

Prüfung der Wirkung von Atrazin in aquatischen Multi-Spezies-Laborsystemen

Karin Neugebaur-Büchler und Wilfried Huber

Synopsis

In multi-species-laboratorysystems (MSLS) the effects of a contamination with atrazine were examined by means of physicochemical and biotic parameters. The pools consisted of polyester and had a volume of 50 L. They were established in a room with air-conditioning by 20°C and a daily light/dark rhythm of 14/10 hours. The MSLS were equipped with sediment, tap water, *Elodea canadensis* MICHX., phytoplankton, and members of the aquatic fauna. The applied atrazine concentrations were 20, 100, 300 µg/L. In all contaminated systems *Elodea canadensis* MICHX. was damaged, and the physicochemical conditions changed. The development of the green alga *Pandorina morum* (MÜLLER) BORY was retarded in the 20, 100, and 300 µg atrazine/L pools. During the contamination period, the diatom *Nitzschia gracilis* HANTZSCH decreased in the systems with the high concentrations (100, 300 µg/L). In these pools, also the rotifer *Keratella quadrata* MÜLL. was sparse after the contamination period.

atrazine, Elodea canadensis, Keratella quadrata, multi-species-laboratorysystems, Nitzschia gracilis, Pandorina morum

1. Einleitung

Ursprünglich kamen Modellökosysteme hauptsächlich in der ökologischen Forschung zum Einsatz; in letzter Zeit fanden sie auch steigende Beachtung als Werkzeug für die Erforschung des Verbleibs und der Auswirkungen von Umweltchemikalien (LUOTOLA 1986).

Multi-Spezies-Laborsysteme (MSLS) liegen bezüglich ihrer Größe und Komplexität zwischen Single-Spezies-Labortests und Freilandtestsysteimen (DRAXL 1990).

Bei einer achtwöchigen Belastung mit verschiedenen Konzentrationen des Herbizids Atrazin wurden die Auswirkungen auf physikalisch-chemische und biotische Parameter in Multi-Spezies-Laborsystemen untersucht.

2. Material und Methoden

2.1 Die Multi-Spezies-Laborsysteme

Die MSLS bestehen aus Polyester mit einer glatten grünen Innenlackierung (EFDUR-Lackfarbe, Fa. Frei). Ihre Dimension ist 50 x 37 x 30 cm (L x B x H), und sie haben ein Volumen von 50 l. Ende April erfolgte der Ansatz der Becken. Sie wurden mit 5 dm³ Sediment, vorwiegend gewaschenem Sand, 36 l Freisinger Leitungswasser und 90 g FG *Elodea canadensis* MICHX. bestückt. Zusätzlich wurde jedes Becken mit Wasser aus ein und demselben Freilandssystem beimpft, um Vertreter des Phytoplanktons und der Fauna gezielt einzubringen. Die MSLS waren in einem Klimaschrank bei einer Temperatur von 20°C bei einem Hell-/Dunkelrhythmus von 14/10 Stunden stationiert.

Nach einer Stabilisierungszeit von ca. zwei Monaten folgte die Belastung, bei der die Konzentrationen über acht Wochen hinweg konstant gehalten wurden. Nach Belastungsende wurden die Parameter einige Wochen lang weiter beobachtet.

2.2 Atrazin

Der Nachweis des Atrazins wurde nach Anreicherung in Methanol nach PASCHAL & al. (1978) an einer HPLC-Anlage durchgeführt. Die Aufarbeitung des Probenwassers erfolgte nach der Anleitung in der "Methodensammlung zur Rückstandsanalytik" (EBERLE 1974). Die Nachweisgrenze lag bei 1 µg Atrazin/l Probenwasser (NEUGEBAUR 1988). Der Versuch wurde mit einer Kontrolle und drei belasteten Becken (20, 100 und 300 µg/l) durchgeführt.

2.3 Gemessene Parameter

Die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert und die Leitfähigkeit wurden alle zwei Wochen mit Meßelektroden erfaßt. Während der zweimonatigen Stabilisierungsphase wurde die Leitfähigkeit (FRANCO & al. 1984, DRAXL 1990) besonders genau betrachtet (Abb. 1). Erreichte dieser Parameter einen stabilen Wert, konnte mit der Belastung begonnen werden. Im Rhythmus der wasserchemischen Messungen erfolgten auch die Entnahmen der Phyto- (250 ml einer Mischprobe) und Zooplanktonproben (500 ml). Diese Proben wurden sofort fixiert, die Organismen bestimmt und quantitativ ausgewertet (NEUGEBAUR 1988). Das Frischgewicht der Makrophyten wurde zu Beginn und am Ende jedes Versuchs ermittelt, wobei darauf geachtet wurde, nur intakte Pflanzen zur Gewichtsbestimmung heranzuziehen.

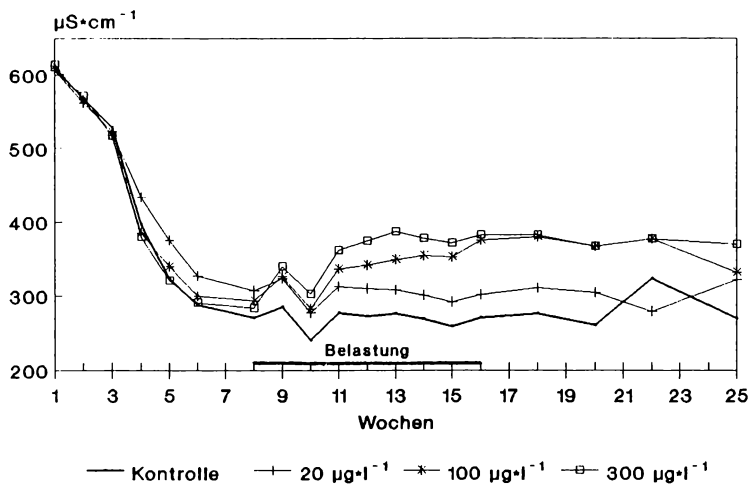


Abb. 1: Verlauf der Leitfähigkeit

3. Ergebnisse

3.1 Schadstoffgehalt

Zu Beginn der Belastungen war ein Schwund von ca. 30 % zu beobachten, der wahrscheinlich auf die Aufnahme des Atrazins in Pflanzen und Tiere sowie auf die Adsorption an das Sediment zurückzuführen war (GUNKEL 1984). Danach blieben die Schadstoffkonzentrationen ziemlich konstant. Die durchschnittlich gemessenen Atrazin-Konzentrationen (n = 9) und die insgesamt nach-dosierte Atrazinmenge kann Tab. 1 entnommen werden.

Tab. 1: Durchschnittlich gemessene Atrazin-Konzentrationen und nachdosierte Menge während der achtwöchigen Belastung

	Durchschnittl. gemessene Atrazin-Konz. $\mu\text{g/l} \pm s$	Insges. nachdosierte Atrazin-Menge $\mu\text{g/l}$
Kontr.	0,0	----
20 $\mu\text{g/l}$	$18,5 \pm 2,1$	10,5
100 $\mu\text{g/l}$	$95,6 \pm 16,6$	65,0
300 $\mu\text{g/l}$	$295 \pm 43,5$	150,0

(s = Stichprobenstandardabweichung)

3.2 Gemessene Parameter

Von allen biotischen Komponenten wurden die Makrophyten am stärksten beeinträchtigt. *Elodea canadensis* MICHX. war fünf Tage nach Belastungsbeginn in den kontaminierten Becken abgesunken. Am Belastungsende waren in den MSLS mit 100 und 300 $\mu\text{g/l}$ keine Makrophyten mehr zu registrieren. Drei Wochen danach trieb *Elodea canadensis* MICHX. in dem System mit der ursprünglichen Konzentration von 100 $\mu\text{g/l}$ wieder neu aus. Am Ende des Versuchs enthielt das 20 $\mu\text{g/l}$ -Becken noch 31 g FG *Elodea canadensis* MICHX., das 100 $\mu\text{g/l}$ -Becken 8 g FG, was gegenüber der Kontrolle mit 110 g FG einer Abnahme um 72 bzw. 93 % entspricht. In dem am höchsten belasteten System waren keine Pflanzen mehr anzutreffen. Besonders deutlich konnte die Auswirkung des Atrazins auf die Wasserpflanzen am Verlauf der pH-Werte in den belasteten MSLS verfolgt werden. Er nahm in den Systemen mit 100 und 300 $\mu\text{g/l}$ mit Beginn der Belastung innerhalb von einer Woche stark ab (Abb. 2). Gleichzeitig nahm die Leitfähigkeit in den kontaminierten Becken gegenüber der Kontrolle zu und blieb bis zum Versuchsende deutlich erhöht (Abb. 1).

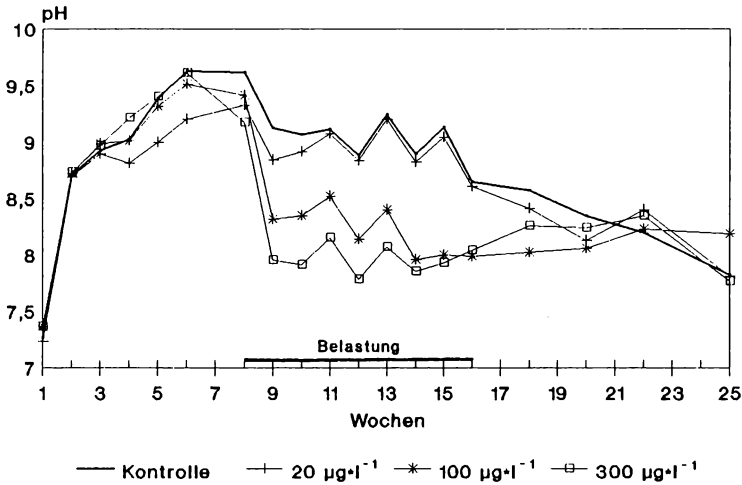


Abb. 2: Verlauf der pH-Werte

Innerhalb des Phytoplanktons reagierten die Grünalge *Pandorina morum* (MÜLLER) BORY (Abb. 3) und der Hauptvertreter der Kieselalgen, *Nitzschia gracilis* HANTZSCH (Abb. 4) besonders empfindlich auf die Zugabe der Chemikalie. Im Kontrollbecken war *Pandorina morum* (MÜLLER) BORY ab der elften Woche häufig vertreten, in den belasteten Systemen war sie jedoch gehemmt und konnte sich nicht (300 $\mu\text{g/l}$) oder nur schlecht (20 und 100 $\mu\text{g/l}$) entwickeln. Wäh-

rend der Belastung waren in den Systemen mit 100 µg/l und 300 µg/l deutlich weniger Zellen der Art *Nitzschia gracilis* HANTZSCH anzutreffen.

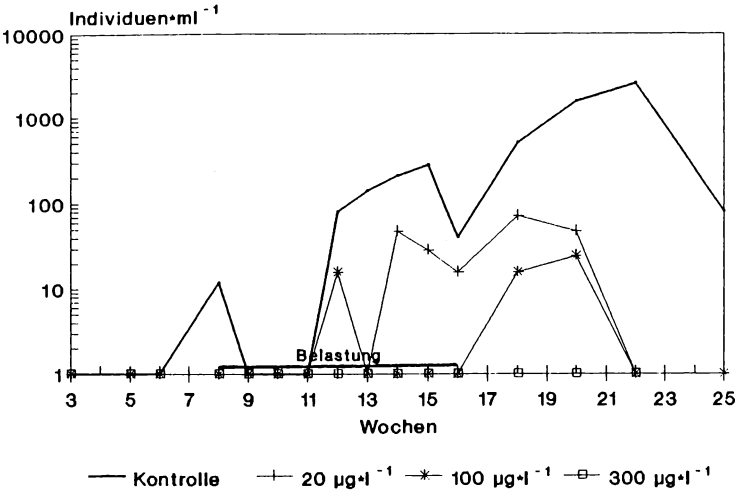


Abb. 3: Populationsdynamik von *Pandorina morum*

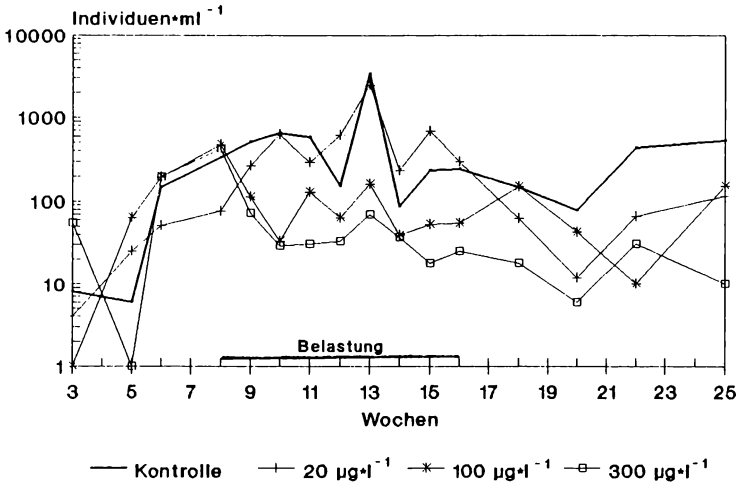


Abb. 4: Populationsdynamik von *Nitzschia gracilis*

Innerhalb der Fauna waren hauptsächlich die Rotatorien mit ihrem Hauptvertreter *Keratella quadrata* MÜLL. betroffen. In den kontaminierten Becken erlitt diese Art mit Belastungsbeginn einen deutlichen Einbruch der Individuendichten. Während der Belastungsphase war dann auch ein Rückgang in der Kontrolle zu verzeichnen. Nach Belastungsende wiesen die Systeme mit 100 und 300 µg Atrazin/l jedoch immer noch geringere Individuendichten auf (Abb. 5).

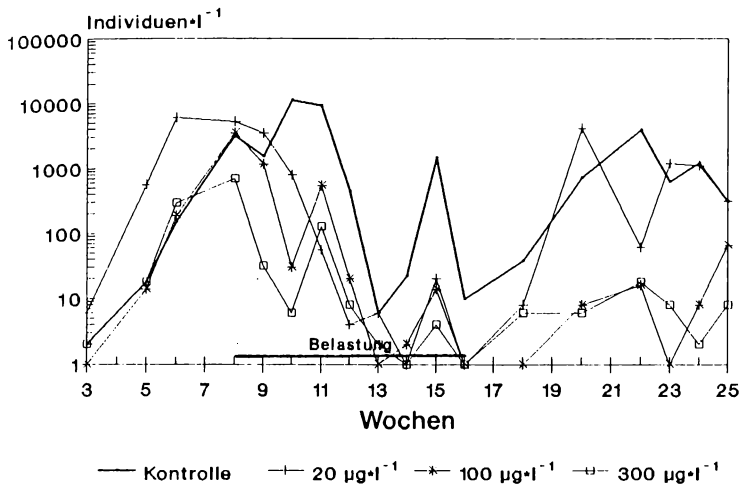


Abb. 5: Individuendichte von *Keratella quadrata*

4. Diskussion

Die Veränderungen in den belasteten Becken waren in erster Linie auf das Absterben von *Elodea canadensis* MICHX. zurückzuführen. Die Makrophyten zeigten bei allen Konzentrationen Schädigungen. Da die Wasserpflanzen den Hauptteil der Biomasse bildeten, waren Parameter wie der pH-Wert, die durch die Photosynthese beeinflusst wurden, besonders betroffen. Durch die Zersetzung des Pflanzenmaterials stieg die Leitfähigkeit in den betroffenen Systemen an.

Ein Primäreffekt des Herbizids war die Wachstumshemmung von *Pandorina morum* (MÜLLER) BORY und *Nitzschia gracilis* HANTZSCH. *Pandorina morum* (MÜLLER) BORY reagierte dabei empfindlicher als die Kieselalge.

Der Rückgang von *Keratella quadrata* MÜLL. in den kontaminierten Becken mit Belastungsbeginn könnte sowohl ein Primäreffekt als auch ein Sekundäreffekt gewesen sein. PEICHL & al. (1984) konnten in ihren Enclosures bei einer Konzentration von 200 µg Atrazin/l nach einer Woche ebenfalls eine Abnahme der Individuenzahl von *Keratella quadrata* MÜLL. beobachten und schlossen eine Primärwirkung nicht aus. Für die Sekundärwirkung käme die veränderte Zusammensetzung des Nahrungsangebotes in Frage, die sicherlich nach der Belastung eine ausschlaggebende Rolle spielte.

Ein weiterer Versuchsansatz mit 100 µg Atrazin/l führte zu ähnlichen Auswirkungen auf die physikalisch-chemischen und biotischen Parameter wie im vorliegenden Experiment.

Literatur

- DRAXL, R., 1990: Vergleich von Single-Species-Tests, Labor- und Freilandtestsystemen und deren Bedeutung bei der Abschätzung der Umweltgefährlichkeit von Pflanzenschutzmitteln. Diss., TU-München-Weihenstephan.
- EBERLE, D., 1974: Gaschromatographische Bestimmung von Atrazin. In: Methodensammlung zur Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln. DFG, Verlag Chemie, Weinheim: 6-C-1 bis 6-C-7.
- FRANCO, P. J., GIDDINGS, J. M., HERBES, S. E., HOOK, L. A., NEWBOLD, W. K., ROY, W. K., SOUTHWORTH, G. R. & A. J. STEWART, 1984: Effects of chronic exposure to coal-derived oil on freshwater ecosystems: I. Microcosms. Environm. Toxicol. Chem. 3: 447-463.
- GUNKEL, G., 1984: Untersuchungen zur ökotoxikologischen Wirkung eines Herbizids in einem aquatischen Modellökosystem: II. Nahrungskettenprobleme und Schadstoffbilanzierung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 69: 130-168.

- LARSEN, D. P., DENOYELLES, F., STAY, F. & T. SHIROYAMA, 1986: Comparison of single-species, microcosm and experimental pond responses to atrazine exposure. *Environm. Toxicol. Chem.* 5: 179-190.
- LUOTOLA, M., 1986: Use of laboratory model ecosystems for the evaluation of environmental contaminants. In: HODGSON, E.: *Reviews in experimental toxicology*. 2. Ed. Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford: 41-58.
- NEUGEBAUR, K. E., 1988: Beurteilung und Validierung der ökologischen Wirkung von Herbiziden durch vergleichende Untersuchungen in aquatischen Labor- und Feilandtestsystemen. Diss., TU München-Weihenstephan.
- PASCHAL, D., BICKNELL, R. & K. SIEBENMAN, 1978: Determination of atrazine in runoff water by high performance liquid chromatography. *J. Environ. Sci. Health, B* 13: 105-115.
- PEICHL, L., LAY, J.-P. & F. KORTE, 1984: Wirkung von Dichlobenil und Atrazin auf die Populationsdichte von Zooplanktern in einem aquatischen Freilandssystem. *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* 17: 134-145.

Adresse

Prof. Dr. Wilfried Huber
Dr. Karin Neugebaur-Büchler
Institut für Landespfl ege und Botanik
Lehrgebiet für Systematik und Ökophysiologie
Technische Universität München-Weihenstephan

W - 8050 Freising 12

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [20_2_1991](#)

Autor(en)/Author(s): Neugebauer-Büchler Karin, Huber Wilfried

Artikel/Article: [Prüfung der Wirkung von Atrazin in aquatischen Multi-Spezies-Laborsystemen 589-594](#)