>   | Mortalität                 | 96    | h         | LC50      | =        | 729.1       | C                              | S                       | 99.9/34                    | Testkonzentration nicht verifiziert. Aceton >0.01%  | R3, C1                 | Rodrigues <i>et al.</i> 2015  |
| chronische und subchronische Daten limnisch |  |                            |       |           |           |          |             |                                |                         |                            |   |                        |   |
| Cyanobakterien                              | <i>Anabaena flos-aquae</i>   | Wachstum (Optische Dichte) | 120   | h         | NOEC      | =        | 8'500       | A                              | S                       | 96.2                       | über Löslichkeitsgrenze   | 3                      | Smyth <i>et al.</i> 1993/1994, zitiert in US EPA 1996a  |
| Algen                                       | <i>Chlorella vulgaris</i>  | Chlorophyll Menge          | 96    | h         | NOEC      | <        | 19          | C                              | S                       | 98.5 %                     |   | R2, C1                 | Liu <i>et al.</i> 2015  |
| Algen                                       | <i>Navicula pelliculosa</i>  | Wachstumsrate (Zellzahl)   | 120   | h         | NOEC      | =        | 20          | B                              | S                       | 96.2                       |   | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1994b, zitiert in US EPA 1996b  |
| Algen                                       | <i>Navicula pelliculosa</i>  | Wachstumsrate (Zellzahl)   | 72    | h         | EC10      | =        | 6.02        | B                              | S                       | 96.2                       | 72 h-Werte neu berechnet basierend aus Angaben im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.13 auf S. 624 (siehe Notiz I und Abb. A2 im Appendix I) | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1994b, zitiert im EC DAR 2009 auf S. 622 und im US EPA 1996b (Wert neu berechnet) |
| Algen                                       | <i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) | Wachstumsrate (Zellzahl)   | 120   | h         | NOEC      | =        | 25          | B                              | S                       | 96.2                       |   | 2                      | Smyth <i>et al.</i> 1994b, zitiert in US EPA 1996c  |
| Algen                                       | <i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) | kA                         | 96    | h         | NOEC      | =        | 38          | A                              | S                       | kA                         |   | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1 auf S. 602                             |
| Algen                                       | <i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) | Biomasse (Optische Dichte) | 72    | h         | EC10      | =        | 32          | C                              | S                       | kA                         |   | 3                      | Ochoa-Acuña <i>et al.</i> 2009  |

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

| Sammelbezeichnung     | Organismus (Alter bei Testbeginn) | Endpunkt   | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%) / Salinität (‰) | Notiz  | Validität <sup>c</sup> | Referenz  |
|-----------------------|-----------------------------------|--|-------|-----------|-----------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|------------------------------|--|------------------------|---|
| Höhere Wasserpflanzen | <i>Lemna gibba</i>                | Fronzzahl  | 14    | d         | NOEC      | =        | 800         | B                              | R                       | 96.2                         |  | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993c, zitiert in EC DAR 2009 S. 628 und US EPA 1993e |
| Höhere Wasserpflanzen | <i>Lemna gibba</i>                | Trockengewicht   | 14    | d         | NOEC      | =        | 3*200       | B                              | R                       | 96.2                         |  | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993c, zitiert in EC DAR 2009 S. 628 und US EPA 1993e |
| aquatische Pilze      | <i>Cryptococcus flavescens</i>    | Wachstum   | kA    | -         | NOEC      | =        | 460         | C                              | S                       | kA                           |  | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Fusarium sporotrichioides</i>  | Wachstum   | kA    | -         | NOEC      | =        | 29          | C                              | S                       | kA                           | Medium: „minimal medium“   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Fusarium sporotrichioides</i>  | Wachstum   | kA    | -         | NOEC      | =        | 120         | C                              | S                       | kA                           | Medium: Maltextraktbrühe   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Helicoon richonis</i>          | Wachstum   | 7-14  | d         | NOEC      | ≥        | 5           | C                              | S                       | kA                           | Medium: „minimal medium“   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Heliodendron tubulosum</i>     | Wachstum   | 7-14  | d         | NOEC      | ≥        | 5           | C                              | S                       | kA                           | Medium: „minimal medium“   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Mucor hiemalis</i>             | Wachstum   | kA    | -         | NOEC      | =        | 14          | C                              | S                       | kA                           | Medium: Maltextraktbrühe   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Mucor hiemalis</i>             | Wachstum   | kA    | -         | NOEC      | =        | 230         | C                              | S                       | kA                           | Medium: „minimal medium“   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Phytium sp.</i>                | Wachstum   | 3-6   | d         | NOEC      | =        | 2           | C                              | S                       | kA                           |  | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Trichoderma hamatum</i>        | Wachstum   | kA    | -         | NOEC      | =        | 460         | C                              | S                       | kA                           | Medium: „minimal medium“   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| aquatische Pilze      | <i>Trichoderma hamatum</i>        | Wachstum   | kA    | -         | NOEC      | =        | 900         | C                              | S                       | kA                           | Medium: Maltextraktbrühe   | 3                      | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011   |
| Pilze/Oomyceten       | <i>Saprolegnia sp.</i>            | Wachstum, Keimung                                      | 48    | h         | LOEC      | =        | 130         | C                              | S                       | kA                           |  | R4, C3                 | Hu <i>et al.</i> 2013   |
| Krebstiere            | <i>Cyclops vicinus</i>            | Mortalität   | 21    | d         | NOEC      | =        | 10          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Endpunkt aus Text | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Cyclops vicinus</i>            | Nauplien, Entwicklungszeit („Nauplier, udviklingstid“) | 21    | d         | NOEC      | =        | 10          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Cyclops vicinus</i>            | Entwicklungszeit der Eier („Ægudviklingstid“)          | 21    | d         | NOEC      | =        | 10          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Cyclops vicinus</i>            | Anzahl Nachkommen pro Brut („Kuldstørrelse“)           | 21    | d         | NOEC      | =        | 10          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia galeata</i>            | Länge („Længde“)                                       | 21    | d         | NOEC      | =        | 10          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia galeata</i>            | Neonaten, Entwicklungszeit („Neonate, udviklingstid“)  | 21    | d         | NOEC      | =        | 20          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia galeata</i>            | Anzahl Nachkommen pro Brut („Kuldstørrelse“)           | 21    | d         | NOEC      | =        | 60          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia galeata</i>            | Mortalität   | 21    | d         | NOEC      | =        | 60          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Endpunkt aus Text | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia galeata</i>            | Entwicklungszeit der Eier („Ægudviklingstid“)          | 21    | d         | NOEC      | =        | 80          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere            | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)     | Reproduktion   | 21    | d         | NOEC      | =        | 44          | A                              | R                       | 96.2                         |  | 1                      | Rapley <i>et al.</i> 1994b, zitiert in EC DAR 2009 auf S. 604 und         |

**EFFEKTDATENSAMMLUNG**

| Sammelbezeichnung | Organismus (Alter bei Testbeginn)     | Endpunkt  | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%) / Salinität (‰) | Notiz  | Validität <sup>c</sup> | Referenz   |
|-------------------|---------------------------------------|---|-------|-----------|-----------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|------------------------------|--|------------------------|--|
|                   |                                       |   |       |           |           |          |             |                                |                         |                              |  |                        | US EPA 1996g   |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)         | Neonaten, Entwicklungszeit („Neonate, udviklingstid“) | 21    | d         | NOEC      | =        | 40          | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen et al. 2003  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 1) | Anzahl Bruten   | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 2) | Anzahl Bruten   | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 3) | Anzahl Bruten   | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 1) | Totale Anzahl Nachwuchs                               | 21    | d         | NOEC      | <        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 2) | Totale Anzahl Nachwuchs                               | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 3) | Totale Anzahl Nachwuchs                               | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 1) | Durchschnittliche Anzahl Nachkommen pro Brut          | 21    | d         | NOEC      | <        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 2) | Durchschnittliche Anzahl Nachkommen pro Brut          | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 3) | Durchschnittliche Anzahl Nachkommen pro Brut          | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 1) | Alter bei 1. Brut                                     | 21    | d         | NOEC      | <        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 2) | Alter bei 1. Brut                                     | 21    | d         | NOEC      | <        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 3) | Alter bei 1. Brut                                     | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 1) | Spezifische Atmungsrate                               | 21    | d         | NOEC      | <        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 2) | Spezifische Atmungsrate                               | 21    | d         | NOEC      | <        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h, Klon 3) | Spezifische Atmungsrate                               | 21    | d         | NOEC      | <        | 0.026       | C                              | R                       | 99.9                         | 3 versch. Klone; nur eine TK getestet; Reinheit pers. Komm. T. Warming                           | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)         | Mortalität  | 21    | d         | NOEC      | =        | 85          | A                              | R                       | 96.2                         |  | 1                      | Rapley et al. 1994b, zitiert in EC DAR 2009 und US EPA 1996g |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)         | Mortalität  | 21    | d         | NOEC      | =        | 240         | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Endpunkt aus Text | 2                      | Lauridsen et al. 2003  |
|                   |                                       | geometrischer Mittelwert                              | 21    | d         | NOEC      | =        | 143         |                                |                         |                              |  |                        |  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)         | Mortalität  | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 26          | C                              | R                       | 99.9                         | Reinheit pers. Komm. T. Warming; nur eine TK mit 3 versch. Klonen getestet                       | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)         | Länge   | 21    | d         | NOEC      | =        | 169         | A                              | R                       | 96.2                         |  | 1                      | Rapley et al. 1994b, zitiert US EPA 1996g                    |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)         | Länge   | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 26          | C                              | R                       | 99.9                         | Reinheit pers. Komm. T. Warming; nur eine TK mit 3 versch. Klonen getestet                       | 3                      | Warming et al. 2009  |
| Krebstiere        | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)         | Entwicklungszeit der Eier („Egudviklingstid“)         | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 280         | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen                    | 2                      | Lauridsen et al. 2003  |

| EFFEKTDATENSAMMLUNG                             |  |  |       |           |           |          |             |                                |                         |                              |   |                        |   |
|---|--|--|-------|-----------|-----------|----------|-------------|--------------------------------|-------------------------|------------------------------|---|------------------------|---|
| Sammelbezeichnung                               | Organismus (Alter bei Testbeginn)                  | Endpunkt   | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%) / Salinität (‰) | Notiz   | Validität <sup>c</sup> | Referenz  |
| Krebstiere                                      | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)                      | Anzahl Nachkommen pro Brut („Kuldstørrelse“)           | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 280         | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen   | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere                                      | <i>Daphnia magna</i> (< 24 h)                      | Länge („Længde“)                                       | 21    | d         | NOEC      | ≥        | 280         | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen   | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere                                      | <i>Eudiaptomus graciloides</i>                     | Mortalität   | 21    | d         | NOEC      | =        | 5           | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen; Endpunkt aus Text                                | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere                                      | <i>Eudiaptomus graciloides</i>                     | Anzahl Nachkommen pro Brut („Kuldstørrelse“)           | 21    | d         | NOEC      | =        | 2           | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen   | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Krebstiere                                      | <i>Eudiaptomus graciloides</i>                     | Nauplien, Entwicklungszeit („Nauplier, udviklingstid“) | 21    | d         | NOEC      | =        | 5           | C                              | R                       | > 80                         | TK zu Beginn gemessen (± 20% Nominal); Reinheit pers. Komm. K. Christoffersen   | 2                      | Lauridsen <i>et al.</i> 2003  |
| Insekten  | <i>Chironomus riparius</i> (Larve)                 | Emergenz   | 28    | d         | NOEC      | =        | 800         | C                              | S                       | 96.2                         | Test mit Sediment. Angegebene Effektkonzentration bezieht sich auf nominale Konzentration, Verlust in der Wasserphase aber >20% | 3                      | Gentle und Rapley 1997, zitiert in SANCO 2001                             |
| Insekten  | <i>Chironomus</i> sp. (Larve)                      | kA   | 25    | d         | NOEC      | =        | 200         | kA                             | kA                      | kA                           |   | 4                      | Tomlin 2009   |
| Amphibien                                       | <i>Rana temporaria</i> (Metamorphosetest)          | Nassgewicht  | -     | d         | NOEC      | ≥        | 10          | B                              | R                       | analyt.                      | Testdauer bis Metamorphose  | 2                      | Johansson <i>et al.</i> 2006  |
| Amphibien                                       | <i>Rana temporaria</i> (Metamorphosetest)          | Länge  | -     | d         | NOEC      | ≥        | 10          | B                              | R                       | analyt.                      | Testdauer bis Metamorphose  | 2                      | Johansson <i>et al.</i> 2006  |
| Amphibien                                       | <i>Rana temporaria</i> (Metamorphosetest)          | Mortalität   | -     | d         | NOEC      | ≥        | 10          | B                              | R                       | analyt.                      | Testdauer bis Metamorphose  | 4                      | Johansson <i>et al.</i> 2006  |
| Fische  | <i>Danio rerio</i> (adult)                         | Kanzerogenität (Mikronukleusfrequenz)                  | 7     | d         | NOEC      | <        | 0.5         | C                              | R                       | 99                           | nur eine TK getestet  | 3                      | Bony <i>et al.</i> 2010   |
| Fische  | <i>Danio rerio</i> (adult)                         | Kanzerogenität (DNA-Schädigung)                        | 7     | d         | NOEC      | <        | 0.5         | C                              | R                       | 99                           | nur eine TK getestet  | 3                      | Bony <i>et al.</i> 2010   |
| Fische  | <i>Oncorhynchus mykiss</i>                         | Mortalität   | 28    | d         | NOEC      | ≥        | 160         | C                              | F                       | kA                           |   | 1                      | Kent <i>et al.</i> 1994, zitiert im EC DAR 2009, S 604                    |
| Fische  | <i>Pimephales promelas</i> (Early Life Stage Test) | Länge  | 33    | d         | NOEC      | =        | 147         | A                              | F                       | 96.2                         |   | 1                      | Rhodes <i>et al.</i> 1994, zitiert in EC DAR 2009 S. 604 und US EPA 1996n |
| <b>chronische und subchronische Daten marin</b> |  |  |       |           |           |          |             |                                |                         |                              |   |                        |   |
| Algen   | <i>Skeletonema costatum</i>                        | Zellzahl (Wachstumsrate)                               | 120   | h         | NOEC      | =        | 100         | B                              | S                       | 96.2/kA                      | Expositionsdauer zu lang (72 h Wert wurde berechnet)  | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993b, zitiert in US EPA 1996d                        |
| Algen   | <i>Skeletonema costatum</i>                        | Zellzahl (Wachstumsrate)                               | 72    | h         | EC10      | =        | 16.3        | B                              | S                       | 96.2/kA                      | 72 h-Werte aus EC DAR 2009; neu berechnet (siehe Notiz I und Abb. A4 im Appendix I)   | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993b, zitiert in US EPA 1996d                        |
| Algen   | <i>Skeletonema costatum</i>                        | Zellzahl (Biomasse)                                    | 120   | h         | NOEC      | =        | 10          | B                              | S                       | 96.2/kA                      | Expositionsdauer zu lang (72 h Wert wurde berechnet)  | 1                      | Smyth <i>et al.</i> 1993b, zitiert in US EPA 1996d                        |
| Krebstiere                                      | <i>Americamysis bahia</i> (juvenil)                | Mortalität   | 28    | d         | NOEC      | =        | 9.54        | A                              | F                       | 96.2/16                      |   | 1                      | Boeri <i>et al.</i> 1997, zitiert im EC DAR 2009, S. 617                  |
| <b>Mikrokosmosstudien</b>                       |  |  |       |           |           |          |             |                                |                         |                              |   |                        |   |
| <b>limnisch</b>                                 |  |  |       |           |           |          |             |                                |                         |                              |   |                        |   |
| Krebstiere                                      | <i>Gammarus pulex</i>                              | Zunahme der Drift                                      | 48    | h         | NOEC      | ≥        | 16.5        | C                              | F                       | analyt.                      | 1 vol% Lösungsmittel  | 3                      | Beketov und Liess 2008  |
| <b>marin</b>                                    |  |  |       |           |           |          |             |                                |                         |                              |   |                        |   |

| EFFEKTDATENSAMMLUNG  |   |   |       |           |           |          |                  |                                |                         |                            |  |                        |   |
|--|---|---|-------|-----------|-----------|----------|------------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|--|------------------------|---|
| Sammelbezeichnung  | Organismus (Alter bei Testbeginn)           | Endpunkt  | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L)      | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%)/Salinität (‰) | Notiz  | Validität <sup>o</sup> | Referenz  |
| Zooplankton  | Copepoda                                    | Abundanz  | 3     | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                | Abundanz tiefer als in Kontrolle   | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Zooplankton  | Copepoda                                    | Abundanz  | 6     | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                | Abundanz tiefer als in Kontrolle   | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Zooplankton  | Rotifera                                    | Abundanz  | 7     | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                | Abundanz höher als in Kontrolle  | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Zooplankton  | Rotifera                                    | Abundanz  | 20    | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                | Abundanz höher als in Kontrolle  | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Zooplankton  | div.  | Struktur der Artensammensetzung   | 3     | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                |  | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Zooplankton  | div.  | Struktur der Artensammensetzung   | 20    | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                |  | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Phytoplankton  | div.  | Struktur der Artensammensetzung   | 7     | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                |  | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Phytoplankton  | div.  | Struktur der Artensammensetzung   | 20    | d         | NOEC      | <        | 7.3 <sup>c</sup> | A                              | S                       | analyt./5.8                | Abundanz höher als in Kontrolle  | 2                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Zooplankton  | Copepoda                                    | Abundanz  | 12    | d         | NOEC      | <        | 3                | C                              | S                       | analyt./5.5                |  | 3                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| Zooplankton  | div.  | Struktur der Artensammensetzung   | 12    | d         | NOEC      | <        | 3                | C                              | S                       | analyt./5.5                |  | 3                      | Gustafsson <i>et al.</i> 2010                           |
| <b>Tests mit Formulierungen (in µg/L aktiver Substanz)</b> |   |   |       |           |           |          |                  |                                |                         |                            |  |                        |   |
| <b>akute Daten limnisch</b>                                |   |   |       |           |           |          |                  |                                |                         |                            |  |                        |   |
| Krebstiere   | <i>Gammarus fossarum</i>                    | Mortalität  | 7     | d         | EC50      | =        | 148.4            | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | R2, C2                 | Zubrod <i>et al.</i> 2014                               |
| Krebstiere   | <i>Gammarus fossarum</i>                    | Fressrate   | 7     | d         | EC50      | =        | 90.8             | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | R2, C2                 | Zubrod <i>et al.</i> 2014                               |
| Fische   | <i>Salmo salar</i>                          | Katalaseaktivität   | 96    | h         | NOEC      | =        | 61               | A                              | F                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Olsvik <i>et al.</i> 2010                               |
| Fische   | <i>Salmo salar</i>                          | Glukosekonzentration im Blut  | 96    | h         | NOEC      | =        | 61               | A                              | F                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Olsvik <i>et al.</i> 2010                               |
| Fische   | <i>Salmo salar</i>                          | Blutphysiologie (Ionen-, Hematokritgehalt, pH, pCO <sub>2</sub> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) | 96    | h         | NOEC      | =        | 122              | A                              | F                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Olsvik <i>et al.</i> 2010                               |
| <b>Mikrokosmosstudien mit Formulierungen (limnisch)</b>    |   |   |       |           |           |          |                  |                                |                         |                            |  |                        |   |
| Phyto-, Zooplankton, Makroinvertebraten                    | div.  | Abundanz  | 72    | d         | NOEC      | <        | 10               | B                              | S                       | Form.                      | TK nur nach 21 h gemessen; Formulierung: 250 g/L SC; Cole <i>et al.</i> (2000) geben einen NOEC von 10 µg/L an | 3                      | Cole <i>et al.</i> 2000, zitiert in EC DAR 2009, S. 645 |
| Algen  | Phytoplankton und Periphyton                | Abundanz  | 43    | d         | NOEC      | ≥        | 32.8             | A                              | R                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Zafar <i>et al.</i> 2012                                |
| Höhere Wasserpflanzen                                      | <i>Myriophyllum spicatum</i>                | Abundanz  | 14    | d         | NOEC      | ≥        | 32.8             | A                              | R                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Zafar <i>et al.</i> 2012                                |
| Zooplankton  | div.  | Abundanz  | 43    | d         | NOEC      | =        | 9.4              | A                              | R                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Zafar <i>et al.</i> 2012                                |
| Makroinvertebraten   | div.  | Abundanz  | 43    | d         | NOEC      | ≥        | 32.8             | A                              | R                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Zafar <i>et al.</i> 2012                                |
| Makroinvertebraten   | div.  | Abundanz  | 43    | d         | NOEC      | ≥        | 32.8             | A                              | R                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Zafar <i>et al.</i> 2012                                |
| Makroinvertebraten   | div.  | Abundanz  | 43    | d         | NOEC      | ≥        | 32.8             | A                              | R                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | 2                      | Zafar <i>et al.</i> 2012                                |
| Algen  | Periphyton und Phytoplankton Gemeinschaften | Abundanz  | 42    | d         | NOEC      | ≥        | 33               | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Amistar  | R2, C1                 | van Wijngaarden <i>et al.</i> 2014                      |

| EFFEKTDATENSAMMLUNG   |                                       |                  |       |           |           |          |                 |                                |                         |                            |                       |                        |                                    |
|-----------------------|---------------------------------------|------------------|-------|-----------|-----------|----------|-----------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------------------|
| Sammelbezeichnung     | Organismus (Alter bei Testbeginn)     | Endpunkt         | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L)     | Chemische Analyse <sup>a</sup> | Testsystem <sup>b</sup> | Reinheit (%)/Salinität (‰) | Notiz                 | Validität <sup>e</sup> | Referenz                           |
| Höhere Wasserpflanzen | Gemeinschaft                          | Abundanz         | 14    | d         | NOEC      | ≥        | 33              | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Amistar | R2, C1                 | van Wijngaarden <i>et al.</i> 2014 |
| Zooplankton           | Gemeinschaft                          | Abundanz         | 42    | d         | NOEC      | =        | 10              | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Amistar | R2, C1                 | van Wijngaarden <i>et al.</i> 2014 |
| Zooplankton           | Calanoida (Ruderfusskrebse)           | Abundanz         | 42    | d         | NOEC      | =        | 1 <sup>d)</sup> | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Amistar | R2, C1                 | van Wijngaarden <i>et al.</i> 2014 |
| Makroinvertebraten    | Gemeinschaft                          | Abundanz         | 42    | d         | NOEC      | ≥        | 33              | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Amistar | R2, C1                 | van Wijngaarden <i>et al.</i> 2014 |
| Mikroben              | Gemeinschaft aus Pilzen und Bakterien | Blatt Zersetzung | 13    | d         | LOEC      | =        | 100             | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Ortiva  | R3, C1                 | Zubrod <i>et al.</i> 2014          |
| Pilze                 | Blatt-assoziierte Pilze               | Abundanz         | 13    | d         | LOEC      | =        | 500             | B                              | S                       | Form.                      | Formulierung: Ortiva  | R2, C1                 | Zubrod <i>et al.</i> 2014          |

<sup>a</sup> A = Testkonzentrationen zu Beginn und Testende gemessen und für Effektbestimmung verwendet;

B = nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung ± 20 % der Nominalen;

C = Nominale Testkonzentrationen verwendet (keine chemische Analyse durchgeführt oder siehe Kommentar in „Bemerkungen“)

<sup>b</sup> F = Durchfluss; R = semi-statisch; S = statisch

<sup>c</sup> Zeitlich gemittelte Testkonzentration nach OECD 211 berechnet

<sup>d</sup> Angegeben ist der niedrigste NOEC aus der untersuchten taxonomischen Gruppe

<sup>e</sup> Nach Moermond *et al.* (2015) wird Validität unterteilt in Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C), wobei die zu vergebenen Klassen (1-4) mit den Klimisch Klassen übereinstimmen. Eine Evaluierung der Verlässlichkeit wurde nicht vorgenommen, wenn eine Studie als nicht relevant (C3) bewertet wurde.

<sup>f</sup> In diesem Endpunkt sind Larven Mortalität und Schlupferfolg zu einem AC50 zusammengefasst worden, welcher nicht direkt mit einem EC50-Wert verglichen werden kann.

**G** Lösungsmittelkonzentration überschreitet die nach dem TGD for EQS vorgesehene Höchstmenge moderat (weniger als Faktor 5). Wenn Kontrollwachstum/mortalität unbeeinflusst kann das Testergebnis als Verlässlich mit Einschränkung (R2) angesehen werden.

**H** Lösungsmittelkonzentration überschreitet die nach dem TGD for EQS vorgesehene Höchstmenge von 100 µL/L deutlich (>100 µL/L oder 0.05%). Testergebnis daher nicht verlässlich.

**I** Im EC DAR 2009 war kein 72h-NOEC oder EC10 für Effektdaten aus Smyth *et al.* (1993b, 1994a) angegeben. Da aber Rohdaten vorlagen, wurden Dosis-Wirkungskurven erstellt und neben den EC10 auch die entsprechenden EC50 berechnet, welche nun als neu berechnete Werte vorrangig verwendet werden.

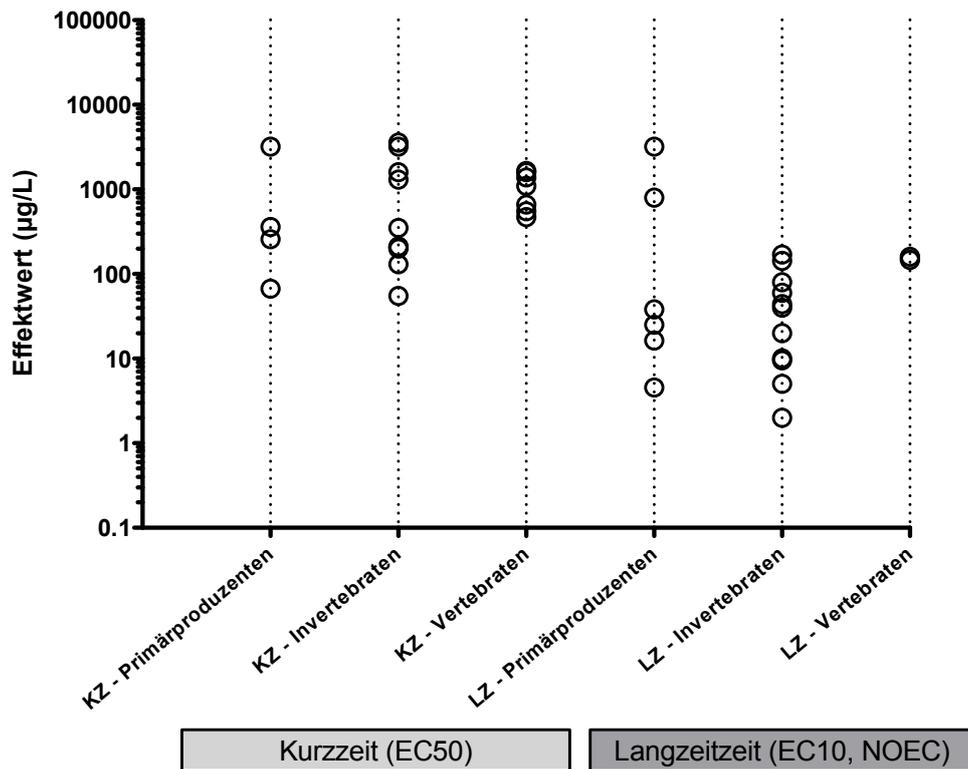
**K** Nach dem TGD for EQS sind Effektkonzentrationen nur bis Faktor 2 oberhalb der angegebenen Löslichkeitsgrenze zulässig (TGD for EQS 2001, A1.3.2.3.)

**Tabelle 6** Effektdaten zu terrestrischen Pilzen für Azoxystrobin. Die Testkonzentrationen wurden in den Studien nicht chemisch bestätigt. Die Reinheit von Azoxystrobin entsprach > 95%.

| EFFEKTDATENSAMMLUNG         |                          |                               |       |           |           |          |             |   |                           |
|-----------------------------|--------------------------|-------------------------------|-------|-----------|-----------|----------|-------------|---|---------------------------|
| Sammelbezeichnung           | Organismus               | Endpunkt                      | Dauer | Dimension | Parameter | Operator | Wert (µg/L) | Kommentar   | Referenz                  |
| <b>akute Daten limnisch</b> |                          |                               |       |           |           |          |             |   |                           |
| Dothideomyceten             | <i>Alternaria</i> sp.    | Sporenkeimung (mikroskopisch) | 16    | h         | EC50      | =        | 8 – 45      | 14 verschiedene Isolate (Wildtyp); auf Agarplatten; 0.1 vol% Aceton | Ma <i>et al.</i> 2003     |
| Dothideomyceten             | <i>Alternaria solani</i> | Sporenkeimung (mikroskopisch) | 4     | h         | EC50      | =        | 19 – 553    | 52 verschieden Isolate; auf Agarplatten; 0.1 vol% Aceton            | Pasche <i>et al.</i> 2005 |
| Dothideomyceten             | <i>Ascochyta rabiei</i>  | Sporenkeimung (mikroskopisch) | 18    | h         | EC50      | =        | 18 – 34     | 51 verschieden Isolate; auf Agarplatten; 0.1 vol% Aceton            | Wise <i>et al.</i> 2008   |

## 5. Graphische Darstellung der Effektdaten

In Abbildung 1 sind alle validen Kurzzeit- und Langzeiteffektwerte aus Tabelle 5 aufgeschlüsselt in die drei Kategorien (trophische Ebenen): Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten dargestellt.



**Abbildung 1** Grafische Darstellung aller validen (schwarz dargestellten) Kurzzeit (KZ)- und Langzeit (LZ)-Effektdaten aus Tabelle 5 für Azoxystrobin (limnische und marine Organismen; ohne Formulierungen; geometrische Mittelwerte verwendet, falls mehr als ein Effektwert für denselben Endpunkt vorhanden ist).

Die Sensitivität der Primärproduzenten und Invertebraten scheint in einem ähnlichen Bereich zu liegen, auch wenn die Effekte innerhalb der Gruppen selbst um mehrere Größenordnungen schwanken, Vertebraten scheinen am wenigsten empfindlich zu sein und die Effektwerte streuen auch weniger im Vergleich.

### 5.1. Vergleich marine/limnische Organismen

Es sind zu wenige Effektdaten für marine Organismen vorhanden, um statistisch die Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen zu vergleichen. Da es keine Hinweise für einen Empfindlichkeitsunterschied gibt, wird für die folgende EQS-Ableitung der limnische und marine Datensatz zusammengelegt.

## 6. Herleitung der EQS

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

## 7. Chronische Toxizität

### 7.1. AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 7 zeigt die kritischen Langzeiteffektwerte der Organismengruppen Primärproduzenten, Krebstiere und Fische.

**Tabelle 7:** Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für Azoxystrobin.

| Gruppe                       | Art   | Wert | Konz. in µg/L | Referenz   |
|------------------------------|---|------|---------------|--|
| <b><u>Basisdatensatz</u></b> |   |      |               |  |
| Primärproduzenten            | <i>Navicula pelliculosa</i>                           | EC10 | 6.02          | Smyth et al. 1994b, zitiert im EC DAR 2009 auf S. 622 und im US EPA 1996b (Wert neu berechnet) |
| Krebstiere                   | <i>Eudiaptomus graciloides</i>                        | NOEC | 2             | Lauridsen et al. 2003  |
| Fische                       | <i>Pimephales promelas</i><br>(Early Life Stage Test) | NOEC | 147           | Rhodes et al. 1994, zitiert in EC DAR 2009 S. 604 und US EPA 1996n                             |

Es sind valide Langzeiteffektdata für alle drei trophischen Ebenen vorhanden, jedoch nicht für die Zielgruppe des Fungizids (Pilze). Die Studie von Dijksterhuis *et al.* (2011) deutet jedoch darauf hin, dass NOEC-Werte von aquatischen Pilzen höher (NOECs zwischen 5 und 900 µg/L) und die NOEC-Werte für Oomyceten (NOEC = 2 µg/L für *Phytium sp.*) in derselben Größenordnung liegen wie der tiefste Wert in Tabelle 7 (2 µg/L für *E. graciloides*). Die Studie von Zubrod *et al.* (2014) gibt ferner Hinweise darauf, dass Pilze in einer Blatt-assoziierten mikrobiellen Gemeinschaft, nicht empfindlicher sind, als die im Datensatz

vorhandenen Spezies der sensitivsten taxonomischen Gruppen. Rodrigues *et al.* 2013 folgerten in ihrer Studie ebenfalls, dass die Empfindlichkeit von Nichtzielorganismen aufgrund des wenig spezifischen Wirkmechanismus von Azoxystrobin, in einem ähnlichen Bereich liegt wie für Pilze. Insgesamt wird es daher als vertretbar erachtet, trotz eines fehlenden validen chronischen Effektwertes für aquatische Pilze einen AF von 10 auf den tiefsten NOEC-Wert anzuwenden:

$$\text{AA-EQS (AF)} = 2 \mu\text{g/L} / 10 = 0.2 \mu\text{g/L}$$

## 7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Im Datensatz zu den Langzeittoxizitäten sind valide Effektdaten zu den folgenden Organismengruppen vorhanden: Cyanobakterien, Algen, höhere Wasserpflanzen, Krebstiere und Fische (von 2 verschiedenen Familien). Ein AA-EQS mittels SSD kann nicht abgeleitet werden, da gemäss TGD for EQS noch zusätzlich ein Effektwert für Insekten sowie für eine Art aus einem Tierstamm vorhanden sein muss, die nicht zu den Arthropoden oder Vertebraten gehört, z.B. Rotiferen, Anneliden oder Mollusken (EC 2011).

## 7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Aus den vorliegenden Mikrokosmosstudien kann kein AA-EQS direkt abgeleitet werden, da sie entweder mit Formulierungen durchgeführt wurden, oder kein exakt bestimmbarer NOEC ermittelt wurde. Da es sich bei Formulierungen um eine unbekannte Mischung aus dem Wirkstoff und Formulierungshilfsstoffen handelt, werden Ökotoxizitätsdaten von Formulierungen nur als zusätzliche Information für die EQS Herleitung verwendet. Vor allem können valide Studien herangezogen werden um die Wahl des AF zur Herleitung des AA-EQS zu unterstützen. Zafar *et al.* (2012) ermittelten eine NOEC für limnisches Zooplankton von 9.4 µg/L (mit der Formulierung Amistar). Resultate für marine Planktongemeinschaften deuten jedoch darauf hin, dass der NOEC möglicherweise unter 7.3 µg/L liegt (NOEC < 7.3 µg/L aus Gustafsson *et al.* 2010). Tatsächlich fand van Wijngaarden *et al.* (2014) in einer bis zu 42 Tage andauernden Mikrokosmenstudie mit der Azoxystrobin-Formulierung Amistar, dass sich das Zooplankton ebenfalls als die sensitivste Gruppe zeigte und dass in dieser Gruppe die Ruderfusskrebse mit 1 µg (a.i.)/L den tiefsten NOEC aufwiesen (van Wijngaarden *et al.* 2014).

## 8. Akute Toxizität

### 8.1. MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 8 zeigt die kritischen akuten Effektwerte der Organismengruppen Algen und höhere Wasserpflanzen, Krebstiere, Fische, Cyanobakterien, Rädertierchen, Insekten und Mollusken. Die Standardabweichung aller logarithmierten akuten Effektwerte aus Tabelle 5 beträgt 0.67. Azoxystrobin wird gemäss EC (2001) als sehr giftig eingestuft (Tabelle 9).

**Tabelle 8** Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Azoxystrobin.

| Gruppe                | Art                                  | Wert | Konz. in µg/L | Referenz   |
|-----------------------|--------------------------------------|------|---------------|--|
| <b>Basisdatensatz</b> |                                      |      |               |  |
| Primärproduzenten     | <i>Navicula pelliculosa</i>          | EC50 | 149.1         | Smyth et al. 1994b, zitiert im EC DAR 2009 auf S. 622 und im US EPA 1996b (Wert neu berechnet) |
| Krebstiere            | <i>Americamysis bahia</i> (< 24h)    | LC50 | 55            | Kent et al. 1993a, zitiert in EC DAR 2009 auf S. 612 und in US EPA 1996k                       |
| Fische                | <i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil) | LC50 | 470           | Craig et al. 1992, zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602 und im US EPA 1996m            |
| <b>Weitere</b>        |                                      |      |               |  |
| Rädertierchen         | <i>Brachyonus calyciflorus</i>       | EC50 | > 4'000       | Farrelly et al. 1995h, zitiert im EC DAR 2009; Tab. B.9.2.46, S. 690                           |
| Insekten              | <i>Chironomus riparius</i> (Larve)   | EC50 | 210           | Farrelly et al. 1995, , zitiert im EC DAR 2009, Tab. B.9.2.1, S. 602                           |
| Mollusken             | <i>Crassostrea gigas</i> (Larve)     | EC50 | 1'300         | Kent et al. 1993b, zitiert in EC DAR 2009 auf S. 615 und in US EPA 1996l                       |

**Tabelle 9** Gefährlichkeitsklassierung anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

| Kategorie (akut) | Niedrigster EC50-Wert | Erreichter Wert |
|------------------|-----------------------|-----------------|
| nicht eingestuft | >100mg/l              |                 |
| 3                | <100mg/l; >10 mg/l    |                 |
| 2                | <10mg;>1mg/l          |                 |
| 1                | <1mg/l                | X               |

Der tiefste Kurzzeiteffektwert (55 µg/L) stammt aus einer Studie mit der marinen Garnele *Americamysis bahia*. Gemäss TGD for EQS kann der AF von 100 auf 10 erniedrigt werden, wenn der Wirkmechanismus der Substanz bekannt und ein repräsentativer Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im

Effektdatensatz vorhanden ist. Für Fungizide muss in Betracht gezogen werden, dass aquatische Pilze besonders empfindlich reagieren. Im TGD for EQS werden aquatische Pilze nicht ausdrücklich als zu schützende Organismengruppe erwähnt, als Destruenten haben sie jedoch eine wichtige Rolle in einem funktionierenden Ökosystem. Für aquatische Vertreter der Ascomyceten und Basidiomyceten oder Oomyceten (die Zielorganismen von Azoxystrobin) wurden jedoch keine akuten Effektdaten gefunden. Es sind einzig EC50-Werte (8 – 553 µg/L) für terrestrische Pilze vorhanden, die auf mit Azoxystrobin versetzten Agarplatten inkubiert wurden (siehe Tabelle 6). Wie zuvor erwähnt (Kapitel 6.1) zeigten sich in der Studie von Dijksterhuis *et al.* (2011) für die Oomyceten als besonders empfindlich (ein NOEC nach 3-6 Tagen Exposition = 2 µg/L; ein EC50 wurde nicht bestimmt). Oomyceten werden nicht zu den Pilzen gezählt, sondern wegen ihrer heterokont begeißelten Sporen zu den Heterokontophyten. Damit sind sie am ehesten mit den Braun- und Kieselalgen verwandt. Im akuten Datensatz sind EC50-Werte für zwei Kieselalgenarten enthalten: *Navicula pelliculosa* (ErC50: 149.1 µg/L und EyC50: 16.5 µg/L) und *Skeletonema costatum* (ErC50: 247.8 µg/L und EyC50: 47.7 µg/L). Beide Kieselalgen gehören auch mit zu den empfindlichsten Arten im akuten Effektdatensatz. Es ist also durchaus möglich, dass Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im Datensatz enthalten sind. Damit könnte eine Reduktion des AF von 100 auf 10 eventuell gerechtfertigt werden. Es gibt jedoch aus einigen Mikro- und Mesokosmenstudien Hinweise darauf, dass ein MAC-EQS von 5.5 µg/L (AF 10) nicht protektiv genug für einige Zooplanktonarten ist, besonders für die Copopoden (siehe Kapitel 7.3 und Stellungnahme im Appendix II). In Micro- bzw. Mesokosmenstudien wurden nach 2 bzw. 3 Tagen bei 7.3 µg/L bzw. 10 µg/L Effekte auf die Abundanz von calanoiden Copepoden beobachtet, die höher als 50% waren (bei 10 µg/L sogar >90%) (Gustafsson *et al.* 2010 und Zafar *et al.* 2012). Daher wird die Reduzierung des AF von 100 auf 10 als nicht gerechtfertigt erachtet. Es ergibt sich somit ein MAC-EQS von:

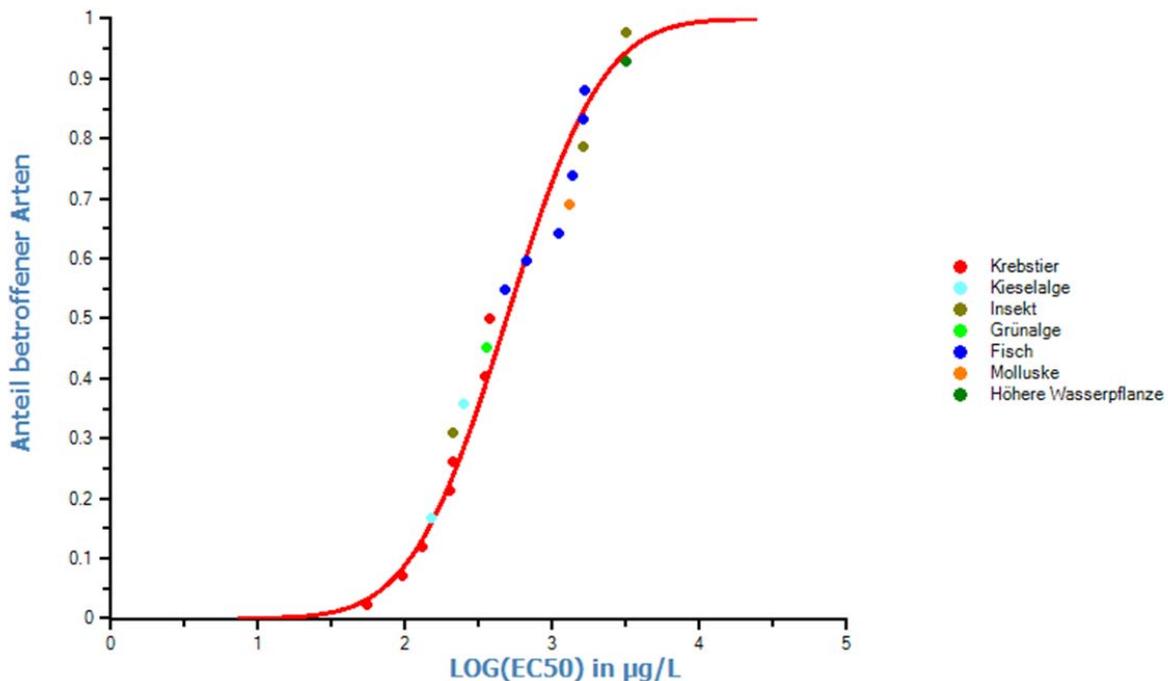
$$\text{MAC-EQS (AF)} = 55 \mu\text{g/L} / 100 = \mathbf{0.55 \mu\text{g/L}}$$

## 8.2. MAC-EQS mit SSD Methode

Abbildung 2 zeigt die SSD erstellt mit den akuten Effektwerten aller vorhandenen Arten. Die Datenpunkte sind normalverteilt (siehe Tabelle A3 im Appendix). Der resultierende HC5 beträgt 68.17 µg/L.

Wenn der Standardsicherheitsfaktor von 10 auf den HC5 angewendet wird, ergibt sich ein MAC-EQS<sub>SSD</sub> von:

$$\text{MAC-EQS (SSD)} = 68.17 \mu\text{g/L} / 10 = \mathbf{6.8 \mu\text{g/L}}$$



**Abbildung 2** Speziessensitivitätsverteilung (SSD) erstellt mit den akuten Effektdaten aller Arten aus Tabelle 5. Detaillierte Informationen zur SSD im Appendix (Tabellen A1 – A3 und Abbildung A1). Der HC05 beträgt 68.17 µg/L.

### 8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine belastbaren akuten Effektwerte aus Mikro- oder Mesokosmosstudien vorhanden, so dass ein MAC-EQS basierend auf Mikro-/Mesokosmosstudien nicht abgeleitet werden kann. Zur Plausibilisierung der Wahl des AF für die Sicherheitsfaktormethode sollen jedoch einige Ergebnisse aufgeführt werden.

In einer Mikrokosmosstudie mit marinem Plankton wurden nach 3 Tagen signifikante Verschiebungen in der Struktur der Zooplanktongemeinschaft bei 7.3 µg/L (time weighted mean zwischen den beiden Messzeitpunkten 0 = 12.5 µg/l und 21 Tage = 3.8 µg/L) beobachtet (Gustafsson *et al.* 2010). Die Abundanz der Copepoden war nach 3 Tagen bereits >50% geringer als jene der Kontrolle (Abbildung 1 in Gustafsson *et al.* 2010). Auch in einer limnischen Mikrokosmosstudie (Zafar *et al.* 2012) mit einer Azoxystrobin-Formulierung wurden bei ca. 10 µg/L bereits nach kurzer Zeit (2 bzw 3 Tage nach Applikation) signifikante Effekte auf die Zooplanktongemeinschaft beobachtet (>90% weniger cyclopoide Copopoden als in der Kontrolle Abbildung 3b in Zafar *et al.* 2012). Besonders cyclopoide Copepoden scheinen in den drei Mikro- und Mesokosmenstudien empfindlich zu reagieren, während die Abundanz der Rotatorien zunimmt. Im TGD for EQS ist zwar vorgesehen, dass man beim Fehlen eines NOEC den

LOEC durch einen Faktor von 2 teilen kann, dies aber nur für Fälle, in denen der Effekt beim LOEC zwischen 10 und 20% betrug. Der NOEAC von 10 µg/l aus der Studie von Zafar *et al.* (2012) kann nicht direkt für die EQS Herleitung verwendet werden, da er Erholung mit berücksichtigt. Eine Herleitung des MAC-EQS basierend auf Mesokosmenstudien ist also nicht möglich. Um zu überprüfen, in welchem Bereich ein Mesokosmos basierter MAC-EQS ungefähr liegen könnte, kann man aber den tiefsten LOEC von 7.3 µg/l durch 2 teilen, um so einen provisorischen NOEC zu erhalten, und diesen dann mit dem Standard AF für Mesokosmen aus dem TGD for EQS von 5 verrechnen. Damit ergäbe sich ein vorläufiger MAC-EQS<sub>Mesokosmos</sub> von 0.73 µg/L, der um mehr als den Faktor 7 tiefer liegt als der oben genannten MAC-EQS<sub>SSD</sub> und auch tiefer liegen würde als eine MAC-EQS<sub>AF</sub> wenn ein AF von 10 verwendet würde. Einzig ein MAC-EQS<sub>AF</sub> mit dem Standard AF von 100 kann einen ausreichenden Schutz für calanoide Copepoden gewähren. Da das TGD for EQS für die Herleitung des MAC-EQS keine AF zwischen 100 und 10 vorsieht, kann nur ein MAC-EQS von 0.55 µg/L resultieren. Dieser ist aber nur um den Faktor 1.3 tiefer als der vorläufige MAC-EQS<sub>Mesokosmos</sub> von 0.73 µg/L und kann daher nicht als überprotektiv angesehen werden.

#### 8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Ein belastbarer MAC-EQS basierend auf Micro-/Mesokosmenstudien liess sich nicht herleiten. Mittels SSD liess sich hingegen ein MAC-EQS von 6.8 µg/L bestimmen. Mittels AF-Methode gelangt man je nach Wahl des AF zu einem MAC-EQS von 5.5 (AF=10) oder 0.55 µg/L (AF=100). Aufgrund von Ergebnissen aus Micro-/Mesokosmenstudien, die auf eine hohe Sensitivität der Copepoden hinweisen, scheint aber nur der mittels AF-Methode, unter Verwendung eines AF von 100, hergeleitete **MAC-EQS von 0.55 µg/L** als ausreichend protektiv. Rein formal spricht auch das Fehlen eines validen EC50 für einen Vertreter der aquatischen Pilze gegen eine Reduzierung des AF auf 10.

### 9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Nach dem TGD for EQS (EC, 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotential einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF oder BCF Daten vor, kann stattdessen der  $\log K_{ow}$  zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist.

Es wurden keine Bioakkumulationsstudien gefunden. Der  $\log K_{ow}$  von Azoxystrobin beträgt 2.5 (EC DAR 2009). Die Gefahr für Vertebraten durch sekundäre Intoxikation kann daher als relativ gering eingeschätzt werden.

## 10. Schutz der aquatischen Organismen

Die Datensätze zur Kurz- und Langzeittoxizität von Azoxystrobin beinhalten Effektwerte für Arten aller drei trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten). Verlässliche Effektwerte von Zielorganismen des Fungizides (aquatische Pilze) konnten jedoch nicht gefunden werden. Langzeittests mit aquatischen Pilzen und Pilzgemeinschaften (z.B. Zubrod *et al.* 2014) deuten jedoch darauf hin, dass ihre Sensitivität in einem ähnlichen Bereich wie für Arten anderer Organismengruppen liegt, weshalb ein AF von 10 auf den tiefsten Langzeiteffektwert angewendet wurde ( $AA-EQS_{AF\ Methode} = 0.2\ \mu\text{g/L}$ ). Der vorgeschlagenen AA-EQS kann als genügend protektiv für aquatischen Organismen angesehen werden.

Über die akute Wirkung von Azoxystrobin auf aquatische Pilze konnte ebenfalls keine Studie gefunden werden. Daher wurde der MAC-EQS mit einem AF von 100 vom tiefsten Kurzzeiteffektwert abgeleitet ( $MAC-EQS_{AF\ Methode} = 0.55\ \mu\text{g/L}$ ). Eine SSD mit akuten Effektwerten ergab einen  $MAC-EQS_{SSD}$  von  $6.8\ \mu\text{g/L}$  (mit  $AF = 10$ ). Die Mikrokosmosstudien von Gustafsson *et al.* (2010) und Zafar *et al.* 2012 zeigen jedoch, dass nach 2 bis 3 Tagen bei durchschnittlichen Konzentration von  $7.3\ \mu\text{g/L}$  bzw.  $10\ \mu\text{g/L}$ , die Zusammensetzung des Zooplanktons signifikant gestört ist. Effekte auf die Abundanz von calanoiden Copepoden waren dabei höher als 50% (bei  $10\ \mu\text{g/L}$  sogar  $>90\%$ ). Daher wird ein  $MAC-EQS_{SSD}$  von  $6.8\ \mu\text{g/L}$  als nicht protektiv erachtet und der  $MAC-EQS_{AF\ Methode}$  vorgeschlagen.

**AA-EQS =  $0.2\ \mu\text{g/L}$**

**MAC-EQS =  $0.55\ \mu\text{g/L}$**

Diese EQS-Vorschläge sind 2 bis 4 mal tiefer als diejenigen von Kontiokari und Mattsoff, INERIS und Andersson und Kreuger ( $0.9\ \mu\text{g/L}$  und  $0.95\ \mu\text{g/L}$  sowohl für den AA-EQS als auch den MAC-EQS). Der um den Faktor 10 tiefere AA-EQS von RIVM (2012) wurde mit einem Faktor 1000 aus den akuten Daten extrapoliert.

## 11. Änderungen gegenüber der Version vom 25.09.2013

Das vorliegende Dossier und die darin vorgeschlagenen EQS-Werte bleiben im Wesentlichen unverändert, da die in die Effektdatensammlung aufgenommenen Endpunkte als nicht valide eingestuft wurden. Eine Neuberechnung der Effektkonzentrationen aus den Studien von Smyth *et al.* (1993b und 1994a) hatte keinen Einfluss auf die EQS-Vorschläge, änderte aber die SSD minimal. Da aber keine neueren Endpunkte aus Langzeitstudien mit einzelnen Testspezies hinzugefügt wurden, ist eine Ableitung eines AA-EQS mittels SSD aufgrund der Datenlage weiterhin unzulässig. Zu erwähnen sei in diesem Zusammenhang eine neuere Mikrokosmosstudie von van Wijngaarden *et al.* (2014), die mit einem NOEC von  $1\ \mu\text{g/L}$  den vor der Aktualisierung vorgeschlagenen  $AA-EQS_{AF\ Methode}$  ebenso wie den  $MAC-EQS_{AF\ Methode}$  bekräftigt.

## 12. Referenzen

- Andersson M, Kreuger J (2011): Preliminära riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Teknisk rapport 144. Swedish University of Agriculture Science, Uppsala, Schweden
- Beketov M A, Liess M (2008): Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55(2): 247-253
- Berenzen N, Lentzen-Godding A, Probst M, Schulz H, Schulz R, Liess M (2005): A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere* 58(5): 683-691
- Bony S, Gaillard I, Devaux A (2010): Genotoxicity assessment of two vineyard pesticides in zebrafish. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 90(3-6): 421-418
- Boudina A, Emmelin C, Baaliouamer A, Paissé O, Chovelon J M (2007): Photochemical transformation of azoxystrobin in aqueous solutions. *Chemosphere* 68(7): 1280-1288
- Cole J F H, Everett C J, Gentle W, Ashwell J A, Goggin U (2000): Azoxystrobin: An Outdoor Pond Microcosm Study. Report No: RJ2857B. Syngenta, Jealott's Hill Research Station, UK (unveröffentlicht)
- Craig N C D, Sanley S A, Caunet J E, Cornish S K (1992): ICIA 5504: Acute Toxicity to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Brixham Environmental Laboratory, Zeneca Limited, Brixham, UK (unveröffentlicht)
- Dijksterhuis J, Van Doorn T, Samson R, Postma J (2011): Effects of seven fungicides on non-target aquatic fungi. *Water, Air, and Soil Pollution* 222(1-4): 421-425
- EC DAR (2009): Council Directive 91/414/EEC. Azoxystrobin. Report and Proposed Decision of the United Kingdom made to the European Commission under Commission Regulation 737/2007
- EC (2011): Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27. Europäische Kommission (EC).
- 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)
- Friberg-Jensen U, Nachman G, Christoffersen K S (2010): Early signs of lethal effects in *Daphnia magna* (Branchiopoda, Cladocera) exposed to the insecticide cypermethrin and the fungicide azoxystrobin. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(10): 2371-2378
- Garanzini D S, Menone M L (2014): Azoxystrobin Causes Oxidative Stress and DNA Damage in the Aquatic Macrophyte *Myriophyllum quitense*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*
- Gentle W E, Rapley J H (1997): BBA toxicity test with sediment-dwelling *Chironomus riparius*. WAT97-50181 (unveröffentlicht)
- Gustafsson K, Blidberg E, Elfgrén I K, Hellström A, Kylin H, Gorokhova E (2010): Direct and indirect effects of the fungicide azoxystrobin in outdoor brackish water microcosms. *Ecotoxicology* 19(2): 431-444
- Hu X G, Liu L, Hu K, Yang X L, Wang G X (2013): In vitro screening of fungicidal chemicals for antifungal activity against *Saprolegnia*. *Journal of the World Aquaculture Society* 44, 528-535.
- INERIS (2012): Azoxystrobine – N° CAS 131860-33-8. Version 1 : 09/01/2012. DRC-12-118981-00270A. Institut National de l'Environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, France. <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/428>
- Johansson M, Piha H, Kylin H, Merilä J (2006): Toxicity of six pesticides to common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(12): 3164-3170
- Kent S J, Sankey S A, Grinell A J (1993a): ICIA 5504: Acute Toxicity to Mysid Shrimp (*Mysidopsis bahia*). Brixham Environmental Laboratory, Zeneca Ltd., Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)

- Kent S J, Sankey S A, Caunter J E, Grinell A J (1993b): ICIA 5504: Acute Toxicity to Larvae of the Pacific Oyster (*Crassostrea gigas*). Brixham Environmental Laboratory, Zeneca Ltd., Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)
- 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
- Kontikari V, Mattsoff L (2011): Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection Products. Finnish Environment Institute (SYKE), Helsinki, Finland
- Lauridsen T L, Friberg-Jensen U, Cristoffersen K (2003): Effekter af cypermethrin, azoxystrobin og bentazon på limnisk invertebrater. Rep. 76, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, Copenhagen
- Lazartigues A, Fratta C, Baudot R, Wiest L, Feidt C, Thomas M, Cren-Olivé C (2011): Multiresidue method for the determination of 13 pesticides in three environmental matrices: Water, sediments and fish muscle. *Talanta* 85(3): 1500-1507
- Liu L, Jiang C, Wu Z Q, Gong Y X, Wang G X (2013): Toxic effects of three strobilurins (trifloxystrobin, azoxystrobin and kresoxim-methyl) on mRNA expression and antioxidant enzymes in grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) juveniles. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 98, 297-302.
- Liu L, Zhu B, Wang G X (2015): Azoxystrobin-induced excessive reactive oxygen species (ROS) production and inhibition of photosynthesis in the unicellular green algae *Chlorella vulgaris*. *Environ. Sci. Pollut. Res.*
- Ma Z, Felts D, Michailides T J (2003): Resistance to azoxystrobin in *Alternaria* isolates from pistachio in California. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 77(2): 66-74
- Mastovska K (undatiert): Azoxystrobin. First draft prepared by Dr. Katerina Mastovska, Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture, Wyndmoor, PA, USA. [http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests\\_Pesticides/JMPR/Evaluation08/Azoxystrobin.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JMPR/Evaluation08/Azoxystrobin.pdf)
- 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.
- Ochoa-Acuña, H G, W, Bialkowski, Yale G, Hahn L (2009): Toxicity of soybean rust fungicides to freshwater algae and *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 18(4): 440-446
- Olsvik P A, Kroglund F, Finstad B, Kristensen T (2010): Effects of the fungicide azoxystrobin on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolt. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73(8): 1852-1861
- Padilla S, Corum D, Padnos B, Hunter D, Beam A, Houck K, Sipes N, Kleinstreuer N, Knudsen T, Dix D (2012): Zebrafish developmental screening of the ToxCast™ Phase I chemical library. *Reproductive Toxicology* 33, 174-187.
- Polati S, Bottaro M, Frascarolo P, Gosetti F, Gianotti V, Gennaro M C (2006): HPLC-UV and HPLC-MSn multiresidue determination of amidosulfuron, azimsulfuron, nicosulfuron, rimsulfuron, thifensulfuron methyl, tribenuron methyl and azoxystrobin in surface waters. *Analytica Chimica Acta* 579(2): 146-151
- Rapley J H, Farrelly E, Hamer M J (1994a): ICIA5504: Acute Toxicity of the Technical Material to First Instar *Daphnia magna*. Zeneca Agrochemicals (Zeneca Limited), Bracknell, Berkshire, UK (unveröffentlicht)
- Rapley J H, Farrelly E, Hamer M J (1994b): ICIA5504: Chronic Toxicity to *Daphnia magna*. Jealotts Hill Research Station, Berkshire, UK (unveröffentlicht)
- Rhodes J E, Yang Y, Abram D (1994): Early Life Stage Toxicity of ICIA5504 to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*) Under Flow Through Conditions. ABC Laboratories, Inc., Columbia, Missouri (unveröffentlicht)
- RIVM (2012): National Institute of Public Health and the Environment. RIVM, Bilthoven, the Netherlands. <http://www.rivm.nl/rvs/> (zuletzt abgerufen am 05.12.2012)
- Rodrigues E T, Lopes I, Pardal M T (2013): Occurrence, fate and effects of azoxystrobin in aquatic ecosystems: A review. *Environment International* 53: 18-28

- Rodrigues E T, Pardal M Â, Laizé V, Cancela M L, Oliveira P J, Serafim T L (2015): Cardiomyocyte H9c2 cells present a valuable alternative to fish lethal testing for azoxystrobin. *Environmental Pollution* 206, 619-626.
- SANCO (2001): Azoxystrobin. Background Document C to Review Report. SANCO/47/57/2001
- Sankey S A, Kent S J, Maddock B G, Cornish S K (1992a): ICIA5504: Acute Toxicity to Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*). Brixham Environmental Laboratory, Zeneca Limited, Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)
- Sankey S A, Kent S J, Caunter J E, Grinell A J (1992b): ICIA5504: Acute Toxicity to Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*). Brixham Environmental Laboratory, Zeneca Limited, Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)
- Schweizerisches Pflanzenschutzmittelverzeichnis (2012): <http://www.blw.admin.ch/psm/produkte/index.html?lang=de> (zuletzt abgerufen am 14.12.2012)
- Smyth D V, Kent S J, Sankey S A, Shearing J M (1993/1994): ICIA 5504: Toxicity to the Blue-Green Alga (*Anabaena flos-aquae*). Brixham Environmental Laboratory, Brixham Devon, UK (unveröffentlicht).
- Smyth D V, Kent S J, Sankey S A, Johnson P A (1993b): ICIA 5504: Toxicity to the Marine Alga (*Skeletonema costatum*). Brixham Environmental Laboratory, Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)
- Smyth D V, Kent S J, Sankey S A, Stanley R D (1993c): ICIA 5504: Toxicity to the Duckweed (*Lemna gibba*). Brixham Environmental Laboratory, Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)
- Smyth D V, Sankey S A, Kent S J, Stanley R D (1994a): ICIA 5504: Toxicity to the Freshwater Diatom (*Navicula pelliculosa*). Brixham Environmental Laboratory, Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)
- Smyth D V, Kent S J, Sankey S A, Shearing J M (1994b): ICIA 5504: Toxicity to the Green Alga (*Selenastrum capricornutum*). Brixham Environmental Laboratory, Brixham Devon, UK (unveröffentlicht)
- Syngenta (2005): Envirofacts – Azoxystrobin. Syngenta Crop Protection, Inc., Greensboro, NC, USA
- Tomlin C D S (2009): The Pesticide Manual. British Crop Production Council (BCPC), Alton, UK. ISBN: 978 1 901396 18 8
- Tsochatzis E D, Tzimou-Tsitouridou R, Menkissoglu-Spiroudi U, Karpouzas D G, Papageorgiou M (2012): Development and validation of an HPLC-DAD method for the simultaneous determination of most common rice pesticides in paddy water systems. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 92(5): 548-560
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA (1996a): Data Evaluation Record – Algae or Diatom EC50 Test – Guideline 123-2 (Tier II). U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-62
- US EPA (1996b): Data Evaluation Record – Algae or Diatom EC50 Test – Guideline 123-2 (Tier II). U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-64
- US EPA (1996c): Data Evaluation Record – Algae or Diatom EC50 Test – Guideline 123-2 (Tier II). U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-61
- US EPA (1996d): Data Evaluation Record – Algae or Diatom EC50 Test – Guideline 123-2 (Tier II). U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-64
- US EPA (1996e): Data Evaluation Record –EC<sub>50</sub> Test with *Lemna gibba* – Guideline 123-2 (Tier II). U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-65
- US EPA (1996f): Data Evaluation Record – § 72-1 (B) - Acute LC<sub>50</sub> Test with a Freshwater Invertebrate. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-16
- US EPA (1996g): Data Evaluation Record – Aquatic Invertebrate Life Cycle Test – Guideline 72-4. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-21
- US EPA (1996h): Data Evaluation Record – § 72-1 (A) - Acute LC<sub>50</sub> Test with a Warmwater Fish. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-14

- US EPA (1996i): Data Evaluation Record – § 72-1 (A) - Acute LC50 Test with an Estuarine/Marine Fish. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-17
- US EPA (1996k): Data Evaluation Record – § 72-3 (C) - Acute LC<sub>50</sub> Test with an Estuarine/Marine Shrimp. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-18
- US EPA (1996l): Data Evaluation Record – § 72-1 (B) - Acute LC50 Test with an Estuarine/Marine Mollusk - Embryo/Larval Study. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-19
- US EPA (1996m): Data Evaluation Record - § 72-1 (C) - Acute LC50 Test with a Coldwater Fish. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-15
- US EPA (1996n): Data Evaluation Record – Freshwater Fish Early Life-Stage Test – Guideline 72-4. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. MRID No. 436781-20
- van Vlaardingen P, Traas Theo, Aldenberg T (2004): ETX 2.0 – Normal Distribution based Hazardous Concentration and Fraction Affected. Companion software to Aldenberg and Jaworska (200) and Aldenberg and Luttik (2002). Developed and built at the National Institute of Public Health and the Environment. RIVM, Bilthoven, the Netherlands
- van Wijngaarden R P A, Belgers D J M, Zafar M I, Matser A M, Boerwinkel M C, Arts G H P (2014): Chronic aquatic effect assessment for the fungicide azoxystrobin. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33, 2775-2785.
- Warming T P, Mulderu G, Christoffersen K S (2009): Clonal variation in physiological responses of *Daphnia magna* to the strobilurin fungicide azoxystrobin. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28(2): 374-380
- Wise K A, Bradley C A, Pasche J S, Gudmestad N C, Dugan F M, Chen W (2008): Baseline sensitivity of *Ascochyta rabiei* to azoxystrobin, pyraclostrobin, and boscalid. *Plant Disease* 92(2): 295-300
- Zafar M I, Belgers J D M, Van Wijngaarden R P A, Matser A, Van Den Brink P J (2012): Ecological impacts of time-variable exposure regimes to the fungicide azoxystrobin on freshwater communities in outdoor microcosms. *Ecotoxicology* 21(4): 1024-1038
- Zubrod J P, Baudy P, Schulz R, Bundschuh M (2014): Effects of current-use fungicides and their mixtures on the feeding and survival of the key shredder *Gammarus fossarum*. *Aquat. Toxicol.* 150, 133-143.

## Appendix I

**Tabelle A1** Verwendete EC50/LC50-Werte der SSD zur Herleitung des MAC-EQS und Zuordnung der Artnamen zu den in der SSD verwendeten Werten.

| EC50 (µg/L) | Art                                    | Taxonomische Gruppe  |
|-------------|--|----------------------|
| 55          | <i>Americamysis bahia</i>              | Krebstier            |
| 95          | <i>Daphnia galeata</i>                 | Krebstier            |
| 130         | <i>Macrocyclus fuscus</i>              | Krebstier            |
| 149         | <i>Navicula pelliculosa</i>            | Kieselalge           |
| 200         | <i>Daphnia pulex</i>                   | Krebstier            |
| 210         | <i>Daphnia magna</i>                   | Krebstier            |
| 210         | <i>Chironomus riparius</i>             | Insekt               |
| 248         | <i>Skeletonema costatum</i>            | Kieselalge           |
| 350         | <i>Gammarus pulex</i>                  | Krebstier            |
| 360         | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | Grünalge             |
| 370         | <i>Chydorus sphaericus</i>             | Krebstier            |
| 470         | <i>Oncorhynchus mykiss</i>             | Fisch                |
| 660         | <i>Cyprinodon variegatus</i>           | Fisch                |
| 1100        | <i>Lepomis macrochirus</i>             | Fisch                |
| 1300        | <i>Crassostrea gigas</i>               | Molluske             |
| 1380        | <i>Oryzias latipes</i>                 | Fisch                |
| 1600        | <i>Chaoborus crystallinus</i>          | Insekt               |
| 1600        | <i>Cyprinus carpio</i>                 | Fisch                |
| 1650        | <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>      | Fisch                |
| 3200        | <i>Lemna gibba</i>                     | Höhere Wasserpflanze |
| 3200        | <i>Cloeon dipterum</i>                 | Insekt               |

**Tabelle A2** HC5 der SSD zur Herleitung des MAC-EQS - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen et al. 2004).

| Parameters of the normal distribution |          |                                 |
|---------------------------------------|----------|---------------------------------|
| Name                                  | Value    | Description                     |
| mean                                  | 2.687457 | mean of the log toxicity values |
| s.d.                                  | 0.511353 | sample standard deviation       |
| n                                     | 21       | sample size                     |

| HC5 results |                 |                 |
|-------------|-----------------|-----------------|
| Name        | Value           | log10(Value)    |
| LL HC5      | 29.84161        | 1.474822        |
| <b>HC5</b>  | <b>68.16893</b> | <b>1.833586</b> |
| UL HC5      | 120.7503        | 2.081888        |
| sprHC5      | 4.046373        | 0.607066        |

| FA At HC5 results |        |  |
|-------------------|--------|--|
| Name              | Value  | Description  |
| FA lower          | 1.321  | 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          | 13.759 | 95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5 |

| HC50 results |          |              |
|--------------|----------|--------------|
| Name         | Value    | log10(Value) |
| LL HC50      | 312.609  | 2.495001     |
| HC50         | 486.9189 | 2.687457     |
| UL HC50      | 758.4235 | 2.879912     |
| sprHC50      | 2.426109 | 0.38491      |

| FA At HC50 results |          |   |
|--------------------|----------|---|
| Name               | Value    | Description   |
| FA lower           | 35.98214 | 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           | 64.01786 | 95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50 |

**Tabelle A3** „Goodness of fit“ der SSD zur Herleitung des MAC-EQS - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen et al. 2004).

| Anderson-Darling test for normality |          |          |                       |
|-------------------------------------|----------|----------|-----------------------|
| Sign. level                         | Critical | Normal?  |                       |
| 0.1                                 | 0.631    | Accepted |                       |
| 0.05                                | 0.752    | Accepted | AD Statistic: 0.40288 |
| 0.025                               | 0.873    | Accepted | n: 22                 |
| 0.01                                | 1.035    | Accepted |                       |

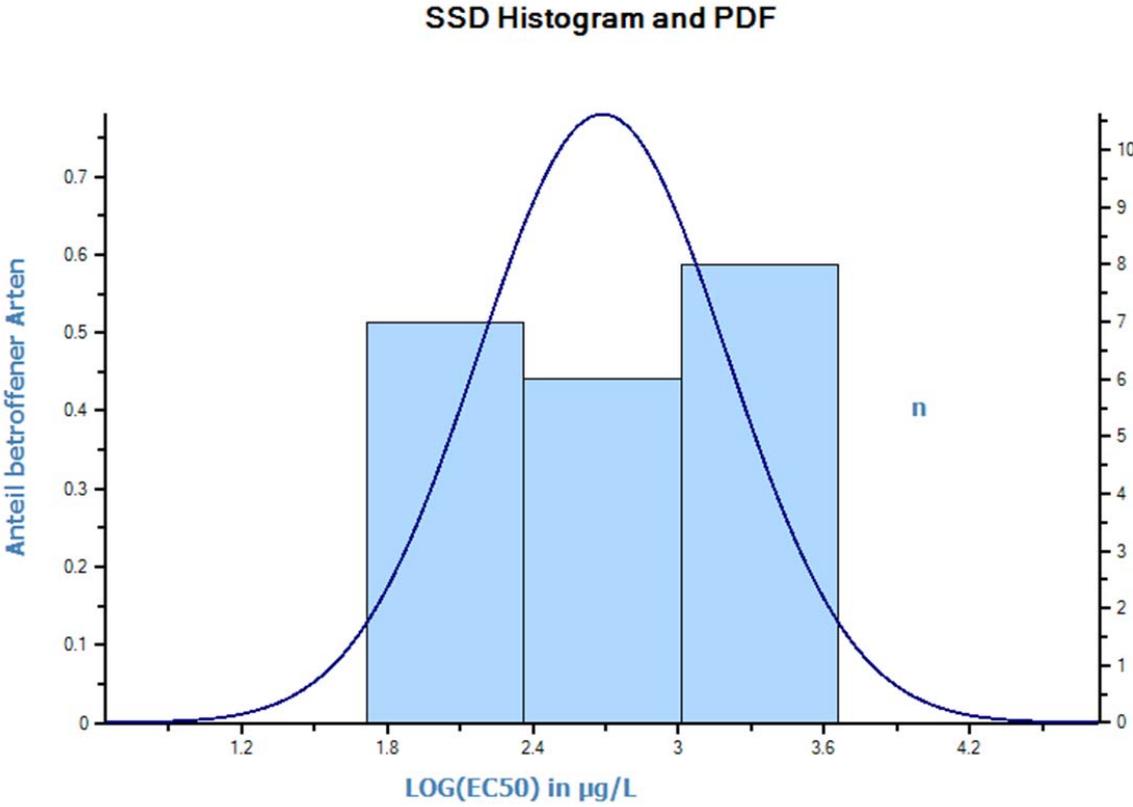
  

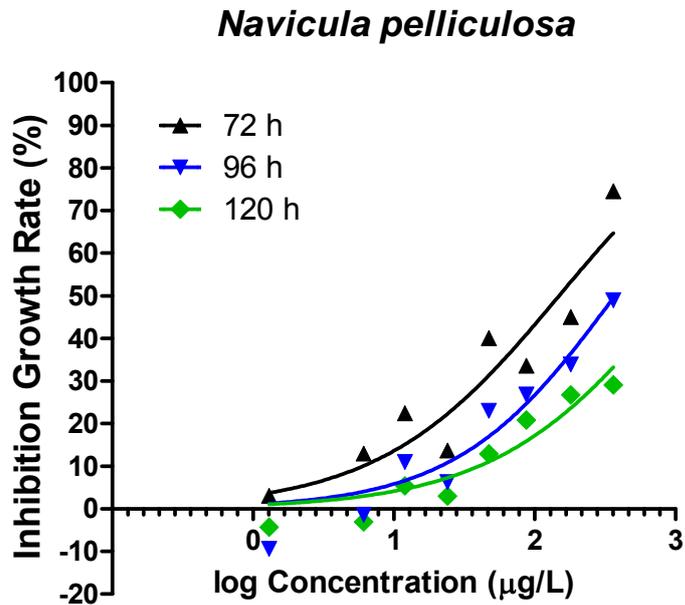
| Kolmogorov-Smirnov test for normality |          |          |                       |
|---------------------------------------|----------|----------|-----------------------|
| Sign. level                           | Critical | Normal?  |                       |
| 0.1                                   | 0.819    | Accepted |                       |
| 0.05                                  | 0.895    | Accepted | KS Statistic: 0.64963 |
| 0.025                                 | 0.995    | Accepted | n: 22                 |
| 0.01                                  | 1.035    | Accepted |                       |

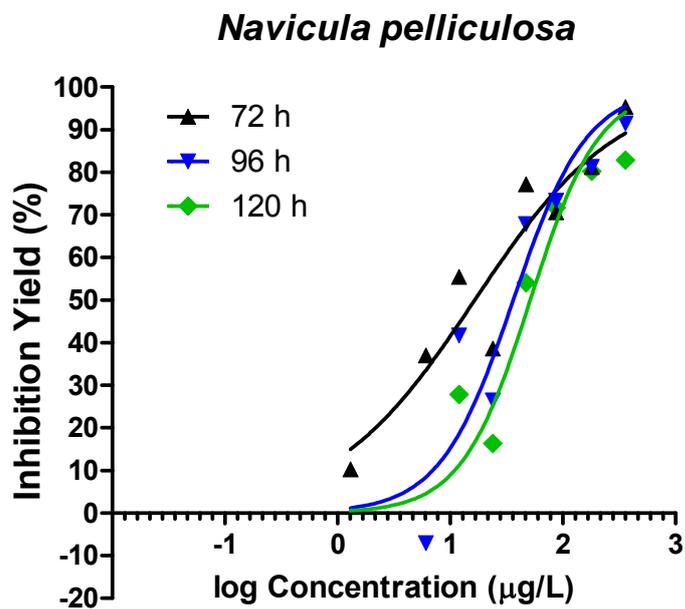
| Cramer von Mises test for normality |          |          |                       |
|-------------------------------------|----------|----------|-----------------------|
| Sign. level                         | Critical | Normal?  |                       |
| 0.1                                 | 0.104    | Accepted |                       |
| 0.05                                | 0.126    | Accepted | CM Statistic: 0.06381 |
| 0.025                               | 0.148    | Accepted | n: 22                 |
| 0.01                                | 0.179    | Accepted |                       |

**Abbildung A1** Histogramm aller verwendeten LC/EC50-Werte der SSD zur Herleitung des MAC-EQS - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

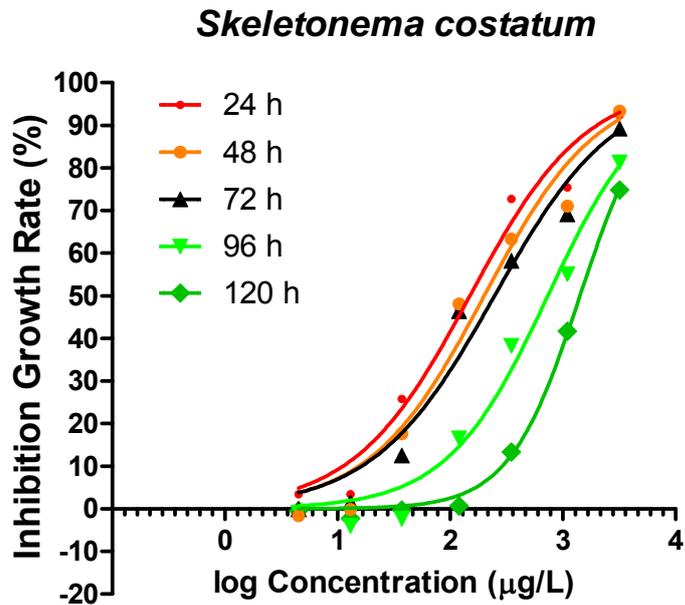




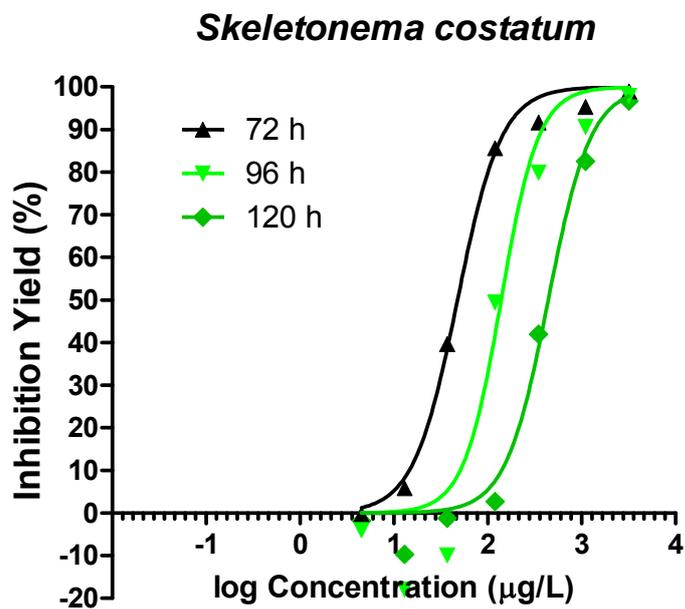
**Abbildung A2** Neubestimmung der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung für *Navicula pelliculosa* aus Smyth *et al.* 1994a. Als Regressionsmodell wurde die Hill-Gleichung verwendet. Die mit Graph-Pad Prism bestimmte Regressionsgleichung für 72 h ist:  $Y=100/(1+10^{((\log(149.1)-X)*0.6845))}$ .



**Abbildung A3** Neubestimmung der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung für *Navicula pelliculosa* aus Smyth *et al.* 1994a. Als Regressionsmodell wurde die Hill-Gleichung verwendet. Die mit Graph-Pad Prism bestimmte Regressionsgleichung für 72 h ist:  $Y=100/(1+10^{((\log(16.54)-X)*0.6841))}$ .



**Abbildung A4** Neubestimmung der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung für *Skeletonema costatum* aus Smyth *et al.* 1993b. Als Regressionsmodell wurde die Hill-Gleichung verwendet. Die mit Graph-Pad Prism bestimmte Regressionsgleichung für 72h ist:  $Y=100/(1+10^{((\log(247.8)-X)*0.8082))}$ .



**Abbildung A5** Neubestimmung der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung für *Skeletonema costatum* aus Smyth *et al.* 1993b. Als Regressionsmodell wurde die Hill-Gleichung verwendet. Die mit Graph-Pad Prism bestimmte Regressionsgleichung für 72 h ist:  $Y=100/(1+10^{((\log(47.67)-X)*1.857))}$ .

## Appendix II

### Externe Stellungnahmen und Kommentare zur EQS Herleitung

Im Juni 2014 wurde von der Herstellerfirma Syngenta eine 9 seitige Stellungnahme zur EQS Herleitung für Azoxystrobin geschickt (Hamer *et al.* 2014). Bei dieser Stellungnahme handelte es sich um eine vollständige Neuherleitung der EQS basierend auf den Daten aus dem obigen EQS Dossier für Azoxystrobin. Als Grundlage für die Herleitung diente ebenfalls das TGD for EQS. Die Autoren Mick Hamer, Jo Davies und Claudia Büche kamen dabei zu höheren Werten (Tabelle A.1).

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

| EQS            | Vorschlag Hamer <i>et al.</i> 2014 |             | Vorschlag Oekotoxzentrum (September 2013) |                                  | Verhältnis zwischen den vorgeschlagenen EQS |
|----------------|------------------------------------|-------------|---|----------------------------------|---|
|                | AF-Methode                         | SSD-Methode | AF-Methode                                | SSD-Methode                      |   |
| AA-EQS (µg/l)  | 3.8                                | 0.42        | 0.2                                       | Datenanforderungen nicht erfüllt | 2.1   |
| MAC-EQS (µg/l) | Nicht vorgeschlagen                | 6           | 0.55                                      | 6.8                              | 11  |

Sowohl beim AA-EQS als auch beim MAC-EQS liegt der Hauptunterschied in der Wahl der Methode.

#### AA-EQS

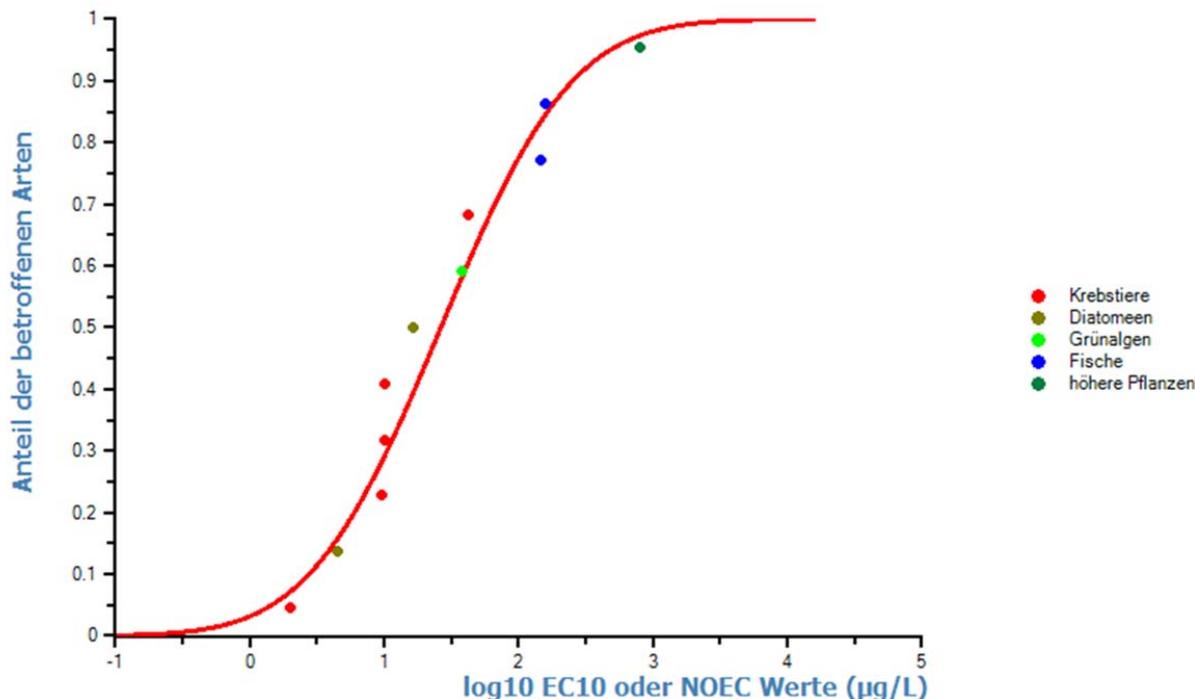
Hamer *et al.* (2014) argumentieren, dass genügend valide chronische Daten für Azoxystrobin vorhanden sind um auf der Grundlage des TGD for EQS einen AA-EQS mittels der SSD Methode herzuleiten. In Tabelle A 5 finden sich die Daten, die von Hamer *et al.* (2014) für die SSD ausgewählt wurden. Gemäss der Autoren sind genügend Daten für die nach dem TGD for EQS geforderten taxonomischen Gruppen vorhanden. Einige der Daten wurden aber im OZ EQS Dossier als nicht relevant oder als nicht verlässlich eingestuft (siehe Tabelle A5 und Tabelle 5). Da nur relevante und verlässliche Daten zur EQS Herleitung verwendet werden sollen, fehlen Daten für Vertreter aus folgenden taxonomischen Gruppen: (i) Insekten, (ii) eine Familie oder ein Phylum das nicht zu den Chordaten oder Arthropoden gehört und (iii) ein weitere Ordnung der Insekten oder ein Phylum, das noch nicht im Datensatz repräsentiert ist.

**Tabelle A 5** Tabelle der Daten, die von Hamer *et al.* (2014) zur für die SSD ausgewählt wurden und unsere Kommentare dazu.

| Species                                | Taxonomic group | NOEC (µg/L) | Reference + comments by Hamer <i>et al.</i> 2014        | Comments by OZ  |
|--|-----------------|-------------|---|---|
| <i>Eudiaptomus graciloides</i>         | Crustacean      | 2           | Lauridsen <i>et al.</i> 2003                            |   |
| <i>Pythium spp</i>                     | Fungi           | 2           | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011                         | Validity score 3 (only visual comparison of treatment and controls)   |
| <i>Americamysis bahia</i>              | Crustacean      | 9.54        | Boeri <i>et al.</i> , 1993                              |   |
| <i>Cyclops vicinus</i>                 | Crustacean      | 10          | Lauridsen <i>et al.</i> 2003                            |   |
| <i>Daphnia galeata</i>                 | Crustacean      | 10          | Lauridsen <i>et al.</i> 2003                            |   |
| <i>Mucor hiemalis</i>                  | Fungi           | 14          | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011                         | Validity score 3 (only visual comparison of treatment and controls)   |
| <i>Navicula pelliculosa</i>            | Algae           | 20          | Smyth <i>et al.</i> 1994                                | The value chosen was for 120h. Since the growth rate inhibition is strongest after 72h (figure A2), which also represents the test duration in standard OECD tests (OECD 201), the <b>EC10 after 72h of 6.02 µg/l</b> was chosen in the OZ EQS dossier. |
| <i>Fusarium sporotrichioides</i>       | Fungi           | 29          | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011                         | Validity score 3 (only visual comparison of treatment and controls)   |
| <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | Algae           | 38          | Smyth <i>et al.</i> 1993                                |   |
| <i>Daphnia magna</i>                   | Crustacean      | 42          | Rapley <i>et al.</i> 1994, Lauridsen <i>et al.</i> 2003 |   |
| <i>Skeletonema costatum</i>            | Algae           | 100         | Smyth <i>et al.</i> 1994                                | The value chosen was for 120h. Since the growth rate inhibition is strongest after 72h (figure A4), which also represents the test duration in standard OECD tests (OECD 201), the <b>EC10 after 72h of 16.3 µg/l</b> was chosen in the OZ EQS dossier. |
| <i>Pimephales promelas</i>             | Fish            | 147         | Rhodes <i>et al.</i> 1994                               |   |
| <i>Oncorhynchus mykiss</i>             | Fish            | 160         | Kent <i>et al.</i> 1994                                 |   |
| <i>Chironomus riparius</i>             | Insect          | 200 (80)    | 80 is time-weighted mean, Rapley & Gentle 1997          | Validity score 3 (test concentrations not stable during test)   |
| <i>Cryptococcus flavescens</i>         | Fungi           | 460         | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011                         | Validity score 3 (only visual comparison of treatment and controls)   |
| <i>Trichoderma hamatum</i>             | Fungi           | 460         | Dijksterhuis <i>et al.</i> 2011                         | Validity score 3 (only visual comparison of treatment and controls)   |
| <i>Crassostrea gigas</i>               | Mollusk         | 560         | Kent <i>et al.</i> 1993                                 | not relevant (acute test)   |
| <i>Lemna gibba</i>                     | Macrophytes     | 800         | Smyth <i>et al.</i> 1993                                |   |
| <i>Anabaena flos-aquae</i>             | Cyano-bacteria  | 8500        | Smyth <i>et al.</i> 1994                                | Based on comments by Hamer <i>et al.</i> not regarded as reliable (value above limit of solubility)   |

Allerdings ist die Anforderung von mindestens 10 Datenpunkten erfüllt (es sind Daten für 11 Arten vorhanden). Daher soll hier zum Vergleich mit dem AA-EQS aus der Sicherheitsfaktormethode dennoch eine SSD gemacht werden (Abbildung A 6).

## SSD chronische Toxizität Azoxystrobin



**Abbildung A6** SSD für die in Tabelle A 5 als valide und relevant eingestuft chronischen Daten. Der HC 5 beträgt 1.32 µg/l. Gemäss den in dem Programm ETX 2.0 implementierten Tests, sind die Daten normalverteilt.

Die Daten der SSD sind normalverteilt. Es ist also auf den ersten Blick keine besonders empfindliche taxonomische Gruppe für Azoxystrobin auszumachen. Es fällt allerdings auf, dass Diatomeen und Krebstiere empfindlicher zu sein scheinen als Fische, Grünalgen und höhere Pflanzen. Wenn man wie Hamer *et al.* (2014) den HC5 mit dem Standard AF von 5 verrechnet ergibt sich ein vorläufiger AA-EQS von 0.26 µg/l. Dieser stimmt sehr gut mit dem AA-EQS Vorschlag des Oekotoxizentrums von 0.2 µg/l überein, der mit der Sicherheitsfaktormethode hergeleitet wurde. Dies deutet darauf hin, dass ein AA-EQS von 0.2 µg/l robust und nicht überprotektiv ist.

### MAC-EQS

Für den MAC-EQS besteht die Hauptdifferenz in der EQS-Herleitung nicht in der Frage ob eine SSD möglich ist, sondern ob der mittels SSD hergeleitete MAC-EQS vor dem Hintergrund aller verfügbaren Daten protektiv für alle Organismen im Ökosystem ist. Der von Hamer *et al.* (2014) hergeleitete MAC-EQS<sub>SSD</sub> unterscheidet sich mit 6 µg/l nur marginal von dem MAC-EQS<sub>SSD</sub> von 6.8 µg/l aus dem EQS Dossier des Oekotoxizentrums. In Mesokosmenstudien wurden allerdings nach 2 bzw. 3 Tagen bei 7.3 µg/l bzw. 10 µg/l Effekte auf die Abundanz von calanoiden Copepoden beobachtet, die höher als 50% waren (bei 10 µg/l sogar >90%). EC50s konnten keine bestimmt werden. Der von Hamer *et al.* (2014) angeführte NOEAC von 10 µg/l aus der Studie von Zafar *et al.* (2012) kann nicht für die EQS Herleitung

verwendet werden, da er Erholung mit berücksichtigt. Im TGD for EQS ist zwar vorgesehen, dass man beim Fehlen eines NOEC den LOEC durch einen Faktor von 2 teilen kann, dies aber nur für Fälle, in denen der Effekt beim LOEC zwischen 10 und 20% betrug. Eine Herleitung des MAC-EQS basierend auf Mesokosmenstudien ist also nicht möglich. Um zu überprüfen, in welchem Bereich ein Mesokosmos basierter MAC-EQS ungefähr liegen könnte, kann man aber den tiefsten LOEC von 7.3 µg/l durch 2 teilen, um so einen provisorischen NOEC zu erhalten, und diesen dann mit dem Standard AF für Mesokosmen aus dem TGD for EQS von 5 verrechnen. Damit ergäbe sich ein vorläufiger MAC-EQS<sub>Mesokosmos</sub> von 0.73 µg/l, der um mehr als den Faktor 7 sowohl tiefer liegt als die beiden oben genannten MAC-EQS<sub>SSD</sub> und als auch tiefer ist als ein MAC-EQS<sub>Sicherheitsfaktormethode</sub> mit einem auf 10 reduzierten AF. Einzig ein MAC-EQS<sub>Sicherheitsfaktormethode</sub> mit dem Standard AF von 100 kann einen ausreichenden Schutz für calanoide Copepoden gewähren. Da das TGD for EQS für die Herleitung des MAC-EQS keine AF zwischen 100 und 10 vorsieht, kann nur ein MAC-EQS von 0.55 µg/l resultieren. Dieser ist aber nur um den Faktor 1.3 tiefer als der vorläufige MAC-EQS<sub>Mesokosmos</sub> von 0.73 µg/l und kann daher nicht als überprotektiv angesehen werden.

### **Schlussfolgerung**

Auch nach der Überprüfung der EQS Herleitung basierend auf dem Kommentar von Hamer *et al.* (2014) sind die Datenanforderungen für die Herleitung eines AA-EQS mittels SSD Methode nicht erfüllt. Ein provisorischer SSD AA-EQS (mit demselben AF wie er bei Hamer *et al.* verwendet wurde), beträgt aber 0.26 µg/l und würde den jetzt schon geringen Unterschied zwischen der AF-Methode vom OZ und dem AA-EQS mittels SSD-Methode von Hamer *et al.* noch weiter reduzieren. Der AA-EQS von 0.2 µg/l (Tabelle 5) kann also als robust angesehen werden.

**Tabelle A 5** Vergleich der hergeleiteten EQS mit den vom Oekotoxzentrum vorgeschlagenen EQS.

| EQS                   | Vorschlag Hamer <i>et al.</i> 2014 |             | Vorschlag Oekotoxzentrum (September 2014) |                                  | Verhältnis zwischen den vorgeschlagenen EQS |
|-----------------------|------------------------------------|-------------|---|----------------------------------|---|
|                       | AF-Methode                         | SSD-Methode | AF-Methode                                | SSD-Methode                      |   |
| <b>AA-EQS (µg/l)</b>  | 3.8                                | <b>0.42</b> | <b>0.2</b>                                | Datenanforderungen nicht erfüllt | 2.1   |
| <b>MAC-EQS (µg/l)</b> | Nicht vorgeschlagen                | <b>6</b>    | <b>0.55</b>                               | 5.3                              | 11  |

Der verhältnismässig grosse Unterschied beim MAC-EQS liegt in der unterschiedlichen Beurteilung der Ergebnisse aus den Mesokosmentests. Für den von Hamer *et al.* (2014) postulierten NOAEC von 10 µg/l für die Zafar *et al.* (2012) Studie wurde Erholung mit berücksichtigt. Der tiefste LOEC aus der Studie liegt bei 7.3 µg/l. Wenn man diesen durch 2 teilt um einen provisorischen NOEC zu erhalten und den Standard AF von 5 verwendet, erhält man einen provisorischen MAC-EQS aus Mesokosmenstudien von 0.73 µg/l. Dieser liegt um mehr als den Faktor 7 tiefer als die MAC-EQS<sub>SSD</sub> von Hamer *et al.* (2014) und vom OZ.

Daher wurde geschlossen, dass die SSD-Methode basierend auf dem jetzigen Datensatz nicht zur MAC-Herleitung geeignet ist.

Hamer M, Davies J und Büche C (2014): Azoxystrobin Statement. Derivation of Environmental Quality Standards. Basel/Jeallott's Hill, June 2014, 9 Seiten, unveröffentlicht