

## WPŁYW WYBRANYCH MIKROZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH NA EKOSYSTEMY WODNE

Edyta Kudlek<sup>1</sup>, Mariusz Dudziak<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Konarskiego 18a, 44-100 Gliwice, e-mail: edyta.kudlek@polsl.pl, mariusz.dudziak@polsl.pl

### STRESZCZENIE

W pracy dokonano przeglądu literatury pod kątem oddziaływania wybranych mikrozanieczyszczeń z grupy związków farmaceutycznych, konserwantów żywności, pestycydów oraz organicznych filtrów UV na różne gatunki roślin oraz zwierząt zasiedlających ekosystemy wodne. W badaniach własnych oceniono wpływ stężenia mikrozanieczyszczeń obecnych w środowisku wodnym na wywoływany efekt toksykologiczny u wybranych organizmów wskaźnikowych. Badania prowadzono przy użyciu bakterii słonowodnych z rodzaju *Aliivibrio fischer*, skorupiaków słodkowodnych *Daphnia magna* oraz słonowodnych *Artemia fanciscana*, jak również roślin naczyniowych *Lemna minor*. Wykazano, że organizmy testowe cechują się odmienną czułością na obecność mikrozanieczyszczeń. W przypadku wszystkich stosowanych testów wraz ze wzrostem stężenia związku obserwowano wzrost odpowiedzi organizmów wskaźnikowych świadczący o wzroście toksycznego oddziaływania mikrozanieczyszczenia. Najwyższą toksycznością zarówno względem bakterii, skorupiaków jak i roślin naczyniowych charakteryzował się roztwór benzofenonu-3 o stężeniu 5 mg/dm<sup>3</sup>.

**Słowa kluczowe:** mikrozanieczyszczenia organiczne, toksyczność, środowisko wodne

### THE INFLUENCE OF SELECTED ORGANIC MICROPOLLUTANTS ON WATER ECOSYSTEMS

#### ABSTRACT

The paper presents a literature review in terms of the impact of selected micropollutants from the group of pharmaceutical compounds, food preservatives, pesticides and organic UV filters on various plants and animals species, which inhabit the water ecosystems. During own studies the impact of concentrations of micropollutants in the water environment on selected indicator organisms was evaluated. The study was conducted using saltwater *Aliivibrio fischer* bacteria, freshwater *Daphnia magna* and saltwater *Artemia fanciscana* crustaceans, as well as vascular plants *Lemna minor*. It was shown that the test organisms are characterized by a different sensitivity for the presence of micropollutants. For all applied tests an increase in the response of indicator organisms with the increasing compound concentration was observed. It demonstrates the growing toxic impact of micropollutants. The solution of benzophenone-3 at a concentration of 5 mg/dm<sup>3</sup> was characterized by the highest toxic effects against both bacteria, crustaceans and vascular plants.

**Keywords:** organic micropollutants, toxicity, water environment

#### WSTĘP

Środowisko naturalne, w tym przede wszystkim ekosystemy wodne wykazują szczególną wrażliwość na zmiany wywołane działalnością antropogeniczną. Rozwój przemysłu, branży medycznej i środków higieny osobistej jak również sektora rolnictwa i przetwórstwa żywności wpływa na stały wzrost stężeń szerokiej gamy mikrozanieczyszczeń w środowisku wodnych. Już

niewielkie stężenia rzędu kilku ng/dm<sup>3</sup> poszczególnych specyfików mogą zaburzyć procesy metaboliczne licznych gatunków fauny i flory mających z nimi pośredni lub bezpośredni kontakt. Efekt środowiskowy wywoływany przez mikrozanieczyszczenia nie zależy jedynie od ich stężenia w danym elemencie ekosystemu, ale związany jest również z szeregiem innych czynników, wśród których wymieniamy wzrost lipofilności, trwałość danego związku, zdolność do bioaku-

mulacji, czas ekspozycji, mechanizm biotransformacji oraz degradacji danej substancji. Ponadto w trakcie biologicznego lub fizykochemicznego rozkładu znacznej liczby mikrozanieczyszczeń organicznych powstaje szereg produktów ubocznych wykazujących niejednokrotnie wyższą szkodliwość dla środowiska niż produkty macierzyste. Na szczególną uwagę zasługują związki, których pierwotne oddziaływanie skierowane jest na wywoływanie konkretnego efektu na organizmy mające z nimi kontakt. Do takich substancji zaliczamy związki farmaceutyczne i produkty higieny osobistej, pestycydy i konserwanty. Znaczna liczba tych substancji cechuje się trudnobiodegradowalnym charakterem, co potęguje ich trwałość w środowisku wodnym (Virkiute i in. 2010). Ponadto związki te charakteryzują się toksycznością względem organizmów żywych, co zostało potwierdzone w licznych pracach badawczych (Musolff 2010; Brausch 2012).

Wśród związków farmaceutycznych jedynie w przypadku 150 specyfików wykonane zostały badania toksyczności ostrej (Santos 2010). Dla przykładu obecność związków z grupy leków psychotropowych takich jak karbamazepina już w stężeniach środowiskowych może prowadzić do występowania zjawiska stresu oksydacyjnego

organizmów wodnych powodującego uszkodzenie białek, lipidów oraz struktury DNA komórek (Chen 2014). Tabela 1 zestawia przegląd danych literaturowych dotyczących określenia toksyczności chronicznej dla wybranych mikrozanieczyszczeń organicznych obecnych w środowisku wodnym względem organizmów testowych należących do różnych grup troficznych. Natomiast w tabeli 2 przedstawiono stężenia specyfików wyznaczone w trakcie wykonywania biotestów toksyczności ostrej ich roztworów wodnych.

Zróznicowany wpływ mikrozanieczyszczeń na poszczególne organizmy wskaźnikowe utrudnia wyznaczenie bezpiecznych stężeń tych substancji chemicznych nie wywołujących niekorzystnych zmian w całym ekosystemie i nie wpływających negatywnie na zdrowie człowieka. Istnieje potrzeba prowadzenia dalszych badań pozwalających na dokładniejsze poznanie oddziaływania mikrozanieczyszczeń nie tylko w roztworach modelowych ale również w naturalnych zbiornikach wodnych.

W pracy oceniono wpływ stężenia wybranych mikrozanieczyszczeń organicznych z grupy niesteroidowych leków przeciwbólowych i przeciwzapalnych, substancji psychoaktywnych, leków psychotropowych, hormonów syntetycznych,

**Tabela 1.** Toksyczność chroniczna wybranych mikrozanieczyszczeń organicznych w środowisku wodnym  
**Table 1.** Chronic toxicity of selected organic micropollutants in the water environment

Związek farmaceutyczny	Grupa troficzna organizmów testowych	Gatunek	LOEC, mg/dm <sup>3</sup>	
Ibuprofen	Rośliny naczyniowe	<i>Lemna minor</i>	22,00	(Cleuvers 2003)
	Skorupiaki	<i>Gammarus pulex</i>	0,01 µg/dm <sup>3</sup>	(De Lange i in. 2006)
		<i>Planorbis carnatus</i>	24,30	(Pounds i in. 2008)
	Ryby	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,00	(Gravel i in. 2009)
Kofeina	Ryby	<i>Pimephales promelas</i>	20,00	(Moore 2008)
Karbamazepina	Rośliny naczyniowe	<i>Lemna minor</i>	22,50	(Cleuvers 2003)
		<i>Lemna gibba</i>	>1,00	(Brain i in. 2004)
	Skorupiaki	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	100,00	(Ferrari i in. 2003)
	Owady	<i>Chironomus tentans</i>	47,30	(Dussault i in. 2008b)
	Ryby	<i>Oryzias latipes</i>	6,10	(Flippin i in. 2007)
		<i>Danio rerio</i>	50,00	(Ferrari i in. 2003)
Cyprofloksacyna	Rośliny naczyniowe	<i>Lemna minor</i>	0,05	(Martins i in. 2012)
	Glony	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	2,19	(Martins i in. 2012)
17α-etynyloestradiol	Skorupiaki	<i>Hyalella azteca</i>	0,74	(Dussault i in. 2008b)
		<i>Daphnia magna</i>	0,10	(Clubbs, Brooks 2007)
	Ryby	<i>Fundulus heteroclitus</i>	0,05 µg/dm <sup>3</sup>	(Doyle i in. 2013)
Triallat	Skorupiaki	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,002	(CCME 1999)
	Ryby	<i>Pimephales promelas</i>	2,50	(CCME 1999)
Benzofenon-3	Ryby	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,749	(Coronado i in. 2008)
		<i>Oryzias latipes</i>	0,62	(Coronado i in. 2008)

**Tabela 2.** Toksyczność ostra wybranych mikrozanieczyszczeń wyznaczona dla organizmów wodnych  
**Table 2.** Acute toxicity of selected micropollutants determined for aquatic organisms

Związek farmaceutyczny	Grupa troficzna organizmów testowych	Gatunek	Parametr (czas trwania testu)	Wartość, mg/dm <sup>3</sup>	
Ibuprofen	-	<i>Biofilm</i>	EC <sub>50</sub>	>0,01	(Halling i in. 1998)
	Skorupiaki	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	LC <sub>50</sub> (24 h)	19,59	(Kim i in. 2009)
		<i>Hydra attenuata</i>	LC <sub>50</sub> (96 h)	1,65	(Quinn i in. 2008)
	Glony	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	EC <sub>50</sub> (72 h)	315	(Schmidt i in. 2011)
		<i>Synechocystis sp.</i>	LOEC (72 h)	1,00	(Halling i in. 1998)
	Mięczaki	<i>Planorbis carnatus</i>	LC <sub>50</sub> (72 h)	17,10	(Pounds i in. 2008)
	Płazy	<i>Xnopus laevis</i>	EC <sub>50</sub>	30,70	(Richards, Cole 2006)
Ryby	<i>Oryzias latipes</i>	LC <sub>50</sub> (96 h)	>100	(Flippin i in. 2007)	
Kofeina	Wrotki	<i>Plationus patulus</i>	LC <sub>50</sub> (48 h)	580	(Martinez i in. 2015)
	Skorupiaki	<i>Pimephales promelas</i>	LC <sub>50</sub> (24 h)	100	(Moore i in. 2008)
	Ryby	<i>Chironomus dilutus</i>	LC <sub>50</sub> (24 h)	1,230	(Moore i in. 2008)
Karbamazepina	-	<i>Biofilm</i>	EC <sub>50</sub>	>0,01	(Halling i in. 1998)
	Skorupiaki	<i>Calluna vulgaris</i>	EC <sub>50</sub> (48 h)	155,00	(Flippin i in. 2007)
		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	EC <sub>50</sub> (48 h)	77,70	(Ferrari i in. 2003)
		<i>Hydra attenuata</i>	EC <sub>50</sub>	15,50	(Quinn i in. 2008)
	Glony	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	EC <sub>50</sub> (72 h)	74,00	(Cleuvers 2003)
		<i>Cyclotella meneghiniana</i>	EC <sub>50</sub> (96 h)	10,00	(Ferrari i in. 2003)
		<i>Synechococcus leopolensis</i>	EC <sub>50</sub> (96 h)	17,00	(Ferrari i in. 2003)
	Płazy	<i>Xnopus laevis</i>	EC <sub>50</sub> (96 h)	>100	(Richards, Cole 2006)
	Ryby	<i>Oryzias latipes</i>	EC <sub>50</sub> (48 h)	35,4	(Kim i in. 2007)
<i>Oncorhynchus mykiss (juvenile)</i>		LC <sub>50</sub> (96 h)	19,9	(Li i in. 2011)	
Cyprofloksacyna	Rośliny naczyniowe	<i>Lemna gibba</i>	EC <sub>10</sub>	0,10	(Crane i in. 2006)
	Glony	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC <sub>50</sub> (96 h)	4,83	(Martins i in. 2012)
17α-etyniolestradiol	Skorupiaki	<i>Hyalella azteca</i>	EC <sub>50</sub>	0,36	(Dussault i in. 2008a)
		<i>Daphnia similis</i>	EC <sub>50</sub> (48 h)	1,60	(de Castro i in. 2014)
Triallat	Skorupiaki	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC <sub>50</sub> (7 dni)	0,012	(CCME 1999)
	Ryby	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC <sub>50</sub> (24 h)	1,30	(CCME 1999)
		<i>Ictalurus punctatus</i>	LC <sub>50</sub> (24 h)	2,50	(CCME 1999)
Benzofenon-3	Glony	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	IC <sub>50</sub> (24 h)	0,36	(Rodil i in. 2009)
		<i>Desmodesmus subspicatus</i>	IC <sub>50</sub> (72 h)	0,61	(Sieratowicz i in. 2011)
	Skorupiaki	<i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> (24 h)	1,67	(Sieratowicz i in. 2011)

antybiotyków, konserwantów, pestycydów oraz filtrów UV obecnych w środowisku wodnym na wywoływany efekt toksykologiczny u wodnych organizmów wskaźnikowych. Badania prowadzono przy użyciu bakterii bioluminescencyjnych – test Microtox<sup>®</sup>, skorupiaków słodko i słonowodnych – test Daphtokit F<sup>®</sup> i Artoxkit M<sup>®</sup> oraz roślin naczyniowych – test *Lemna sp.* GIT

## METODYKA BADAŃ

Roztwory wodne badanych mikrozanieczyszczeń tj. soli sodowej ibuprofenu, kofeiny, karbamazepiny, cyprofloksacyny, 17α-etyniolestradiolu, natamycyny, triallatu oraz benzofenonu-3 sporządzono na bazie wody zdejonizowanej, której przewodność wynosiła 0,2 μS/cm. Odczyn roz-

tworów korygowano do pH równego 7 za pomocą 0,1 mol/dm<sup>3</sup> HCl lub 0,1 mol/dm<sup>3</sup> NaOH. Stężenia mikrozanieczyszczeń w poszczególnych roztworach wynosiły 0,1, 0,5, 1, 2 oraz 5 mg/dm<sup>3</sup>. Wzorce przedmiotowych związków pochodziły z firmy Sigma-Aldrich (Poznań, Poland). Ich stopień czystości przekraczał 98%. Ocenę toksykologiczną wykonano dla każdego mikrozanieczyszczenia oddzielnie przy użyciu testów przeprowadzonych zarówno na bakteriach, skorupiakach jak i roślinach naczyniowych.

Test Microtox<sup>®</sup> przeprowadzono zgodnie z procedurą Screening Test systemu Microtox Omni w analizatorze Microtox Model 500 firmy Modern Water (Warszawa, Polska). Wykonanie testu opiera się o pomiar intensywności bioluminescencji słonowodnych bakterii *Aliivibrio fischeri* cechujących się wrażliwością na szerokie spektrum toksykantów pochodzenia organicznego i nieorganicznego. Procent inhibicji bioluminescencji wyznaczono po 5 minutowej ekspozycji na działanie mikrozanieczyszczeń względem próby kontrolnej stanowiącej 2% roztwór NaCl.

Testy na skorupiakach przeprowadzono zgodnie z normami OECD Guideline 202, ISO 6341 oraz ASTM E1440-91 przy biotestach Daphtoxkit F<sup>®</sup> oraz Artoxkit M<sup>®</sup> firmy Tigret (Warszawa, Polska). Do testów tych wykorzystano odpowiednio świeżo wylęte słodkowodne skorupiaki *Daphnia magna* oraz słonowodne *Artemia Fanciscana*. Toksyczność poszczególnych roztworów wyznaczono po 48 godzinnej ekspozycji organizmów wskaźnikowych na ich działanie zgodnie ze wzorem 1.

*Lemna sp.* Growth Inhibition Test (GIT) przeprowadzony został na słodkowodnych roślinach naczyniowych *Lemna minor* zgodnie z normą OECD Guideline 221. Do badań użyto rośliny o dwóch frondach pochodzące z własnej hodowli. Test prowadzono w temperaturze 25±1°C przy stałej ekspozycji na światło o mocy 6000 lux. Efekt toksykologiczny wyznaczony na podstawie zmian morfologicznych roślin oceniono po 7 dobach jako procent inhibicji wzrostu frondów roślin zgodnie ze wzorem (1).

$$E = \frac{(L_k - L_t)}{L_k} \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:  $L_k$  – liczba żywych organizmów wskaźnikowych (liczba frondów) dla próbki kontrolnej;

$L_t$  – liczba żywych organizmów wskaźnikowych (liczba frondów) dla próbki testowej.

Interpretację uzyskanych wyników wykonano na podstawie klasyfikacji toksyczności zestawionej w tabeli 2 (Werle, Dudziak 2013).

## WYNIKI I DYSKUSJA

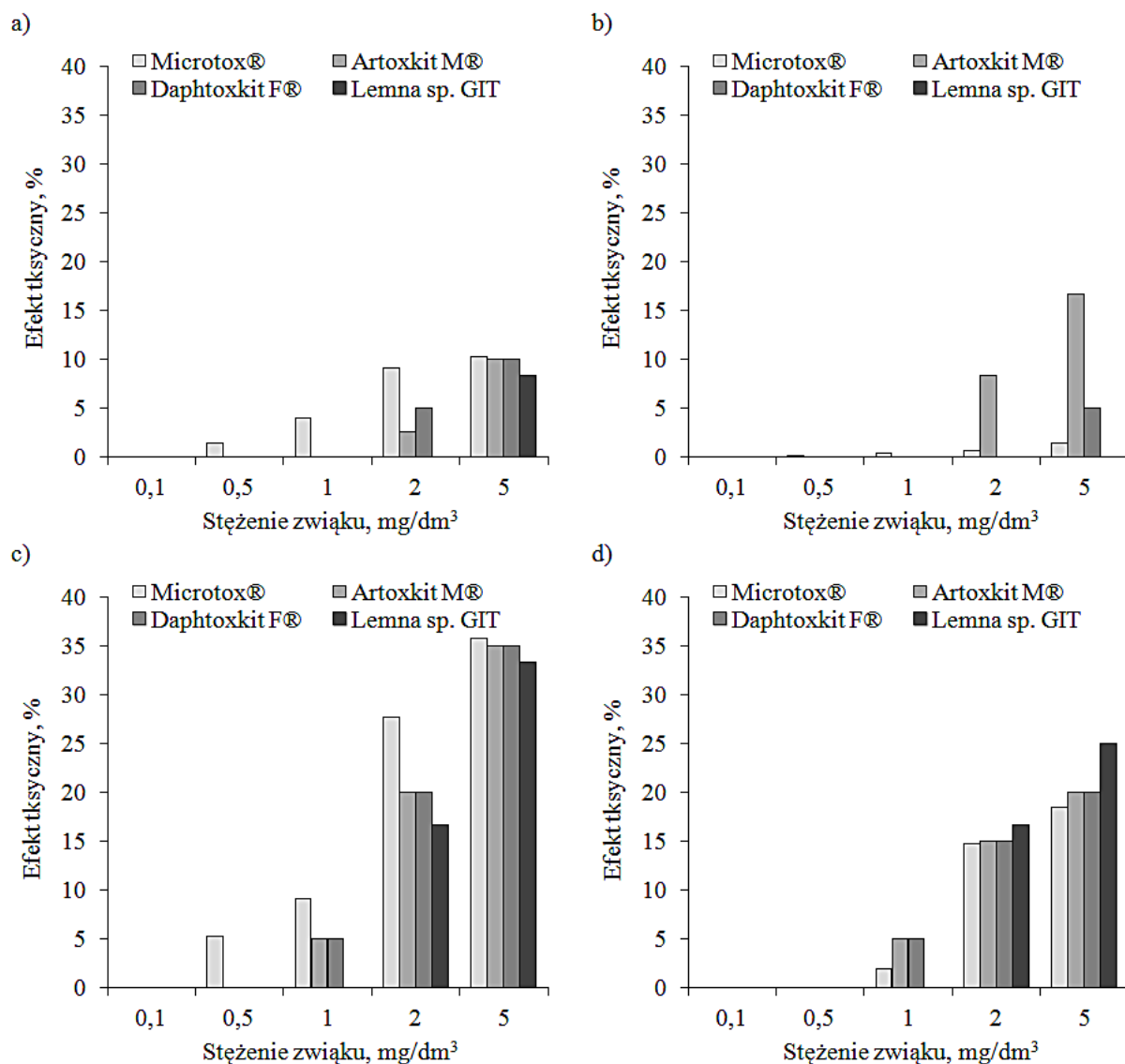
Uzyskane w ramach badań wyniki pozwoliły na określenie efektu toksycznego wywołwanego przez poszczególne mikrozanieczyszczenia na organizmach wskaźnikowych. Wraz ze wzrostem stężenia badanych związków w roztworach wodnych pochodzących zarówno z grupy substancji farmaceutycznych (rys. 1) jak i syntetycznych hormonów, konserwantów, pestycydów i filtrów UV (rys. 2) obserwowano wzrost odpowiedzi wykonywanego testu. Najwyższą czułością na obecność soli sodowej ibuprofenu (rys. 1a) jak i karbamazepiny (rys. 1c) charakteryzował się test Microtox<sup>®</sup>. Nieznaczne zmiany (efekt toksyczny nie przekraczających 1% mieszczący się w granicach błędów pomiarowych analizatora) w procesach metabolicznych bakterii bioluminescencyjnych odnotowano również w przypadku niskich stężeń kofeiny mieszczących się w zakresie od 0,1 do 1 mg/dm<sup>3</sup>. Najwyższą wrażliwość na stężenie tego specyfiku przekraczające 2 mg/dm<sup>3</sup> wykazały słonowodne skorupiaki. Zgodnie z klasyfikacją toksyczności przedstawioną w tabeli 3 żadne z rozważanych w ramach badań stężeń soli sodowej ibuprofenu oraz kofeiny nie powodowało wzrostu toksyczności roztworów wodnych do klasy roztworów o niskiej toksyczności. Cleuvers wyznaczył wartość EC<sub>50</sub> ibuprofenu przy użyciu skorupiaków *Daphnia magna* na 108 mg/dm<sup>3</sup>. Natomiast dawka LC<sub>50</sub> dla kofeiny określona w oparciu o obserwację populacji skorupiaków *Ceriodaphnia dubia* wynosi 60 mg/dm<sup>3</sup> (Cleuvers 2003).

Wszystkie wykonane testy wskazują na niską toksyczność (efekt toksyczny powyżej 25 i poniżej 50%) roztworu zawierającego karbamazepinę o stę-

**Tabela 3.** Klasyfikacja toksyczności próbek (Werle, Dudziak 2013)

**Table 3.** Sample toxicity classification system (Werle, Dudziak 2013)

Obserwowany efekt toksyczny, %	Klasa toksyczności
< 25,00	Brak toksyczności
25,01 – 50,00	Niska toksyczność
50,01 – 75,00	Toksyczność
> 75,00	Wysoka toksyczność



Rys. 1. Porównanie odpowiedzi testów toksyczności dla różnych stężeń mikrozanieczyszczeń farmaceutycznych (a) sól sodowa ibuprofenu, b) kofeina, c) karbamazepina, d) cyprofloksacyna)

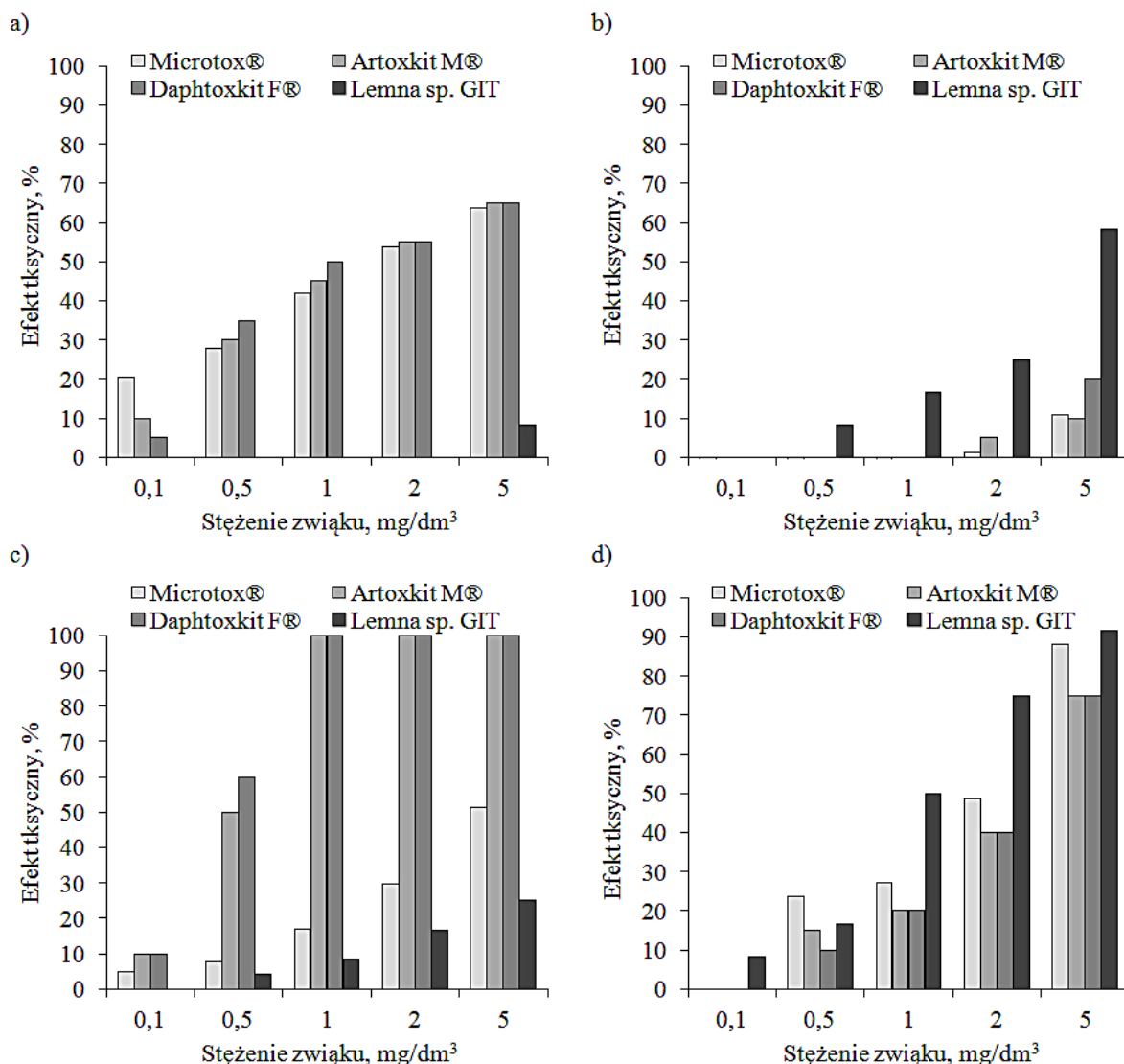
Fig. 1. Comparison of the response of toxicity tests for different concentrations of pharmaceutical micropollutants (a) ibuprofen sodium salt, b) caffeine, c) carbamazepine, d) ciprofloxacin)

żeniu 5 mg/dm<sup>3</sup>. Wyjątek stanowił test wykonany na bakteriiach *Aliivibrio fischeri*, które klasyfikują również stężenie 2 mg/dm<sup>3</sup> tego leku jako stężenie o niskiej toksyczności. W przypadku cyprofloksacyny (rys. 1d) niską toksyczność roztworu o stężeniu 5 mg/dm<sup>3</sup> wykazał test prowadzony na roślinach naczyniowych. Pozostałe roztwory o niższych stężeniach leku z grupy antybiotyków nie charakteryzowały się efektem toksycznym.

Znacznie wyższe oddziaływanie toksykologiczne w porównaniu do pozostałych substancji farmaceutycznych obserwowane było dla 17 $\alpha$ -etynyloestradolu (rys. 2a). Stężenie 0,5 mg/dm<sup>3</sup> tego syntetycznego hormonu wywoływało zarówno u słonowodnych bakterii jak i słono-

i słodkowodnych skorupiaków efekt toksyczny przekraczający 28%, co klasyfikowało roztwór ten jako nisko toksyczny. W przypadku stężenia 2 i 5 mg/dm<sup>3</sup> testy wskazały na wyraźną toksyczność roztworów wodnych (efekt powyżej 50%). Jedynie test wykonany przy użyciu roślin naczyniowych nie wykazał żadnej wrażliwości na obecność tego mikrozanieczyszczenia.

Test *Lemna sp. GIT* wykazywał największą wrażliwość na obecność natamycyny (rys. 2b), zaliczanej do grupy związków grzybobójczych konserwujących żywność (Aguilar i in. 2009). Podczas gdy pozostałe wykonane testy nie klasyfikowały żadnego z rozpatrywanych stężeń mikrozanieczyszczenia jako toksyczne, test na ro-



Rys. 2. Porównanie odpowiedzi testów toksyczności dla różnych stężeń wybranych mikrozanieczyszczeń: a) 17α-etynyloestradiol, b) natamycyna, c) triallat, d) benzofenon-3

Fig. 2. Comparison of the response of toxicity tests for different concentrations of selected micropollutants: a) 17α-ethinylestradiol, b) natamycin, c) triallat, d) benzophenone-3

ślinach naczyniowych scharakteryzował roztwór o stężeniu specyfiku 2 mg/dm<sup>3</sup> jako nisko toksyczny. Natomiast roztwór natamycyny o stężeniu 5 mg/dm<sup>3</sup> wywoływał nie tylko zahamowanie rozwoju frontów roślin, ale również zjawisko ich nekrozy, co przyczyniło się do sklasyfikowania roztworu do roztworów toksycznych.

Przeprowadzone badania wskazały, że najbardziej niekorzystne oddziaływanie na rozwój zarówno skorupiaków słono- jak i słodkowodnych miały roztwory wodne zawierające triallat. Stężenia tego pestycydu przekraczające 1 mg/dm<sup>3</sup> spowodowały natychmiastowy efekt śmiertelny u wszystkich osobników *Daphnia magna* i *Artemia fanciscana*, co wskazuje na wysoką toksyczność tej substancji. Natomiast testy prze-

prowadzone na bakteriiach bioluminescencyjnych wskazały jedynie na niską toksyczność zarówno roztworów 2 i 5 mg/dm<sup>3</sup> tego pestycydu.

Najwyższą wrażliwością na obecność benzofenonu-3, podobnie jak w przypadku nantamycyny, cechował się test wykonany na roślinach naczyniowych (rys. 2d). Ekspozycja roślin na działanie filtra UV o stężeniu 1 mg/dm<sup>3</sup> przyczyniła się do ponad 50% zahamowania ich rozwoju klasyfikując roztwór o tym stężeniu jako toksyczny. Testy wykonane na bakteriiach oraz skorupiakach wskazały na toksyczny charakter benzofenonu-3 obecnego dopiero dla roztworu o stężeniu 2 mg/dm<sup>3</sup>. Natomiast stężenie 5 mg/dm<sup>3</sup> mikrozanieczyszczenia przez wszystkie cztery stosowane testy sklasyfikowane zostało jako wysoko toksyczne

## PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania wskazały, że każda z badanych substancji, niezależnie od swojego przeznaczenia, cechuje się odmienną toksycznością względem organizmów testowych. Dowiedziono, że roztwory zawierające ibuprofen lub kofeinę w stężeniu nie przekraczającym 5 mg/dm<sup>3</sup> są nietoksyczne dla każdego stosowanego organizmu wodnego. W przypadku natamycyny jedynie test *Lemna sp.* GIT wskazał na niską toksyczność specyfiku w stężeniu 2 mg/dm<sup>3</sup> oraz toksyczny charakter roztworu zawierającego 5 mg tej substancji na dm<sup>3</sup>. Najwyższą toksycznością względem bakterii stosowanych w teście Microtox<sup>®</sup> odznaczały się roztwory zawierające 17 $\alpha$ -etynyloestradiol oraz benzofenon-3. Ponadto badanie przeprowadzone przy użyciu wszystkich przedmiotowych testów toksyczności wskazały na wysoką toksyczność roztworu zawierającego benzofenon-3 w stężeniu 5 mg/dm<sup>3</sup>. Natomiast obecność triallatu o stężeniu 1, 2 oraz 5 mg/dm<sup>3</sup> wywoływał 100% śmiertelność zarówno u skorupiaków słono- jak i słodkowodnych, co klasyfikuje roztwory o takich stężeniach jako wysokotoksyczne. Pełna ocena toksycznego oddziaływania mikrozanieczyszczeń organicznych w roztworach wodnych wymaga zatem przeprowadzenia badań na organizmach ze wszystkich poziomów troficznych.

## LITERATURA

1. Aguilar F., Charrondiere U.R., Dusemund B., Galtier P., Gilbert J., Gott D.M., Grilli S., Guertler R., Koenig J., Lambré C., Larsen J-C., Leblanc J-C., Mortensen A., Parent-Massin D., Pratt I., Rietjens I.M.C.M., Stankovic I., Tobback P., Verguieva T., Woutersen R.A., 2009. Scientific Opinion on the use of natamycin (E 235) as a food additive, EFSA Journal, 7, ID 1412.
2. Brain R.A., Johnson D.J., Richards S.M., Hanson M.L., Sanderson H., Lam M.W., Young C., Mabury S.A., Sibley P.K., Solomon K.R., 2004. Microcosm evaluation of the effects of an eight pharmaceutical mixture to the aquatic macrophytes *Lemna gibba* and *Myriophyllum sibiricum*, Aquatic Toxicology, 2004, 23–40.
3. Brausch J.M., Connors K.A., Brooks B.W., Rand G.M., 2012. Human pharmaceuticals in the aquatic environment: a review of recent toxicological studies and considerations for toxicity testing, Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 218, 1–99.
4. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Triallate. Canadian environmental quality guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
5. Chen H., Zha J., Liang X., Li J., Wang Z., 2014. Effects of the human antiepileptic drug carbamazepine on the behavior, biomarkers, and heat shock proteins in the Asian clam *Corbicula fluminea*, Aquatic Toxicology, 155, 1–8.
6. Cleuvers M., 2003. Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. Toxicological Letters, 142, 185–194.
7. Clubbs R.L., Brooks B.W., 2007. *Daphnia magna* responses to a vertebrate estrogen receptor agonist and an antagonist: a multigenerational study. Ecotoxicology and Environmental Safety, 67, 385–398.
8. Coronado M., De Haro H., Deng X., Rempel M.A., Lavado R., Schlenk D., 2008. Estrogenic activity and reproductive effects of the UV-filter oxybenzone (2-hydroxy-4-methoxyphenyl-methanone) in fish. Aquatic Toxicology, 90, 182–187.
9. Crane M., Watts C., Boucard T., 2006. Chronic aquatic environmental risks from exposure to human pharmaceuticals. Science of the Total Environment, 367, 23–41.
10. de Castro F.J., dos Santos D.R.A., Picolomini Buongermino C.R., Sanzi Cortez F., Seabra Pereira C.D., Brasil Choeri R., Cesr A., 2014. Ecotoxicological assessment of four pharmaceutical compounds through acute toxicity tests. O Mundo da Saude, 38, 51–55.
11. de Lange H.J., Noordoven W., Murk A.J., Lurling M., Peeters E.T.H.M., 2006. Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals. Aquatic Toxicology, 78, 209–216.
12. Doyle M.A., Bosker T., Martyniuk C.J., MacLatchy D.L., Munkittrick K.R., 2013. The effects of 17- $\alpha$ -ethinylestradiol (EE2) on molecular signaling cascades in mummichog (*Fundulus heteroclitus*). Aquatic Toxicology, 134–135, 34–46.
13. Dussault E.B., Balakrishnan V.K., Sverko E., Solomon K.R., Sibley P.K., 2008a. Toxicity of human pharmaceuticals and personal care products to benthic invertebrates, Environmental Toxicology and Chemistry, 27, 425–432.
14. Dussault E.B., Balakrishnan V.K., Solomon K.R., Sibley P.K., 2008b. Chronic toxicity of the synthetic hormone 17 $\alpha$ -ethinylestradiol to *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca*. Environmental Toxicology and Chemistry, 27, 2521–2529.
15. Ferrari B., Paxeus N., Lo Giudice R., Pollio A., Garric J., 2003. Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewater.

- ters: study of carbamazepine, clofibric acid, and diclofenac, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55, 359–370.
16. Flippin L., Huggett D., Foran C.M., 2007. Changes in the timing of reproduction following chronic exposure to ibuprofen in Japanese medaka, *Oryzias latipes*, *Aquatic Toxicology*, 81, 73–78.
  17. Gravel A., Wilson J.M., Pedro D.F.N., Vijayan M.M., 2009. Non-steroidal anti-inflammatory drugs disturb the osmoregulatory, metabolic and cortisol responses associated with seawater exposure in rainbow trout. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 149, 481–490.
  18. Halling-Sorensen B., Nielsen S.N., Lanzky P.F., Ingerster F., Lutzhoff H.C.H., Jorgensen S.E., 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment—a review. *Chemosphere*, 36, 357–393.
  19. Kim J-W., Ishibashi H., Yamauchi R., Ichikawa N., Takao Y., Hirano M., Koga M., Arizono K., 2009. Acute toxicity of pharmaceutical and personal care products on freshwater crustacean (*Thamnocephalus platyurus*) and fish (*Oryzias latipes*). *Journal of Toxicological Sciences*, 34, 227–232.
  20. Kim Y., Choi K., Jung J., Park S., Kim P.-G., Park J., 2007. Aquatic toxicity of acetaminophen, carbamazepine, cimetidine, diltiazem and six major sulfonamides, and their potential ecological risks in Korea. *Environment International*, 33, 370–375.
  21. Li Z., Zlabek V., Velisek J., Grabic R., Machova J., Kolarova J., Li P., Randak T., 2011. Acute toxicity of carbamazepine to juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): effects on antioxidant responses, hematological parameters and hepatic EROD. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74, 2011, 31–327.
  22. Martinez Gomez D.A., Baca S., Walsh E.J., 2015. Lethal and sublethal effects of selected PPCPs on the freshwater rotifer, *Platyonus patulus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34, 913–922.
  23. Martins N., Pereira R., Abrantes N., Pereira J., Gonçalves F., Marques C.R., 2012. Ecotoxicological effects of ciprofloxacin on freshwater species: data integration and derivation of toxicity thresholds for risk assessment. *Ecotoxicology*, 21, 1167–1176.
  24. Moore M.T., Greenway S.L., Farris J.L., Guerra B., 2008. Assessing caffeine as an emerging environmental concern using conventional approaches. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54, 31–35.
  25. Musolff A., Leschik S., Schafmeister M.T., Reinstorff F., Strauch G., Krieg R., Schirmer M., 2010. Evaluation of xenobiotic impact on urban receiving waters by means of statistical methods. *Water Science and Technology*, 62, 684–692.
  26. Pounds N., Maclean S., Webley M., Pascoe D., Hutchinson T., 2008. Acute and chronic effects of ibuprofen in the mollusk *Planorbis carnatulus* (Gastropoda: Planorbidae), *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70, 47–52.
  27. Quinn B., Gagne F., Blaise C., 2008. An investigation into the acute and chronic toxicity of eleven pharmaceuticals (and their solvents) found in wastewater effluent on the cnidarians, *Hydra attenuate*. *Science of the Total Environment*, 389, 306–314.
  28. Richards S.M., Cole S.E., 2006. A toxicity and hazard assessment of fourteen pharmaceutical compounds to *Xenopus laevis* larvae. *Ecotoxicology*, 15, 647–656.
  29. Rodil R., Moeder M., Altenburger R., Schmitt-Jansen M., 2009. Photostability and phytotoxicity of selected sunscreen agents and their degradation mixtures in water. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 395, 1513–1524.
  30. Santos L.H.M.L.M., Araújo A.N., Fachini A., Pena A., Delerue-Matos C., Montenegro M.C.B.S.M., 2010. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment, *Journal of Hazardous Materials*, 175, 45–95.
  31. Schmidt W., O'Rourke K., Hernan R., Quinn B., 2011. Effects of pharmaceuticals gemfibrozil and diclofenac on the marine mussel (*Mytilus spp.*) and their comparison with standardized toxicity tests. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1389–1395.
  32. Sieratowicz A., Kaiser D., Behr M., Oetken M., Oehlmann J., 2011. Acute and chronic toxicity of four frequently used UV filter substances for *Desmodesmus subspicatus* and *Daphnia magna*. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances and environmental engineering*, 46, 1311–1319.
  33. Virkutyte J., Varma R.S., Jegatheesan V., 2010. *Treatment of Micropollutants in Water and Wastewater*. IWA Publishing.
  34. Werle S., Dudziak, M. 2013. Ocena toksyczności osadów ściekowych oraz produktów ubocznych powstających podczas ich zgazowania. *Przemysł Chemiczny*, 92, 1350–1353.