

**AMPHIBIEN ALS BIOINDIKATOREN
FÜR DIE SCHADSTOFFBELASTUNG
VON KLEINGEWÄSSERN**



AMPHIBIEN ALS BIOINDIKATOREN FÜR DIE SCHADSTOFFBELASTUNG VON KLEINGEWÄSSERN

Andreas Chovanec (UBA)

Britta Grillitsch (Vet.med. Univ. Wien)

UBA-BE-016

Wien, August 1994

Bundesministerium für Umwelt,
Jugend und Familie



unter Mitarbeit von:

Gundi Lorbeer, Andrea Hanus-Illnar, Gerhard Hobiger, Werner Hartl, Franz Svabenicky, Karin Heilingbrunner, Marianne Heinrich, Michael Schöndorfer, Andreas Pöll, Doris Liebwald, Renate Viktorik, Christian Schütz, Robert Eckhart (alle UBA), Susanne Gintenreiter (Univ. Wien), Ingo Tölly (UBA), Erwin Huber (im Auftrag des UBA)

Die Autoren danken der Niederösterreichischen Landesregierung für die Erteilung der Sammelbewilligung.

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5

© Umweltbundesamt, Wien, August 1994

Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-188-7

AMPHIBIEN ALS BIOINDIKATOREN

FÜR DIE SCHADSTOFFBELASTUNG VON KLEINGEWÄSSERN

Zusammenfassung:

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die stofflichen Belastungen von zwei Kleingewässern im niederösterreichischen Weinviertel untersucht. Im Vordergrund standen die Analysen von Schwermetallen und Pestiziden in Laich und Larven (Darm, restlicher Körper) der Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana ridibunda* und *Bufo bufo* sowie in Wasser und Sedimenten. Als einziges Pestizid wurde Lindan in allen untersuchten Medien nachgewiesen. Die Kontamination der Amphibienproben entsprach etwa jener der Sedimente.

Inhalt:

1	Einleitung	2
1.1	Gefährdung von Kleingewässern	2
1.2	Die Verwendung von Amphibien als Bioindikatoren	3
1.3	Bioindikation und Artenschutz	4
2	Methoden	5
2.1	Untersuchungsumfang	5
2.2	Chemische Analytik	6
3	Ergebnisse und Diskussion	9
4	Literatur	12
	Anhang	13

1 Einleitung

1.1 Gefährdung von Kleingewässern

Kleingewässer und andere Feuchtgebiete zählen zu den am meisten von Zerstörung bedrohten Landschaftselementen; durch zivilisationsbedingte Maßnahmen wurden in den letzten Jahrzehnten ein Großteil dieser Gewässer (Tümpel, Moore, Überschwemmungswiesen, Augewässer,...) fast vollständig vernichtet, die wenigen restlichen Feuchtbiotope sind massiv gefährdet. Dabei spielen diese Ökosysteme eine wesentliche Rolle im jeweiligen Landschaftsgefüge und sind für eine Vielzahl z.T. stark gefährdeter Arten Lebensraum (Amphibien beispielsweise sind aufgrund ihrer ans Wasser gebundenen Fortpflanzung an das Vorhandensein entsprechender Gewässer gebunden). Für diese Arten stellen oft nur mehr sekundäre Naßstandorte (z.B. Schottergruben, Deponieteiche) letzte Rückzugsbereiche dar.

Die Liste der möglichen Belastungen ist lang.

- * Für die Ausbreitung und Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen werden Feuchtgebiete zerstört: In den letzten 50 Jahren wurden 200.000 ha unter Verwendung öffentlicher Förderungsmittel entwässert (LIEBEL, 1991).
- * Durch die strukturelle Veränderung und Monotonisierung von Fließgewässern durch landwirtschaftlichen Wasserbau, schutzwasserbauliche und energiewirtschaftliche Maßnahmen werden Umland und Grundwasser von den Fließgewässern abgetrennt, wodurch die begleitenden Feuchtstandorte aufgrund der fehlenden hydrologischen Dynamik stark beeinträchtigt werden und vielfach trocken fallen.
- * Verkehrsflächen bewirken die Isolation einzelner Lebensräume und Populationen.
- * Einträge von Nährstoffen und Pestiziden vor allem aus der Landwirtschaft sowie von Schwermetallen und diversen organischen Substanzen aus anderen Quellen stören gravierend den zumeist sehr sensiblen Stoffhaushalt insbesondere von Kleingewässern.

Die Auswirkungen dieser Faktoren werden durch den Umstand

unterstrichen, daß ein großer Teil der an diese Lebensräume gebundenen Arten als gefährdet anzusehen ist; so werden beispielsweise alle heimischen Amphibienarten in der Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs als in unterschiedlichem Maße gefährdet eingestuft (TIEDEMANN & HÄUPL, 1994).

Im Gegensatz zu den umweltpolitisch und wirtschaftlich viel stärker beachteten Seen und Fließgewässern sind Ausmaß und Wirkungen der verschiedenen Beeinträchtigungen von Feuchtgebieten (insbesondere Kleingewässern) nur mangelhaft untersucht und dokumentiert.

Eine Studie des Umweltbundesamtes Wien (UBA) in Zusammenarbeit mit der Veterinärmedizinischen Universität Wien unterstreicht anhand zweier Feuchtgebiete im Niederösterreichischen Weinviertel die Beeinträchtigungen durch stoffliche Einträge, wobei die Analysen von Schwermetallen und Pestiziden im Vordergrund stehen.

Dieses Projekt wurde im Rahmen eines Kleingewässer-Arbeitschwerpunktes des UBA (z.B. CHOVANEC et al., 1993) durchgeführt und hat zum Ziel, den Bereich der stofflichen Belastungen von Kleingewässern zu beleuchten; darüber hinaus rückt es - neben Analysen von Wasser und Sedimenten - auch einen in Österreich noch nicht bearbeiteten Aspekt der Bioindikation in den Vordergrund: die Akkumulation von Schadstoffen in Amphibienlaich und -larven (Kaulquappen).

1.2 Die Verwendung von Amphibien als Bioindikatoren

Amphibien haben generell einen hohen, integrierenden landschaftsökologischen Zeigerwert (komplexe Biotopansprüche an Naß- und Trockenstandorte, z.T. sehr großer Aktionsradius). Habitatverlust und Autoverkehr stehen in der öffentlichen Diskussion bei den Gefährdungsursachen dieser Faunengruppe an vorderer Stelle; doch viel zu wenig wird beachtet, wie stark Amphibienpopulationen durch die Wirkung von Chemikalien, die in ihren Lebensraum eingebracht werden, in Mitleidenschaft

gezogen werden können. Was die Ernährungsweise während der aquatischen Phase von Froschlurchen betrifft, scheinen sie als Filtrierer bzw. Fresser toter organischer Partikel (Detritus) und Aufwuchsfresser als Bioindikatoren für die Fragestellung gut geeignet. In beiden Substraten können sich Schadstoffe sehr stark anreichern. Die hohe Permeabilität der Haut dürfte ebenso Schadstoffakkumulationen begünstigen.

1.3 Bioindikation und Artenschutz

Die Verwendung heimischer Amphibien als Akkumulationsindikatoren aus Freilandpopulationen hat die österreichweit umfassende Unterschutzstellung durch die Naturschutzgesetze der Länder zu berücksichtigen. Die Beschränkung der Untersuchung auf Arten mit vergleichsweise langer Embryolarvalphase und weiter Verbreitung erscheint im Hinblick auf Aussagewert und Standardisierung des Indikationsverfahrens sinnvoll. Gleichzeitig entspricht diese Auswahl jenen Arten, die in geringere Gefährdungskategorien eingestuft sind und schließt damit die vom Aussterben bedrohten bzw. stark gefährdeten Arten aus.

Aus

- * der regional hohen Belastung von Kleingewässern durch Stoffeinträge,
- * der Kontamination vieler Feuchtlebensräume,
- * der Bindung von Amphibien an Gewässer sowie aus
- * der Ernährungsweise und den physiologischen Charakteristika von Amphibien

ergibt sich

- * unmittelbar eine bedeutende potentielle Gefährdung der Amphibienarten durch spezielle Belastungen gerade während ihrer sensiblen Entwicklungsstadien,
- * mittelbar eine große Bedeutung für die Anreicherung von Umweltchemikalien auf übergeordnete Elemente der Nahrungspyramide und daher eine Gefährdung der gesamten Lebensgemeinschaft.

Unter Abwägung der Aspekte

- * Artengefährdung durch mit Umweltchemikalien gefährdete Gewässer und
 - * Bedeutung von Anurenlarven als Akkumulationsindikatoren
- widerspricht die Sammlung einiger Freilandexemplare ausgewählter Arten den Zielsetzungen des Naturschutzes nicht.

2 Methode

2.1 Untersuchungsumfang

Untersucht wurden zwei Gewässer im Weinviertel: ein temporär wasserführender, begradigter Graben inmitten intensiv bewirtschafteter Felder zwischen Schleimbach und Ulrichskirchen (W1; etwa 500 x 1,5 m; Maximaltiefe etwa 0,4 m; dort vorkommende Amphibienart: *Rana dalmatina* [Springfrosch]) sowie ein von landwirtschaftlichen Flächen etwas isoliert gelegener, ständig wasserführender Teich bei Gaweinstal (W2; 30 x 30 m; Maximaltiefe: 2,5 m; *Bufo bufo* [Erdkröte], *Rana ridibunda* [Seefrosch]).

Der Graben wird nur durch einen sehr schmalen Röhrichtstreifen von etwa 1 m Breite von den umliegenden Feldern "getrennt", auf denen vorwiegend Zuckerrüben, Mais und Weizen angebaut werden. Zwei etwa 200 m voneinander entfernt gelegene Stellen (W1a und W1b) wurden als Probenahmepunkte ausgewählt, wobei sich W1b in unmittelbarer Nähe eines in den Graben mündenden Drainagerohres befand. Der Teich wird durch eine Eisenbahntrasse, ein kleines Sumpfgebiet, ein Wäldchen und einen in einer Talsenke fließenden Bach von den umliegenden landwirtschaftlich genutzten Flächen abgeschirmt.

Das grundsätzliche Problem am Beginn der Studie, im an Feuchtstandorten ehemals reichen Weinviertel überhaupt derartige Lebensräume mit Amphibienpopulationen zu finden, unterstreicht den kritischen Status dieses Lebensraumtyps.

Die Wasserproben wurden am 18.5.1992 bzw. am 9.6.1992, die

Sedimentproben am 18.5.1992 gezogen. Kaulquappen und Laichmaterial wurden zwischen April und Juni 1992 gesammelt. Die Proben des Eimaterials pro Art umfaßten drei Subsamples mit je 30 Embryos. Die Embryos wurden inklusive der Gallerthüllen analysiert. Die Subsamples wurden getrennt auf Metalle bzw. als Gesamtprobe auf Pestizide untersucht. Je 10 Larven von *B. bufo* und *R. dalmatina* bzw. 5 Larven von *R. ridibunda* wurden für die Pestizid- und Metallanalysen herangezogen. Für die Pestizidanalytik wurden aufgrund des höheren Mengenbedarfs Gesamtproben pro Art gepoolt, Metallanalysen wurden für jedes Individuum getrennt nach Verdauungstrakt und dem restlichen Körper durchgeführt.

2.2 Chemische Analytik

Pestizide in Amphibien

Die Kaulquappen wurden bereits bei der Probenahme vor Ort in flüssigem Stickstoff tiefgefroren. Nach der Bestimmung des Naßgewichtes wurden die Proben lyophilisiert. Es wurden folgende Parameter bestimmt: Atrazin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Lindan, Alachlor, 2,4-D, 2,4-DP.

Bestimmung von Atrazin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Lindan und Alachlor

Analyseprinzip: Fest-flüssig Extraktion mit Aceton, Homogenisierung mittels Ultraturax, flüssig-flüssig Extraktion mit Dichlormethan. Reinigungsschritte mit GPC und Kieselgel. Gaschromatographische Bestimmung mit ECD auf mindestens zwei Säulen unterschiedlicher Polarität.

Wiederfindungsraten: Atrazin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin 90-100%, Lindan 93-98%, Alachlor 85-95%.

Nachweisgrenzen: Atrazin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin 3,2-8,2 µg/kg TS, Lindan 0,2-0,4 µg/kg TS, Alachlor 1,8-4,6 µg/kg TS.

Bestimmung von 2,4-D und 2,4-DP als Methylester

Analyseprinzip: Aufschluß mit HCl, fest-flüssig Extraktion

mit Dichlormethan, Veresterung mit Diazomethan. Reinigungsschritte mit GPC und Kieselgel. Gaschromatographische Bestimmung der Methylester mit ECD auf mindestens zwei Säulen unterschiedlicher Polarität.

Wiederfindungsraten: 75-85%. Nachweisgrenzen: 2,1-5,9 µg/kg TS.

Pestizide in Sedimenten

Folgende Parameter wurden bestimmt: Atrazin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Lindan, Alachlor.

Analyseprinzip: Fest-flüssig Extraktion mit Aceton, flüssig-flüssig Extraktion mit Dichlormethan. Reinigungsschritte mit GPC und Kieselgel. Entfernung des Schwefels mit metallischem Kupfer. Gaschromatographische Bestimmung mit ECD bzw. NPD. Positive Ergebnisse wurden auf zwei Kapillarsäulen unterschiedlicher Polarität analysiert. Fraktion < 40 µm.

Wiederfindungsraten: Atrazin 87%, Desethylatrazin 94%, Desisopropylatrazin 102%, Lindan 93%, Alachlor 87%.

Nachweisgrenzen: Atrazin 0,5 µg/kg TS, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin 0,6 µg/kg TS, Lindan 0,03 µg/kg TS, Alachlor 0,2 µg/kg TS.

Pestizide im Wasser

Bestimmung von Atrazin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Alachlor

Analyseprinzip: Festphasenextraktion der Wasserprobe mit C₁₈-Material und anschließender Elution mit Aceton, GC-Analyse mittels NP-Detektor und EC-Detektion.

Wiederfindungsraten: Atrazin 98%, Desethylatrazin 97%, Desisopropylatrazin 95%, Alachlor 84%. Nachweisgrenzen: 10 ng/l.

Bestimmung von Lindan

Analyseprinzip: Anreicherung der neutralen Probe mittels Festphasenextraktion auf C₁₈-Material, Elution mit n-Hexan und GC-Analyse mit EC-Detektion. Wiederfindungsrate: 98%, Nachweisgrenze 1 ng/l.

Bestimmung von 2,4-D und 2,4-DP

Analyseprinzip: Anreicherung der mit Surrogatstandard versetzten und mit Salzsäure angesäuerten Probe mittels Festphasenextraktion auf C₁₈-Material, Elution mit Methanol, Veresterung mit etherischer Diazomethanlösung, Reinigung des Extraktes mittels GPC und GC-Analyse der Methylester mit EC-Detektion. Wiederfindungsraten: 2,4-D 88%, 2,4-DP 92%, Nachweisgrenze: 10 ng/l.

Schwermetalle in Amphibien

Untersucht wurden folgende Parameter: Kupfer, Zink, Cadmium, Blei.

Analyseprinzip: Aufschluß in konzentrierter Salpetersäure; Analyse mit AAS, wobei Zn und Cu mit der Flamme, Cd und Pb mit der Graphitrohrmethode gemessen wurden. Standardreferenzmaterial: Lobster Hepatopaneas TORT-1, National Research Center, Canada.

Schwermetalle in Sedimenten

Der Schwerpunkt der Metallanalysen lag bei den Elementen Kupfer, Zink, Cadmium und Blei.

Analyseprinzip: Trocknung bei 30°C, vermahlen in Planetenmühle, Königswasseraufschluß nach ÖNORM L 1085; Analyse von Zn und Cu mittels ICP-AES nach ÖNORM M 6279, Analyse von Cd und Pb mittels Graphitrohr-AAS nach DIN 38406/Tl.19 bzw. DIN 38406/Tl.6. Fraktion < 40µm.

Schwermetalle im Wasser

Zn und Cu nach ÖNORM M 6279 mittels ICP-AES; Cd nach DIN 38406/Tl.16, Pb nach DIN 38406/Tl.6 mittels Graphitrohr-AAS.

Standardparameter im Wasser

siehe Tabelle A im Anhang. Die Parameter Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH und Sauerstoff wurden vor Ort bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 zeigt in geraffter Form die wesentlichsten Aspekte der Ergebnisse (aus CHOVANEC & GRILLITSCH, 1994). Die Einzeldaten sind im Anhang (Tabellen A, B und C) aufgelistet. Eine genaue Diskussion der Ergebnisse unter Einbeziehung umfangreicher ökotoxikologisch relevanter Literatur ist in GRILLITSCH & CHOVANEC (1994) enthalten.

Obwohl die Schwermetalle im Wasser in beiden Gewässern unter der Bestimmungsgrenze lagen, waren sie doch in z.T. deutlichen Konzentrationen im Sediment nachzuweisen. Was die Pestizide betrifft, so wurden in den Wasserproben beider Gewässer Lindan, Atrazin und dessen Abbauprodukt Desethylatrazin nachgewiesen; im Sediment konnte nur Lindan, das allerdings in auffälligen Konzentrationen, gefunden werden. Sämtliche untersuchten Schwermetalle waren in Eimaterial, Verdauungstrakt und restlichem Körper aller drei Amphibienarten in z.T. erheblichen Konzentrationen nachweisbar; als einziges Pestizid wurde Lindan, dieses jedoch in z.T. deutlichen Konzentrationen, in den Kaulquappen gefunden.

Die Belastung - vor allem der Sedimente (auch des eher abgeschirmt gelegenen Teiches) - unterstreicht die wahrscheinlich große Bedeutung von Niederschlägen, die neben der Windverfrachtung von Stoffen, Abschwemmungen und Auswaschungen als Quelle des Schadstoffeintrages in Frage kommen. Das belastete Eimaterial der Amphibien deutet auch auf einen Schadstofftransfer von den Muttertieren hin; diese nehmen die Stoffe nicht nur über das Wasser sondern auch über die Nahrung in ihren terrestrischen Lebensräumen (Sommer-, Winterquartier) auf. Auffällig ist, daß die beiden Arten des Teiches tendenziell stärker belastet sind als jene Art, die in dem für Stoffeinträge stark exponierten Graben vorgefunden wurde. Die Schwermetallkonzentrationen in den Amphibien liegen in Bereichen, in denen durchaus Schadefekte zu erwarten sind.

Da die Kontaminationen des biologischen Materials jenen der Sedimente entspricht, ist die Verwendung von Amphibien zum

ausschließlichen Nachweis dieser Substanzen nicht gerechtfertigt.

Die Bedeutung von Pestiziden in aquatischen Ökosystemen (insbesondere von Atrazin, Desethylatrazin und Lindan) wird auch durch die flächendeckende Wassergüte-Erhebung in Österreich für die Bereiche Grund- und Fließwasser auf Basis des Hydrographiegesetzes (WASSERWIRTSCHAFTSKATASTER / UMWELTBUNDESAMT, 1993) hervorgehoben. Die z.T. beträchtliche Belastung von Niederschlägen mit Lindan wird von HUMER et al. (1994) beschrieben.

Die vorliegende Studie belegt deutlich, daß eine Vielzahl von in Gewässer eingebrachten Stoffen auch biologisch verfügbar und damit in wesentlichen Gliedern der Nahrungsnetze nachzuweisen sind, wodurch schwerwiegende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften und die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers zu erwarten sind. Dementsprechend müssen vehement Maßnahmen gefordert werden, um diese Lebensräume mit ihren bedrohten Arten zu schützen; z.B.:

- * Unterschutzstellung bestehender Feuchgebiete und ihres Umlandes;
- * Errichtung von Pufferzonen zwischen Umland und Gewässer, um diffuse Stoffeinträge zu reduzieren (vgl. dazu auch MUSCUTT et al., 1993);
- * konsequente Fortführung der generellen Beschränkungen des Stoffeinsatzes nach Art und Menge;
- * Anlage neuer Kleingewässer in diesbezüglich verarmten Landschaften und Vernetzung mit bestehenden Feuchtgebieten durch extensiv bewirtschaftete Grünkorridore, um dezimier-te Populationen zu stützen (vgl. dazu z.B. HERZIG, 1991; CHOVANEC et al., 1993).

Die vorliegende Untersuchung ist nicht zuletzt auch ein Beitrag zur Erforschung des "Global Amphibian Decline", des seit einigen Jahren erkannten Phänomens des weltweiten drastischen Rückganges von Amphibienpopulationen, das selbst in scheinbar unbelasteten Gebieten zu beobachten ist (z.B. PECHMANN et al., 1993).

Ergebnisse (zusammenfassend für beide Gewässer und die drei Amphibienarten)

Schwermetalle in ppm (= mg/kg Trockengewicht bzw. mg/l), Pestizide in ppb (= µg/kg TG bzw. µg/l);

BG = Bestimmungsgrenze, n.n. = nicht nachweisbar, n.a. = nicht analysiert;

	<u>Wasser</u>	<u>Sediment</u>	<u>Amphibien</u>		
			Ei- material	Verdauungs- trakt	restlicher Körper
<u>Metalle</u>					
Cadmium	< BG	0,2–0,5	0,07–0,7	0,2–0,8	0,1–1,3
Kupfer	< BG	23–36	3,0–20,5	11,5–32,2	7,2–28,2
Blei	< BG	26–34	0,3–18,8	10,1–38,4	3,9–34,4
Zink	< BG	46–95	46,9–422,1	41,5–392,3	37,4–216,9
<u>Pestizide</u>					
Atrazin	0,01–0,1	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
Desethylatrazin	n.n.–0,2	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
Desisopropylatrazin	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
Lindan	0,003–0,018	0,15–0,30	0,4–5,7	n.a.	0,4–0,5
Alachlor	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
2,4–D	< BG	n.a.	n.n.	n.a.	n.n.
2,4–DP	< BG	n.a.	n.n.	n.a.	n.n.

Daten aus Grillitsch & Chovanec

4 Literatur

CHOVANEC, A., U. GOLDSCHMID, C. GRÖTZER, S.E. WANZENBÖCK-
-ENDEL, A. HANUS ILLNAR & G. HOBIGER (1993): Das Tritonwasser
- Betreuung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der
Donauinsel in Wien sowie seine Besiedlung durch Amphibien und
Libellen. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 37, Wien.

CHOVANEC, A. & B. GRILLITSCH (1994): Gefährdeter Lebensraum
"Kleingewässer" - Amphibien als Bioindikatoren. UBA-Info
6-94: 15 - 18.

GRILLITSCH, B. & A. CHOVANEC (1994): Heavy metals and
pesticides in anuran spawn and tadpoles, water and sediments
(Manuskript, zur Veröffentlichung eingereicht).

HERZIG, A. (1991): Neuschaffung von Feuchtgebieten - die
Problematik aus limnologischer Sicht. ÖKO-Text 5/91, Scharf,
W. (Hrsg.), Wien: 181 - 189.

HUMER, G., W. EILMSTEINER & G. LORBEER (1994): Lindan im
Niederschlag. Umweltbundesamt Wien, UBA-BE-010.

LIEBEL, G. (1991): Stand der Erhebung von Feuchtgebieten in
Österreich. ÖKO-Text 5/91, Scharf, W. (Hrsg.), Wien: 63 - 76.

MUSCUTT, A.D., G.L. HARRIS, S.W. BAILEY & D.B. DAVIES (1993):
Buffer zones to improve water quality: a review of their
potential use in UK agriculture. Agriculture, Ecosystems and
Environment 45: 59 - 77.

PECHMANN, J.H.K., D.E. SCOTT, R.D. SEMLITSCH, J.P. CALDWELL,
L.J. VITT & J.W. GIBBONS (1993): Declining amphibian
populations: the problem of separating human impacts from
natural fluctuations. Science 253: 892 - 895.

TIEDEMANN, F. & M. HÄUPL (1994): Rote Liste der in Österreich
gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In:
Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs.
Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und
Familie, Band 2, Wien: 67 - 74.

WASSERWIRTSCHAFTSKATASTER/UMWELTBUNDESAMT (1993): Wassergüte
in Österreich - Jahresbericht 1993. Bundesministerium für
Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.), Wien.

Anhang

Tabelle A: Allgemeine Wassergüte-Parameter der beiden Untersuchungsgewässer. Graben: W1a,b; Teich: W2. Sammeldatum I: 18.5.1992; II: 9.6.1992. Bestimmungsmethode: soweit nicht anderes vermerkt ÖNORM. Angaben in ppm; na: nicht analysiert.

Sammelstelle	W1a		W1b		W2		Bestimmungs- Methode
	I	II	I	II	I	II	
Temp. (C)	12.3	13.4	13.0	13.3	18.9	15.1	DIN 38404/4
El. Lf. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	913.0	955.0	930.0	908.0	875.0	914.0	M6241
pH	7.1	7.3	7.5	7.4	7.6	7.4	M6244
O ₂	5.2	4.0	7.3	6.5	11.5	6.3	M6266
NO ₃	1.1	2.2	7.0	6.1	6.1	6.7	M6283
PO ₄	0.20	na	0.22	na	0.13	na	M6237
SO ₄	42.7	23.1	57.0	52.6	114.6	116.1	M6283
Cl	29.6	30.1	30.0	29.6	9.3	9.7	M6283
Ca	86.0	91.0	90.0	85.0	105.0	103.0	M6279
Mg	76.0	69.0	73.0	66.0	56.0	52.0	M6279
Na	20.0	18.0	17.0	15.0	20.0	20.0	M6279
K	2.7	3.7	3.0	2.9	1.8	2.0	M6279

Tabelle B: Konzentrationen von Schwermetallen (ppm) und Pestiziden (ppb) in Wasser- und Sedimentproben der beiden Feuchtgebiete (siehe Legende Tab. A). Probe filtriert (f) bzw. nicht filtriert (nf) vor der Stabilisierung; nf=f: gleiche Werte für filtrierte und nicht filtrierte Proben. na: nicht analysiert.

Sammelstelle	W1a				W1b				W2			
	Wasser		Sediment		Wasser		Sediment		Wasser		Sediment	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
Al	na	<0.230	na	na	0.200	0.080	na	na	0.280	0.230	na	na
	<0.040	<0.040	na	na	<0.040	<0.040	na	na	<0.040	<0.040	na	na
Cd	<0.0005	<0.0005	0.470	0.450	<0.0005	<0.0005	0.450	0.180	<0.0005	<0.0005	0.180	0.180
Cu	<0.005	<0.005	30.0	36.0	<0.005	<0.005	36.0	23.0	<0.005	<0.005	23.0	23.0
Fe	0.570	0.830	na	na	0.800	0.290	na	na	0.730	0.470	na	na
	0.340	0.020	na	na	0.014	0.020	na	na	0.010	0.008	na	na
Hg	<0.0005	<0.0005	na	na	<0.0005	<0.0005	na	na	<0.0005	<0.0005	na	na
Mn	0.400	0.790	na	na	0.480	0.310	na	na	0.060	0.060	na	na
	0.370	0.630	na	na	0.450	0.290	na	na	0.040	0.040	na	na
Pb	<0.001	<0.001	32.0	34.0	<0.001	<0.001	34.0	26.0	<0.001	<0.001	26.0	26.0
Zn	<0.002	<0.002	84.0	95.0	<0.002	<0.002	95.0	46.0	<0.002	<0.002	46.0	46.0
Atrazin	0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.09	0.10	<0.01	<0.01	0.02	0.02	<0.01	<0.01
Desethylatrazin	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	0.18	0.19	<0.01	<0.01	0.03	0.02	<0.01	<0.01
Desisopropylatraz.	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Alachlor	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Lindan	0.009	0.014	0.24	0.30	0.014	0.018	0.30	0.15	0.003	0.003	0.15	0.15
2,4-D	<0.03	<0.03	na	na	<0.03	<0.03	na	na	<0.03	<0.03	na	na
2,4-DP	na	<0.03	na	na	<0.03	<0.03	na	na	<0.03	<0.03	na	na

Tabelle C: Konzentrationen von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink (ppm Trockengewicht; Median, Bereich und arithm. Mittel) sowie Lindan (ppb Trockengewicht, gepoolte Proben) in Eimaterial und Kaulquappen. Die anderen untersuchten Pestizide waren unter der Nachweisgrenze. na: nicht analysiert.

Metall	Art	Laich			Larve		
					Gesamt	Darm	Darm
Cd	<i>B. bufo</i>	0.19	(0.17-0.28, 0.21)	0.30 / 0.33	(0.23-1.29, 0.48)	0.31/0.34	(0.20-0.40, 0.31)
	<i>R. dalmatina</i>	0.08	(0.07-0.10, 0.08)	0.13/0.14	(0.12-0.43, 0.16)	0.27	(0.20-0.69, 0.30)
	<i>R. ridibunda</i>	0.16	(0.14-0.70, 0.33)	0.39	(0.32-0.81, 0.45)	0.57	(0.35-0.77, 0.56)
Cu	<i>B. bufo</i>	12.02	(12.01-14.23, 13.03)	22.42/23.84	(15.62-28.18, 22.21)	28.18/28.99	(23.85-32.16, 27.92)
	<i>R. dalmatina</i>	3.66	(2.96-4.32, 3.65)	9.41/9.54	(7.21-19.62, 11.16)	16.80/19.12	(11.48-24.27, 17.54)
	<i>R. ridibunda</i>	9.43	(7.59-20.45, 12.49)	19.31	(17.65-23.41, 20.04)	30.09	(27.82-30.96, 29.74)
Pb	<i>B. bufo</i>	3.79	(3.79-7.73, 5.81)	22.66/23.41	(10.49-34.39, 22.51)	32.75/32.95	(14.79-38.42, 30.97)
	<i>R. dalmatina</i>	0.94	(0.33- 1.85, 1.04)	5.66/6.58	(3.87-12.98, 7.08)	13.12/13.54	(10.13-28.82, 15.44)
	<i>R. ridibunda</i>	7.78	(6.56- 18.82, 11.05)	19.50	(9.52-25.26, 19.10)	25.73	(17.01-30.78, 24.44)
Zn	<i>B. bufo</i>	105.17	(92.70-184.69, 127.52)	61.73/63.62	(48.34-117.14, 69.30)	66.26/66.95	(43.97-103.79, 70.42)
	<i>R. dalmatina</i>	47.10	(46.91- 53.47, 49.16)	41.21/41.44	(37.38-216.87, 59.40)	45.74/45.89	(41.48-392.29, 81.22)
	<i>R. ridibunda</i>	404.80	(374.11-422.10, 400.34)	58.77	(54.52-69.07, 60.10)	65.37	(52.64-78.48, 64.44)
Lindan	<i>B. bufo</i>	1.1		0.5		na	
	<i>R. dalmatina</i>	0.4		0.4		na	
	<i>R. ridibunda</i>	5.7		na		na	

