

Umwelt

Empfindlichkeit von Amphibien gegenüber Pflanzenschutzmitteln

Annette P. Aldrich, Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil ACW, CH-8820 Wädenswil
Auskünfte: Annette Aldrich, E-Mail: annette.aldrich@acw.admin.ch, Tel. +41 44 783 62 71

Zusammenfassung

Für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) wird die Empfindlichkeit von Amphibien nicht getestet. Man geht davon aus, dass so genannte Stellvertreterorganismen gleich empfindlich sind wie Amphibien. Anhand von Literaturdaten lässt sich zeigen, dass die akute Empfindlichkeit von Amphibien im Gewässer gegenüber PSM mit derjenigen von Fischen und aquatischen Invertebraten vergleichbar ist. Folglich ist in der Zulassung von PSM das akute Risiko für Amphibien im Gewässer durch die Risikobeurteilung von Fischen und aquatischen Invertebraten abgedeckt. Langfristige Effekte und Effekte auf Amphibien auf dem Land wurden nicht verglichen.

Amphibien nehmen eine wichtige Stellung im Ökosystem ein, da sie Algen und Wirbellose (Invertebraten) fressen und gleichzeitig Futter für verschiedene Prädatoren sind. Amphibien haben eine Vielzahl von natürlichen Feinden und müssen somit eine grosse Anzahl von Eiern legen, um ihr Überleben zu sichern.

Potenzielle Gefahren für Amphibien

Neben den natürlichen Gefahren sind Amphibien einer Reihe von zivilisationsbedingten Gefahren ausgesetzt. Im Zusammenhang mit dem seit den 90er Jahren auf der ganzen Welt beobachteten massiven Amphibiensterben (Wake 1991), wird

eine Palette von möglichen Ursachen in der Fachpresse diskutiert, z.B. der Einfluss von UV-Strahlung, Klimawandel, Krankheitserreger (Chytridiomykose) und nicht einheimische Prädatoren. Des Weiteren beeinträchtigt die Landwirtschaft potenziell Amphibien durch Fragmentierung und Veränderung von Lebensräumen, den Einsatz von Düngern, welcher zur Überdünnung der Gewässer führen kann und den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) (Schmidt 2007). Im Folgenden wird die Frage bearbeitet, ob bei der Risikobeurteilung von PSM in der Zulassung anhand von Daten für Fische oder aquatische Invertebraten eine Gefahr für Amphibien erkannt werden kann.



Abb. 1. Grasfrösche.
(Foto: Andreas Meyer,
karch Neuchâtel)

Ökotoxikologische Risikobeurteilung

Gemäss PSM-Verordnung dürfen PSM keine unannehmbaren Nebenwirkungen auf die Umwelt haben. Das ökotoxikologische Risiko wird beurteilt, indem die Empfindlichkeit einer Art mit der zu erwartenden Exposition ins Verhältnis gesetzt wird (Daniel *et al.* 2007). Vereinfachte Szenarien werden verwendet, um die Exposition im Wasser, durch direktes Übersprühen, Kontakt mit kontaminiertem Boden oder Aufnahme von kontaminierter Nahrung zu berechnen.

Die Empfindlichkeit einer Art wird in Endpunkten ausgedrückt. Die Endpunkte bezeichnen eine Konzentration, bei der bei einer kurzfristigen (akuten) Exposition 50 % der Organismen sterben (LC50, Lethal Concentration). Bei langfristiger (chronischer) Exposition wird die höchste Konzentration ermittelt, bei der keine Effekte beobachtet werden. Dieser Endpunkt wird als NOEC (No Observable Effect Concentration) bezeichnet.

Da nicht alle in der Umwelt vorkommenden Arten getestet werden können, werden sogenannte Stellvertreterorganismen geprüft. Das heisst, von der Empfindlichkeit einiger Arten (Vertreter von Vögeln, Säugern, Fischen, aquatischen Pflanzen und Invertebraten, Arthropoden, Bodenmakro- und Bodenmikro-Organismen) wird auf andere Arten und die gesamte Lebensgemeinschaft extrapoliert. Die Unsicherheit, die durch die unterschiedliche Empfindlichkeit von Arten, Schwankungen von Labormessungen, Extrapolation von kurzfristigen auf langfristige Effekte und vom Labor aufs Feld entsteht, wird durch Unsicherheitsfaktoren abgedeckt. Solche Unsicherheitsfaktoren, die je nach Organismusgruppe fünf bis 100 betragen, werden für die Risikobeurteilung in der EU und der Schweiz verwendet.

Es wird daher in der Risikobeurteilung von PSM implizit davon ausgegangen, dass mit Versuchsdaten für z. B. Fische eine mögliche Gefährdung von Amphibien beurteilt werden kann. Dies obwohl sich die Lebenszyklen von Amphibien und Fischen deutlich unterscheiden.

Besonderheiten der Ökologie von Amphibien

Fast alle Arten von Amphibien legen Eier in gallertartigen Hüllen (Laich) im Gewässer ab. Die sich im Wasser entwickelnden Larven, die bei Froschlurchen Kaulquappen genannt werden, atmen mit Aussenkiemen. Nach der Metamorphose sind adulte Amphibien lungenatmend, so dass sie das Gewässer verlassen und auf dem Land leben können. Die Haut von Adulten ist dünn, nackt und feucht und dient der Atmung und der Wasseraufnahme. Somit können Amphibien wegen ihrer verschiedenen Lebensräume und durchlässigen Haut während ihres Lebenszyklus Schadstoffen in Nahrung, Wasser, Boden und Luft ausgesetzt sein.

Für eine umfassende ökotoxikologische Risikobeurteilung für Amphibien durch PSM müsste die unterschiedliche Exposition im Wasser und auf dem Land berücksichtigt werden. Während für die Exposition von Amphibien im Gewässer ein Standardszenario besteht (30 cm tiefes stehendes Gewässer), das dem Lebensraum von Amphibien annäherungsweise entspricht, gibt es kein etabliertes Szenario für die Exposition von Amphibien auf dem Land durch Nahrung, Luft oder Boden. Daher wird im Folgenden nur die aquatische Exposition betrachtet.

Vergleich von Empfindlichkeitsstudien

Der Endpunkt einer Toxizitätsstudie wird beeinflusst von Testdauer, Testaufbau, beob-

achteten Effekten und Entwicklungsstadien. Für Fische und aquatische Invertebraten wurden standardisierte Tests entwickelt, um die Toxizität von PSM im Labor zu bestimmen. Die Tests sind in den OECD Richtlinien (Organisation for Economic Cooperation and Development) weitgehend normiert worden, so dass die Resultate solcher Tests reproduzierbar und vergleichbar sind.

Der OECD Test für akute Toxizität mit Fischen (E203) dauert vier Tage, jener mit aquatischen Invertebraten (*Daphnia* sp.) (E202) zwei Tage. Für die Versuche mit Amphibien gibt es keine standardisierten Testverfahren, was einen Vergleich erschwert. In der Literatur werden mehrheitlich akute Toxizitätstests mit Amphibien über ein bis vier Tage mit Laich oder Kaulquappen beschrieben. Bei gleicher Versuchsdauer und gleichem Endpunkt (Mortalität) ist ein Vergleich der akuten Empfindlichkeit von Amphibien mit der von Fischen oder aquatischen Invertebraten möglich.

In chronischen Tests werden verschiedene subletale Effekte (Effekte, die nicht zum Tod führen) beobachtet. Bei Fischen wird standardmässig Verhalten, Wachstum und Reproduktion beobachtet. Bei Amphibien werden meist hormonelle Effekte und Deformationen beobachtet werden, z. B. in dem häufig verwendeten FETAX-Test mit Amphibien-Laich für teratogene Effekte. Da der FETAX-Test weniger standardisiert ist, können Unterschiede in der Empfindlichkeit auch durch unterschiedliche Testbedingungen verursacht sein (Hoke und Ankley 2005). Ein Vergleich von subletalen Effekten ist daher schwieriger. Im Folgenden werden nur die akuten (zum Tod führenden) Effekte betrachtet.

Recherche in Literatur und Datenbanken

Für Amphibien wurde die Literaturdatenbank ‚Web of Science‘ verwendet und Literaturstudien der letzten fünfzehn Jahre recherchiert. Darüber hinaus wurden die Internet Datenbanken PAN Pesticide (<http://pesticide-info.org>) und ECOTOX (<http://cfpub.epa.gov/ecotox>) verwendet, wobei Referenzen der letzten dreissig Jahre gefunden wurden.

Da die Daten aus den Datenbanken z.T. widersprüchlich waren, wurden sie nur verwendet, wenn sie anhand von Originalliteratur überprüft werden konnten. Falls die Studien mit formulierten Produkten durchgeführt wurden, wurden die Konzentrationen auf den Wirkstoff umgerechnet. Wo in einer Studie Endpunkte für verschiedene Zeitfenster berechnet wurden, wurde soweit möglich der Endpunkt nach

vier Tagen verwendet. Insgesamt konnten so für Amphibien 112 Datenpunkte für akute Toxizität von 32 Wirkstoffen ausgewertet werden (Tab. 1). Die meisten Studien wurden mit Kaulquappen durchgeführt, es existieren jedoch auch Daten für Laich und wenige für Adulte.

Die zum Vergleich herangezogenen Daten zu Fischen und aquatischen Invertebraten wurden im

Tab. 1. Letale Konzentration (LC50) in mg/l für verschiedene Arten von Amphibien, Fischen und aquatischen Invertebraten gegenüber Wirkstoffen. Die Endpunkte mit Amphibien und Fischen wurden, wenn nicht anders vermerkt nach 4 Tagen bestimmt, für aquatische Invertebraten nach 2 Tagen. H = Herbizid, F = Fungizid, I = Insektizid

Wirkstoffgruppe	PSM Typ	Wirkstoff	Amphibien LC50 (mg/l)			LC50 (mg/l)	
			Laich	Kaulquappen	Adulte	Fische	aquat. Invertebrate
Benzimidazol	F	Carbendazim		8		0,44	0,15
Benzoessäure	F	Benzoessäure	1291			>120	>55
	I	Dicamba		106-185		>100	>41
Bipyridyl	H	Paraquat		100-262		19	4,4
Carbamat	I	Carbaryl	15,25	1,7-27,7		0,61	0,0057
		Carbofuran	44,23	13,5		0,18	0,0028
		Methiocarb	8,70			0,65	0,0077
Chloracetamid	H	Alachlor		3,3-11,5		Keine validierten EU Daten	
Chlorkohlenwasserstoff	I	Endosulfan	0,015 ^(13 d)	0,002-0,12		Keine validierten EU Daten	
		Endrin	0,0007-0,04	0,01		Keine validierten EU Daten	
		Lindan	23,37	7,27		Keine validierten EU Daten	
		Toxaphene	0,034-0,2	0,34		Keine validierten EU Daten	
Dithiocarbamat	F	Mancozeb	0,20-2,2			0,07	0,011
		Maneb	2,10-7,2			0,16	0,25
		Thiram		0,013-0,2		0,05	0,011
Neonicotinoid	I	Imidacloprid		82-129		161	85
Organophosphat	I	Methyl Parathion			8	Keine validierten EU Daten	
		Malathion		1,25 ^(16 d) -38		0,02	0,00072
		Chlorpyrifos	14,60	0,02-3 ^(1 d)		0,00054-203	0,000014
		Diazinon		6-7,5 ^(30 d)		0,27	0,00041
		Dimethoat		0,0024-37,4	36	17,6	2
		Glyphosat	H		81,2-121	83,6	>741
Phenoxyessigsäure	H	2,4-D	254	8-288		100	100
Phenyharnstoff	H	Diuron		8,10-22,2 ^(14 d)		6,7	1,1
Pyrethroid	I	Cypermethrin		0,007 ^(2 d) -0,13		0,003	0,0003
		Esfenvalerate		0,007		0,0001	0,0009
		Permethrin		0,115		Keine validierten EU Daten	
		Deltamethrin		0,004-0,02 ^(2 d)		0,0003	0,000003
Pyridincarbonsäure	H	Picloram		95-154		8,8	44,2
		Triclopyr butoxyethyl ester	13,70-24,6	0,87-18,2		0,31	0,66
Triazin	H	Atrazin		10,7-47,6		Keine validierten EU Daten	
Triazol	H	Amitrol		3000		>1000	6,1

EU-Reevaluationsverfahren validiert und sind öffentlich zugänglich (www.ec.europa.eu, www.efsa.europa.eu oder <http://dar.efsa.europa.eu>).

Empfindlichkeit je nach Art

Als Stellvertreterorganismen werden für die Zulassung vorzugsweise Arten mit einer hohen Empfindlichkeit verwendet, um eine möglichst sichere Aussage über die Risiken eines PSM für eine Organismusgruppe machen zu können.

Für die Amphibien wurden Studien mit 31 verschiedenen Arten in der Literatur gefunden. Mehrheitlich wurden die Gattungen *Rana*, *Bufo* und der Afrikanische Krallenfrosch *Xenopus laevis* getestet. Am häufigsten wird *Xenopus laevis* getestet, da diese Art leicht im Labor zu halten ist. Die Art wird jedoch als tolerant beschrieben (Hoke und Ankley 2005; Birge *et al.* 2000) und einheimische Arten können empfindlicher reagieren.

In der Schweiz gibt es 18 Amphibienarten (Stand 2007, BAFU, BDM). Von den getesteten Arten kommen lediglich der Laubfrosch (*Hyla arborea*), der Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*, ehem. *Rana ridibunda*) und der Grasfrosch (*Rana temporaria*) in der Schweiz vor. Aus den gesam-

melten Literaturdaten ist nicht ersichtlich, welche der getesteten Amphibienarten die empfindlichste ist.

Empfindlichkeit je nach Stadium

Die Entwicklung vom Ei bis zur Vollendung der Metamorphose wird in 47 sogenannte Gosner Stadien unterteilt. Die Gruppierung in Tabelle 1 in Laich (Gosner Stadium 0-20), Kaulquappe (ab 21) und Adulte ist daher eher grob. Die Empfindlichkeit von Laich und Kaulquappen der gleichen Art gegenüber PSM wurde in verschiedenen Studien verglichen (Tab. 1). Bei den Tests mit Carbaryl (Zaga *et al.* 1998), Carbofuran (Pawar und Katdare 1984), Chlorpyrifos (Richards 2000), Lindan (Pawar und Katdare 1984) und Triclopyrbutoxyethylester (Edginton *et al.* 2003) waren die Kaulquappen drei bis 26-fach empfindlicher als der Laich der gleichen Art. Der Unterschied ist eventuell darauf zurückzuführen, dass Laich eine hydrophile Schutzhülle hat und keine Nahrung von aussen aufnimmt. Kaulquappen hingegen haben ein weiter entwickeltes Nerven- und Enzymsystem, welches sie empfindlicher zu machen scheint (Richards 2000). Die Literaturdaten erlauben keine Aussage über die Empfindlichkeit von Adulten.

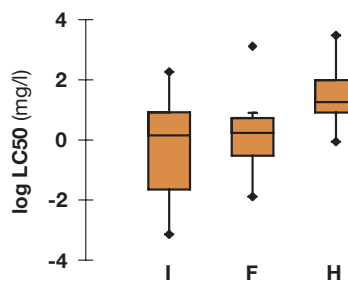


Abb. 2. Letale Konzentration in log LC50 (mg/l) von Amphibien je nach PSM-Typ. I = Insektizid, F = Fungizid, H = Herbizid. Box: oberes und unteres Quartil mit Median, Stäbe: grösste und kleinste «normale» Beobachtung, ◆: extreme Beobachtung.

Empfindlichkeit je nach PSM-Typ

Die meisten Versuche wurden mit Herbiziden (n = 39) und Insektiziden (n = 63) durchgeführt. Auf Herbizide reagieren Amphibien (sowohl Laich als auch Kaulquappen) tendenziell weniger empfindlich als auf Insektizide oder Fungizide (n = 10) (Abb. 2).

Bezogen auf Wirkstoffgruppen sind Pyrethroide (z. B. Deltamethrin), Chlorkohlenwasserstoffe (z. B. Endosulfan) und Dithiocarbamate (z. B. Thiram) von den getesteten Wirkstoffgruppen im Mittel am toxischsten für Amphibien (Abb. 3). Die meisten Chlorkohlenwasserstoffe sind jedoch nicht mehr zugelassen.

Variabilität in der Empfindlichkeit

Auf Grund der vorliegenden Daten wurde die Variabilität in der Empfindlichkeit von verschiedenen Amphibienarten gegenüber

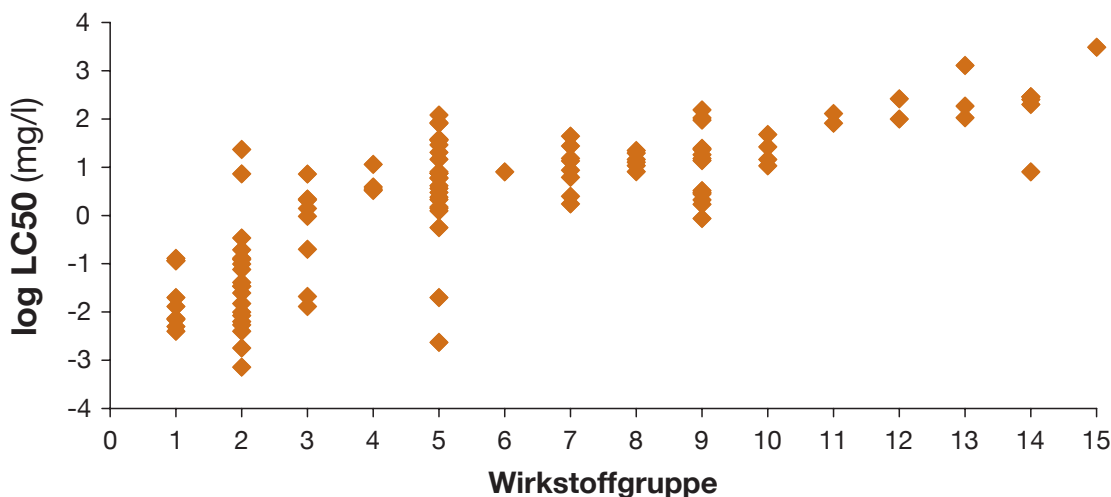


Abb. 3. Letale Konzentration in log LC50 (mg/l) von Amphibien je nach Wirkstoffgruppe sortiert nach Median. Die Daten für Laich, Kaulquappen und Adulte wurden zusammengefasst. 1: Pyrethroide, 2: Chlorkohlenwasserstoffe, 3: Dithiocarbamate, 4: Chloracetamide, 5: Organophosphate, 6: Benzimidazol, 7: Carbamate, 8: Phenylharnstoffe, 9: Pyridincarbonsäure, 10: Triazin, 11: Neonicotinoid, 12: Bipyridyl, 13: Benzoesäure, 14: Phenoxyessigsäure, 15: Triazol.

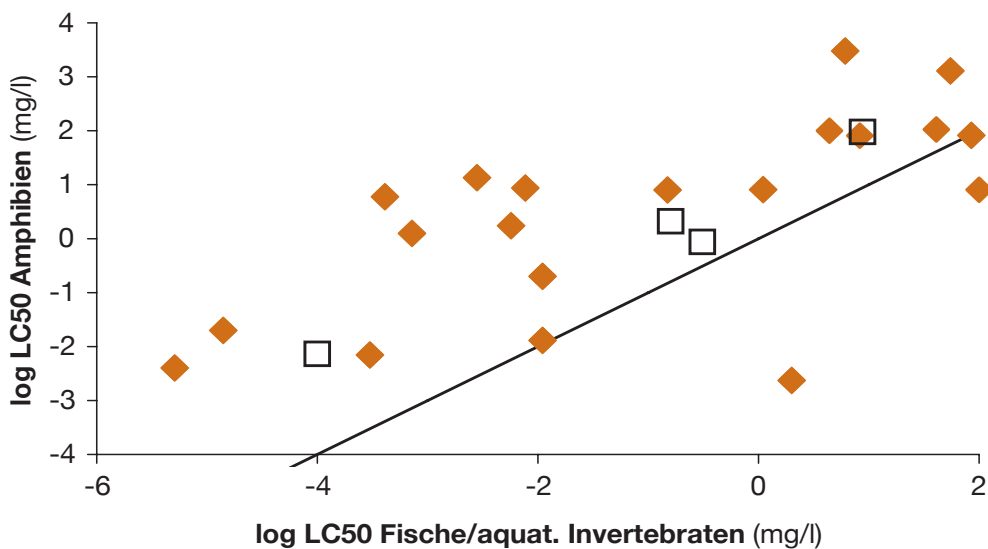


Abb. 4. Vergleich der Empfindlichkeit von Amphibien (in log LC50) mit dem empfindlichsten Endpunkt (in log LC50) von Fischen (□) oder aquatischen Invertebraten (◆) für 24 Wirkstoffe. Werte über der Geraden bedeuten, dass Amphibien weniger empfindlich reagieren als Fische oder aquatische Invertebraten.

einem Wirkstoff näher betrachtet. Bei vierundzwanzig Wirkstoffen lagen mindestens zwei Werte für ein Entwicklungsstadium vor. Die Endpunkte variierten um einen mittleren Faktor von 13 (1-68, Median = 4). Ausserhalb dieses Bereiches lagen Chlorpyrifos und Dimethoat. Für Chlorpyrifos betrug der LC50 für Kaulquappen von *Rana tigrina* 0.02 mg/l (Sparling und Fellers 2007) und für Kaulquappen von *Rana boylei* LC50 = 3 mg/l (Abbasi und Soni 1991) (Faktor 150). Für Dimethoat betrug der LC50 für Kaulquappen von *Rana hexadactyla* 0,0024 mg/l (Khangarot *et al.* 1985) und für Kaulquappen von *Hyla arborea* LC50 = 37,4 mg/l (Sayim und Kaya 2006) (Faktor 15'583). Abgesehen von diesen zwei Ausnahmen scheint ein Unsicherheitsfaktor von 100, wie er bei Fischen und aquatischen Invertebraten verwendet wird, um die Variabilität zwischen der Empfindlichkeit von Arten, verschiedenen Labors, und zwischen Labor und Feld abzudecken, auch ausreichend für Amphibien zu sein. Es ist jedoch zu vermerken, dass nur wenige Arten getestet wurden und es somit nicht möglich ist, auf die Variabilität zwischen allen Amphibienarten zu schliessen.

Vergleich der Empfindlichkeit

Für vierundzwanzig Wirkstoffe lagen akute Endpunkte sowohl für Amphibien (Laich und Kaulquappen) als auch Fische (juvenile) und aquatische Invertebraten vor (Tab. 1). In Abbildung 4 wird die empfindlichste LC50 von Amphibien gegenüber der empfindlichsten LC50 von Fischen oder aquatischen Invertebraten gezeigt. In achtzehn Fällen reagierten aquatische Invertebraten am empfindlichsten, viermal waren Fische am empfindlichsten und zweimal Amphibien. In den zwei Fällen (2,4-D und Dimethoat), wo Amphibien am empfindlichsten reagierten, ist zu bemerken, dass ein LC50 von mehreren deutlich tiefer lag. In der Mehrheit der zur Verfügung stehenden Studien reagierten Amphibien akut nicht empfindlicher als Fische oder aquatische Invertebraten (Abb. 4).

In der Literatur liegen nur wenige Studien vor, in denen die akute Wirkung von PSM auf Amphibien mit anderen aquatischen Organismen verglichen wird. In Hoke und Ankley (2005) reagierte *Xenopus laevis* weniger empfindlich als Fische oder aquatische Invertebraten gegenüber Atrazin, Malathion und

Parathion. Auch *Rana pipiens* reagierte gegenüber Atrazin weniger empfindlich als *Ictalurus punctatus*, jedoch empfindlicher als *Onchorhynchus mykiss* (Birge *et al.* 2000). Gegenüber Cholinesterase Inhibitoren (z.B. Carbaryl) oder Pyrethroiden (z.B. Permethrin) sind Amphibien toleranter als andere Vertebraten (Bridges *et al.* 2002; Hall und Henry 1992). In ihrem Review gingen Hall und Henry (1992) sogar so weit zu sagen, dass es keine klaren Belege in der Literatur gibt, dass junge oder adulte Amphibien empfindlicher gegenüber Chemikalien reagieren als andere terrestrische oder aquatische Vertebraten. Dies wurde revidiert durch Howe *et al.* (1998), die zeigte, dass juvenile Fische (*Onchorhynchus mykiss* und *Ictalurus punctatus*) weniger empfindlich (Faktor 2-3) als Kaulquappen von *Rana pipiens* und *Bufo americanus* auf Formulierungen von Atrazin und Alachlor reagierten. Auf bestimmte Industriechemikalien und Metalle reagierten Amphibien akut empfindlicher als Fische (Birge *et al.* 2000; Bridges *et al.* 2002).

Kann ein akutes Risiko erkannt werden?

Das in der Schweiz verwendete aquatische Expositionsszenario entspricht annäherungsweise einem Laichgewässer. Anhand der Literaturdaten liess sich zeigen, dass die akute Empfindlichkeit von Amphibien und die Variabilität der Empfindlichkeit, vergleichbar sind mit Fischen oder aquatischen Invertebraten. Somit ist das akute Risiko für Amphibien durch die Risikobeurteilung von Fischen und aquatischen Invertebraten abgedeckt.

Das Risiko für Amphibien auf dem Land und langfristige Effekte durch PSM wurden nicht beurteilt und bleiben somit offen.

Literatur

- Abbasi S.A. & Soni R., 1991. Evaluation of water quality criteria for four common pesticides on the basis of computer aided studies. *Indian Journal of Environmental Health* **33** (1), 22-24.
- Bridges C.M., Dwyer F.J., Hardesty D.K. & Whites D.W., 2002. Comparative contaminant toxicity: Are amphibian larvae more sensitive than fish? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **69**, 562-569.
- Birge W.J., Westerman A.G. & Spromberg J.A., 2000. Comparative toxicology and risk assessment of amphibians. In: *Ecotoxicology of amphibians and reptiles* (Ed. Sparling D.W., Linder G. und Bishop C.A.) SETAC, Pensacola, FL, USA, 727-791.
- Daniel O., Gandolfi M., Aldrich A., Baumann H. & Büchi R., 2007. Ökotoxikologische Risikoanalyse von Pflanzenschutzmitteln. *Agrarforschung* **14** (6), 266-271.
- Edginton A.N., Stephenson G.R., Sheridan P.M., Thompson D.G. & Boermans H.J., 2003. Effect of pH and Release on two life stages of four anuran amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* **22** (11), 2673-2678.
- Hall R.J. & Henry P.F.P., 1992. Assessing effects of pesticides on amphibians and reptiles - status and needs. *The Herpetological journal* **2** (3), 65-71.
- Hoke R.A. & Ankley G.T., 2005. Application of frog embryo teratogenesis assay-Xenopus to ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* **24** (10), 2677-2690.
- Howe G.E., Gillis R. & Mowbray R.C., 1998. Effect of chemical synergy and larval stage on the toxicity of Atrazine and Alachlor to amphibian larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17** (3), 519-525.
- Khangarot B.S., Sehgal A. & Bhasin M.K., 1985. «Man and Biosphere» - Studies on the Sikkim Himalayas. Part 6: Toxicity of selected pesticides to frog tadpole *Rana hexadactyla* (Lesson). *Acta hydrochim. hydrobiol.* **13** (3), 391-394.
- Pawar K.R. & Katdare M., 1984. Toxic and teratogenic effects of fenitrothion, BHC and carbofuran on embryonic development of the frog *Microhyla ornata*. *Toxicology Letters* **22**, 7-13.
- Richards S.M., 2000. Chlorpyrifos: Exposure and effects in passerines and anurans, Dissertation, Texas Tech. Univ., Lubbock, Texas
- Sayim F. & Kaya U., 2006. Effects of dimethoate on tree frog (*Hyla arborea*) larvae. *Turkish Journal of Zoology* **30**, 261-266.
- Schmidt B., 2007. Prädatoren, Parasiten und Geduld: Neue Erkenntnisse zur Wirkung von Pestiziden und Amphibien. *Zeitschrift für Feldherpetologie* **14**, 1-8.
- Sparling D.W. & Fellers G., 2007. Comparative toxicity of chlorpyrifos, diazinon, malathion and their oxon derivatives to larval *Rana boylei*. *Environmental Pollution* **147** (3), 535-539.
- Wake D.B., 1991. Declining amphibian populations. *Science* **253**, 860.
- Zaga A., Little E.E., Rabeni C.F. & Ellersieck M.R., 1998. Photoenhanced toxicity of a carbamate insecticide to early life stage anuran amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17** (12), 2543-2553.

RÉSUMÉ

Sensibilité des amphibiens aux pesticides

La sensibilité des amphibiens n'est pas testée dans le cadre de l'homologation des pesticides. Leur sensibilité est supposée semblable à celle d'espèces aquatiques de substitution. Des données de la littérature montrent que la sensibilité aiguë des amphibiens est comparable à celle des poissons et des invertébrés aquatiques. L'évaluation faite pour les poissons et les invertébrés aquatiques peut ainsi être considérée comme suffisante pour estimer les risques liés aux pesticides pour les amphibiens dans le système aquatique. Les effets à long terme et les effets sur les amphibiens terrestres n'ont pas été examinés.

SUMMARY

Sensitivity of amphibians to pesticides

The sensitivity of amphibians is not tested for the registration of pesticides. It is implicitly assumed that surrogate species are at least as sensitive as amphibians. Based on literature data, it will be shown that the acute sensitivity of amphibians is comparable to the sensitivity of fish and aquatic invertebrates. It can be said, that the acute risk of pesticides to amphibians in the aquatic system is covered by the risk assessment of fish and aquatic invertebrates. Long term effects and effects on terrestrial amphibians were not compared.

Key words: amphibians, pesticides, LC50, risk assessment