

Mariusz DUDZIAK¹

WPŁYW WARUNKÓW ŚRODOWISKA WODNEGO NA ROZKŁAD BISFENOLU A

INFLUENCE OF THE AQUATIC ENVIRONMENT CONDITIONS ON THE DECOMPOSITION OF BISPHENOL A

Abstrakt: Bisfenol A to związek chemiczny stosowany do produkcji tworzyw sztucznych. Współcześnie identyfikowany jest on w środowisku wodnym. W pracy podjęto badania dotyczące oceny wpływu warunków środowiska wodnego na rozkład bisfenolu A. Przedmiot badań stanowiły różne roztwory wodne sporządzone na bazie wody zdejonizowanej lub powierzchniowej z dodatkiem wzorca bisfenolu A w stężeniu 1 mg/dm³. Do wybranych roztworów dodawano pożywkę mineralną lub wodę powierzchniową, która to stanowiła źródło zarówno substancji organicznych, jak i nieorganicznych oraz mikroorganizmów. Opcjonalnie wybrane roztwory były przetrzymywane w ciemni lub w świetle słonecznym oraz napowietrzane. Roztwory po biodegradacji poddano również ocenie toksykologicznej z użyciem testu enzymatycznego z bakteriami bioluminescencyjnymi *Aliivibrio fischeri*, testu przeżywalności ze skorupiakami *Daphnia magna* oraz testu wzrostowego z rośliną wodną *Lemna minor*. Określono, że rozkład bisfenolu A w środowisku wodnym jest niewielki i zachodzi głównie pod wpływem światła słonecznego przy udziale mikroorganizmów. Istotna jest również obecność w środowisku wodnym soli mineralnych. Natomiast dokonana ocena toksykologiczna roztworów podczas badań biodegradacyjnych wykazała, że charakteryzują się one różną toksycznością. Klasa toksyczności roztworu zależała także od rodzaju użytego organizmu wskaźnikowego, co świadczy o ich różnej wrażliwości na działanie bisfenolu A. Wysoką toksyczność odnotowano w przypadku bakterii bioluminescencyjnymi *Aliivibrio fischeri* po 14 dobach trwania badań biodegradacyjnych.

Słowa kluczowe: bisfenol A, środowisko wodne, rozkład, toksyczność roztworu

Wprowadzenie

W środowisku wodnym mikrozanieczyszczenia organiczne mogą występować zarówno w toni wodnej, jak i w osadach dennych. W toni wodnej częściowo ulegają adsorpcji na materii organicznej (cząsteczkowy węgiel organiczny). Yamamoto i Liljestrang w pracy [1] określili, że w przybliżeniu od 15 do 50% mikrozanieczyszczeń w wodach powierzchniowych jest związana z występującymi tam wysokocząsteczkowymi substancjami organicznymi. Dla przykładu, związanie estrogenów z poszczególnymi frakcjami charakterystycznymi dla wody powierzchniowej o typowej zawartości ogólnego węgla organicznego 5,0 mg/dm³ wynosiło od 23 do 33% z kwasami humusowymi i od 15 do 18% w przypadku kwasów fulwowych. Adsorpcja pięciu różnych mikrozanieczyszczeń organicznych, w tym 17 β -estradiolu, 17 α -etynyloestradiolu, bisfenolu A, 4-tert-oktylofenolu i 4-nonylofenolu na osadach rzecznych opisana została przez Yinga i in. w pracy [2]. W swoich porównawczych badaniach autorzy wykazali, że wraz z obniżeniem polarności związków wzrasta ich adsorpcja na osadach rzecznych. Adsorpcja substancji aktywnych biologicznie na osadach rzecznych zależy od zasolenia wody [3].

¹ Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Politechnika Śląska, ul. S. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, tel. 32 237 16 98, fax 32 237 10 47, email: mariusz.dudziak@polsl.pl

Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole'16, Zakopane, 5-8.10.2016

Należy również wspomnieć o bioakumulacji mikrozanieczyszczeń organicznych w tkankach organizmów. Zjawisko to ma wpływ na poziomy ich stężenie w środowisku wodnym. Bioakumulacja jest szacowana na podstawie wartości współczynnika biokoncentracji lub współczynnika bioakumulacji. Pierwszy z podanych współczynników można określić na podstawie wartości współczynnika podziału n-okanol i woda ($\log K_{ow}$), charakteryzującego hydrofobowe właściwości związków chemicznych. Współczynnik biokoncentracji (podany w formie logarytmicznej) np. dla bisfenolu A wynosi 1,86, a dla 17 β -estradiolu - 2,39 [4]. Potwierdza to, że zawartość tych mikrozanieczyszczeń jest wyższa w tkankach organizmów żywych niż w środowisku wodnym.

Kluczowe zjawiska decydujące o występowaniu mikrozanieczyszczeń w środowisku wodnym to naturalna degradacja i biodegradacja [5-7].

Degradacja (rozkład) substancji aktywnych biologicznie w środowisku wodnym może przebiegać pod wpływem różnych czynników fizycznych (promieniowanie słoneczne, temperatura i in.), chemicznych (odczyn, obecność soli mineralnych, obecność substancji toksycznych i in.), biologicznych (obecność mikroorganizmów i in.) czy też fotochemicznych (promieniowanie UV) [5]. Z kolei o procesie biodegradacji mówi się wówczas, gdy rozkład związku odbywa się przy udziale mikroorganizmów i enzymów bez względu na warunki środowiskowe (tlenowe, beztlenowe) [6]. Głównymi końcowymi produktami rozkładu substancji organicznych są proste naturalne związki, tj. CO₂ i H₂O, powszechnie występujące w środowisku naturalnym. Jednak wcześniej w środowisku reakcji pojawiają się również produkty pośrednie rozkładu [8]. Często takie pośrednie produkty rozkładu substancji aktywnych biologicznie wykazują znacznie większą aktywność biologiczną w stosunku do mikroorganizmów, roślin, zwierząt i ludzi niż związki pierwotne [9].

Bisfenol A to związek chemiczny stosowany do produkcji tworzyw sztucznych. Współcześnie identyfikowany jest on w środowisku wodnym. Do środowiska wodnego związek ten wprowadzany jest m.in. w wyniku jego nieskutecznego usuwania ze ścieków. Może on być również wydzielany i wmywany z zatopionych w środowisku wodnym elementów plastikowych. Bisfenol A w odpływach z oczyszczalni ścieków występuje w szerokim zakresie stężeń od $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ do nawet ng/dm^3 [10-12]. W wodach powierzchniowych poziomy stężenie są niższe.

Celem niniejszej pracy była ocena wpływu wybranych warunków środowiska wodnego na rozkład bisfenolu A oraz toksyczność roztworów.

Materiały i metodyka badań

Wykorzystane w badaniach roztwory sporządzono na bazie wody zdejonizowanej lub powierzchniowej z dodatkiem wzorca bisfenolu A firmy Sigma-Aldrich. Stężenie związku wynosiło $1 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Skład poszczególnych roztworów wodnych oraz warunki prowadzenia procesu degradacji przedstawiono w tabeli 1. Do napowietrzania roztworów użyto pompki o wydajności $0,25 \text{ cm}^3$ powietrza na 1 godzinę. Pożywkę mineralną stanowiącą źródło soli mineralnych sporządzono z 10 cm^3 roztworu dwuwodoroortofosforanu potasu (stężenie roztworu wyjściowego $8,50 \text{ g}/\text{dm}^3$), wodorooortofosforanu potasu ($21,75 \text{ g}/\text{dm}^3$), dwunastowodnego wodorooortofosforanu sodu ($44,60 \text{ g}/\text{dm}^3$) i chlorku amonu ($1,70 \text{ g}/\text{dm}^3$) oraz 1 cm^3 roztworu siedmiowodnego siarczanu magnezu ($22,50 \text{ g}/\text{dm}^3$), chlorku wapnia

(27,50 g/dm³) i sześciowodnego chlorku żelaza(III) (0,25 g/dm³), które następnie rozpuszczono w 1 dm³ wody zdejonizowanej. Roztwory wodne V i VI zaszczerpiano objętością 10 cm³ wody powierzchniowej pochodzącej ze zbiornika zlokalizowanego w województwie śląskim. Parametry fizyczno-chemiczne wody powierzchniowej stanowiącej zaszczerpienie zestawiono w tabeli 2. Zaszczerpienie było źródłem zarówno substancji organicznych, jak i nieorganicznych oraz mikroorganizmów potencjalnie zdolnych do rozkładu substancji organicznych.

Do pomiarów parametrów ogólnych (pH i temperatura) oraz przewodności właściwej roztworów stosowano laboratoryjny miernik wieloparametrowy inoLab[®] 740 wyprodukowany przez WTW, Pomiarowy i Analityczny Sprzęt Techniczny. Absorbancję mierzono przy długości fali 254 nm z użyciem UV VIS Cecil 1000 firmy Analytik Jena AG. Bisfenol A oznaczano metodą ekstrakcji do fazy stałej (SPE) oraz analizy chromatografii cieczowej (HPLC). Do ekstrakcji wykorzystano kolumnienki Supelclean[™] ENVI-18 (objętość 6 cm³, faza stała 1,0 g) firmy Supelco. Złoże kolumnienki przed ekstrakcją kondycjonowano metanolem (5 cm³) i acetonitrylem (5 cm³), a następnie przepłukano wodą zdejonizowaną (5 cm³). Wydzielony związek odmyto za pomocą mieszaniny acetonitrylu i metanolu (60:40, v/v) o objętości 1 cm³. Analizę jakościowo-ilościową związku w ekstraktach, po wcześniejszym ich zatężeniu w lekkim strumieniu azotu, przeprowadzono z użyciem HPLC z detektorem UV ($\lambda = 218$ nm) firmy Varian. Zastosowano kolumnę Microsorb 100 C18 o długości 25 cm, średnicy 4,6 mm oraz uziarnieniu 5 μ m. Jako fazę ruchomą zastosowano mieszaninę acetonitrylu i wody (85:15, v/v). W badaniach wykorzystywano rozpuszczalniki organiczne o czystości analitycznej firmy Avantor Performance Materials Poland S.A.

Skład roztworów wodnych oraz warunki prowadzenia procesu degradacji

Tabela 1

The composition of aqueous solutions and the degradation process conditions

Table 1

Roztwór wodny	Skład	Warunki prowadzenia procesu degradacji
I	woda zdejonizowana + bisfenol A	światło słoneczne
II	woda zdejonizowana + bisfenol A	ciemnia
III	woda zdejonizowana + bisfenol A	światło słoneczne + napowietrzanie
IV	woda zdejonizowana + bisfenol A + pożywka	światło słoneczne
V	woda zdejonizowana + bisfenol A + zaszczerpienie	światło słoneczne
VI	woda zdejonizowana + bisfenol A + pożywka + zaszczerpienie	światło słoneczne
VII _s	woda powierzchniowa + bisfenol A	światło słoneczne
VII _{sn}	woda powierzchniowa + bisfenol A	światło słoneczne + napowietrzanie

Toksyczność badanych roztworów oceniono na podstawie wyników poszczególnych testów, tj. enzymatycznego Microtox[®], wykorzystującego luminescencyjny szczep bakterii morskich *Aliivibrio fischeri*, przeżywalności ze skorupiakami *Daphnia magna* i wzrostowego z rzęsą wodną *Lemna minor*.

Test enzymatyczny Microtox[®] wykorzystuje luminescencyjny szczep bakterii morskich *Aliivibrio fischeri*. Ekspozycja bakterii na działanie substancji toksycznych prowadzi do zmian w procesach metabolicznych, co równocześnie powoduje

zróznicowanie natężenia światła emitowanego przez mikroorganizmy [13]. Badania przeprowadzono z użyciem systemu MicrotoxOmni w analizatorze Microtox model 500 firmy Tigret sp. z o.o. pełniącego funkcję zarówno inkubatora, jak i fotometru. Po 5 i 15 minutach ekspozycji wyznaczono procent inhibicji bioluminescencji względem próby kontrolnej (2% NaCl).

Tabela 2

Parametry fizyczno-chemiczne wody powierzchniowej stanowiącej zaszczerpienie

Table 2

Physico-chemical parameters of surface water whis is constituting the inoculation

Parametr	Jednostka	Wartość
pH	[-]	7,13
Temperatura	[°C]	20
Przewodność	[mS/cm]	0,843
Absorbancja (UV ₂₅₄)	[l/cm]	0,167
Ogólny węgiel organiczny	[mg/dm ³]	25,02

Z kolei test przeżywalności ze skorupiakami *Daphnia magna* przeprowadzono zgodnie z PN 90C-04610/03 [14], rejestrując ich śmiertelność po upływie 24 i 48 godzin kontaktu organizmów wskaźnikowych z roztworem. Organizmy testowe pochodziły z własnej hodowli.

Test wzrostowy z rzęszą wodną *Lemna minor* wykonano wg metodyki opisanej w [15], zakładającej obserwację jej zmian morfologicznych, w tym ocenę ilości liści przed i po upływie 7 dni. W każdym badanym roztworze umieszczano kilkanaście roślin zawierających 2 listki (frondy). Hodowle prowadzono przy oświetleniu ciągłym o natężeniu 3000 lx i w temperaturze 25°C. Organizmy testowe również pochodziły z własnej hodowli.

Efekt toksyczności E określono według wzoru:

$$E = 100 \cdot (E_k - E_t) / E_k \quad (1)$$

gdzie E_k - obserwowany efekt dla próbki kontrolnej, a E_t - obserwowany efekt dla próbki testowanej.

W zależności od użytego testu miarą toksyczności była inhibicja bioluminescencji bakterii *Aliivibrio fischeri* (test Microtox®), śmiertelność skorupiaków *Daphnia magna* lub inhibicja wzrostu liści rośliny wodnej *Lemna minor*.

Do klasyfikacji toksyczności zastosowano powszechnie używany przez wielu badaczy system [16, 17], oparty na wielkości obserwowanego efektu wywoływanego u stosowanego organizmu wskaźnikowego (tab. 3).

Tabela 3

System klasyfikacji toksyczności próbek [16, 17]

Table 3

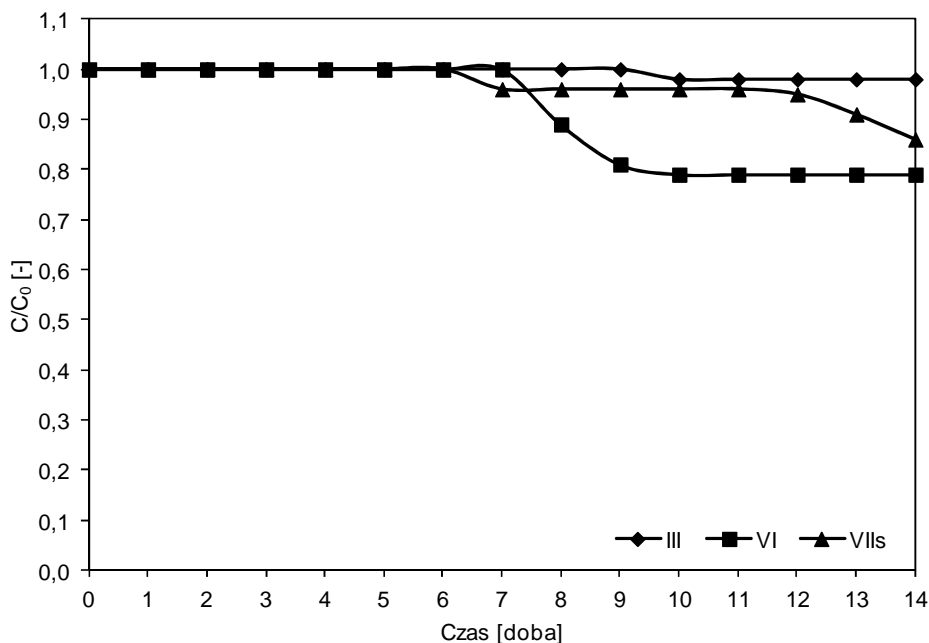
Samples toxicity classification system [16, 17]

E [%]	Klasa toksyczności
< 25	nietoksyczna
25-50	niska toksyczność
50,1-75	toksyczność
75,1-100	wysoka toksyczność

Wyniki i dyskusja

Spośród badanych roztworów wodnych i zastosowanych warunków prowadzenia procesu biodegradacji obniżenie stężenia bisfenolu A zaobserwowano wyłącznie w roztworach nr II, VI i VIIs (rys. 1). Jednak zmiany stężenia badanego związku były bardzo małe i nie przekraczały 21%. Największe obniżenie stężenia obserwowano dla roztworu VI, który stanowiła woda zdejonizowana z dodatkiem pożywki i zaszczepienia, który był ekspozycyjny w świetle słonecznym. Obecność soli nieorganicznych w tym roztworze, stanowiących pożywkę mineralną dla mikroorganizmów wprowadzonych do wody wraz z zaszczepieniem, wpływała na intensyfikację procesów metabolicznych bakterii zdolnych do rozkładu bisfenolu A.

Rozkład mikrozanieczyszczeń w środowisku wodnym w dużej mierze zależy od obecności mikroorganizmów. Hervé w swojej pracy [18] udokumentował zależność pomiędzy rozkładem wybranych farmaceutyków z grupy antybiotyków a obecnością w środowisku reakcji poszczególnych szczepów bakteryjnych (*Rhodococcus rhodochrous*, *Aspergillus niger*, *Sphingomonas herbicidovorans*, *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas putida*). Autor stwierdził, że do rozkładu większości badanych substancji aktywnych biologicznie są zdolne głównie bakterie *Rhodococcus rhodochrous*. W przypadku pozostałych ocenianych przez autora pracy szczepów bakteryjnych zjawiska rozkładu antybiotyków nie zaobserwowano.



Rys. 1. Zmiana stężenia bisfenolu A w wybranych roztworach podczas badań degradacji

Fig. 1. The change of concentration of bisphenol A in the selected solutions during biodegradation experiments

Jak już wspomniano we wstępie pracy, w trakcie rozkładu substancji w środowisku reakcji pojawiają się również produkty pośrednie o różnej aktywności biologicznej. W celu oceny tego zjawiska dokonano porównania oddziaływania roztworów wodnych zawierających bisfenol A na różne organizmy wskaźnikowe. W tym zakresie przeprowadzono testy enzymatyczne z bakteriami bioluminescencyjnymi *Aliiovibrio fischeri*, testy przeżywalności ze skorupiakami *Daphnia magna* oraz testy wzrostowe z rośliną wodną *Lemna minor*. Ocenie poddano roztwór VI, w przypadku którego odnotowano największe obniżenie stężenia związku w porównaniu do pozostałych badanych roztworów (tab. 1). Wyniki przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4
Wpływ oddziaływania wybranego roztworu wodnego zawierającego bisfenol A na organizmy wskaźnikowe

Table 4

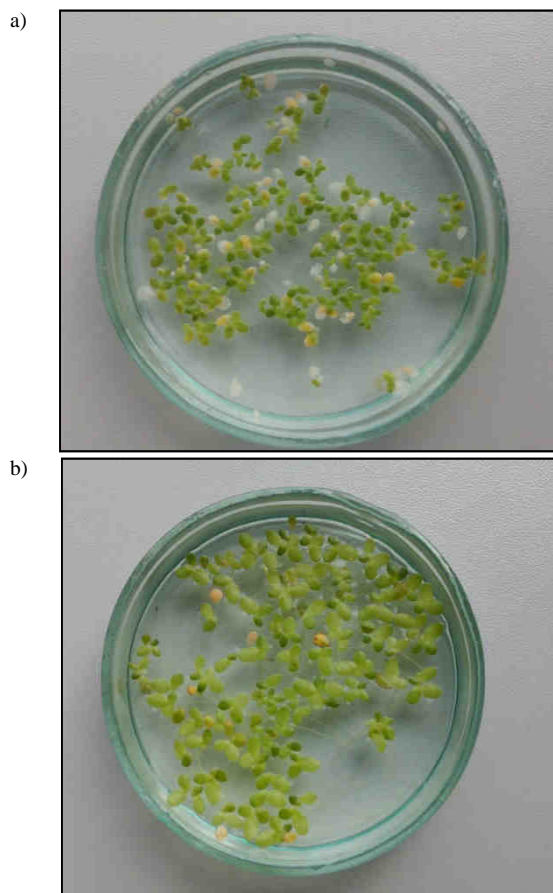
The influence of aqueous solutions containing bisphenol A on a variety of indicator organisms

Test/organizm wskaźnikowy	Czas testu	Czas prowadzenia badań biodegradacyjnych [dni]		
		0	7	14
		Efekt (klasa toksyczności ^{**}) [%]		
Enzymatyczny z <i>Aliiovibrio fischeri</i>	5 min	10 (-)	51 (++)	58 (++)
	15 min	11 (-)	51 (++)	100 (+++)
Przeżywalności z <i>Daphnia magna</i>	1 dzień	0 (-)	40 (+)	50 (+)
	2 dni	0 (-)	45 (+)	60 (++)
Wzrostowy z <i>Lemna minor</i>	7 dni	0 (-)	25 (+)	50 (+)

* roztwór sporządzono na bazie wody zdejonizowanej z dodatkiem pożywki i zaszczepiania oraz badanego związku w stężeniu 1 mg/dm³

** (-) brak toksyczności, (+) niska toksyczność, (++) toksyczność, (+++) wysoka toksyczność

Roztwór zawierający bisfenol A po 7 dobie trwania eksperymentu charakteryzował się toksycznością wobec bakterii *Aliiovibrio fischeri*, przy czym próbka pochodząca z 14 doby i badana w dłuższym czasie ekspozycji (15 min) była wysokotoksyczna (tab. 4). Zbliżone obserwacje dotyczyły skorupiaków *Daphnia magna*, ale w tym przypadku klasa toksyczności była niższa, a czas trwania testu nie miał dużego wpływu na obserwowaną zależność. W większości badane próbki roztworów charakteryzowały się niską toksycznością wobec skorupiaków. Niską toksyczność zaobserwowano również dla rośliny wodnej *Lemna minor* po 7 i 14 dobie prowadzenia badań biodegradacyjnych. Jednak, analizując zdjęcia obrazujące zarówno rzęsę wodną kontaktującą się z roztworem zawierającym bisfenol A, jak i próbkę kontrolną, można zauważyć, że badany związek hamował rozwój roślin (rys. 2). Liście roślin w tym przypadku były bardzo drobne. Stwierdzono również zjawisko mikoryzy.



Rys. 2. Zdjęcia rzęsy wodnej w roztworze zawierającym bisfenol A: a) po 14 dobie prowadzenia badań biodegradacyjnych oraz b) próbka kontrolna

Fig. 2. The images of duckweed in the solution containing bisphenol A: a) after 14 days of biodegradation and b) control sample

Wnioski

- Określono, że rozkład bisfenolu A w środowisku wodnym zależy od warunków środowiska wodnego. W większości badanych roztworów w rozpatrywanym czasie biodegradacji (14 dób) rozkład związku nie był obserwowany. Niewielki rozkład bisfenolu A (poniżej 21%) zaobserwowano w roztworze ekspozowanym w świetle słonecznym, do którego dodano pożywki stanowiącej źródło soli mineralnych. Roztwór ten był również zaszczerpiony mikroorganizmami.
- Dokonana ocena toksykologiczna roztworów podczas badań biodegradacji wykazała, że charakteryzują się one różną toksycznością. Klasa toksyczności roztworu zależała także od rodzaju użytego organizmu wskaźnikowego (bakterie bioluminescencyjne

Aliivibrio fischeri, skorupiaki *Daphnia magna*, roślina wodna *Lemna minor*), co dowodzi o różnej ich wrażliwości na działanie bisfenolu A. Wysoką toksyczność odnotowano w przypadku bakterii bioluminescencyjnymi po 14 dobach trwania badań biodegradacyjnych. Z kolei wrażliwość skorupiaków i rośliny wodnej na bisfenol A była porównywalna.

Podziękowania

Praca naukowa wykonana w ramach badań statutowych Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej.

Literatura

- [1] Yamamoto H, Nakamura Y, Moriguchi S, Nakamura Y, Honda Y, Tamura I, et al. *Water Res.* 2009;43:351-362. DOI: 10.1016/j.watres.2008.10.039.
- [2] Ying G-G, Kookana RS, Dillon P. *Water Res.* 2003;37:3785-3791. DOI: 10.1016/S0043-1354(03)00261-6.
- [3] Xu N, Zhang B, Tan G, Li J, Wang H. *Environ Sci Process Impacts.* 2015;17:1722-1730. DOI: 10.1039/c5em00190k.
- [4] De Voogt P, Van Hattum B. *Pure Appl Chem.* 2003;75:1949-1953. DOI: 10.1351/pac200375111933.
- [5] Kunkel U, Radke M. *Water Res.* 2012;46:5551-5565. DOI: 10.1016/j.watres.2012.07.033.
- [6] Kunkel U, Radke M. *Environ Sci Technol.* 2008;1:7273-7279. DOI: 10.1021/es801562j.
- [7] Escher BI, Bramaz N, Quayle P, Rutishauser S, Vermeirssen EL. *J Environ Monit.* 2008;10:622-631. DOI: 10.1039/b800951a.
- [8] Topal M, Arslan Topal EI. *Environ Monit Assess.* 2015;187:750. DOI: 10.1007/s10661-015-4978-4.
- [9] Tufi S, Wassenaar PN, Osorio V, de Boer J, Leonards PE, Lamoree MH. *Environ Sci Technol.* 2016;50:3937-344. DOI: 10.1021/acs.est.5b04577.
- [10] Pookpoosa I, Jindal R, Morknoy D, Tantrakarnapa K. *Water Sci Technol.* 2015;72:463-471. DOI: 10.2166/wst.2015.232.
- [11] Blackburn MA, Waldock MJ. *Water Res.* 1995;29:1623-1629. DOI: 10.1016/0043-1354(94)00340-D.
- [12] Ying GG, Williams B, Kookana R. *Environ Int.* 2002;28:215-226. DOI: 10.1016/S0160-4120(02)00017-X.
- [13] Pöllumaa L, Kahru A, Manusadzianas L. *J Soils Sediments.* 2004;4:267-275. DOI: 10.1007/BF02991123.
- [14] PN 90C-04610/03: Polska Norma. Woda i Ścieki. Badania toksyczności zanieczyszczeń dla organizmów wodnych - Oznaczenie toksyczności ostrej na rozwielitce *Daphnia magna* Straus. 2003. Polska.
- [15] EN ISO 20079: European Standard. *Water Quality. Determination of the growth-inhibiting response of duckweed (Lemna minor) to substances and mixtures contained in water, treated municipal wastewater and industrial effluents.* 2005.
- [16] Ricco G, Tomei MC, Ramadori R, Laera G. *Water Res.* 2004;38:2103-2110. DOI: 10.1016/j.watres.2004.01.020.
- [17] Mahugo Santana C, Sosa Ferrera Z, Torres Padrón ME, Santana Rodríguez JJ. *Molecules.* 2009;14:298-320. DOI: 10.3390/molecules14010298.
- [18] Hervé G. *Biodegradation of pharmaceuticals by microorganisms.* Master of Engineering Thesis, Dept Chem Eng. Montreal: McGill University; 2008. http://digitool.library.mcgill.ca/webclient/StreamGate?folder_id=0&dvs=1494954948939~980.

INFLUENCE OF THE AQUATIC ENVIRONMENT CONDITIONS ON THE DECOMPOSITION OF BISPHENOL A

Institute of Water and Wastewater Engineering, Silesian University of Technology, Gliwice

Abstract: Bisphenol A is a compound used to produce plastics. Today, it is identified in the aquatic environment. As part of the work there are performed studies to determine the effect of the aquatic environment conditions on the decomposition of bisphenol A. As the subject of research there were used different aqueous solutions prepared on the basis of deionized or surface water with addition of a bisphenol A standard at concentration of 1 mg/dm³.

To the selected solutions it was added the mineral medium or surface water, which was the source of both organic materials and inorganic compounds and microorganisms. Optionally, the selected solutions had been kept in the dark or in the light of sun, and they had been aerated. Solutions after biodegradation were also subjected of the toxicological evaluation with application of the enzymatic test using bioluminescent bacteria *Aliivibrio fischeri*, survival test using shellfish *Daphnia magna* and the growth test of aquatic plant *Lemna minor*. It was determined that the decomposition of bisphenol A in an aquatic environment is low and it is mainly under the influence of sunlight, with the participation of microorganisms. The presence of mineral salts in aquatic environment is also important. on the other hand, the toxicological assessment of solutions, which was made during testing biodegradation, showed that they have a different toxicity. Toxicity class of the solution also depended on the type of applied indicator, which proves their differences in sensitivity to bisphenol A. High toxicity was noted in the case of bioluminescent bacteria *Aliivibrio fischeri* after 14 days of the biodegradation study.

Keywords: bisphenol A, aquatic environment, decomposition, solution toxicity