

# Welches Risiko stellen Pestizide für die Gewässer dar?

**Pestizidrückstände sind in Oberflächengewässern nicht erwünscht. Basierend auf dem pauschalen Qualitätskriterium von 0,1 µg/l geht die Schweizer Gewässerschutzverordnung bis heute wenig differenziert mit den unterschiedlichen Effekten der über 400 zugelassenen Wirkstoffe um. Um Abhilfe zu schaffen, schlägt die EAWAG ein effektbasiertes System zur Risikobeurteilung vor.**

In den vergangenen Jahren wurden immer wieder die verschiedensten Pestizide in den schweizerischen Oberflächengewässern nachgewiesen [1]. Aufgrund ihrer toxischen Wirkung gegen Schädlinge und Unkräuter können diese Pestizide auch eine Gefahr für die in den Gewässern lebenden Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen darstellen.

Die Gewässerbelastung durch landwirtschaftliche Pestizide ist in der Regel saisonal. Besonders hoch sind die Pestizidkonzentrationen, wenn es während und kurz nach dem Pestizideinsatz regnet: dann können Werte von mehreren µg/l in Bächen und mittelgrossen Flüssen gemessen werden [2].

Die aus dem Boden in die Gewässer eingetragene Pestizidmenge hängt dabei sowohl von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Stoffe als auch von der Geländetopografie und den Bodeneigenschaften ab [2]. Von den etwa 400 in der Schweiz zugelassenen aktiven Pestiziden findet man mehr als zwanzig – meist Herbizide – regelmässig in den Gewässern (Tab. 1).

Darunter sind sowohl extrem toxische als auch weniger toxische Pestizide. Für einen wirksamen Gewässerschutz ist es daher unabdingbar, die Gefahr, die von einzelnen Pestiziden oder von Pestizidmischungen ausgeht, realistisch abschätzen zu können. Wichtigste Voraussetzung solcher Risiko-

beurteilungen ist der Einbezug möglichst vieler Effektdaten. Die heute gebräuchlichen Verfahren zeigen aber gerade hier grosse Schwachstellen. Aus diesem Grund entwickelte die EAWAG in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) ein effektbasiertes System zur Risikobeurteilung. Darin wird zunächst für jedes Pestizid, basierend auf den verfügbaren Effektdaten, ein individuelles Qualitätskriterium ermittelt. Dieses effektbasierte Qualitätskriterium gibt die Pestizidkonzentration an, die in den Gewässern zum Schutz der dort lebenden Organismen nicht überschritten werden sollte. In einem zweiten Schritt gehen die effektbasierten Qualitätskriterien dann in die eigentliche Risikobeurteilung ein.

## Herkömmliche Risikobeurteilung

Das Risiko eines Pestizids wird generell mit Formel 1 (siehe Kasten «Formeln») berechnet [3]. Liegt der Risikofaktor unter 1, ist die Wahrscheinlichkeit, dass durch das Pestizid Gewässerorganismen geschädigt werden, relativ gering. Bei einem Faktor von über 1 ist diese Wahrscheinlichkeit dagegen gross. Mit dem in der Schweizer Gewässerschutzverordnung von 1998 festgesetzten Qualitätskriterium von 0,1 µg/l ist es zwar möglich die Gewässerbelastung abzuschätzen, eine Risikobeurteilung kann damit jedoch nicht durchgeführt werden. Denn dieses Quali-

Anwendung als	Produkt
Herbizid	2,4-D, Atrazin, Dicamba, Dimefuron, Dimethenamid, Diuron, Ethofumesat, Isoproturon, Linuron, MCPA, Mecoprop, Metamitron, Metazachlor, Metolachlor, Napropamid, Propachlor, Simazin, Tebutam, Terbuthryn, Terbuthylazin und Triclopyr
Insektizid	Diazinon und Pirimicarb
Fungizid	Metalaxyl, Oxadixyl und Penconazol

Tab. 1: Rund 20 Pestizide werden regelmässig in Schweizer Gewässern nachgewiesen.

## Formeln

### Formel 1

$$\text{Risikofaktor eines Pestizids} = \text{RQ} = \frac{\text{Pestizidkonzentration im Gewässer}}{\text{Qualitätskriterium}} = \frac{\text{MEC}}{\text{Qualitätskriterium}}$$

### Formel 2

$$\text{Risikofaktor eines einzelnen Pestizids} = \text{RQ}_i = \frac{\text{MEC}}{\text{HC5-95\%}}$$

### Formel 3

$$\text{Risikofaktor einer Pestizidmischung} = \text{RQ}_m = \sum_{i=1}^n \text{RQ}_i = \sum_{i=1}^n \frac{\text{MEC}_i}{\text{HC5-95\%}_i} = \frac{\text{MEC}_1}{\text{HC5-95\%}_1} + \dots + \dots + \frac{\text{MEC}_n}{\text{HC5-95\%}_n}$$

RQ = Risikoquotient, MEC = siehe Glossar, i = Einzelstoff, m = Mischung, n = Anzahl Pestizide in der Mischung

tätskriterium wurde willkürlich festgelegt und bewertet alle Pestizide unabhängig von ihren Effekten gleich.

In anderen Ländern zieht man dagegen effektbasierte Qualitätskriterien für die Risikobeurteilung heran [4–7]. Aber auch diese haben ihre Schwachpunkte. Das zurzeit gebräuchlichste effektbasierte Qualitätskriterium ist der so genannte PNEC-Wert (siehe Glossar). Bei der Bestimmung des PNEC-Wertes werden zwar alle vorhandenen Daten aus Toxizitätstest (EC50- und NOEC-Werte, siehe Glossar) zusammengetragen. Da der PNEC-Wert letztendlich aber auf dem niedrigsten EC50- oder NOEC-Wert basiert, ist die Kritik, er sei zu stark von einem einzigen Datenpunkt abhängig, gerechtfertigt. Hinzu kommt, dass der PNEC-Wert mit willkürlich gesetzten Sicherheitsfaktoren (siehe Glossar) versehen wird.

Seit einigen Jahren wird die schädliche Konzentration HC (siehe Glossar) als effektbasiertes Qualitätskriterium in der Risikobeurteilung [8] eingesetzt. Die Berechnung der HC beruht auf der statistischen Auswertung der in der Literatur verfügbaren NOEC-Daten (siehe Kasten «Hazardous Concentration»). Doch hier liegt ein weiterer Knackpunkt. Plausible HC-Werte können nämlich nur dann abgeleitet werden, wenn

mindestens 10 NOEC-Daten aus chronischen Toxizitätstests zur Verfügung stehen. Diese umfangreiche Datengrundlage ist zum heutigen Zeitpunkt für die meisten Pestizide jedoch nicht vorhanden.

### Robuste effektbasierte Qualitätskriterien mit neuer Methode

Trotzdem ist die HC der bis jetzt aussagekräftigste Parameter in der Risikobeurteilung. Deshalb setzte unser Projekt genau hier an: wir entwickelten eine Methode, die es ermöglicht, auch dann robuste HC-Werte zu ermitteln, wenn wenige oder gar keine NOEC-Daten zur Verfügung stehen. Dabei haben wir uns im Rahmen unserer Arbeit spezifisch für den HC5-95%-Wert (siehe Kasten «Hazardous Concentration») als effektbasiertes Qualitätskriterium entschieden.

Unsere Methode umfasst drei Etappen (Abb. 1):

1. Für sämtliche Pestizide der Mischung sowie für ein Referenzpestizid werden SSD-Kurven erstellt. Dies geschieht jedoch nicht wie normalerweise üblich aufgrund der NOEC-Daten, sondern anhand der in der Literatur wesentlich zahlreicher verfügbaren EC50-Daten. Als Referenz wählt man ein

Pestizid aus, für das jeweils 8–10 Lang- und Kurzeitests gemacht wurden und somit genügend NOEC- und EC50-Daten zur Verfügung stehen. Danach bestimmt man das so genannte «Toxizitätsverhältnis» zwischen den einzelnen SSD-EC50-Pestizidkurven und der SSD-EC50-Kurve des Referenzpestizids.

### Die «Hazardous Concentration» HC

HC-Werte werden aus so genannten «Species-Sensitivity-Distribution»-Kurven (kurz: SSD-Kurven) abgeleitet [8]. Darin wird die Verteilung der NOEC-Daten logarithmisch gegen den Prozentsatz der geschädigten Arten aufgetragen. Im Idealfall sind die NOEC-Daten log-normalverteilt, sodass sich bei kumulativer Auftragung eine S-förmige Kurve ergibt. In der Praxis haben sich HC5-Werte etabliert: das ist die Pestizidkonzentration, bei der eine Gefährdung von 5% der Arten zugelassen bzw. der Schutz von 95% der Arten erreicht wird. Zudem ist bei den SSD-Kurven die Angabe eines Vertrauensbereichs möglich. Dieser ist umso kleiner, je umfangreicher und vertrauenswürdiger die Effektdaten sind. Anhand des Vertrauensbereichs wird der HC5-95%-Wert ermittelt. Er gibt die Pestizidkonzentration an bei der – mit 95%iger Wahrscheinlichkeit – 5% der Arten gefährdet und 95% der Arten geschützt sind. Konkret ist der HC5-95%-Wert immer niedriger als der HC5-Wert; je enger der Vertrauensbereich ist, desto näher liegen beide Werte beieinander [9].

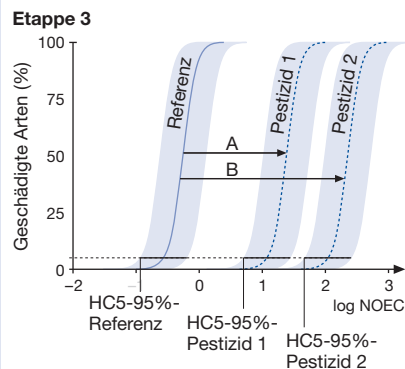
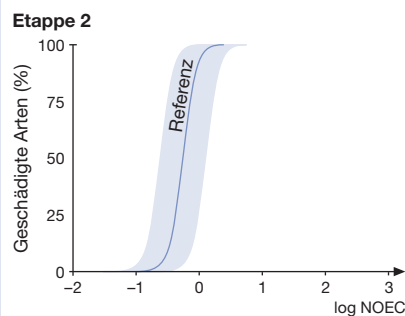
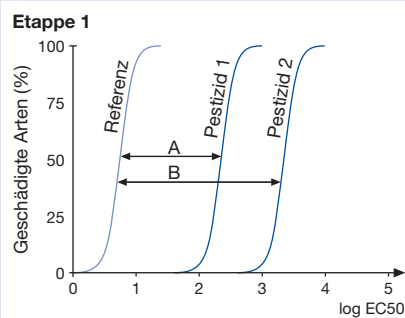
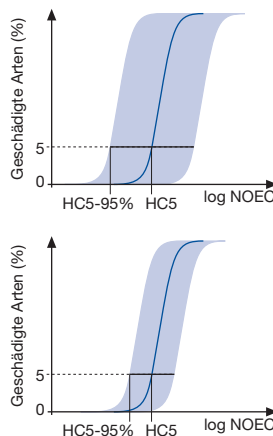


Abb. 1: Die drei Etappen der neu entwickelten Methode zur Ermittlung robuster HC5-95%-Werte. Weitere Erklärungen: siehe Text.

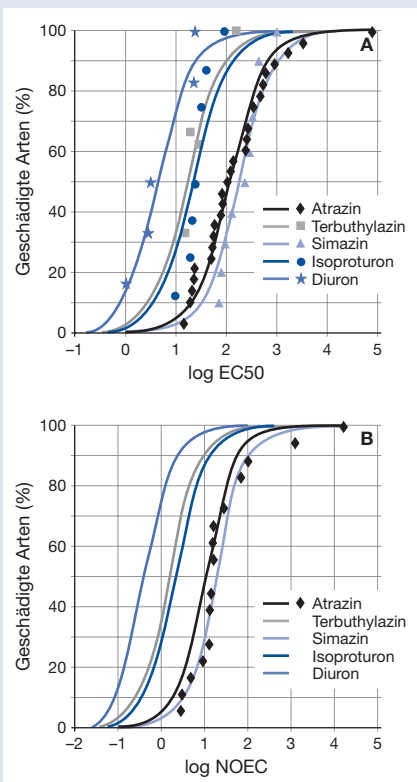


Abb. 2: Mit Hilfe der neuen Methode wurden individuelle HC5-95%-Werte für fünf Pestizide einer Pestizidmischung ermittelt. Basierend auf den EC50-Daten wurden SSD-Kurven aufgetragen (A) und davon ausgehend konnten die entsprechenden SSD-NOEC-Kurven erstellt werden (B).

2. Für die Referenzsubstanz wird eine zweite SSD-Kurve mit Vertrauensbereich – diesmal anhand der in der Literatur verfügbaren NOEC-Werte – erstellt.
3. Die SSD-NOEC-Kurven der anderen Substanzen inklusive Vertrauensbereiche werden ausgehend von der SSD-NOEC-Kurve der Referenzsubstanz erstellt. Dazu werden sie im anfänglich ermittelten Toxizitätsverhältnis zur SSD-NOEC-Kurve der Referenzsubstanz aufgetragen. Schliesslich lässt sich anhand der neuen SSD-NOEC-

Kurven die HC5-95% für jede Substanz ableiten.

Doch nur wenn die folgenden beiden Hypothesen zutreffen, ist unsere Methode tatsächlich praxistauglich:

- Pestizide mit ähnlichen Wirkmechanismen weisen parallel verlaufende SSD-EC50- und SSD-NOEC-Kurven auf.

- Das «Toxizitätsverhältnis» zwischen den SSD-EC50- und den SSD-NOEC-Kurven ist konstant.

Da man noch nicht lange mit SSD-Kurven arbeitet, ist unklar, ob die Hypothesen stimmen. Ein Vergleich der mit dieser Methode erstellten SSD-NOEC-Kurven mit den wenigen in der Literatur verfügbaren NOEC-Daten weist jedoch auf die Richtigkeit der Annahmen hin.

Mit dem Hinzukommen zusätzlicher Effektdaten, sollte die HC5-95% jeweils neu berechnet werden. Denn je mehr Daten eingehen, desto aussagekräftiger ist die HC.

### Was schlagen wir vor?

Dank unserer Methode wird es künftig möglich sein, aussagekräftige HC5-95%-Werte zu ermitteln. Wir schlagen daher folgende Massnahmen vor:

- Das in der Schweizer Gewässerschutzverordnung festgelegte allgemeine Qualitätskriterium für Pestizide von 0,1 µg/l wird

gegen individuelle HC5-95%-Werte ausgetauscht.

- Die individuellen HC5-95%-Werte der Pestizide gehen als effektbasiertes Qualitätskriterium in die Formel 2 (siehe Kasten «Formeln») zur Risikobeurteilung von Einzelstoffen ein.

- Zudem können die HC5-95%-Werte in der Risikobeurteilung von Pestizidmischungen eingesetzt werden. Allerdings nur, wenn es sich um Mischungen von Pestiziden mit ähnlichem Wirkmechanismus handelt. Dann nämlich kommt das Konzept der Konzentrationsadditivität zum Tragen. Gemäss dieser Theorie lassen sich Konzentrationen von Stoffen mit gleichartigen Wirkmechanismen nach ihrer Toxizität gewichtet addieren [10], so dass das Risiko mit Hilfe von Formel 3 (siehe Kasten «Formeln») berechnet werden kann.

### Beispiel: Risikobeurteilung von 5 Herbiziden

Mit der oben beschriebenen Methode wurde das Risiko einer Pestizidmischung in der Aa bei Mönchaltorf im Kanton Zürich beurteilt. Die Mischung besteht aus 5 Herbiziden, allesamt Photosynthesehemmer, die auf das Photosystem II einwirken. Obwohl ihre Wirkorte nicht vollkommen identisch sind [11], folgen diese Pestizide dem Kon-

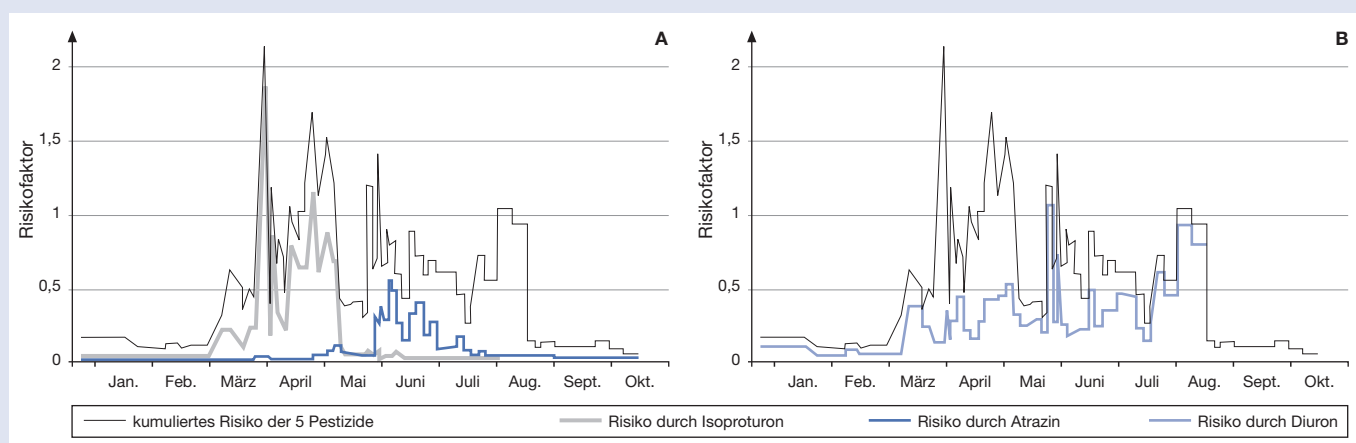


Abb. 3: Risikobeurteilung von fünf Pestiziden einer Pestizidmischung.

zept der Konzentrationsadditivität [Chèvre et al., Publikation in Vorbereitung]. Als Referenzpestizid diente Atrazin. Zur Ermittlung der SSD-Kurven wurden ausschliesslich Toxizitätsdaten aus Tests mit aquatischen Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen) verwendet, weil sie am empfindlichsten auf diese Art Schadstoffe reagieren. Abbildung 2A zeigt eine Klassierung der 5 Pestizide aufgrund ihrer SSD-EC50-Kurven. Diuron erweist sich als das Herbizid mit der grössten Toxizität, gefolgt von Isoproturon und Terbutylazin, Atrazin sowie Simazin. In Abb. 2B sind die SSD-EC50-Kurven, gemäss Etappe 3 unserer Methode, in die SSD-NOEC-Kurven überführt worden.

Das Risiko dieser Pestizidmischung, Schäden im Gewässer anzurichten, ist im Frühling zeitweise deutlich grösser als 1 (Abb. 3A). Bei der Aufschlüsselung des von den einzelnen Substanzen der Pestizidmischung ausgehenden Risiken lassen sich zwei Phänomene beobachten: Erstens können sich die Gefährdungsrisiken der Pestizide im Gewässer auch dann überlagern, wenn die Pestizide zu unterschiedlichen Zeiten appliziert wurden. Dies ist bei Isoproturon und Atrazin der Fall, die von März bis April

bzw. von Mai bis Juni zum Einsatz kommen, jedoch im Mai eine Risikoüberlagerung aufweisen (Abb. 3A). Zweitens gibt es Herbizide, die die Gewässer nicht nur rund um die Applikationsperiode belasten, sondern im Jahresverlauf regelmässig nachgewiesen werden können. Es besteht also für diese Stoffe eine kontinuierliche Grundbelastung. Dies trifft in unserer Studie auf Diuron zu, das neben seinem Einsatz als Pestizid auch als Konservierungsstoff in Farben zum Einsatz kommt. Wahrscheinlich wird Diuron kontinuierlich aus Hausfassaden ausgewaschen und in die Gewässer geschwemmt (Abb. 3B). In dem von uns untersuchten Gebiet wird Diuron allerdings nicht als Pestizid gebraucht, denn es wird vor allem im Weinanbau eingesetzt. Trotzdem ist es nicht zu unterschätzen, denn es macht einen relativ grossen Anteil am Gesamtrisiko aus und die Risiken der anderen Pestizide addieren sich während der Pestizidapplikationsperiode noch zu dieser Grundbelastung.

Unsere Ergebnisse zeigen, wie wichtig die Forderung nach einem integrierten Pestizidmanagement ist.

## Ausblick

Die vorgeschlagene Methode wird gegenwärtig für die Ermittlung neuer Qualitätskriterien herangezogen, und zwar sowohl für die am häufigsten im Wasser nachgewiesenen Herbizide (Triazine, Phenylharnstoffe, Chloroacetanilide) als auch für eine spezifische Gruppe von Insektiziden, die Organophosphate, wovon Diazinon regelmässig in den Gewässern gemessen wird. Weitere Pestizidgruppen folgen später.

Im Sinne einer Standardisierung ist es darüber hinaus wichtig, Regeln für die Gewässerbeprobung festzulegen. Die Definition

dieser Regeln und die Bestimmung von Probennahmestellen sind Teil eines parallel geführten Projektes. Die Ergebnisse beider Projekte können als Grundlage für die Revision der Gewässerschutzverordnung herangezogen werden.



**Nathalie Chèvre, Umweltingenieurin und Ökotoxikologin, leitet seit diesem Jahr die Gruppe «Modul-Stufen-Konzept und Wasserqualitätsstandards für Pestizide» in der Abteilung «Umwelttoxikologie». Weiterer Forschungsschwerpunkt ist das Modul-Stufen-Konzept zur ökotoxikologischen Beurteilung von Fließgewässern.**

Koautorin: Beate Escher

## Glossar der Risikoparameter

**MEC** = «Measured Environmental Concentration» gibt die Schadstoffkonzentration an, die tatsächlich im Gewässer gemessen wird.

**EC50** = «Effect Concentration 50%» wird in der Regel durch Labortests zur akuten Toxizität bestimmt und gibt die Schadstoffkonzentration an, bei der 50% der exponierten Organismen den geprüften Effekt zeigen. Meist beobachtet man die Mortalität.

**NOEC** = «No-Observed Effect Concentration» wird in der Regel durch Labortests zur chronischen Toxizität bestimmt und gibt die Schadstoffkonzentration an, bei der noch kein Effekt erkennbar ist. Meist beobachtet man die Reproduktion oder das Wachstum.

**PNEC** = «Predicted No-Effect Concentration» wird ausgehend von EC50- und NOEC-Daten ermittelt und gibt die Schadstoffkonzentration an, bei der kein Effekt erwartet wird. Die PNEC basiert auf den niedrigsten EC50- und NOEC-Werten und ist zusätzlich mit einem Sicherheitsfaktor versehen. Dieser Faktor ist umso tiefer, je mehr chronische Toxizitätswerte, also NOEC-Daten, vorliegen und je grösser die Zahl der getesteten Trophiestufen (Ebenen in der Nahrungspyramide) ist. Der Sicherheitsfaktor trägt den Unsicherheiten Rechnung, die durch Extrapolation einer begrenzten Anzahl Labortoxizitätsdaten auf natürliche Bedingungen entstehen.

**HC** = «Hazardous Concentration» = schädliche Konzentration (siehe Kasten «Hazardous Concentration») wird aus SSD-Kurven abgeleitet.

**SSD-Kurven** = «Species Sensitivity Distribution»-Kurven stellen den Prozentsatz der geschädigten Arten in Abhängigkeit von der Konzentration (log NOEC) dar (siehe Kasten «Hazardous Concentration»).

- [1] Chèvre N. (2003): Risikobeurteilung von Pestiziden in Schweizer Oberflächengewässern. Gas Wasser Abwasser 12, 906–917.
- [2] Leu C. (2003): Sources, processes and factors determining the losses of atrazine, dimethenamid and metolachlor to surface waters: A simultaneous assessment in six agricultural catchments. Dissertation, ETH Zürich, 89 S.
- [3] European Commission (2003): Technical guidance document on risk assessment. TGD Part II, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission, Ispra, Italy, 329 p.
- [4] Roussel P. (1999): Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau. Agence de l'eau Loire-Bretagne, 59 p.
- [5] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. LAWA, Berlin, Band III, 12 p.
- [6] Ministère de l'environnement (2001): Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'environnement, Ministère de l'environnement, Québec, 430 p.
- [7] Crommentuijn T., Sijm D., de Bruijn J., van den Hoop M., van Leeuwen K., van de Plassche E. (2000): Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. Journal of Environmental Management 58, 297–312.
- [8] Posthuma L., Suter G.W.I., Traas T.P. (2002): Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, Lewis Publishers, 587 p.
- [9] Aldenberg T., Slob W. (1993): Confidence limits of hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. Ecotoxicology and Environmental Safety 25, 48–63.
- [10] Backhaus T., Altenburger R., Arrhenius Å., Blanck H., Faust M., Finizio A., Gramatica P., Grote M., Jung-hans M., Meyer W., Pavan M., Porsbring T., Scholze M., Todeschini R., Vighi M., Walter H., Grimme L.H. (2003): The BEAM-project: prediction and assessment of mixture toxicities in the aquatic environment. Continental Shelf Research 23, 1757–1769.
- [11] Peterson D.E., Thompson, C.R., Regehr, D.L., Al-Khatib, K. (2001): Herbicide mode of action. Kansas State University, 24 p. <http://www.oznet.ksu.edu/library/crpsl2/samplers/C715.asp>