

Zeitschrift: Cryptogamica Helvetica
Herausgeber: Schweizerische Vereinigung für Bryologie und Lichenologie Bryolich
Band: 18 (1995)

Artikel: Das Verschwinden der Wasserlebermoose *Riccia fluitans* und *Ricciocarpos natans* an ihren Fundorten in Niederschlesien und ihre Empfindlichkeit gegenüber zwei Herbiziden
Autor: Kolon, Krzysztof / Sarosiek, Jan
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-821135>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 26.11.2024

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

DAS VERSCHWINDEN DER WASSERLEBERMOOSE *RICCIA FLUITANS* UND *RICCIOCARPOS NATANS* AN IHREN FUNDORTEN IN NIEDERSCHLESILIEN UND IHRE EMPFINDLICHKEIT GEGENÜBER ZWEI HERBIZIDEN

KRZYSZTOF KOLON & JAN SAROSIEK

Abteilung Ökologie und Naturschutz, Botanisches Institut, Universität Wrocław, ul. Kanonia 6/8,
PL-50328 Wrocław, Polen

ZUSAMMENFASSUNG — Einige niederschlesische Speicherbecken (Polen) sind durch die in der Nähe produzierten und angewandten Herbizide Pielik und Aminopielik D verschmutzt. Die meisten dort beobachteten Populationen der schwimmenden Lebermoose *Riccia fluitans* und *Ricciocarpos natans* sind in den Jahren 1984 bis 1993 zu verschiedenen Zeitpunkten erloschen. Sechs Populationen von *Riccia fluitans* und drei von *Ricciocarpos natans* sind noch vorhanden. Im Experiment wurde die Toxizität der beiden Herbizide für beide Moosarten mittels Messung von Deformationen (EC_{50} bei 50% der Versuchspflanzen wirksame Konzentration) und Beobachtung des Absterbens (LC_{50} für 50% der Versuchspflanzen letale Konzentration) festgestellt. Die gemessenen Werte von EC_{50} und LC_{50} sind bei den einzelnen Populationen verschieden und gut korreliert mit der Dauer ihres Überlebens. Die mittelfristige toxische Wirkung lässt sich mit einem einfachen mathematischen Modell beschreiben. Starke Schwankungen der Belastung und mögliche Einflüsse anderer Schadstoffe lassen keine sichere Entscheidung zu, ob die beobachteten Unterschiede in der Empfindlichkeit genetisch bedingt oder durch Stress verursacht sind. Feldbeobachtungen von Verfärbungen und Deformationen zeigen aber, dass wenigstens die Gesamtkonzentration der Schadstoffe in einem relevanten Bereich liegt.

SCHLAGWÖRTER — Moose, letale Konzentration, wirksame Konzentration, Toxizität

SUMMARY — Vanishing of the water liverworts *Riccia fluitans* and *Ricciocarpos natans* at their localities in Lower Silesia and their sensitivity to herbicides.

Factories producing herbicides, and agricultural activities pollute (especially with Pielik and Aminopielik D; salts of 2,4-D and dikamba - fig. 1) water reservoirs situated in their vicinity in Lower Silesia (Poland). Populations of *Riccia fluitans* and *Ricciocarpos natans* growing in these reservoirs vanished (except for 6 populations of *Riccia fluitans* and 3 populations of *Ricciocarpos natans*) in different years within the period of 1984 until 1993 (fig. 2). In vitro experiments showed the toxicity of both herbicides by deformations of plants (EC_{50} - effective concentrations) and by the proportion of dead plants (LC_{50} - lethal concentrations). The values EC_{50} and LC_{50} were different for different populations and were correlated with the sequence of vanishing of these populations in situ (table, figs 3 & 4). The medium-term toxic effects of both herbicides is described by a mathematical model. Differences in sensitivity may be caused by genetic factors or by differences in stress. The relative importance of these two factors cannot be definitely assessed because of considerable variation of pollution and because of possible influence of other chemical pollutants. Field observations of similar effects as in vitro suggest at least the overall pollution to be a relevant factor for the vanishing of the two liverworts.

Einleitung

In niederschlesischen Speicherbecken (Polen) verschwinden mit abnehmender Wasserqualität verschiedene Wasserpflanzen. Die Zahl und Grösse der Vorkommen nimmt ab (Kolon & Kosiba 1987, Kolon & al. 1992). Leider kennen wir in den meisten Fällen den Umfang der Bestände und die ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten nicht genau. Man richtet gewöhnlich mehr Aufmerksamkeit auf das Vorkommen und Verschwinden von seltenen oder gesetzlich geschützten Wasserpflanzen, auch wenn andere, die noch als häufig gelten, schon in starkem Rückgang begriffen sind. Unter den letzteren sind, neben manchen Blütenpflanzen, die Lebermoose *Riccia fluitans* L., *Ricciocarpos natans* (L.) Corda und *Scapania undulata* Dum. und

die Laubmoose *Scorpidium scorpioides* (Hedw.) Limpr., *Platyhypnidium riparioides* (Hedw.) Dix. und *Fontinalis antipyretica* Hedw. zu nennen.

Gegenstand unserer Untersuchungen sind die Wasser-Lebermoose *Riccia fluitans* L. s. l. und *Ricciocarpos natans* (L.) Corda aus Speicherbecken im Emissionsbereich der Chemiewerke 'Rokita' in Brzeg Dolny. Diese produzieren Herbizide mit 2,4-D als Hauptbestandteil (Pielik und Aminopielik D) und emittieren Staub, Gase und spezifische Abwässer. Die Speicherbecken befinden sich zum Teil in der Nachbarschaft von Feldern, auf denen die genannten Herbizide verwendet werden. Um den Einfluss von Pielik und Aminopielik D auf das Verschwinden der beiden Wasser-Lebermoose festzustellen, wurde der Zusammenhang zwischen der Überlebensdauer der einzelnen Populationen in situ und ihrer Empfindlichkeit auf diese Stoffe in vitro untersucht. Beide Substanzen werden in kurzer Zeit abgebaut und es gibt Hinweise darauf, dass ihre Konzentration im Substrat (Wasser der Speicherbecken) stark schwankt. Daher wurde auf Gehaltsbestimmungen in den Gewässern verzichtet.

Wir hoffen, dass die Untersuchungsergebnisse zur Erklärung des Rückgangs der beiden Lebermoose beitragen und dass die Hersteller der 2,4-D-Herbizide im Umgang mit den Abwässern und die Bauern bei der Anwendung dieser Stoffe zu grösserer Sorgfalt veranlasst werden.

Material und Methoden

20 Populationen von *Riccia fluitans* und 15 Populationen von *Ricciocarpos natans* wurden während 10 Jahren (1984 bis 1993) im Untersuchungsgebiet beobachtet. In den Jahren 1985 bis 1987 wurden Experimente in vitro durchgeführt, um den Einfluss von zwei Herbiziden auf die Populationen festzustellen. Es handelt sich um Pielik (Natriumsalz von 2,4-D) und Aminopielik D (Mischung des Dimethylammoniumsalzes von 2,4-D [92.3%] und Dikamba [7.7%]) (Abb.1). Von diesen Experimenten mussten 5 Populationen von *Riccia fluitans* und 4 Populationen von *Ricciocarpos natans* ausgeschlossen werden, da sie während der Untersuchungen wegen des Austrocknens der Speicherbecken erloschen.

Aus den restlichen 15 bzw. 11 Populationen wurden Pflanzen entnommen und in drei gleichzeitigen Replikaten in Nährlösung nach Hillmans kultiviert (Landolt & Kandeler 1987). Jeder Versuch umfasste je eine Kontrolle und je eine Reihe von 10 verschiedenen Konzentrationen der beiden untersuchten Herbizide (beginnend mit 0.01 mg/dm³ Nährlösung, wobei jeweils die nächsthöhere Konzentration das fünffache der vorhergehenden betrug, also 0.05 mg/dm³ bis 19'531.25 mg/dm³). Das Ausgangsmaterial bestand aus je 5 unverzweigten (bei *Ricciocarpos natans*) oder symmetrisch und dreimal dichotom verzweigten Pflanzen (bei *Riccia fluitans*). Die Kulturen befanden sich in Bechergläsern unter +/- konstanten Bedingungen (22 ± 1 °C, 3250 Lux) und wurden während 14 Tagen täglich beobachtet.

Bei beiden Arten wurden die Werte LC₅₀ und EC₅₀ von Pielik und Aminopielik D bestimmt. Die Letalkonzentration LC₅₀ ist diejenige Konzentration, bei der die Hälfte der Testpflanzen (*Ricciocarpos natans*) oder die Hälfte der ausgewachsenen Thallusabschnitte (*Riccia fluitans*)

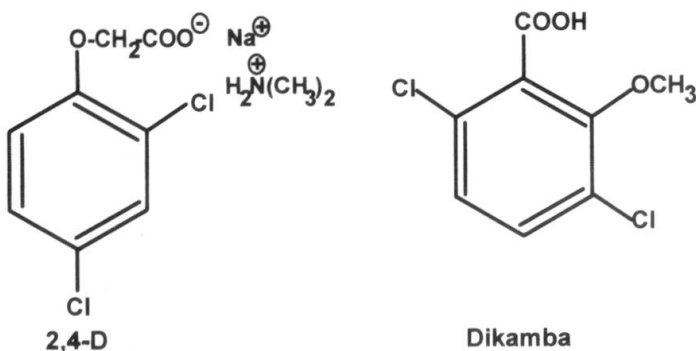


ABBILDUNG 1. Chemische Struktur-Formeln von 2,4-D und Dikamba.

abstirbt. Die wirksame Konzentration EC₅₀ ist diejenige, bei der die Hälfte der Testpflanzen signifikante Veränderungen zeigt. Als variabler Parameter für letzteres diente das Verhältnis von Breite zu Länge, bei *Ricciocarpos natans* der ganzen unverzweigten Pflanze, bei *Riccia fluitans* der Thallusabschnitte (als Mittelwert von Messungen an den drei ausgewachsenen Abschnitten einer Hälfte jeder Pflanze) (Unkelbach & Wolf 1985, Zakrzewski 1991). Die Werte LC₅₀ und

EC_{50} wurden aus den Daten mittels Probit-Transformation berechnet.

Mit dem F-Test wurde überprüft, ob die beobachteten Unterschiede zwischen den Populationen signifikant sind. Zu jeder Kombination von Herbizid und Lebermoos-Art wurde der kleinste signifikante Unterschied berechnet (LSD) (Parker 1983, Winer & al. 1991).

Dann wurde mittels linearer Regression eine Beziehung hergestellt zwischen der unterschiedlichen Toxizität der einzelnen Populationen (ausgedrückt durch LC_{50} und EC_{50}) und der Reihenfolge ihres Erlöschens (Grimm & Recknagel 1985).

Mittels multipler linearer Regression wurden aus den Mittelwerten der Absterberate für alle Populationen einer Art Gleichungen zur Beschreibung der toxischen Wirkung aufgestellt (Philippi 1993). Die Güte dieses rechnerischen Modells wurde jeweils durch die Berechnung von Korrelationskoeffizienten (r) nach Pearson überprüft (Grimm & Recknagel 1985). Alle Berechnungen wurden mit Hilfe des Programms CSS: Statistica (StatSoft 1992) ausgeführt. Die benötigten Tabellenwerte entstammen dem Werk von Diem & Lentner (1975).

Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund der durchgeführten Versuche wurden Gleichungen gefunden, welche als rechnerisches Modell die toxische Wirkung von Pielik und Aminopielik D auf die beiden Lebermoose beschreiben:

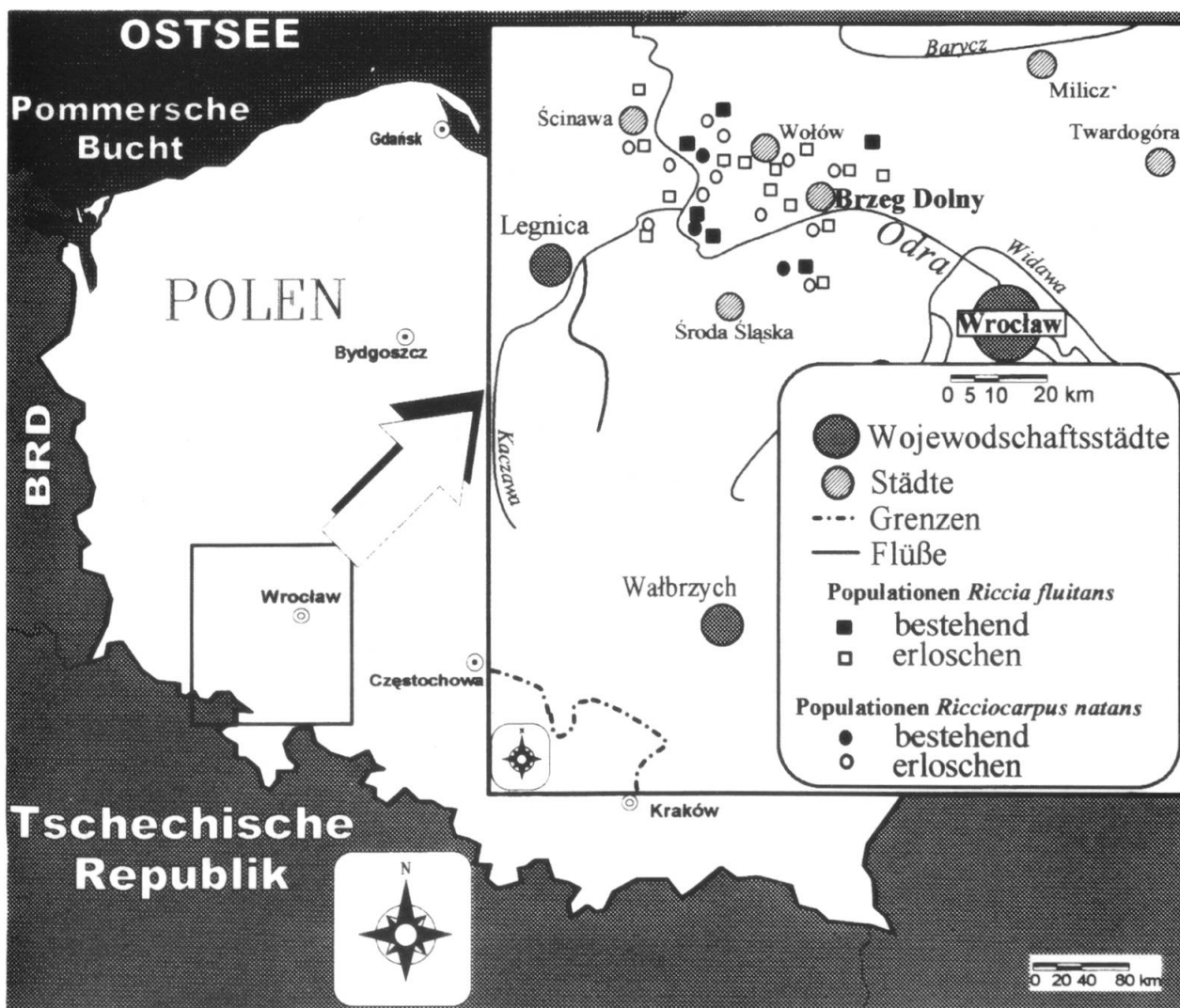


ABBILDUNG 2. Räumliche Verteilung der untersuchten Populationen von *Riccia fluitans* und *Ricciocarpus natans* in Niederschlesien.

<i>Riccia fluitans</i> und Pielik	$y = 4.03x_1 + 0.12x_2 - 24.36$
<i>Riccia fluitans</i> und Aminopielik D	$y = 3.21x_1 + 0.35x_2 - 23.18$
<i>Ricciocarpos natans</i> und Pielik	$y = 3.75x_1 + 0.04x_2 - 20.75$
<i>Ricciocarpos natans</i> und Aminopielik D	$y = 3.25x_1 + 0.34x_2 - 22.75$

Dabei ist y der Anteil (in %) der abgestorbenen Pflanzen, bzw. Thallusabschnitte, in der Population, x_1 die Dauer der Einwirkung (in Tagen) und x_2 die Konzentration der toxischen Substanz (in mg/dm^3 Nährlösung). In allen Fällen ist der Korrelationskoeffizient zwischen den Werten, die mit der Gleichung berechnet wurden und den gemessenen Werten sehr hoch (0.86 bis 0.94) und liegt damit weit über dem Koeffizienten beim Signifikanzniveau von 0.05 ($r=0.21$). Dazu muss allerdings bemerkt werden, dass diese linearen Gleichungen natürlich nur für Einwirkungszeiten im Bereich von wenigen Wochen gelten, da sie auf Daten beruhen, die während zwei Wochen gesammelt wurden. Mögliche Langzeitwirkung ist also gesondert zu betrachten.

• Populationen erloschen im Jahr	LC ₅₀ [mg/dm ³]		EC ₅₀ [mg/dm ³]	
	Pielik	Aminopielik D	Pielik	Aminopielik D
<i>Riccia fluitans</i> n = 15				
1987	38.13	24.55	13.25	8.26
1989	51.24	49.35	12.75	13.33
1989	40.10	31.24	14.48	12.11
1989	38.70	28.36	12.48	11.85
1992	32.12	32.17	10.24	12.33
1992	52.12	37.67	14.50	12.78
1992	47.23	38.19	13.56	12.95
1993	49.27	57.24	15.15	14.98
1993	52.31	48.24	14.24	13.36
X	94.31	53.46	22.25	13.36
X	148.25	48.77	27.25	12.74
X	170.30	61.35	39.12	16.84
X	85.62	50.17	20.14	12.54
X	62.25	51.22	12.24	13.24
X	161.45	59.65	41.18	15.24
F _{berechnet}	300.97	30.92	76.46	5.05
F _(0.05)	2.04	2.04	2.04	2.04
L S D	7.59	5.9	3.19	2.11
<i>Ricciocarpos natans</i> n = 11				
1988	143.24	30.25	36.12	7.20
1990	228.33	65.66	39.84	16.45
1990	151.26	33.54	29.24	9.12
1991	224.28	62.28	33.28	18.24
1992	296.46	71.54	42.66	19.66
1992	322.75	73.22	39.57	20.33
1993	357.28	78.62	45.12	19.40
1993	322.24	80.11	36.54	22.81
X	493.00	82.74	62.22	20.25
X	343.60	79.65	51.20	21.18
X	457.00	80.33	67.84	19.65
F _{berechnet}	1065.97	111.73	15.95	24.92
F _(0.05)	2.3	2.3	2.3	2.3
L S D	10.03	4.95	9.86	3.09
X - bezeichnet die im Jahr 1994 noch vorhandenen Populationen				

TABELLE 1. Letalkonzentration LC₅₀ und wirksame Konzentration EC₅₀ der Herbizide Pielik und Aminopielik D für die untersuchten Populationen von *Riccia fluitans* und *Ricciocarpos natans*.

Mögliche Langzeitwirkung ist also gesondert zu betrachten.

In den Experimentalpopulationen wurden bei niedrigen Konzentrationen der Herbizide auch dunkle Verfärbung des Thallusrandes (*Ricciocarpos natans*) und Torsion der Thallusabschnitte (*Riccia fluitans*) beobachtet.

Die EC₅₀- und LC₅₀-Werte der experimentell untersuchten Populationen sind in der Tabelle zusammengestellt. Sie sind nur untereinander zu vergleichen, da sie nur für eine Einwirkungsdauer von zwei Wochen gelten. Aus der Tabelle geht u. a. hervor, dass Aminopielik D auf *Riccia fluitans* im Mittel ca. 1 $\frac{1}{2}$ mal so stark und auf *Ricciocarpos natans* mehrfach so stark toxisch wirkt. Möglicherweise hängt dies damit zusammen, dass es sich bei diesem Herbizid um ein Gemisch von zwei toxischen Substanzen handelt.

Auf der Karte (Abb. 2) ist die Lage der Wasserlebermoos-Populationen dargestellt.

Die Abb. 3 und 4 zeigen die Beziehung von Letalkonzentration (LC₅₀) und der wirksamen Konzentration (EC₅₀) der einzelnen Populationen zum Zeitpunkt ihres Erlöschens. Die erloschenen Populationen zeigen (wenigstens im Mittel) niedrigere Werte als diejenigen, die 1994 noch bestanden. Dies bedeutet, dass die überlebenden Populationen gegenüber den untersuchten Herbiziden tendenziell eine höhere Toleranz

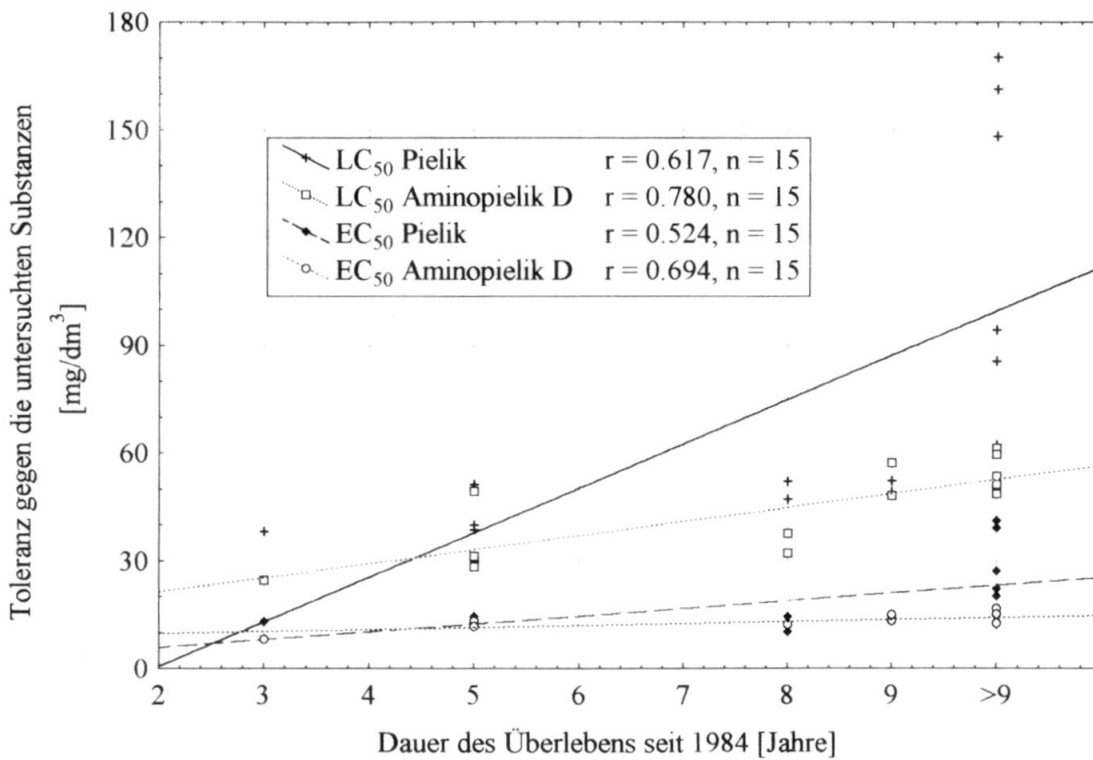


ABBILDUNG 3. Letalkonzentration LC_{50} und wirksame Konzentration EC_{50} der untersuchten Herbizide für *Riccia fluitans* in Abhängigkeit von der Überlebensdauer der Populationen, Werte der einzelnen Populationen (z. T. verdeckt).

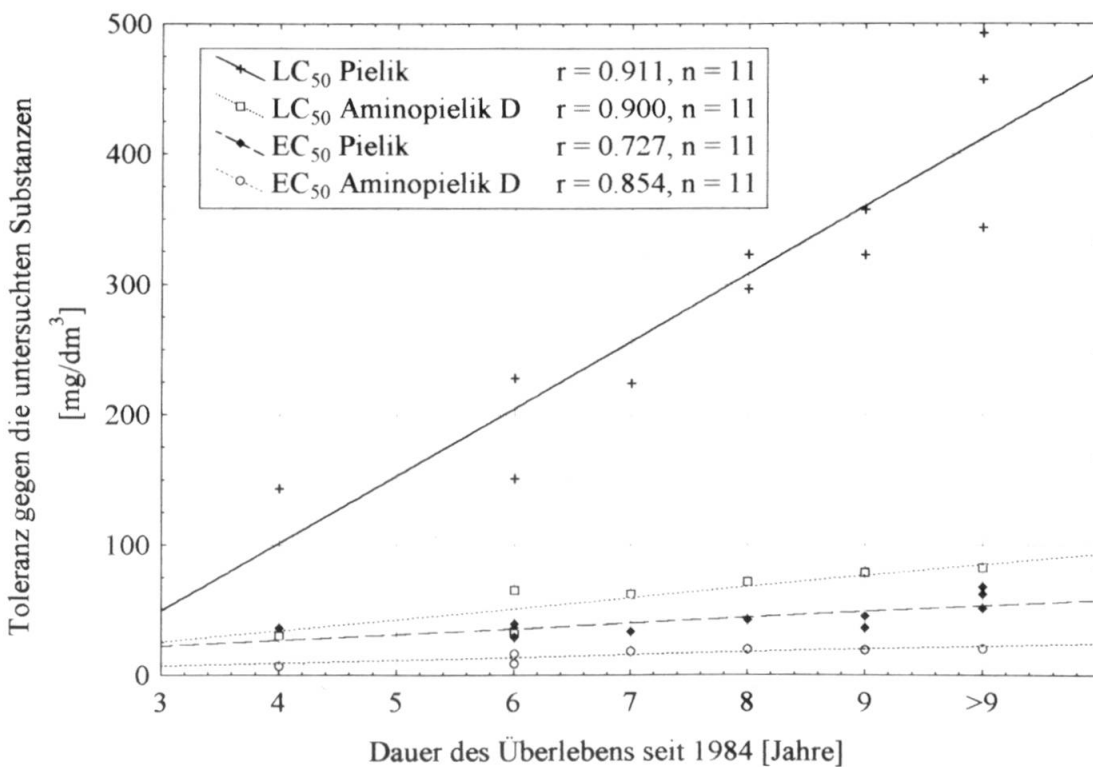


ABBILDUNG 4. Letalkonzentration LC_{50} und wirksame Konzentration EC_{50} der untersuchten Herbizide für *Ricciocarpus natans* in Abhängigkeit von der Überlebensdauer der Populationen, Werte der einzelnen Populationen (z. T. verdeckt)

aufweisen. Andererseits sind (mit einer Ausnahme) die Populationen mit der niedrigsten Toleranz (LC_{50}) zuerst erloschen.

Zur Interpretation der Befunde ist folgendes zu bemerken:

- Es gibt keine quantitativen organischen Analysen des Wassers in den Speicherbecken, in denen die untersuchten Lebermoose vorkommen. In vergleichbaren Becken anderer Gebiete Polens wurden aber in nahezu der Hälfte der untersuchten Fälle mehr als 0.05 mg 2,4-D-Herbizide pro dm^3 Wasser festgestellt (Taylor & Florczyk 1987). Allerdings wurde in keinem Fall eine Konzentration gefunden, die an die hier festgestellten Werte für LC_{50} heranreichen würde.
- Es ist denkbar, dass Spitzenwerte der Verschmutzung wegen der kurzen Halbwertszeiten der untersuchten und ähnlicher Herbizide nicht erfasst wurden. Über die Langzeitwirkung schwächerer Belastung, wiederholter Spitzenwerte und über synergistische Effekte anderer Substanzen ist kaum etwas bekannt. Dass in den untersuchten Gewässern mindestens zeitweise eine relevante Gesamtbelastung auftritt, zeigen Feldbeobachtungen der schon erwähnten Verfärbung und Torsion. Auffallende Schwankungen der Populationsgröße vor dem endgültigen Verschwinden könnten ebenfalls darauf hindeuten. Solche sind zwar von unbelasteten Populationen auch bekannt, doch waren sie hier von starkem Rückgang anderer Moose und der höheren Wasserpflanzen begleitet, sowie von einer starken Entwicklung der Algenvegetation, jedoch ohne die übrigen Symptome der Eutrophierung.
- Die chemischen Werke 'Rokita' emittieren 2,4-D-Herbizide und weitere Substanzen in Form von Abwasser, Staub und Gasen. Getreidefelder in der Nachbarschaft der Speicherbecken werden nur mit den beiden Herbiziden Pielik und Aminopielik D behandelt. Aus der Beobachtung ausgeschlossen waren Populationen in Speicherbecken, die mit Abwässern verschiedener Herkunft und mit anderen toxischen Substanzen als Hauptbestandteil verschmutzt sind. Es ist daher höchst wahrscheinlich, dass alle untersuchten Lebermoos-Populationen in erheblichem Masse belastet werden, und dass dabei Pielik und Aminopielik D eine wichtige Rolle spielen. Die beobachtete Korrelation zwischen der Empfindlichkeit auf diese beiden Stoffe und der Überlebensdauer deutet jedenfalls darauf hin.
- Es wurde festgestellt, dass verschiedene Populationen der gleichen Art auf die gleiche toxische Substanz verschieden empfindlich reagieren. Die gleiche Erscheinung wurde auch schon früher beobachtet (Kolon 1993, Kolon & Sarosiek 1993). Die Gründe dafür sind nicht bekannt. Es könnte sich um genetisch bedingte Unterschiede handeln. Es wäre aber auch möglich, dass die Versuchspflanzen vor der Durchführung der Experimente in situ unterschiedlichem Stress ausgesetzt waren und deswegen unterschiedlich reagierten. Beide Möglichkeiten könnten auch die Korrelation mit der Überlebensdauer erklären, im ersten Fall durch einen Selektionseffekt, im zweiten durch verschieden starke Belastung mit Schadstoffen in den Speicherbecken.

Literatur

Diem K. & C. Lentner 1975. *Wissenschaftliche Tabellen.* Georg Thieme, Stuttgart.

Grimm H. & R.D. Recknagel 1985. *Grundkurs Biostatistik.* VEB Gustav Fischer, Jena

Kolon K. 1993. The bioindication of the mixture of o-hydroxybiphenyl and p-hydroxybiphenyl sodium salts in water by the liverworts *Riccia fluitans* L. and *Ricciocarpus natans* (L.) Corda. In: Holoubek I. (ed.). *International Conference: Toxic Organic Compounds in the Environment - TOCOEN'93, Conference Proceedings.* Znojmo, 262-266.

Kolon K., P. Kosiba 1987. Zanikanie roślin wodnych z grupy makrohydrofitów w dolnośląskich akwenach. In: Mazurski K.R. (ed.). *Stan ekologiczny Dolnego Śląska.* Dolnośl. Tow. Społ.-Kult., Wrocław, 209-226.

- Kolon K., P. Kosiba & J. Sarosiek 1992.** Makrohydrofity - rośliny wodne i błotne oraz ich zbiorowiska. In: Rzewuska E. (ed.). *Srodowisko przyrodnicze woj. wroclawskiego*. Nakładem Wojewody Wrocławskiego, Wydziału Ochrony Środowiska Urzędu Wojewódzkiego i Sejmiku Samorządowego we Wrocławiu, Wrocław, 44-47.
- Kolon K. & J. Sarosiek 1993.** The effect of polyethylene glycol alkyl ethers on Lemnaceae family plants. In: Holoubek I. (ed.). *International Conference: Toxic Organic Compounds in the Environment - TOCOEN'93, Conference Proceedings*. Znojmo, 267-271.
- Landolt E. & R. Kandeler 1987.** The family of Lemnaceae - a monographic study. Vol. 2. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel Zürich 95: 59-66.
- Parker R. E. 1983.** *Introductory Statistics for Biology*. Edward Arnold Publishers Ltd., London.
- Philippi T. M. 1993.** Multiple regression: Herbivory. In: S.M. Scheiner & J. Gurevitch (eds). *Design and analysis of ecological experiments*. Chapman & Hall, New York - London, 183-210.
- StatSoft Inc. 1991.** *CSS (Complete Statistical System): Statistica. References for statistical procedures (DOS and Windows version), release 3.1*. StatSoft Inc., Tulsa.
- Taylor R. & H. Florczyk 1987.** Występowanie pestycydów w wodach dopływających do zlewni rolniczych. *Arch. Ochr. Środ.*, 3-4: 106-116.
- Unkelbach H. D. & T. Wolf 1985.** *Qualitative Dosis-Wirkungs-Analysen. Einzelsubstanzen und Kombinationen*. Gustav Fischer, Stuttgart - New York.
- Winer B. J., D. R. Brown & K. M. Michaels 1991.** *Statistical Principles in Experimental Design*. McGraw-Hill, New York.
- Zakrzewski S. F. 1991.** *Principles of Environmental Toxicology*. ACS Professional Reference Book, Washington, DC.

