

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA

POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE
„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”
TOM 37
EKOINŻYNIERIA
pod redakcją
Iwony Skoczko
Ewy Szatyłowicz



Białystok 2018

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE
TOM 37
EKOINŻYNIERIA

MONOGRAFIE
TOM 37



*Patronat Rektora
Politechniki Białostockiej
prof. dr hab. inż. Lecha Dzienisa*



**Politechnika
Śląska**

*Patronat Rektora
Politechniki Śląskiej
prof. dr hab. inż. Arkadiusza Mężyka*



*Honorowy Patronat
Prezydenta
Miasta Białegostoku*



*Wydział Budownictwa
i Inżynierii Środowiska
Politechniki Białostockiej*



*Wydział Inżynierii
Środowiska i Energetyki
Politechniki Śląskiej*

**Publikacja dofinansowana przez
Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej w Białymstoku**



Wojewódzki Fundusz
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej
w Białymstoku

www.wfosigw.bialystok.pl

Serdecznie dziękujemy za pomoc w organizacji uroczystości
i wydaniu niniejszej publikacji.



Polskie Towarzystwo
Inżynierii Ekologicznej



INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM

TOM 37

EKOINŻYNIERIA

**pod redakcją
Iwony Skoczko
Ewy Szatyłowicz**

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Białystok 2018

Redaktor tomu:

**Iwona Skoczko
Ewa Szatyłowicz**

Zespół redakcyjny:

**Iwona Skoczko – Redaktor Naczelny
Ewa Szatyłowicz – Redaktor Naczelny**

Redakcja językowa: Autorzy

Recenzenci monografii:

dr hab. inż. Iwona Skoczko
dr inż. Edyta Kudlek
dr inż. Robert Cichowicz

Zespół naukowy:

dr hab. inż. Iwona Skoczko
dr hab. inż. Mariusz Dudziak, prof. Pol. Śl.
prof. dr hab. inż. Józefa Wiater
prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski
prof. dr hab. inż. Mirosław Zukowski
prof. dr hab. Tadeusz Łoboda
prof. Aleksey Ternovtsev
prof. Javier Bayo
prof. Jolanta Sadauskiene
prof. Antonio Rodero Serrano
prof. Manuel Ruiz de Adana Santiago
dr hab. inż. Marcin Dębowski, prof. UWM
dr hab. inż. Urszula Filipkowska, prof. UWM
dr hab. inż. Aleksander Kiryluk, prof. PB
dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK
dr hab. inż. Marcin Zieliński, prof. UWM
dr hab. inż. Monika Żubrowska-Sudoł, prof. PW
dr hab. inż. Mariusz Adamski
dr hab. inż. Izabela Bartkowska
dr hab. inż. Dariusz Boruszko
dr hab. inż. Andrzej Butarewicz
dr hab. inż. Wojciech Dąbrowski
dr hab. inż. Andrzej Gajewski

dr hab. inż. Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk, prof. PB
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz
dr hab. Izabella Jastrzębska
dr hab. Zenon Łotowski
dr hab. inż. Sławomir Obidziński
dr hab. Aneta Dorota Petelska
dr hab. Janina Piekutin
dr hab. inż. Cezary Pieńkowski
dr hab. inż. Joanna Rodziewicz
dr hab. inż. Elżbieta Skorbiłowicz
dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz
dr hab. inż. Izabela Tałałaj
dr hab. inż. Ewa Wojciechowska, prof. PG
dr hab. Ada Wróblewska
dr inż. Dariusz Andraka
dr inż. Robert Cichowicz
dr inż. Elżbieta Grygoczuk-Petersons
dr inż. Edyta Kudlek
dr inż. Dorota Krawczyk
dr inż. Jacek Leszczyński
dr inż. Anna Siemieniuk
dr n. tech. Joanna Szczykowska

Wszystkie zamieszczone w monografii prace są recenzowane

Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2018

ISBN 978-83-65596-45-1 wersja elektroniczna

Publikacja nie może być w jakikolwiek sposób powielana i rozpowszechniana bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

Wydział Budownictwa i Inżynierii
Środowiska Politechniki Białostockiej
ul. Wiejska 45E
15-351 Białystok
www.ismo.pb.edu.pl

Polskie Zrzeszenie Techników i Inżynierów
Sanitarnych Oddział w Białymstoku
ul. M. C. Skłodowskiej 2, 15-950 Białystok
Tel.: 85 744 31 00
e-mail: konferencjapzits@gmail.com

SPIS TREŚCI

Wytwarzanie membran typu TFC/TFN metodą międzyfazowej polimeryzacji in situ – artykuł przeglądowy	11
mgr inż. Michał Adamczak, dr inż. Gabriela Kamińska prof. dr hab. inż. Jolanta Bohdziewicz	
Ocena stanu jakości jeziora jezioro Sajenko	27
mgr inż. Marta Jaworowska	
Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na obecność wybranych grup mikroorganizmów osadu czynnego	45
inż. Katarzyna Materla, dr inż. Ewa Łobos-Moysa	
Aglomeracja beciśnieniowa odpadów po-chodzenia roślinnego	67
mgr inż. Agnieszka Niewulis, dr hab. inż. Sławomir Obidziński	
Przydomowa oczyszczalnia hydrofitowa jako element kompozycyjny ogrodu	77
mgr inż. arch. kraj. Kamil Rawski	
Ultrasounds in water, wastewater and sewage sludge management.....	89
mgr inż. Szymon Skarżyński, dr hab. inż. Izabela Bartkowska	
Zanieczyszczenie światłem.....	103
Weronika Skoczko	
Ocena jakości powietrza w Polsce.....	113
Marta Zagórska, Weronika Roszkowska, Izabela Skowrońska, Anna Zambrzycka, inż. Katarzyna Dąbrowska, mgr inż. Ewa Szatyłowicz, dr hab. inż. Iwona Skoczko	
Perspektywa zmian w systemie gospodarki odpadami.....	127
inż. Bernadetta Wądołowska, inż. Agata Witkowska, inż. Justyna Truskolaska, inż. Karolina Weremijewicz, mgr inż. Ewa Szatyłowicz, dr hab. inż. Iwona Skoczko	

mgr inż. Michał Adamczak¹⁾

dr inż. Gabriela Kamińska

prof. dr hab. inż. Jolanta Bohdziewicz

Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

Instytut Inżynierii Wody i Ścieków,

Zakład Chemii Środowiska i Procesów Membranowych

¹⁾michal.adamczak@polsl.pl

WYTWARZANIE MEMBRAN TYPU TFC/TFN METODĄ MIĘDZYFAZOWEJ POLIMERYZACJI IN SITU – ARTYKUŁ PRZEGLĄDOWY

Preparation of TFC/TFN polymer membranes by interfacial polymerization in situ - review

Słowa kluczowe: membrany nanokompozytowe, TFC, TFN, nanocząsteczki, międzyfazowa polimeryzacja in situ

Keywords: nanocomposite membranes, TFC, TFN, nanoparticles, interfacial polymerization in situ

Streszczenie:

Obecne membrany mają szerokie zastosowanie zarówno w procesach oczyszczania ścieków, jak i uzdatniania wód, odsalania wody morskiej oraz w różnych procesach technologicznych, w których wymagana jest duża czystość produktu. W omawianych w tym artykule membranach TFC (thin-film composite) i TFN (thin-film nanocomposite) na powierzchnię membrany nanoszona jest ultracienka warstwa naskórkowa, której obecność poprawia właściwości membran, takie jak

retencja zanieczyszczeń, czy przepuszczalność. Praca ta ma na celu przedstawienie aktualnego stanu wiedzy o sposobach preparacji membran kompozytowych i nanokompozytowych. Właściwości preparowanych membran TFC można modyfikować za pomocą rodzaju i zmiany stężenia reagujących monomerów, ponadto wpływ mają warunki fizyczne w jakich prowadzony jest sam proces preparowania membrany. Poza tym w membranach TFN ich właściwości mogą być jeszcze modyfikowane za pomocą nanokompozytów. Otrzymane membrany charakteryzują się odmiennymi właściwościami nie tylko poprzez samą obecność nanocząsteczek w ich strukturze, ale także zmieniając ich stężenie i sposób wmixowania ich w strukturę membrany. W pracy tej zawarte zostaną informacje dotyczące modyfikacji membran TFN nanocząsteczkami, a także za pomocą zmiany warunków reakcji kopolimeryzacji oraz zmiany stężenia monomerów. Przedstawione również zostaną przykłady zastosowania membran TFN i TFC.

Wprowadzenie

Obecnie membrany, produkowane w sposób komercyjny mają szerokie zastosowanie zarówno w procesach oczyszczania ścieków i uzdatniania wód, odsalania wody morskiej, a także w różnych procesach technologicznych w których wymagana jest duża czystość produktu. Zdecydowana większość membran produkowana jest najprostszą metodą inwersji faz. W tym procesie roztwór zawierający rozpuszczalnik i polimer wylewany jest na płaską powierzchnię tworząc warstwę o odpowiedniej grubości, a następnie zachodzi kontrolowany proces wymiany rozpuszczalnika na nierozpuszczalnik i stworzenie stałej membrany o charakterze jednolitym z warstwą naskórkową. W ten sposób uzyskuje się najczęściej membrany przeznaczone do procesów mikrofiltracji (MF) oraz ultrafiltracji (UF). Oba te procesy nazywane są niskociśnieniowymi, ze względu iż operują one w stosunkowo niskich ciśnieniach, od 0,1 do 1 MPa. W tych procesach najczęściej usuwaniu poddaje się zanieczyszczenia wielkocząsteczkowe, takie jak emulsje, koloidy, bakterie, a także proteiny i wirusy. Dzięki różnorodnym modyfikacjom, przy zastosowaniu membran UF, można również poddawać usuwaniu między innymi mikrozanieczyszczenia organiczne, które to usuwane są zwykle w procesach wysokociśnieniowych [1].

Drugą, równie ważną metodą wytwarzania membran, obok inwersji faz, jest proces międzyfazowej polimeryzacji in situ. Tym sposobem wytwarzane są membrany na skalę przemysłową, w głównej mierze do procesów nanofiltracji (NF) oraz odwróconej osmozy (RO). Są to wspomniane procesy wysokociśnieniowe, gdzie stosowane jest ciśnienie od 0,5 do 5 MPa, natomiast usuwaniu poddawane są wszystkie substancje, od barwników, poprzez jony poliwalentne aż do jonów monowalentnych i cukrów prostych [1]. Stosunkowo nowym procesem membranowym, z możliwością implementacji membran TFC i TFN jest osmoza wymuszona (FO – forward osmosis) zachodząca pod wpływem ciśnienia osmotycznego wody.

Większą uwagę tej metodzie zaczęto przykładać w ostatnim dziesięcioleciu. W FO siłą napędową jest ciśnienie osmotyczne powstające w wyniku różnicy stężeń między roztworami po obu stronach membrany o różnych stężeniach. Podczas procesu stosowany jest tzw. roztwór wyciągający, który składa się ze specjalnych substancji rozpuszczonych. Permeat bardzo powoli przepływa do roztworu wyciągającego, który ulega stopniowemu rozcieńczeniu [2] [3].

Membrany wytworzone za pomocą metody IPIS (interfacial polymerization in situ) określane są membranami TFC – thin-film composite, bądź w wypadku membran modyfikowanych nanocząsteczkami nazywane są TFN lub TFNC – thin film nanocomposite. Ponadto, większość obecnie stosowanych urządzeń na świecie do odsalania wód stosuje membrany nanofiltracyjne lub osmotyczne typu TFC jako najważniejszy element całego procesu odsalania. Są one również stosowane w procesach separacyjnych w przemyśle spożywczym, farmaceutycznym i chemicznym [4].

Celem powstania tej pracy jest przybliżenie zainteresowanym tematyki membran kompozytowych i nanokompozytowych, ze względu na niewielką ilość publikacji w języku polskim.

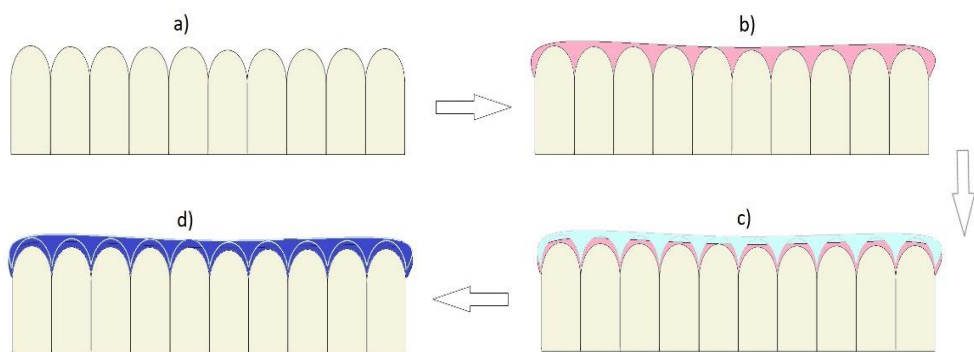
Membrany kompozytowe TFC

Membrany kompozytowe TFC składają się zasadniczo z dwóch oddzielnych warstw: warstwy tak zwanego suportu (nośnika) preparowanego dokładnie tak, jak klasyczna membrana za pomocą inwersji faz oraz niezwykle cienkiej warstwy naskórkowej. Obie te warstwy posiadają zarówno inną strukturę, jak i składają się z odmiennych polimerów. Porowate podłoże (nośnik) zapewnia mechaniczną stabilność membrany na pękanie i rozrywanie podczas pracy przy wysokich ciśnieniach, natomiast ultracienka warstwa powierzchniowa bierze bezpośredni udział w oczyszczaniu medium. W porównaniu do membran wytworzonych prostszą metodą inwersji faz, membrany TFC są swego rodzaju jednym z kroków ku uzyskaniu membran o wysokiej retencji substancji znajdujących się w nadawie, przy zachowaniu jak najwyższego przepływu [4]. Membrany TFC znajdują poczesne miejsce jako komercyjne membrany przeznaczone do nanofiltracji i odwróconej osmozy. Ich powszechne zastosowanie wynika z wyższej retencji składników nadawy przy jednocześnie zwiększonym strumieniu permeatu. Ponadto oferują one także stabilność przy wysokich wartościach pH (5-13) oraz temperatur, nawet do 70 stopni Celsjusza. Interesującą możliwością jest optymalizacja zarówno suportu, jak i warstwy naskórkowej, niezależnie od siebie, w zależności od pożądanych efektów.

Wspomniane właściwości powodują, że membrany TFC mogą być stosowane zarówno przy usuwaniu ze ścieków metali ciężkich, twardości oraz mikrozanieczyszczeń, takich jak pestycydy, związków zaburzających wydzielanie dokrewne (endocrine disruptors) i farmaceutyków [5].

Wytwarzanie membran kompozytowych

Ogólną metodą uzyskania ultra cienkiej warstwy polimeru jest powstanie poliamidu (PA) w wyniku reakcji polikondensacji dwóch monomerów: diaminy oraz chlorku poliacylu na powierzchni porowatego nośnika. Monomery te powinny być rozpuszczone w dwóch niemieszających się cieczach. Jedna z nich, z rozpuszczoną poliaminą powinna wstępnie zaimpregnować podłoże, a sama reakcja następuje na granicy faz [4], [6]. Proces ten został przedstawiony schematycznie na rysunku 1.



Rys. 1. Proces polimeryzacji międzyfazowej in situ [4], [6]: a) wytworzenie warstwy suportu za pomocą inwersji faz; b) rozproszanie na powierzchni membrany wodnego roztworu diaminy; c) rozproszanie i wymieszanie na powierzchni membrany chlorku poliacylu rozpuszczonego w rozpuszczalniku organicznym; d) reakcja kopolimeryzacji, powstanie poliamidowej warstwy naskórkowej.

Nośnik membran kompozytowych może być wykonany z różnych polimerów, od powszechnie stosowanych poliamidów i polieterusulfonu, poprzez poliuretany, a nawet poliestry [7]. Jednakże ciągłym modyfikacjom poddaje się skład warstwy naskórkowej, czyli monomerów, które można wykorzystać podczas międzyfazowej polimeryzacji in situ. Najczęściej stosuje się wspomniane diaminy, alifatyczne lub aromatyczne związki wystarczająco reaktywne, aby utworzyć warstwę poliamidu. Wykorzystuje się między innymi piperazynę (PIP), m-difenyldiaminy (MPD) i p-fenylenodiaminę (PPD), które mogą wejść w reakcję z kwasowymi monomerami zawierającymi atomy chloru: TMC, chlorek izoftalolu (IPC) i chlorek 5-izocyjanatoizoftalolu (ICIC). W celach komercyjnych najczęściej wykorzystuje się reakcję MPD/TMC z dobrymi efektami, głównie w celu odsalania wód morskich [8].

Właściwości membran TFC

W celu uzyskania membrany o optymalnych właściwościach należy zwrócić uwagę w szczególności na stężenie monomerów, gdyż silnie oddziałuje to na właściwości membran, takie jak porowatość, grubość, ładunek membrany i morfologię. Ponadto modyfikować te właściwości można poprzez zmianę temperatury wytwarzania membrany, a także wpływ na te aspekty ma również wilgotność oraz czystość zastosowanych reagentów.

W pracy badawczej Li i in. [9] jako suport zastosowano PES. Otrzymaną membranę zanurzano w wodnym roztworze jednej z amin: dietylenotriaminy (DETA), trietylenotetraaminy (TETA), tetraetylenopentaaminy (TEPA) i PIP w stężeniu 0,2% wag. i pozostawiono na 10 minut. Nadmiar roztworu został usunięty za pomocą bibuły. Następnie roztwór 0,2% wag. TMC w heksanie został przez dwie minuty powoli wlewany na membranę, aby w pełni pokryć jej powierzchnię i pozostawiono ją w takim stanie na 30 minut, aby heptan uległ odparowaniu, a warstwa naskórkowa osiągnęła pożądaną stabilność. Powstałą membranę następnie przechowywano w wodzie dejonizowanej, aż do jej wykorzystania. Otrzymana membrana posiadała właściwości określone jako osmotyczne. W zależności od zastosowanego polimeru otrzymano odmienne właściwości membrany. Przede wszystkim otrzymano zdecydowanie różne wartości kąta zwilżalności: o ile membrana DETA/TMC posiadała niemal taki sam kąt zwilżalności co niemodyfikowana membrana PES (66°), to bez warstwy naskórkowej, tak zastosowanie TEPA lub PIP pozwoliło na osiągnięcie membran o charakterze zdecydowanie hydrofilowym. Miało to znaczenie przy określaniu strumienia permeatu, gdzie był on bezpośrednio uwarunkowany hydrofilowością membrany. Drugim parametrem który podlegał zmianie była wartość potencjału zeta. Potencjałem zeta nazywany jest ładunek elektrostatyczny membrany wynikający z obecności grup funkcyjnych na jej powierzchni, zależny od wartości pH nadawy. Jego wartość mówi o zdolności membrany do odpychania naładowanych dodatnio lub ujemnie substancji znajdujących się w filtrowanym roztworze. W omawianych badaniach [9] silnie ujemny ładunek spowodowany był deprotonacją grup karboksylowych pochodzących z hydrolizy chlorku acylu z TMC, natomiast bywa równoważony poprzez protonację grup aminowych pochodzących z tej samej reakcji. Mimo, iż zarówno hydrofilowość, jak i potencjał zeta membrany odgrywa znaczącą rolę w separacji zanieczyszczeń, każda z membran osiągnęła usunięcie wybranych soli jedno- i dwutonowych powyżej 80%. Podobnie odzysk strumienia permeatu kształtuje się na poziomie od 87-100% w zależności od wybranego monomeru. Najlepszymi właściwościami, zarówno pod kątem przepuszczalności i retencji charakteryzowała się membrana TFC z PIP [10], [9]. Szczegółowe dane dotyczące omawianych membran znajdują się w tabeli 1.

Tabela 1. Parametry wytworzonych membran w zależności od zastosowanego monomeru

Nazwa membrany	Kąt zwilżalności (°)	Potencjał zeta (mV)	Przepuszczalność (dm ³ /h*MPa)
DETA/TMC	64,5±0,5	-13,7±0,4	33,5 ±2
TETA/TMC	47	-18,9 ±0,6	43,5 ±3
TEPA/TMC	35,4 ±2,2	-17,7 ±0,5	51 ±4,5
PIP/TMC	39,6 ±1,6	-24,4 ±0,8	75 ±6

Źródło: Y. Li, Y. Su, Y. Dong, X. Zhao, Z. Jiang, R. Zhang i J. Zhao, „Separation performance of thin-film composite nanofiltration membrane through interfacial polymerization using different amine monomers,” *Desalination*, nr 333(1), pp. 59-65, 2014.

Podobne badania wykonali również Saha i in. [11], jednakże z zastosowaniem innych rodzajów monomerów, gdyż poza piperazyną i MPD zastosowano n-2-diaminoetylopiperazynę (AePIP) i kwas 3,5-diaminobenzenowy (BA), reagujące z TMC oraz chlorkiem izoftaloilu IPC. Nie osiągnięto w tej pracy tak wysokich wyników, jednakże zaobserwowano interesujące zależności w różnicach stężeń pomiędzy monomerami. Mianowicie, zaobserwowano że wzrost stężenia PIP w stosunku do TMC z 0,5 do 5% wag. powoduje zwiększenie retencji NaCl z niecałych 10% do około 70%, a MgSO₄ z około 25% do niemal 100% retencji przy nieznacznym obniżeniu wartości strumienia permeatu. Podobna zależność obserwowana jest przy membranach MPD-TMC, gdzie zarówno retencja NaCl i strumień wzrasta wraz ze wzrostem stężenia monomeru MPD z 0,5% do 2% wag. Wzrost retencji chlorku sodu następuje w przedziale od około 75% do ponad 90%. Na podstawie przedstawionych badań można stwierdzić, że lepszymi właściwościami charakteryzuje się TMC niż IPC, gdyż zwiększa on hydrofilowe właściwości warstwy naskórkowej. Natomiast stosowanie AePIP powoduje zdecydowany spadek strumienia permeatu [11].

Ponadto jak już wspomniano, wpływ na preparowanie membran kompozytowych mają również warunki, w jakich ów proces zostanie przeprowadzony. W badaniach przeprowadzonych przez Khordshidi i in. [4] spreparowano membrany TFC z wykorzystaniem PES jako nośnika, i reakcji MPD i TMC do wytworzenia warstwy naskórkowej. Wytworzono cztery membrany w czterech różnych temperaturach organicznego rozpuszczalnika: -20°C, 1°C, 25°C oraz w 50°C. W temperaturze 25 stopni uzyskano strukturę powierzchni membrany o klasycznych „wzniesieniach” i „dolinach”. Przy podwyższonej temperaturze rozpuszczalnika organicznego warstwa naskórkowa membrany osiągnęła większą grubość, w przeciwieństwie do membran wytworzonych przy -20 i 1°C, które to posiadały najgładszą powierzchnię i stanowiły cieńszą warstwę na powierzchni membrany PES. Wyższa temperatura formowania się warstwy naskórkowej spowodowała, że reakcja polimeryzacji MPD/TMC zachodziła gwałtowniej i szybciej, odwrotne zjawisko natomiast obserwowane było w niższych temperaturach. Zmiany w wartości kąta zwilżalności w głównej mierze związane były z różną morfologią tych membran. Membrana przygotowana w temperaturze pokojowej charakteryzowała się najwyższą

hydrofobowością, natomiast membrany wykonane w niższych i wyższej temperaturze były zdecydowanie bardziej hydrofilowe. Strumień permeatu również był zależny od temperatury, gdyż dla membran TFC-1 i TFC-2 niższa temperatura oznaczała mniejszą grubość membrany, i tym samym wyższą przepuszczalność. W temperaturze wyższej od pokojowej następował wzrost strumienia permeatu spowodowany większą, bardziej rozbudowaną powierzchnią właściwą dającą większą powierzchnię kontaktu molekuł wody z powierzchnią membrany [4]. Szczegółowe parametry omawianych membran zamieszczone są w tabeli 2.

Tabela 2. Parametry wytworzonych membran w zależności od temperatury organicznego rozpuszczalnika

Nazwa membrany	Temperatura heptanu (°C)	Kąt zwilżalności (°)	Strumień L*M*H	Retencja NaCl (%)
TFC-1	-20	53,3 +-1,2	92,1	94,8
TFC-2	1	56,9 +-1,1	51	97
TFC-3	25	81,2 +- 1,6	10,7	98,8
TFC-4	50	66,2 +-1	27,9	99,1

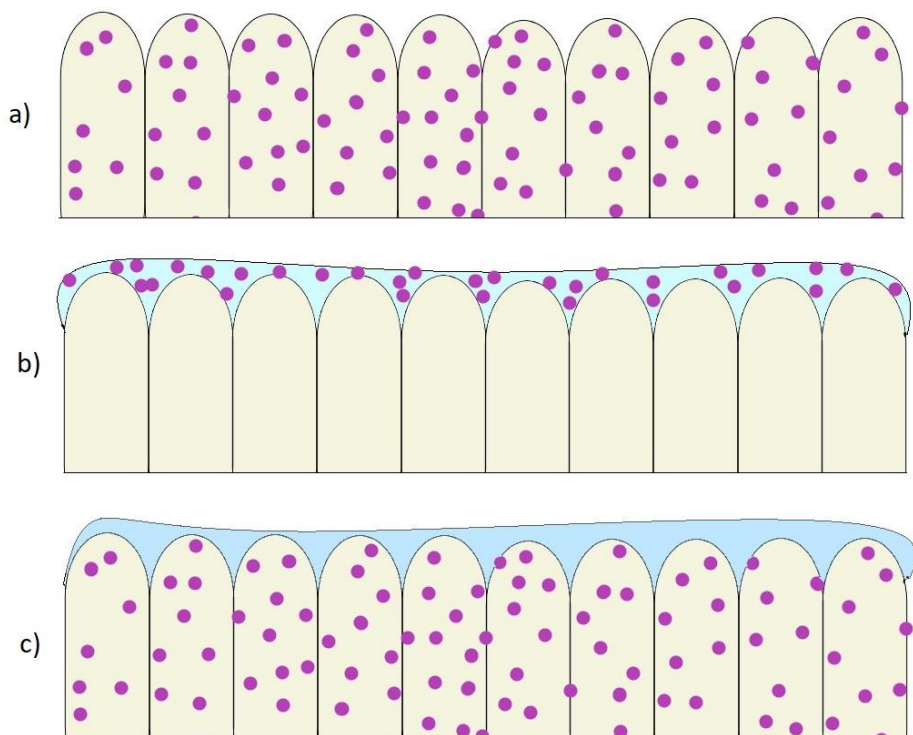
Źródło: B. Khorshidi, T. Thundat, B. A. Fleck i M. Sadrzadeh, „A novel approach toward fabrication of high performance thin film composite polyamide membranes,” *Scientific reports* 6, nr 22069, 2016.

Membrany nanokompozytowe TFN

Dla membran TFN kluczowym aspektem jest przedrostek „nano”. Oznacza on obecność wypełniacza w formie nanocząsteczek, nanorurek lub nanopłytek. Dodatek ten stosowany jest w celu polepszenia właściwości membran. Cechami wyróżniającymi membrany TFN są zdecydowanie wyższy strumień permeatu, połączony z lepszymi właściwościami separacyjnymi, a także redukcja kosztów energetycznych związanych z eksploatacją membrany. Są to nowego typu membrany wytworzone za pomocą procesu międzyfazowej polimeryzacji in situ. Pierwsze membrany tego typu pojawiły się w 2007 roku, gdy wydane zostały pierwsze publikacje na ten temat [12]. W roku 2010 pojawiła się pierwsza instalacja do odsalania wody, w której wykorzystano tego typu membrany. Podobnie jak w wypadku membran TFC większość zastosowań dotyczy nanofiltracji lub odwróconej osmozy, jednakże coraz częściej zauważalne jest stosowanie ich w procesach niskociśnieniowych, jak UF, czy MF [12].

Preparacja membran TFN przebiega niemal identycznie jak w wypadku membran TFC, dlatego też etap ten w opisie został pominięty. Jediną zmianą procesu preparacji membrany jest dodatek modyfikatora. Membrana TFN składa się z cienkiej warstwy naskórkowej o grubości do 500 nm umieszczonej na zdecydowanie grubszym suporcie wykonanym inną metodą niż warstwa naskórkowa, najczęściej za pomocą inwersji faz. Nanocząsteczki można umieścić w strukturze membrany w dwojaki sposób: poprzez dodanie ich do warstwy nośnika dla zmiany charakterystyki

styki membrany, bądź do warstwy selektywnej, naskórkowej, w celu poprawy parametrów chropowatości, selektywności i przede wszystkim przepuszczalności [5]. Na rysunku 2 zostały przedstawione podstawowe rodzaje membran nanokompozytowych.



Rys. 2. Rodzaje membran z dodatkiem nanocząstek [5]: a) typowa membrana nanokompozytowa; b) membrana TFN z nanocząstkami zawartymi w warstwie naskórkowej; c) membrana TFN z nanocząstkami zawartymi w suporcie.

Modyfikacja membran TFN

Nanomateriały w membranach TFN należą do jednej z czterech podstawowych grup. Mogą być one sklasyfikowane jako bezwymiarowe hydrofilowe metale lub tlenki metali, jednowymiarowe materiały węglowe jak nanorurki, dwuwymiarowe jak grafen, tlenki grafenu lub także jako trójwymiarowe materiały porowate do których należą nanozeolity [13]. Rodzaje najpopularniejszych nanokompozytów zostały wymienione w tabeli 3. Składniki te mogą zostać dodane wraz z wodnym roztworem aminy lub w organicznym rozpuszczalniku, wraz z TMC. Ponadto mogą być także umieszczone w suporcie membrany [5].

Tabela 3. Podział nanocząsteczek wykorzystywanych podczas preparowania membran nanokompozytowych

Kształty cząsteczek	Typy cząstek	Opis i przykłady
Bezwymiarowe	Tlenki metali	Między innymi tlenki srebra, tytanu, cyrkonu, żelaza, złota i inne
Jednowymiarowe	Nanorurki (CNTs)	Jednościenne (SWCNTs), wielościenne (MWCNTs), modyfikowane resztami karboksylowymi (-COOH), aminowymi, amidowymi, hydroksylowymi (-OH)
	Nanowłókna (CNFs)	Występujące w postaci wiązek, mogą być też poddawane modyfikacji jak CNTs
Dwuwymiarowe	Grafen	W postaci heksagonalnych nanopłytek
	Tlenek grafenu (GO)	Podobnie jak grafen, z atomami tlenu i wodoru przyłączonymi do atomów węgla
	MX	Substancja składająca się z kilku warstw węglików metali lub azotków węgla. W zależności od składu wykazują rozmaite przewodność i hydrofilowość
Dwu oraz trójwymiarowe	nanozeolity	Grupa uwodnionych minerałów ilastych, w składzie zawierających między innymi wodorotlenki krzemu, glinu, magnezu oraz jony metali. Do tej grupy zaliczane są również materiały syntetyczne. Naturalne: montmorlonit, haloizyt, syntetyczne: MCM-41.
Trójwymiarowe	fulereny	Sferyczna forma alotropowa węgla, składająca się z płytek grafenu; fulereny były składnikiem pierwszych membran nanokompozytowych

Źródło: H. Dong, L. Wu, L. Zhang, H. Chen i C. Gao, „Clay nanosheets as charged filler materials for high-performance and fouling-resistant thin film nanocomposite membranes,” *Journal of Membrane Science*, nr 494, pp. 92-103, 2015.;

A. S. Ahmad, M. I. A. Qureshi, S. Anum i G. Yaqub, „Applications of carbon nanotubes (CNTs) for the treatment of drinking and waste water-a brief review,” *International Journal of Advanced Research and Development*, nr 1(12), pp. 11-16, 2016.

Do najpopularniejszych typów nanomateriałów węglowych wykorzystywanych w preparacji membran nanokompozytowych są nanorurki węglowe (CNTs), grafen, tlenek grafenu (GO), MX-eny (dwuwymiarowe związki nieorganiczne zbudowane z węglików ale też azotków lub cyjanków metali), a także materiały węglowe otrzymane z węglików oraz fulereny. Dzięki ich unikalnym właściwościom fizycznym jak wysoka wytrzymałość termiczna, chemiczna i mechaniczna oraz przewodność, właściwości optyczne i niską gęstość są to związki szeroko stosowane inżynierii materiałowej i chemii. Jako nanododatki najpopularniejsze są jednak wspomniane nanorurki węglowe (CNTs). Są one stosowane ze względu na ich wyjątkowe właściwości mechaniczne, elektryczne i termiczne. Membrana z dodatkiem nanorurek może być tak samo wytrzymała jak membrana ceramiczna, jednocześnie zachowując elastyczność polimeru. Ich szczególną cechą jest zdolność modyfikacji fizykochemicznych właściwości samej membrany. Modyfikacja membran za po-

mocą cząstek o charakterze hydrofilowym zwiększa powinowactwo jej powierzchni do wody zwiększając przepuszczalność. Wewnętrzne pory nanorurek działają jak selektywne nanopory, dzięki czemu modyfikowana membrana posiada zdecydowanie większą przepuszczalność niż niemodyfikowana. Ich podstawową wadą jest jednak skłonność do aglomeracji. Ponadto niektóre z nanomateriałów węglowych posiadają również specyficzne właściwości, jak na przykład CNTs, GO i grafen inkorporowane do membrany powodują inhibicję wzrostu bakterii w bezpośrednim kontakcie z jej powierzchnią, co może mieć pozytywny efekt na zmniejszenie zjawiska foulingu. Ponadto membrany modyfikowane grafenem posiadają podobną wytrzymałość jak te z dodatkiem CNTs, lecz są zdecydowanie bardziej elastyczne, natomiast dodatek nanorurek węglowych sprawia, że mają one właściwości bakteriobójcze, według badań 61% bakterii zostało zabitych w ciągu godziny [14], [15].

Obecność nanocząsteczek w strukturze membrany sprawia, że wykazuje się ona znacznie lepszymi właściwościami, przede wszystkim zwiększoną przepuszczalnością. Jako przykład można podać badania przeprowadzone przez Mahmooda i in. [16], gdzie poddano filtracji wody brachiczne z ujścia rzeki za pomocą membrany TFC oraz membrany TFN z dodatkiem wielościennych nanorurek węglowych w stężeniu 0,4% wag. umieszczonych w suporcie membrany i substancji MCM-41 (z syntetycznych glinokrzemianów o specjalnej strukturze) w warstwie naskórkowej w stężeniu 0,05% wag. Wynikiem tych badań [16] było uzyskanie niemal identycznego poziomu retencji dla obu membran (około 93,7%) przy zdecydowanie większym strumieniu permeatu dla membrany TFN o około 54,85% w stosunku do membrany TFC. Powodem tego było tworzenie się makro luk w warstwie suportu i silnymi właściwościami antyfoulingowymi powstałej membrany nanokompozytowej [16].

Membranę z zastosowaniem grafenu wytworzono na potrzeby badań Yin i in [17], w taki sam sposób jak w poprzednim opisywanym procesie, natomiast grafen dodano do roztworu TMC. Obecność grafenu pozwoliła na utrzymanie podobnego wartości retencji soli Na_2SO_4 i NaCl na poziomie 93-98% przy zdecydowanym zwiększeniu strumienia permeatu z około $39 \text{ dm}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ do ponad $59 \text{ dm}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ dla stężenia 0,015% GO. Podobnie wraz ze wzrostem stężenia nanopłytek nastąpiły nieznaczne wahania w wartości wzrost kąta zwilżalności membrany, między 62° , a 68° , świadczące o wzroście hydrofilowości, a także obniżenie się chropowatości membrany z około 60 nm do około 40 nm. Najważniejszym aspektem tej pracy jest zachowanie retencji przy wzroście przepuszczalności, poprzez wprowadzenie nanocząsteczek [17].

Takie też badania, związane ze sposobem wprowadzania nanokompozytów przeprowadzono w pracy Huang i in, [18] gdzie wytworzono trzy membrany na bazie membrany PS, z warstwą naskórkową powstałą na bazie reakcji MPD i TMC z nanocząsteczkami zeolitu: z NaA podanym w fazie wodnej, drugą z podanym w fazie roztworu heksanu i trzecią bez dodatku nanocząsteczek. W badaniach prze-

prowadzono filtrację przez membrany roztworu soli NaCl w wodzie dejonizowanej, przy ciśnieniu 1,6 MPa. Wykazano, że strumień permeatu wzrósł wraz ze wzrostem stężenia nanocząsteczek (dla stężeń od 0%wag. do 0,2%wag.), natomiast stopień zatrzymania nieznacznie zmalał. Zostało to wytłumaczone obecnością defektów w strukturze membrany, pozwalających kationom i anionom na przedostanie się przez membranę. Zatrzymanie soli na membranie z NaA w roztworze rozpuszczalnika organicznego było wyższe od membrany z NaA w wodzie, dlatego uznano ją za korzystniejszą dla rozpraszania cząsteczek dla membran TFN [18].

Jako mniej popularne nanokompozyty stosuje się także glinokrzemiany, zwane także halozytem, stosowane w kształcie nanorurek (HNTs) wydobywane i wytwarzane z naturalnych pokładów tej substancji. Związek ten posiada unikalne właściwości: zewnętrzna warstwa jest ujemnie naładowana ze względu na obecność grup siloksanowych (Si-O-Si) podczas gdy wewnątrz nanorurek wypełnione jest dodatnio naładowanymi grupami hydroksylowymi (Al-OH). Ponadto, w przeciwieństwie do nanorurek węglowych, nie ulegają one aglomeracji. Obecnie są coraz częściej wykorzystywane w pracach badawczych, także ze względu na niższy ich koszt produkcji, w porównaniu do CNTs [19]. Najnowszym aspektem związanym z dodatkiem nanocząsteczek jest zastosowanie nowego rodzaju związków, a mianowicie tak zwanych MOF (metal-organic frameworks). Są to nowej klasy nanoporowate materiały złożone z nieorganicznych podjednostek jonów metali oraz politropicznych organicznych ligandów. Obecność fragmentów organicznych sprawia, że substancja ta jest bardziej kompatybilna z polimerem, z którego składa się membrana, w stosunku do nieorganicznych cząsteczek. Ponadto ten nanomateriał można w dowolny sposób modyfikować ze względu na obecność wolnych wiązań które można uzupełnić grupami funkcyjnymi. Obecność łańcuchów alkylowych pozwala na redukcję zjawiska agregacji nanocząsteczek. Badania przeprowadzone przez Guo i in. [20], gdzie dodano nanocząsteczki do roztworu TMC w heksanie, potwierdziły pożądany wpływ tego typu nanomateriałów, gdyż przy utrzymaniu niemal 100% retencji tetracykliny, osiągnięto niemal o 30% wyższą przepuszczalność membrany w stosunku do membrany niemodyfikowanej [20]. Zarówno membrany bez udziału nanokompozytów, jak i nimi modyfikowane są wykorzystywane coraz częściej w procesach produkcyjnych i technologicznych.

Zastosowanie i aplikacja membran TFC/TFN

Membrany TFC/TFN znajdują najczęściej zastosowanie przy usuwaniu toksycznych pestycydów, soli arsenu, protein, hormonów ze ścieków z przemysłu farmaceutycznego [21]. W porównaniu do pozostałych metod oczyszczania ścieków, jak na przykład metody biologiczne, to zastosowanie TFN powoduje uzyskanie lepszej jakości ścieków oczyszczonych przy niższych kosztach eksploatacyjnych. Ponadto membrany TFN znajdują zastosowanie w odsalaniu wód oraz w skali labo-

ratoryjnej w celu uzyskania produktów o wysokiej klasie czystości [21]. Obecnie najpowszechniej do odsalania wód stosuje się membrany TFC, wykonane z poliamidu oraz octanu celulozy. Biorą one udział zarówno w procesach RO oraz FO. Membrany TFN są także dostępne komercyjnie. Jako przykład można podać dostępną od sierpnia 2010 roku membranę RO TFN modyfikowaną nanocząsteczkami zeolitu (o 100 nm średnicy) z przeznaczeniem do odsalania wody morskiej. Posiada ona o około 10-20% wyższą wydajność od klasycznej membrany RO przy podobnym stopniu redukcji zużycia energii. Tego typu membrana została zainstalowana z powodzeniem na wyspie Curacao do odsalania wód morskich [22], [23]. Podobną redukcję kosztów związanych z wydatkiem energetycznym zaobserwowano w procesach odwróconej osmozy z membraną TFN [24].

Podsumowanie

Mimo wielu niezaprzeczalnych zalet, zarówno membran TFN i TFC, istnieje jeszcze wiele wyzwań z którymi współczesna nauka musi się mierzyć. Mianowicie przede wszystkim głównym problemem jest słaba dyspersja nanokompozytów w rozpuszczalnikach nieorganicznych, a tym samym ich aglomeracja w strukturze membrany. Częściowym rozwiązaniem tego zagadnienia jest modyfikacja powierzchniowa nanocząsteczek, jednakże nie jest ona w stanie wyeliminować tego zjawiska całkowicie [12].

Membrany TFN, w porównaniu do membran TFC posiadają większy potencjał do dalszego rozwoju, zarówno w kwestii eliminacji foulingu, jak i zwiększenia przepuszczalności przy zachowaniu wysokiego poziomu retencji. Kolejną różnicą między tymi dwoma typami membran jest wyższa cena produkcji membran TFN, jednakże zastosowanie membran TFC/TFN zwiększa produktywność i tym samym przekłada się to na niższe wydatki w czasie eksploatacji [24].

Należy jednak pamiętać, że nie istnieje uniwersalna membrana, która jest w stanie pracować w każdym rodzaju nadawy. Ponadto niezbędna jest swego rodzaju optymalizacja procesu wytwarzania membrany w zależności od potrzeb, zarówno w skali laboratoryjnej jak i przemysłowej.

Literatura

- [1] Ratajczak P., *Procesy membranowe-wprowadzenie*, Technologia Wody 2013, 4 (24), s. 16-20.
- [2] Bobik M. i Labus K., *Metody odsalania wód kopalnianych w praktyce przemysłowej-stan obecny technologii i nowe wyzwania*, Przegląd Górniczy 2014, 70 (4), s. 99-105.
- [3] Shaffer D.L., Werber J.R., Jaramillo H., Lin S., Elimelech M., Forward

- osmosis: where are we now?*, Desalination 2015, 356, s. 271-284.
- [4] Khorshidi B., Thundat T., Fleck B.A., Sadrzadeh M., *A novel approach toward fabrication of high performance thin film composite polyamide membranes*, Scientific reports 2016, 6:22069.
- [5] Yin J., Baolin D., *Polymer-matrix nanocomposite membranes for water treatment*, Journal of Membrane Science 2015, 479, s. 256-275.
- [6] Song Y., Sun P., Henry L.L., Sun B., *Mechanisms of structure and performance controlled thin film composite membrane formation via interfacial polymerization process*, Journal of Membrane Science 2005, 251 (1), s. 67-79.
- [7] Tang B., Huo Z., Wu P., *„Study on a novel polyester composite nanofiltration membrane by interfacial polymerization of triethanolamine (TEOA) and trimesoyl chloride (TMC): I. Preparation, characterization and nanofiltration properties test of membrane*, Journal of Membrane Science, 320 (1), s. 198-205.
- [8] Lau W. J., Ismail A. F., Misdan N., Kassim M. A., *A recent progress in thin film composite membrane: a review*, Desalination 2012, 287, s. 190-199.
- [9] Li Y., Su Y., Dong Y., Zhao X., Jiang Z., Zhang R., Zhao J., *Separation performance of thin-film composite nanofiltration membrane through interfacial polymerization using different amine monomers*, Desalination 2014, 333 (1), s. 59-65.
- [10] Kowalik-Klimczak A., Bednarska A., Grądkowski M., Gierycz P., *Analiza polimerowych membran nanofiltracyjnych za pomocą nowoczesnych technik badawczych*, Polimery 2016, 61, s. 339-346.
- [11] Saha N. K., Joshi S. V., *Performance evaluation of thin film composite polyamide nanofiltration membrane with variation in monomer type*, Journal of Membrane Science 2009, 342 (1), s. 60-69.
- [12] Lau W. J., Gray S., Matsuura T., Emadzadeh D., Chen J. P., Ismail A. F., *A review on polyamide thin film nanocomposite (TFN) membranes: history, applications, challenges and approaches*, Water Research 2015, 80, s. 306-324, 2015.
- [13] Dong H., Wu L., Zhang L., Chen H., Gao C., *Clay nanosheets as charged filler materials for high-performance and fouling-resistant thin film nanocomposite membranes*, Journal of Membrane Science 2015, 494, s. 92-103.
- [14] Ahmad A. S., Qureshi M. I. A., Anum S., Yaqub G., *Applications of carbon nanotubes (CNTs) for the treatment of drinking and waste water-a brief review*, International Journal of Advanced Research and Development 2016,

1 (12), s. 11-16.

- [15] Manawi Y., Kochkodan V., Hussein M. A., Khaleel M. A., Khraisheh M., Hilal N., *Can carbon-based nanomaterials revolutionize membrane fabrication for water treatment and desalination?*, Desalination 2016, 391, s. 69-88.
- [16] Mahmood A. K., Alanbari R. H., Rasin F. A., *Applications of Synthesized Nanocomposite Membranes for Water Purification in Iraqi Brackish Water*, Civil and Environmental Research 2015, 7 (7), s. 6-12.
- [17] Yin J., Guocheng Z., Deng B., *Graphene oxide (GO) enhanced polyamide (PA) thin-film nanocomposite (TFN) membrane for water purification*, Desalination 2016, 379, s. 93-101.
- [18] Huang H., Qu X., Dong H., Zhang L., Chen H., *Role of NaA zeolites in the interfacial polymerization process towards a polyamide nanocomposite reverse osmosis membrane*, RSC Advances 2013, 3 (22), s. 8203-8207.
- [19] Ghanbari M., Emadzadeh D., Lau W. J., Lai S. O., Matsuura T., Ismail A. F., *Synthesis and characterization of novel thin film nanocomposite (TFN) membranes embedded with halloysite nanotubes (HNTs) for water desalination*, Desalination 2015, 358, s. 33-41.
- [20] Guo X., Liu D., Han T., Huang H., Yang Q., Zhong C., *Preparation of thin film nanocomposite membranes with surface modified MOF for high flux organic solvent nanofiltration*, AIChE Journal 2017, 63 (4), s. 1303-1312.
- [21] Khajouei M., Peyravi M., Jahanshahi M., *The Potential of Nanoparticles for Upgrading Thin Film Nanocomposite Membranes—A Review*, Journal of Membrane Science and Research 2017, 3 (1), s. 2-12, 2017.
- [22] Voutchkov N., *Energy use for membrane seawater desalination – current status and trends*, Desalination 2017, 431, 2-14.
- [23] Kim-Hak D., Dixon M. B., Galan M. A., Boisseau F., Gallastegui J., Martina R., *Santa Barbara, Curacao desalination plant expansion using NanoH₂O thin film nanocomposite (TFN) SWRO membrane*, Desalination and Water Treatment 2015, 55 (9), s. 2446-2452.
- [24] Subramani A., Jacangelo J. G., *Emerging desalination technologies for water treatment: A critical review*, Water Research 2015, 75, s. 164-187.

Podziękowania

Praca powstała w wyniku realizacji projektu badawczego finansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki pod tytułem: “Modelowanie procesów transportu i separacji mikrozanieczyszczeń organicznych przez modyfikowane membrany ultrafiltracyjne nowej generacji” o nr decyzji DEC-2016/21/B/ST8/03128.

mgr inż. Marta Jaworowska¹⁾

¹⁾ martapuchalska0@gmail.com

OCENA STANU JAKOŚCI JEZIORA JEZIORKO SAJENKO

Evaluation of the quality of Jeziorko Sajenko Lake

Słowa kluczowe: substancje biogenne, jezioro, Sajenko

Keywords: biogenic substances, lake, Sajenko

Streszczenie:

Polska jest krajem zasobnym w jeziora – są one głównym bogactwem naturalnym północnej części kraju. Niestety współczesnym oraz szybko postępującym problemem ekosystemów słodkowodnych jest proces eutrofizacji, który powoduje pogorszenie stanu jakości wód. Celem pracy była analiza stanu jakości wód jeziora Jeziorko Sajenko oraz identyfikacja potencjalnych źródeł zanieczyszczeń na podstawie wyników badań Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku. W artykule analizowano: stężenia azotu całkowitego, azotu mineralnego, azotu amonowego, fosforu ogólnego, fosforanów, ChZT, BZT₅, wapnia, magnezu, potasu, chlorków, siarczanów oraz wybranych metali ciężkich, a także odczynu roztworu. Do oznaczenia wymienionych związków wykorzystano metody kalorymetryczne, spektrofotometryczne, metodę Mohra, Winklera, Tiurina, Kjeldahla, a także metodę miareczkowania konduktometrycznego strąceniowego oraz metodę wersanianową. Główne źródło zanieczyszczeń jeziora Jeziorko Sajenko stanowią tereny użytkowane rolniczo na obszarze zlewni, które stanowią źródło azotu i fosforu. Równie istotną przyczyną eutrofizacji zbiornika jest niewłaściwa gospodarka wodno - ściekowa na obszarze wiejskim jak i rekreacyjnym wokół jeziora. Kolejne źródło sukcesywnego wzbogacania jeziora w biogeny stanowią wody dopływające ze Stawu Sajenek, co potwierdza stan jakości wód w miejscu przepływu.

Wstęp

Jeziora, są to obiekty hydrograficzne, które wypełniają zagłębienia, powstałe w wyniku działania naturalnych procesów rzeźbiących powierzchnię terenu. Są ważną częścią środowiska przyrodniczego, która w znaczny sposób przyczynia się do podniesienia atrakcyjności regionu [1]. Jeziora mają wpływ na wiele aspektów funkcjonowania środowiska przyrodniczego oraz stanowią w Polsce jego istotny element. Polska należy do krajów zasobnych w jeziora. Występują one głównie w północnej części Polski na obszarze objętym ostatnim zlodowaceniem, czyli na Pojezierzach. Poza północną częścią Polski większe skupisko jezior występuje w południowo – wschodniej części kraju, na Polesiu Podlaskim. Łączna powierzchnia jezior w Polsce stanowi ok. 1% powierzchni kraju [2].

W Polsce jeziora są użytkowane w różny sposób – zwykle rekreacyjnie oraz rybacko. Nieliczne jeziora wykorzystywane są do poboru wody na cele pitne i przemysłowe, a także do nawodnień rolniczych i żeglugi [2]. Pomimo realizacji w ostatnich latach wielu inwestycji w zakresie gospodarki wodno-ściekowej zrzut ścieków dalej pozostaje istotnym zagrożeniem dla jakości wód. Ok. 25% jezior stanowi odbiorniki ścieków oczyszczanych w różnym stopniu i odprowadzanych do wód jezior bezpośrednio lub za pomocą dopływów [2]. W wyniku zrzutu ścieków przyspieszeniu ulega proces eutrofizacji, który jest współczesnym problemem wód stojących. Wody jeziorne ulegają przemianom fizyko-chemicznym i biologicznym. Wzrastające obciążenia zbiorników wodnych ładunkami zanieczyszczeń przyczyniają się do deficytów tlenowych i procesu eutrofizacji co jest powodem ich dojrzewania i często przyspieszonego zaniku. Oprócz antropogenicznych przyczyn eutrofizacji, w przyrodzie ma miejsce zjawisko eutrofizacji wewnętrznej, gdzie można wyróżnić dopływ fosforu z osadów dennych, nasilający się szczególnie w warunkach beztlenowych. Znajomość poszczególnych źródeł biogenów w wodach jezior stanowi podstawę przy podejmowaniu decyzji o ich ochronie.

Poniższa praca ma charakter przeglądowy. Zawiera przegląd literatury na temat jezior Polski oraz charakterystykę ich głównego problemu jakim jest proces eutrofizacji. Dodatkowo w pracy podjęto próbę analizy stanu jakości wód jeziora Jeziorko Sajenko oraz identyfikację potencjalnych źródeł zanieczyszczeń na podstawie wyników badań Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku.

Ogólna charakterystyka jezior i procesu eutrofizacji

Krajobrazy, których główną cechą stanowi obecność jezior, spotyka się na pojezierzach. W warunkach Polski, mianem tym określane są najczęściej obszary młodoglacjalnej rzeźby terenu związanej z ostatnim zlodowaceniem plejstoceń-

skim. Charakteryzują się one występowaniem dużej liczby różnorodnych form pododowcowych, takich jak pradoliny, rynny erozyjne, wzgórza morenowe, drumliny, ozy, sandry, kemy itp. [1]. Jeden z typowych obiektów sieci hydrograficznej tego krajobrazu stanowią niewielkie zbiorniki (tzw. oczka), których liczba w Polsce jest szacowana na kilkaset tysięcy. Są one niezwykle ważnymi obiektami w środowisku naturalnym, co wynika z ich możliwości retencyjnych, licznych funkcji hydrologicznych oraz wartości biologicznych. Niewiele wiadomo na temat znaczenia oczek w obiegu materii w zlewniach młodoglacjalnych, a szczególnie słabo rozpoznana jest ich charakterystyka hydrochemiczna. Zbiorniki te, należą do obiektów bardzo silnie podatnych na wpływy zewnętrzne ze względu na ich morfometrię, specyficzne warunki ekologiczne oraz bardzo często brak połączenia z rzekami. Na szereg konsekwencji związanych z ich funkcjonowaniem i kształtowaniem określonego stanu ekologicznego ma wpływ ich lokalizacja w określonym typie zlewni. Ostatnie badania wykazują, że mogą one okresowo przekształcać się z obiektów bezodpływowych w odpływowe, co niesie konsekwencje nie tylko zmian obiegu wody oraz zasobów wodnych w zlewni, lecz także poprzez wymywanie zanieczyszczeń wcześniej w nich zatrzymanych zmiany jakościowe [3]. Zbiorniki młodoglacjalne mają istotny wpływ na obieg wody w zlewni, ponieważ stanowią naturalną formę retencji wód deszczowych. Istnieje wiele naturalnych uwarunkowań (fizyczne, biologiczne, geograficzne, hydrologiczne, meteorologiczne), które wpływają na stan chemiczny wody w tych zbiornikach, jednak największym zagrożeniem ich jakości jest postępująca intensyfikacja rolnictwa. Wszystkie powyższe elementy przekładają się na proces stopniowego zanikania tych zbiorników, gdzie nadmierne stosowanie nawozów fosforowych jest pośrednią przyczyną. W zbiornikach tego typu zmiany chemiczne jakości wody powinny być związane z wymianą pionową, czyli opadami atmosferycznymi i parowaniem oraz wymianą poziomą, czyli dopływem i odpływem wód gruntowych, skutkiem czego skład chemiczny wody powinien być zbliżony do wód deszczowych lub wód gruntowych. Często tak się nie zdarza, dlatego należy przyjąć, że w pewnych okresach roku następuje zasilanie powierzchniowe, które jest skutkiem zmian poziomu wody w zlewni.

Wnioskując - jakość wody w zbiornikach młodoglacjalnych zależy przede wszystkim od charakterystyki źródeł dopływu wody. Oczywiście mogą występować także dodatkowe elementy w środowisku, które zmieniają skład fizyczno-chemiczny wody [3]. Jak podaje Pietruszyński i in. [3], wśród czynników, które mogą mieć wpływ na jakość wody w tych zbiornikach są ich cechy morfometryczne, dynamika procesów zachodzących w zlewni oraz drogi dopływu wody. Przyjmuje się, że wymienione czynniki w 90% odpowiadają za jakość wody, zaś pozostałe 10% stanowią użytkowanie terenu, zanieczyszczenia rolnicze, produkcja pierwotna oraz rodzaj pokrywy glebowej. Autorzy podkreślają ponadto, że omawiane zbiorniki wodne, ze względu na ich warunki morfometryczne i hydrologiczne, są silnie narażone na oddziaływanie czynników zewnętrznych.

Obecność małych zbiorników wodnych w środowisku związana jest z wymianą pionową, (zasilanie atmosferyczne i parowanie), co powoduje, że ilość wody w tych zbiornikach zależy od wymiany powietrza z wodą. Efekty te odpowiadają zwiększonemu parowaniu latem i wzrostowi opadów atmosferycznych zimą. Wielu hydrologów stwierdza, że takie zbiorniki mają także kontakt z wodami podziemnymi. Tak więc, można sądzić, że obieg wody w zbiornikach młodoglacjalnych jest bardziej skomplikowany niż się powszechnie zakłada [3]. Zbiorniki te bardzo często nie mają kontaktu powierzchniowego z całym systemem hydrograficznym, dlatego ich jakość zależy przede wszystkim od wymiany pionowej, głównie od opadów atmosferycznych. Jak wskazuje Lisheid i Kalettka [4] o stabilności składu chemicznego wody w zbiorniku decydują czas retencji i drogi wymiany wody. Dlatego istotne jest poznanie charakterystyki hydrochemicznej wód zbiorników młodoglacjalnych oraz procesów i zjawisk, jakie w nich zachodzą. Mowa tu o rozkładzie i akumulacji zanieczyszczeń, wytrącaniu osadów oraz transporcie różnych składników itd. Kolejnym aspektem jest ustalenie wpływu ilości i intensywności opadów atmosferycznych na zmiany warunków hydrologicznych, możliwości odpływu zanieczyszczeń wcześniej tam zakumulowanych oraz zmiany składu chemicznego wód. Szczególnie podczas ulewnych deszczy można zauważyć tak zwaną ucieczkę wody ze zlewni tych zbiorników poprzez odpływ podziemny i powierzchniowy. Kalettka i Rudat [5] potwierdzają powyższe stwierdzenie badaniami, które wykazały, że niektóre stawy morenowe w północno-wschodniej części Niemiec mają tendencję do przepełnienia podczas wysokiego poziomu wody. Zjawisko to nie ma tylko charakteru lokalnego. Wykazano, że małe zbiorniki wodne odgrywają istotną rolę w obiegu wody i osadów nie tylko w regionie, ale także w skali globalnej [6]. Zanieczyszczenie powietrza oraz warunki meteorologiczne są głównymi czynnikami wpływającymi na stan fizyczno-chemiczny wód zbiorników młodoglacjalnych, ponieważ określają ilość rozpuszczonych substancji dostarczonych do tych wód. Woda pochodząca bezpośrednio z atmosfery, zazwyczaj ma odczyn kwasowy i niewielką mineralizację [7]. Woda deszczowa ma kontakt z wszelkimi obiektami, takimi jak korony drzew, budynki mieszkalne, ulice, pola uprawne, przez co zmianie ulega jej stan jakościowy jak i ilościowy. Związki chemiczne, o które wzbogacona jest woda deszczowa po przejściu przez takie ośrodki, często powodują nawet kilkakrotne zwiększenie jej przewodności właściwej [7]. Dopływy z terenów zurbanizowanych i przekształconych przez człowieka są szczególnie niebezpieczne. Parowanie również istotnie wpływa na skład wód w zbiornikach. Latem szybkie parowanie ze swobodnej powierzchni zbiornika może prowadzić do zmniejszenia ilości wody, zmian właściwości fizyczno-chemicznych wody oraz pojawienia się zjawiska eutrofizacji lub zarastania [8]. Poprzez dominację zasilania podziemnego lub opady atmosferyczne obserwuje się ograniczoną trwałość hydrologiczną zbiorników. Do końca XX w. zniknęło 43% małych zbiorników istniejących w XIX w. na obszarach morenowych Polski [9]. W roku o średnich opadach

atmosferycznych najważniejszym czynnikiem stanu jakościowego zbiorników wodnych jest morfometria ich zlewni, natomiast w warunkach suszy czynnikami decydującymi o stanie jakościowym zbiornika jest porastająca go roślinność oraz jego głębokość. Przedział czasu, w którym gleby w zlewni były wilgotne, a zbiornik, wypełniony i zasobny w wody, był najważniejszym czynnikiem decydującym o stanie jakościowym zbiornika [9]. Małe zbiorniki wodne są elementami sieci hydrograficznej, które pełnią istotną rolę w gospodarce człowieka. Spełniają wiele funkcji, z których najważniejsze są hydrologiczne, ekologiczne i gospodarcze. Są one przede wszystkim potencjalnymi zbiornikami retencyjnymi, które mogą być wykorzystane w celu pokrycia coraz częstszego deficytu zasobów wodnych. [3]. Ekosystem, którego częścią jest jezioro rozciąga się poza linię brzegową tego jeziora i obejmuje tereny jego zlewni. Charakteryzuje się zwykle dużą wrażliwością na antropopresję. Zmiana tylko jednego czynnika w systemie jeziora może silnie oddziaływać na pozostałe właściwości masy wód i jej otoczenia [1]. Jak podaje Zykubek [11] jezioro wraz ze zlewnią tworzy podstawowy dynamiczny układ ekologiczny, a dostawa materii z obszaru zlewni bezpośredniej jest jedną z form wzbogacania zbiornika w pierwiastki i związki chemiczne. Trofia zbiorników zależy także od materii, która znajduje się wewnątrz misy jeziornej, dlatego funkcjonowanie zbiornika wodnego jest w rzeczywistości wypadkową wielu procesów wewnątrz jeziornych i zlewniowych. Mimo to często badania hydrobiologiczne ograniczają się tylko do analizy zbiorników jeziornych rozpatrywanych głównie jako układy oderwane i odizolowane od otoczenia [11]. Czystość wód powierzchniowych, a więc również jezior, jest ważnym elementem jakości środowiska naturalnego. Oprócz znaczenia estetycznego, ważny jest także wpływ stanu jezior na warunki egzystencji roślin i zwierząt wodnych, możliwość prowadzenia działalności gospodarczej polegającej na hodowli ryb, oraz rozwój rekreacji i turystyki. Troska o dobrą jakość wód i poprawę ich czystości jest obowiązkiem odpowiednich instytucji państwowych, ale konieczność zachowania właściwej postawy, polegającej na poszanowaniu środowiska naturalnego dotyczy całego społeczeństwa. Analiza zgromadzonych zasobów informacyjnych pozwala na sformułowanie wniosków, dotyczących aktualnego poziomu zanieczyszczenia polskich jezior, ale także na określenie warunków, których spełnienie przyczyni się do osiągnięcia i utrzymania dobrej kondycji tego ważnego elementu otaczającego nas krajobrazu [1]. Funkcjonowanie obiektów hydrograficznych, jest ściśle uzależnione od zasilania wodami pochodzącymi ze zlewni. Jej obszar jest bardzo ważnym elementem lądowego etapu obiegu wody, stanowiącym ogniwo transformujące opad w odpływ. Sposób użytkowania zlewni może mieć decydujący wpływ, na ilość i rodzaj zanieczyszczeń dostarczanych do wód powierzchniowych i podziemnych, natomiast rzeki i strumienie stanowią medium, przenoszące wszelkie substancje z obszaru zasilania do mis jeziornych będących lokalną bazą drenażu. W tak funkcjonującym systemie hydrograficznym, jeziora są elementem najbardziej narażonym na degradację, więc należy

je traktować jako bardzo czuły wskaźnik, informujący badacza o stanie środowiska naturalnego. Te cenne z punktu widzenia ochrony środowiska obiekty należy wnikliwie badać i skrupulatnie chronić, zwracając uwagę nie tylko na misę jeziorną, ale także na zlewnię i jej system drenażu [1]. Utrzymanie jezior w co najmniej obecnym stanie lub podjęcie działań rekultywacyjnych na najbardziej zdegradowanych akwenach, wymaga dysponowania szczegółowymi danymi dotyczącymi różnych aspektów ich funkcjonowania. Informacje takie są cenne zwłaszcza w przypadku obiektów znajdujących się na obszarach chronionych. [12]. Czyste, błękitne wody jezior kształtują estetykę krajobrazu młodogłacjalnego, a jednocześnie są wizualnym świadectwem jego dobrego stanu ekologicznego. Z kolei wody o zabarwieniu zielonym wskazują na istotne zmiany, które zachodzą nie tylko w samym ekosystemie jeziornym, lecz również w jego zapleczu alimentacyjnym [16]. Powyższa, bezpośrednia ocena jakości wody dostarcza podstawowych danych o stanie obserwowanego obiektu oraz jego otoczenia.

Jeziora polodowcowe od początku swojego istnienia ulegają ciągłej ewolucji, której ostatecznym rezultatem jest ich zanik. Tempo tych procesów jest różne i zależy od cech morfometrycznych jeziora, wielkości i charakteru użytkowania zlewni, warunków klimatycznych itp. Proces zaniku jezior może nastąpić wskutek wypełnienia misy jeziornej osadami oraz oscylacji poziomu wody. Perspektywiczny czas dalszego istnienia jezior w Polsce, w większości przypadków waha się od kilkuset do 2 tysięcy lat. Po tym okresie może się okazać, że wydzielone na obszarze ostatniego zlodowacenia regiony pojezierzy z jeziorami będzie łączyła jedynie nazwa [12]. Jak szacuje Choiński [13] przy obecnym tempie procesu wypłykania niektóre jeziora mogą zaniknąć już po kilkudziesięciu lub kilkuset latach. Zatem ważne jest posiadanie informacji na temat ewolucji poszczególnych akwenów, spełniających wiele ważnych funkcji zarówno w środowisku naturalnym jak i w życiu człowieka. Tempo ewolucji jezior oraz jej tendencję można przedstawić przez porównanie zmienności parametrów powierzchni jeziora oraz pojemności jego misy. Jak podaje Adameczyk i Jachimowski [14] czy Jańczak i Czaja [15] zanik jezior najczęściej jest utożsamiony ze zmianą powierzchni, a wpływ na to zjawisko ma również wypłykanie jezior, który jest procesem niewidocznym. Tempo wypłykania może być znacznie szybsze niż kurczenie się linii brzegowej akwenów.

Ekosystemy wód powierzchniowych są bardzo podatne na wszelkie wpływy antropogeniczne, co skutkuje zazwyczaj pogorszeniem właściwości użytkowych wód. Najczęstszym i jednocześnie najważniejszym problemem wód jest eutrofizacja, która odgrywa podstawową rolę w kształtowaniu jakości wód zbiorników. W związku z tym, że zjawisko eutrofizacji jest obecnie jednym z priorytetowych problemów w zakresie ochrony wód powierzchniowych, dlatego podstawowego znaczenia nabiera monitoring i stała kontrola ich jakości, zwłaszcza w pobliżu ujęć [17].

Eutrofizacją nazywamy wzrost żyzności ekosystemów wodnych, przejawiający się zwiększoną koncentracją związków biogenych, a później silnym rozwojem fitoplanktonu i roślin wyższych. Prawo wodne definiuje eutrofizację jako: „wzbogacanie wody biogenami, w szczególności związkami azotu lub fosforu, powodującymi przyspieszony wzrost glonów oraz wyższych form życia roślinnego, w wyniku którego następują niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości tych wód” [18].

Głównymi przyczynami tego procesu są spływy powierzchniowe, a także punktowe źródła zanieczyszczeń. Biogeny dopływają do wód w postaci mineralnej bądź też jako materia organiczna, która ulegając rozkładowi, dostarcza przyswajalnych dla roślin form mineralnych tych pierwiastków. Eutrofizacja jest efektem nadmiernego dopływu substancji odżywczych (troficznych, biogenych), które w nadmiarze stanowią jeden z rodzajów zanieczyszczeń [19]. Jak podaje Lampert i Sommer [20] z punktu widzenia geologii eutrofizacja jest procesem naturalnym, który polega na wypełnianiu się misy jeziora osadem dennym, co skutkuje zmniejszeniem się objętości zbiornika. Działalność człowieka jest głównym czynnikiem wpływającym na ten proces, a za główne źródło owego stanu uważa się ścieki komunalne i przemysłowe, jak również rozwój rolnictwa. Jak zauważa Pułyk [21], duże tempo eutrofizacji oraz wysoki poziom trofii jezior stanowi obecnie problem światowy. Polska jest krajem bogatym w jeziora, ale niestety większość z nich należy do zbiorników w mniejszym lub większym stopniu eutroficznych. Główna metoda zahamowania procesów eutrofizacji lub minimalizowania jej ujemnych następstw polega na znalezieniu sposobu na ograniczenie spływu biogenów ze zlewni do zbiornika.

Wyróżnia się eutrofizację naturalną, zachodzącą w sposób powolny, ponieważ czasie takich zbiorników są wolno wypełniane nie tylko materiałem dopływającym ze zlewni, ale również produkowanym wewnątrz zbiornika. Jeśli warunki w zlewni nie będą ulegać zmianie, eutrofizacja tego typu może trwać setki, a nawet tysiące lat [21]. Jednak naturalny proces eutrofizacji może zostać zakłócony na skutek działalności człowieka przez co następuje jego przyspieszenie. Wówczas eutrofizacja nazywana jest antropogeniczną (cywilizacyjną bądź sztuczną) [1]. Antropogeniczna eutrofizacja występuje na terenach zurbanizowanych, w których silnie rozwinięta jest gospodarka rolna oraz przemysłowa [21]. Głównymi przyczynami powodującymi przyspieszenie eutrofizacji są spływy powierzchniowe oraz zrzuty ścieków, które wprowadzają do wód ogromne ilości ładunków związków eutrofogennych – nutrieny w postaci odchodów oraz wydaliny, a także środki do mycia i prania odgrywają tu istotną rolę [1]. Dodatkowo eutrofizację powiększają ładunki pochodzące z obszarów, na których gleby i wody gruntowe zostały skażone przez produkty pochodzące z przemysłu paliwowego (wycieki paliw ze stacji benzynowych i zakładów wulkanizacyjnych oraz produkty ropopochodne). Skutkuje to wzrostem żyzności wód, co powoduje nadmierne rozwijanie się glonów planktonowych po-

wodujących zmianę właściwości organoleptycznych wód oraz deficyty tlenowe jak również pogorszenie warunków świetlnych [22].

Wg Adamczyka i Jachimowskiego [14] kolejnym aspektem przyczyniającym się w znacznym stopniu do zawartości składników mineralnych w wodach odpływowych (z terenów rolniczych) jest rozwój rolnictwa oraz jego chemizacja. Z powodu wzrostu zapotrzebowania na produkty spożywcze pochodzenia zwierzęcego, zaczęto rozwijać wielkie fermy tuczu przemysłowego zwierząt, liczące po kilka lub kilkanaście tysięcy sztuk bydła lub świń. Fermi produkują dużą ilość ścieków, które nie mogą być w pełni wykorzystane w gospodarce rolnej, a biologiczne oczyszczalnie ścieków nie eliminują mineralnych składników pokarmowych zawartych w odchodach zwierząt, zatem nie rozwiązują problemu jakim jest negatywny wpływ wielkich ferm na wody powierzchniowe. Nawet oczyszczone z substancji organicznej ścieki użytkowane w nawadnianiu pól stwarzają zagrożenie zanieczyszczeniem wód gruntowych, a następnie odpływem związków pokarmowych do rzek [14].

Na proces eutrofizacji bardzo silny wpływ wywierają ponadto związki fosforu, zarówno organiczne, jak i nieorganiczne, rozpuszczalne i nierozpuszczalne w wodzie. Pochodzą one nie tylko ze źródeł antropogenicznych, ale również z erozji gleby oraz z wietrzenia skał i rozpuszczania minerałów. W środowisku wodnym fosfor występuje w postaci fosforanów(V) i jest wykorzystywany w formie rozpuszczonej przez organizmy wodne do budowy własnych komórek. Natomiast fosforany nierozpuszczalne tworzą zawiesiny unoszące się w wodzie lub występujące w osadach dennych. Istnieje powszechna opinia, że fosfor jest głównym czynnikiem limitującym produkcję pierwotną. Przekroczenie dopuszczalnych zawartości związków biogenych, a przede wszystkim azotanów(V) może spowodować nieprzydatność wody do celów spożywczych [23]. Balcerzak [23] w swojej pracy stwierdza, że wykazanie ujemnych skutków intensyfikacji rolnictwa, przejawiających się głównie w przyśpieszeniu eutrofizacji wód, nie jest równoznaczne z apelem powstrzymania tej intensyfikacji. Głównym celem jest znalezienie metod intensyfikacji produkcji środków spożywczych, które wyeliminowałyby ujemne wpływy na wody powierzchniowe. Jako zadanie pierwszoplanowe należy postawić ograniczenie negatywnych skutków przyrodniczych. Dotychczasowa wiedza oraz środki techniczne i finansowe są wystarczające do sprostania tego typu wyzwaniom. Na przeszkodzie stać może rozproszenie tych środków i brak ośrodka koordynującego.

Istnienie w zlewni źródeł zanieczyszczeń powoduje zachwianie równowagi ekologicznej jeziora i wzrost stopnia eutrofizacji. Nasilenie się tego procesu może doprowadzić do całkowitej degradacji wód. Należy podkreślić, że przywrócenie jeziora do pierwotnego stanu poprzez zastosowanie różnego rodzaju działań rekultywacyjnych jest niemożliwe, jeśli równocześnie nie nastąpi zlikwidowanie dopływu zanieczyszczeń. Źródła punktowe w postaci zrzutów nieoczyszczonych lub

nieodpowiednio oczyszczonych ścieków można dość łatwo zlokalizować i kontrolować. Znacznie trudniejsze jest ograniczenie dopływu zanieczyszczeń obszarowych [1]. W świecie nie ustają wysiłki znalezienia skutecznych metod zahamowania szybko postępującego procesu. Metody te dotyczą likwidacji skutków eutrofizacji, ograniczenia nadmiernego rozwoju roślinności wodnej oraz przyczyn eutrofizacji. Ograniczenie przyczyn eutrofizacji opiera się na zahamowaniu odpływu mineralnych składników pokarmowych z terenów rolniczych oraz eliminacji tych składników z oczyszczonych ścieków komunalnych i przemysłowych wód odpadowych.

W wyniku prac monitoringowych i analiz prowadzonych przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska w latach 2008-2012 do wód o bardzo dobrym i dobrym stanie ekologicznym zaliczono 37% badanych jezior (12% to jeziora w stanie bardzo dobrym i 25% w stanie dobrym). Stan ekologiczny 63% jezior nie spełniał kryteriów przyznania oceny dobrej (31% jezior było w stanie umiarkowanym, 17% w stanie słabym i 15% w stanie złym). [1]. Jak podają materiały publikowane przez Inspekcję Ochrony Środowiska, o takich wynikach decydują przede wszystkim wskaźniki biologiczne. Głównymi parametrami decydującymi o obniżeniu oceny jakości wody są zawartość chlorofilu „a” oraz multimetryczny indeks fitoplanktonowy PMPL. Do wskaźników fizykochemicznych, których wartość często nie spełniała standardów stanu dobrego, należały przezroczystość wód, zawartość fosforu i azotu oraz natlenienie wód przydennych [1].

Charakterystyka wybranego zbiornika wodnego – Jezioro Sajenko

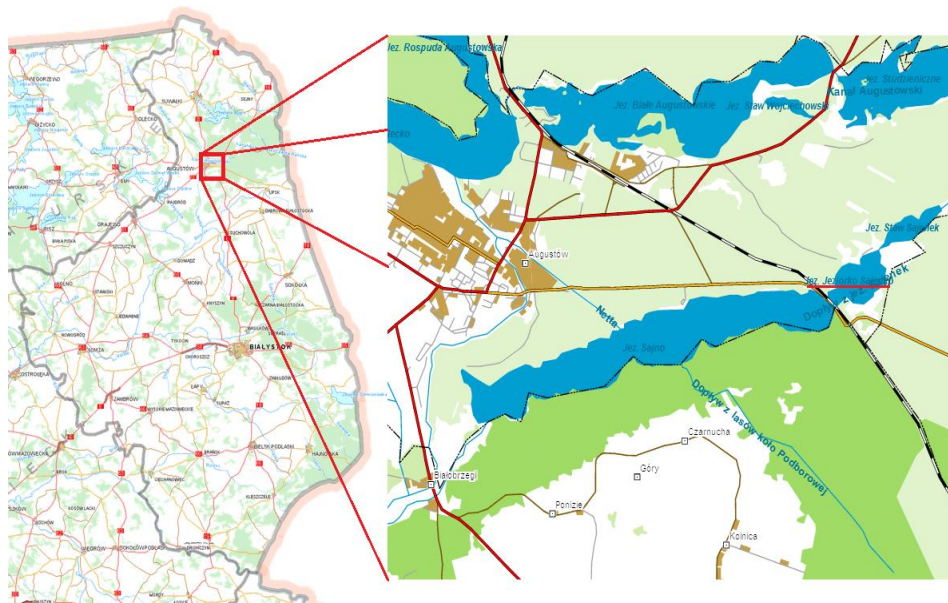
Lokalizacja

Pojezierze Suwalskie znajduje się w północnej części województwa podlaskiego. Obejmuje ono cztery mezoregiony tj.: Puszcza Romincka, Pojezierze Wschodnio-suwalskie, Pojezierze Zachodniosuwalskie i Równina Augustowska, w obrębie której znajduje się omawiane jezioro i jego zlewnia, co jest widoczne na rysunku 1. Jezioro Jezioro Sajenko znajduje się w południowo-zachodniej części tego regionu, w dorzeczu Wisły, w zlewni Netty, dopływu Biebrzy.

Pod względem geograficznym zlewnia jeziora znajduje się w obszarze znajdującym się między 53°49' - 53°51,8' szerokości geograficznej północnej oraz 23°04,4' - 23°10,5' długości geograficznej wschodniej. Położenie centrum jeziora według danych IRŚ znajduje się na 53°50,1' szerokości geograficznej północnej oraz 23°05,8' długości geograficznej wschodniej.

Jezioro Jezioro Sajenko oraz jego zlewnia znajdują się w granicach administracyjnych województwa podlaskiego, w powiecie augustowskim na terenie miasta

Augustów, a południowo-wschodnia część zlewni wchodzi w skład gminy Augustów. Obszar obejmuje równiny, piaszczysto-żwirowy teren z rozległymi obniżeniami wypełnionymi piaskami deluwialnymi i namułami. Prawie 90% powierzchni mikroregionu pokrywają obszary leśne ze zdecydowaną przewagą borów sosnowych z enklawami świerczyn niżowych, borów bagiennych i olsów.



Rys.1. Lokalizacja jeziora Jezioro Sajenka

Źródło: Podlaski System Informacji Przestrzennej

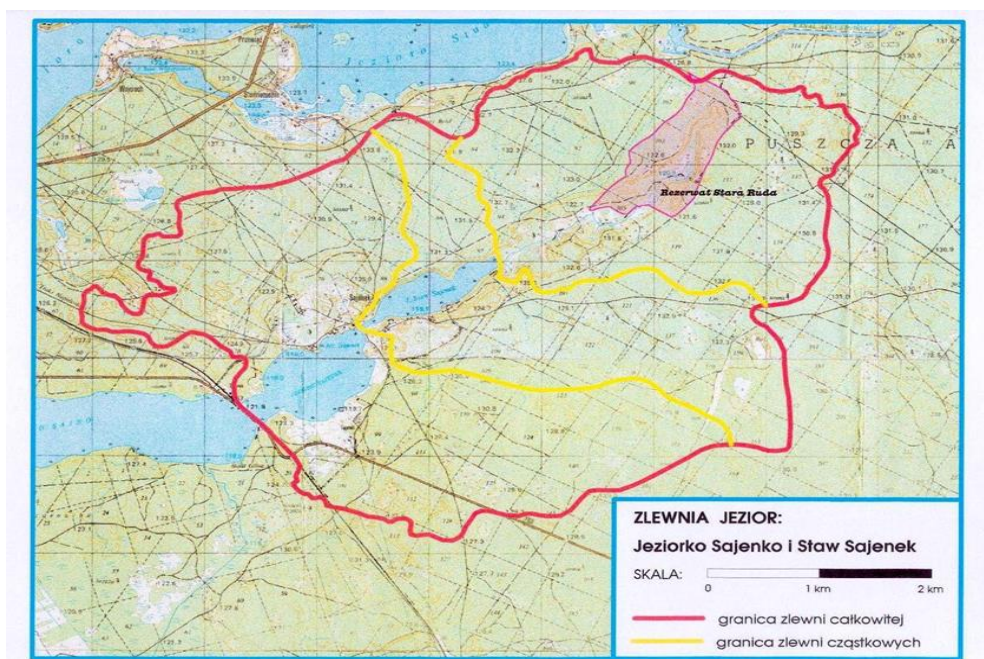
Charakterystyka zlewni

Zlewnia jeziora Jezioro Sajenka jest częścią zlewni jeziora Staw Sajenek oraz rzeki Netty, wchodzącej w skład zlewni Biebrzy, co jest widoczne na rysunku 2. Zlewnia jezior graniczy od północy ze zlewnią Kanału Augustowskiego i jeziora Studzienicznego, a od południa i wschodu ze zlewnią Lebedzianki - dopływu Biebrzy. Całkowita zlewnia jeziora według pomiarów WIOŚ Białystok na podstawie map topograficznych w skali 1:25000 zajmuje 21,3 km². Zlewnię bezpośrednią jeziora, poza niewielkimi obszarami łąk, pól uprawnych, nieużytków i obszarów zabudowanych, zajmują lasy Puszczy Augustowskiej.

Utwory czwartorzędowe w zlewni jezior Staw Sajenek oraz Jezioro Sajenka stanowią piaski i żwiry sandrowe. Miejscami występują płytkie i średniogłębokie, murszejące torfy w dolinach dopływów i obniżeniach terenu. Rzeźba terenu jest mało urozmaicona, przeważnie równinna i równinno-falista. Jeziora wypełniają wschodnią część wciętej w otaczającej równinie wąskiej rynny lodowcowej, ciągną-

cej się od jeziora Sajno aż do źródeł dopływu jeziora Staw Sajenek. Brzegi jezior są zróżnicowane, raczej łagodne, niezbyt wysokie, przy jeziorze Staw Sajenek miejscami wysokie ze stromymi skarpami.

Cały obszar zlewni zdominowany jest przez tereny leśne - będące wycinkiem Puszczy Augustowskiej - z dominacją borów sosnowych i sosnowo - świerkowych, wzdłuż dopływu na podmokłych torfach rosną olsy i bory torfowcowe. Występują głównie gleby bielcowe i rdzawe utworzone z piasków słabo gliniastych i gliniastych różnej genezy. Pod względem rolniczym występują jedynie niewielkie obszary użytków rolnych otoczone lasami. Omawiany obszar zamieszkuje około kilkudziesięciu mieszkańców zamieszkałych we wsi Sajenek.



Rys. 2. Obszar zlewniowy jezior Jezioro Sajenka i Staw Sajenek

Źródło: WIOŚ Białystok

Charakterystyka jeziora

Jezioro Jezioro Sajenka jest rynnowym zbiornikiem polodowcowym między jeziorami Staw Sajenek i Sajno. Jezioro było zatoką jeziora Sajno, ale po usypaniu grobli, którą obecnie przebiega droga Augustów - Lipsk i linia kolejowa relacji Augustów - Białystok zbiornik stał się odrębnym akwenem. Powierzchnia jeziora - wg danych IRŚ zajmuje 68,2 ha. Głębokość maksymalna wynosi 26,0 m, a głębokość średnia sięga 5,7 m. Kształt zbiornika jest słabo wydłużony, a jego oś długa zorien-

towana jest prawie równoleżnikowo. Długość maksymalna sięga 1400 m, zaś szerokość maksymalna 750 m. Długość linii brzegowej ogółem wynosi 3500 metrów, a współczynnik rozwinięcia linii brzegowej, wyrażający stosunek długości linii brzegowej do obwodu koła o powierzchni odpowiadającej powierzchni jeziora, wskazuje, że linia brzegowa jest słabo rozwinięta. Współczynnik rybacki wynosi około 51 m/ha, świadcząc że Jezioro Sajenko ma słabe warunki do produkcji rybackiej. Objętość jeziora nie jest duża i wynosi około 3911,8 tys. m³. Misa jeziora jest mało zróżnicowana, kształtem zbliżona do stożka z wklęsłymi brzegami, o czym świadczy niski wskaźnik głębokości, wyrażający stosunek głębokości średniej do głębokości maksymalnej. Strefa przybrzeżna w jeziorze nie jest szeroka, przy brzegu północnym wręcz wąska. Mimo to ponad 55 % powierzchni dna położone jest na głębokości do 5 metrów. Jezioro nie posiada ujęcia wody. Nad jeziorem zlokalizowane są nieliczne działki letniskowe oraz ośrodek wczasowy i pole namiotowe.

Problem eutrofizowania jeziora

Na stan troficzny jeziora wpływają zmiany związane z niekontrolowanym lub niedostatecznie kontrolowanym dopływem biogenów ze źródeł zewnętrznych, oraz w wyniku antropogennej, bezpośredniej ingerencji w wewnętrzną strukturę ekosystemu. Na występowanie w jeziorach pierwiastków biogennych wpływa szereg czynników, które decydują o ich skomplikowanych cyklach biogeochemicznych. Czynniki te są zależne od całego zespołu uwarunkowań klimatycznych, hydrologicznych, hydrogeologicznych i glebowych na obszarze zlewni. Na obszarze zlewni jeziora Jezioro Sajenko część terenów zajmują gleby użytkowane rolniczo, które stanowią dla wód jeziora źródło azotu i fosforu, ponieważ znaczna część stosowanych nawozów przedostaje się do jego wód przez spływ powierzchniowy.

Kolejną istotną przyczyną eutrofizacji zbiornika jest niewłaściwa gospodarka wodno-ściekowa na obszarze wiejskim jak i rekreacyjnym wokół jeziora. Wraz z rozbudową wodociągów, powinno równocześnie następować przejmowanie i oczyszczanie ścieków. Często nie jest brane pod uwagę, iż w przeciwnym razie nastąpi szybka degradacja zbiornika, jak stało się w przypadku tego jeziora.

Podstawowe zasoby fosforu i azotu są skumulowane w osadach dennych, które skumulowane w ekosystemie powracają do obiegu w różnych ilościach, w różnym czasie i drogą różnych mechanizmów. W 10-centymetrowej powierzchniowej warstwie osadów dennych znajduje się ok. 90% fosforu, jaki występuje w całym ekosystemie. Zasilenie wód biogenami zawartymi w osadach dennych odgrywa najistotniejszą rolę w czasie stagnacji letniej, przede wszystkim za sprawą bakterii oraz mechanizmów uwalniania do roztworu, w warunkach beztlenowych. Mieszanie się wód przydennych z położonymi bliżej powierzchni powoduje intensyfikację tego procesu.

Zasoby fosforu znajdują się także w organizmach wodnych, które ze względu na szybkie tempo recyrkulacji tych zasobów (szczególnie latem), odgrywają dużą rolę w ekosystemie. Zwierzęta bezkręgowce wydzielają mineralne związki azotu i fosforu, co jest podstawowym mechanizmem ich krążenia w toni wodnej, a także istotnym w osadach dennych. W największym stopniu dotyczy to bakterii, których rola w zasilaniu ekosystemu w rozpuszczalne formy substancji biogennej jest podstawowa. Wszystkie te procesy łącznie powodują, że latem w epilimnionie jeziora czas obiegu fosforu wynosi kilka minut.

Kolejne źródło sukcesywnego wzbogacania jeziora w biogeny stanowią wody dopływające ze Stawu Sajenek bogate w te związki, co potwierdza stan jakości wód w miejscu przepływu, stwierdzony na podstawie badań WIOŚ w Białymstoku.

Ocena stanu fizyko-chemicznego oraz biologicznego wód jeziora Jeziorko Sajenka

Metodyka

Obiekt badań stanowiło jezioro Jeziorko Sajenka. Badania prowadzono w okresie wiosennym oraz w czasie stagnacji letniej. Na miejscu przeprowadzono pomiary temperatury wody i powietrza, głębokości w punkcie pomiarowym jeziora, widzialności krążka Secchiego oraz przepływu wody w przekroju pomiarowym ciekłu. Dodatkowo w miejscu poboru próbek przeprowadzono pomiary niektórych fizycznych i fizyko-chemicznych właściwości wody za pomocą przenośnych mierników WTW Oxi 330 i WTW Oxi 197. Oznaczenia fizykochemiczne, bakteriologiczne i hydrobiologiczne sestonu wykonano w Laboratorium WIOŚ Suwałki w oparciu o obowiązujące metodyki i normy. Wyniki badań zostały udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku.

Wyniki badań i dyskusja

Temperatura jest jedną z podstawowych cech wody, wpływająca na jej właściwości, a także na rozpuszczalność substancji stałych oraz gazów. W okresie wiosennym temperatura wody powierzchniowej wahała się w granicach od 12,2 do 12,6°C, natomiast nad dnem obniżała się do 5,5°C. Powierzchniowe warstwy wody wykazywały objawy przetlenienia - zawartość tlenu wahała się od 15,8 mgO₂/dm³ do 16,0 mgO₂/dm³. Zawartość tlenu w całym słupie wody była dość wyrównana i jedynie w warstwie naddennej przyjmowała stężenie poniżej pełnego nasycenia wody tlenem (11,0 mgO₂/dm³). Warunki termiczne jeziora w czasie badań wiosennych, wskazywały na umacniającą się stagnację, natomiast warunki tlenowe świadczą o występowaniu zjawiska pełnej cyrkulacji wiosennej. W czasie badań letnich

stwierdzono występowanie siarkowodoru w metalimnionie i hipolimnionie, a natleniona była jedynie niezbyt głęboka warstwa epilimnionu. W czasie stagnacji letniej w jeziorze temperatura wody epilimnionu wahała się w granicach od 18,1 do 18,5°C, a jego natlenienie sięgało od 7,0 do 10,4 mgO₂/dm³. Poniżej warstwy epilimnionu występowała warstwa metalimnionu o średnim gradiencie temperatury wynoszącym 2,6°C/m. W umiarkowanie ciepłym hipolimnionie następowało stopniowe obniżenie temperatury od 7,7°C na głębokości 7 m do 6,4°C w warstwie naddennej. Ponadto stwierdzono występowanie toksycznego siarkowodoru.

Wyniki wykonanych pomiarów zostały przedstawione w tabeli 1. Na ich podstawie możliwe było określenie m.in. stopnia zeutrofizowania jeziora, podatności na degradację oraz ogólnego stanu czystości. Zawartość związków biogenych w jeziorze była zmienna - w okresie wiosennym w warstwach powierzchniowych wody występowały małe ilości fosforanów oraz azotu mineralnego co pozwalało na sklasyfikowania badanego jeziora do I klasy czystości według Systemu Oceny Jakości Jezior. Podstawowym źródłem fosforu w wodach jezior są spływy powierzchniowe, ścieki bytowo – gospodarcze oraz źródła rozproszone w zlewni. W warstwie powierzchniowej wody omawianego jeziora średnia zawartość fosforu ogólnego wynosiła 0,071 mgP/dm³ (II klasa) natomiast średnia zawartość azotu całkowitego przyjmowała wartość 0,92 mgN/dm³ (I klasa). Pozaklasowe stężenia fosforanów i wysokie fosforu ogólnego występowało latem w warstwie naddennej. Przewodność elektrolityczna właściwa, która określa mineralizację oraz w pewnym stopniu stan zanieczyszczenia wody w okresie wiosennym mieściła się w zakresie wartości przyjętych dla II klasy czystości. Wartość średnia chlorofilu „a” wynosiła natomiast 16,1 mg/m³. Zaobserwowano, że zawartość materii organicznej latem w warstwie powierzchniowej była nieduża, a stężenie ogólnego węgla organicznego wahało się od 7,1 mgC/dm³ w warstwie powierzchniowej w okresie wiosennym do 26,6 mgC/dm³ w warstwie powierzchniowej i 46,9 mgC/dm³ w warstwie naddennej w czasie badań letnich.

Odczyn wody jeziora Jezioro Sajenka był lekko zasadowy. Barwa wody, jako pośredni wskaźnik umożliwiający ocenę zawartości kwasów humusowych, wynosiła od 5 do 20 mgPt/dm³. Stężenie sodu, chlorków oraz siarczanów w jeziorze mieściło się na niskim poziomie. Stężenia badanych metali ciężkich (cynk, żelazo, mangan) odpowiadały wartościom I klasy czystości, jedynie stężenie manganu w warstwie naddennej w okresie letnim wzrastało do wartości charakterystycznych dla II klasy czystości.

Na podstawie powyższych wyników dokonanych pomiarów stwierdzono, że ogólny stan czystości jeziora Jezioro Sajenka odpowiadał **II klasie czystości** z wynikiem **2,47 pkt.**, na poziomie bliskim granicy III klasy czystości (2,50 pkt). Całkowite odtlenienie hipolimnionu, ponadnormatywne wartości biochemicznego zapotrzebowania tlenu, stężenie fosforanów i azotu amonowego w warstwie nad-

dennej oraz wysoka zawartość fosforu ogólnego, suchej masy sestonu, chlorofilu „a” i niska przezroczystość wody wskazują na zeutrofizowanie jeziora.

Tabela 1. Fyzykochemiczne wyniki pomiarów jeziora Jezioro Sajenka

	Wiosna	Lato
PO₄	<0,016 mgP/dm ³	0,369 mgP/dm ³
PO_{og}	0,071 mgP/dm ³	0,432 mgP/dm ³
N_{min}	0,06 mgN/dm ³	-
NH₄	4,44 mgN/dm ³	-
N_{całk}	0,92 mgN/dm ³	-
C_{org}	26,6 mgC/dm ³	46,9 mgC/dm ³
Ca	33,0 mg Ca/dm ³	45,0 mg Ca/dm ³
Mg	6,0 mgMg/dm ³	10,0 mgMg/dm ³
Na	3,2 mgNa/dm ³	
K	0,7 mgK/dm ³ .	1,2 mgK/dm ³ .
Cl	2,9 mgCl/dm ³	5,9 mgCl/dm ³
SO₄	14,7 mgSO ₄ /dm ³	15,1 mgSO ₄ /dm ³
pH	7,5	8,8
Przewodność elektrolityczna	270 μS/cm	-
Chlorofil a	21,5 mg/m ³	21,5 mg/m ³
Widzialność krążka Secchiego	1,1 m	1,3 m
BZT₅		1,0 mgO ₂ /dm ³
CHZT		21,1 mgO ₂ /dm ³

Źródło: WIOŚ Białystok

Ponadto stwierdzono, że jezioro jest umiarkowanie podatne na degradację **(2,14 pkt. - II kategoria)**. Za czynniki stanowiące zagrożenie stabilności naturalnej tego akwenu uznaje się małą objętość zbiornika w stosunku do długości linii brzegowej mówiącą o małej zdolności rozcieńczania zanieczyszczeń wpływających ze zlewni bezpośredniej oraz mały udział wód hipolimnionu w stosunku do objętości całego zbiornika. Czynnikiem korzystnym dla akwenu są natomiast: stosunkowo mała powierzchnia zlewni i wynikająca z tego umiarkowana wymiana wody

w jeziorze, dość duża objętość wód epilimnionu w stosunku do powierzchni dna czynnego oraz umiarkowana głębokość średnia jeziora. Najkorzystniejszym czynnikiem wpływającym pozytywnie na jakość wody w zbiorniku jest sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej, na której przeważają obszary leśne, ograniczające spływ związków biogennych do jeziora.

Wnioski

Jeziora mają wpływ na wiele aspektów funkcjonowania środowiska przyrodniczego oraz stanowią w Polsce jego istotny element. Polska należy do krajów zaobfitujących w jeziora.

Wody jezior, ze względu na bezpośredni kontakt ze źródłami zanieczyszczeń i powolną ich wymianę należą do najbardziej zagrożonych. Na jakość wód jeziornych wpływają m.in. sposób użytkowania terenu zlewni jeziora (bezpośredniej i całkowitej) i jego uwarunkowania naturalne

Analiza wyników wykonanych badań wykazała, że ogólny stan czystości jeziora Jeziorko Sajenka odpowiadała **II klasie czystości**. Główne źródło zanieczyszczeń jeziora Jeziorko Sajenka stanowi część terenów użytkowanych rolniczo na obszarze zlewni, które są dla wód jeziora źródłem azotu i fosforu, ponieważ znaczna część stosowanych nawozów przedostaje się do jego wód przez spływy powierzchniowe. Równie istotną przyczyną eutrofizacji zbiornika jest niewłaściwa gospodarka wodno - ściekowa na obszarze wiejskim jak i rekreacyjnym wokół jeziora. Kolejne źródło sukcesywnego wzbogacania jeziora w biogeny stanowią wody dopływające ze Stawu Sajenek bogate w te związki, co potwierdza stan jakości wód w miejscu przepływu.

Stwierdzono, że badane jezioro jest umiarkowanie podatne na degradację. Czynnikiem stanowiącym zagrożenie stabilności naturalnej tego akwenu są: mała objętość zbiornika w stosunku do długości linii brzegowej mówiąca o małej zdolności rozcieńczania zanieczyszczeń spływających ze zlewni bezpośredniej oraz mały udział wód hipolimnionu w stosunku do objętości całego zbiornika. Najkorzystniejszym czynnikiem wpływającym na jakość wody jest sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej.

Literatura

- [1] Sobolewski W., Borowiak D., Borowiak M., Skowron R., *Baza danych jezior Polski i jej wykorzystanie w badaniach limnologicznych*. Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej. Lublin 2014.
- [2] Soszka H., Cydzik D., Czajka J., *Raport Stan Środowiska w Polsce w latach 1996-2001*. Inspekcja Ochrony Środowiska 2003, s. 111-117.
- [3] Pietruszyński Ł., Budzisz M., Cieśliński R., *Ocena jakości wody w zbiornikach młodoglacjalnych oraz ich znaczenie w ekosystemie wodnym wybranej zlewni Pojezierza Kaszubskiego*. Ochrona Środowiska 2017, 39(1), s. 11-22.
- [4] Lisheid G., Kalettka T., *Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany*, Hydrobiologia 2012, 689(1), s. 63-77.
- [5] Kalettka T., Rudat C., *Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany*. Lymnologica 2006, 36(1), s. 54-64.
- [6] Downing J. A., *Emerging global role of small lakes and ponds: Little things mean a lot*, Limnetica 2010, 29(1), s. 9-24.
- [7] Kryza M., Werner M., Dore A. J., Błaś M., Sobik M., *The role of annual circulation and precipitation on national scale deposition of atmospheric sulphur and nitrogen compounds*, Journal of Environmental Management 2012, 109, s. 70-79.
- [8] Young K. L., Abnizova A., *Hydrologic thresholds of ponds in a polar desert wetland environment, Somerset Island, Nunavut, Canada*, Wetlands 2011, 31(3), s. 535-54.
- [9] Pieńkowski P., Podlasiński M., Karas K., *An attempt of assessing the rate of disappearance of small ponds in relation to their location in land relief*. Water-Environment-Rural Areas 2010, 10, s. 167-174.
- [10] Gołdyn B., Kowalczevska-Madura K., Celewicz-Gołdyn S., *Drought and deluge: Influence of environmental factors on water quality of kettle holes in two subsequent years with different precipitation*, Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters 2015, 54, s.14-22.
- [11] Zykubek A., *Obciążenie fosforem jezior Polesia Lubelskiego*. Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II. Lublin 2006.
- [12] Ptak M., *Zmiany powierzchni i batymetrii wybranych jezior Pojezierza Pomorskiego*. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ. Kraków 2013.
- [13] Choiński A., *Zarys limnologii fizycznej Polski*, Wydawnictwo Naukowe UAM. Poznań 2005.
- [14] Adamczyk W., Jachimowski A., *Wpływ składników biogenych na jakości i eutrofizację powierzchniowych wód płynących, stanowiących źródło wody pitnej Krakowa*. Kraków 2013.
- [15] Jańczak J., Czaja K., *Zanikanie jezior w dorzeczu Raduni w ostatnim stuleciu*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań 2010.

- [16] Czaban S., *Klasyfikacja jakości wód powierzchniowych w Polsce*. Polska Akademia Nauk. Kraków 2008.
- [17] Neverowa-Dziopak E., Drożdżik A., *Analiza porównawcza stanów fizykochemicznego i troficznego wód Jeziora Czanieckiego i Jeziora Goczalkowickiego w latach 2011-2015*. *Ochrona Środowiska* 2017, 39(1), s. 11-16.
- [18] Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. Dz. U. 2017 poz. 1566.
- [19] Kajak Z., *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN. Warszawa 2001.
- [20] Lampert W., Sommer U., *Ekologia wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN 2001.
- [21] Pułyk M. *Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2015. (2016)*. Wojewódzki Inspektorat Środowiska w Poznaniu.
- [22] Janicka E., Kanclerz J., Wiatrowska K., Makowska M., *Związki biogenne, a proces eutrofizacji wód jeziora Raczyńskiego*, *Inżynieria Ekologiczna* 2016, 39, 124-130.
- [23] Balcerzak W., *Eutrofizacja wód stojących – prognozowanie i wpływ na technologię uzdatniania wody*. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej. Kraków 2009.

inż. Katarzyna Materla, dr inż. Ewa Łobos-Moysa¹⁾

Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

Instytut Inżynierii Wody i Ścieków

¹⁾ewa.lobos-moysa@polsl.pl

WPŁYW ZANIECZYSZCZEŃ PRZEMYSŁOWYCH NA OBECNOŚĆ WYBRANYCH GRUP MIKROORGANIZMÓW OSADU CZYNNEGO

The influence of industrial pollutants on the presence of species of microorganisms in activated sludge

Słowa kluczowe: osad czynny, organizmy towarzyszące, orzęski, wrotki, nicienie, ameby, grzyby, ścieki cukiernicze, ścieki z produkcji soków warzywnych, zużyte oleje spożywcze słowa

Keywords: activated sludge, eukaryotic organisms, ciliates, rotatoria, nematodes, ameba, fungi, confectionery wastewater, wastewater from the vegetable juice production, used edible oil

Streszczenie:

Celem badania było określenie oddziaływania trzech wybranych rodzajów ścieków przemysłowych na skupiska bakterii osadu czynnego oraz mikroorganizmy mu towarzyszące. Badania przeprowadzono z wykorzystaniem modelowych ścieków zawierających związki organiczne – ścieków z cukierni, z produkcji soku warzywnego oraz zużytych olejów spożywczych. Uzyskane wyniki pozwoliły na ustalenie zależności pomiędzy własnościami kłaczków osadu oraz występowaniem organizmów

towarzyszących a efektywnością biologicznego oczyszczania ścieków przemysłowych.

Biocenoza osadu czynnego

Osadem czynnym nazywamy biocenozę, w której zachodzą reakcje biochemiczne prowadzące do oczyszczenia ścieków. Osad składa się głównie z heterotroficznych bakterii wytwarzających otoczki śluzowe sprzyjające łączeniu się komórek w tzw. kłaczkach oraz organizmów jednokomórkowych i wielokomórkowych tzw. organizmów towarzyszących [1, 2, 3]. Zanieczyszczenia w postaci rozpuszczonej i koloidalnej ze ścieków są absorbowane na kłaczkach osadu a następnie rozkładane przez bakterie. Natomiast organizmów towarzyszących wykazują fagotroficzny sposób odżywiania.

Opisując kłaczkach osadu czynnego bierze się pod uwagę ich barwę oraz zapach. Barwa zależy w głównej mierze od składu ścieków, natomiast w mniejszym stopniu od stopnia natlenienia, wieku oraz obciążenia osadu czynnego [1, 2]. Ciemniejsza barwa kłaczków może być spowodowana długim wiekiem osadu, jak również przeciążeniem ładunkiem zanieczyszczeń organicznych. Drugą cechą kłaczków osadu czynnego jest zapach, który przy dobrze pracującym osadzie jest świeży oraz ziemisty. Omawiając morfologię kłaczków osadu czynnego zwraca się uwagę na ich kształt, strukturę, trwałość oraz wielkość [4]. Ponieważ każdy osad czynny zawiera różnorodne kłaczkach należy przeprowadzać analizę mikroskopową na kilku próbkach by ustalić jakie formy w nim dominują [1, 2].

Organizmy towarzyszące występujące w osadzie czynnym charakteryzują się wysoką różnorodnością. Przy zestawieniu wyników podanych w niniejszym opracowaniu przyjęto klasyfikację organizmów wg Woese [5]:

Domena: Bakterie

Domena: Archeowce

Domena: Jądrowce Eukarionty (*Eucarya*)

Królestwo: Protisty (*Protista*), w tym m.in.:

Typ: Pełzakowce (*Amoebozoa*)

Typ: Eugleniny (*Euglenozoa*)

Typ: Orzęski (*Ciliata*)

Królestwo: Grzyby (*Fungi*)

Królestwo: Rośliny (*Plantage*)

Królestwo: Zwierzęta (*Animalia*), w tym m.in.:

Podkrólestwo: Tkankowce (*Histozoa*)

Typ: Wrotki (*Rotifera*)

Typ: Nicienie (*Nematoda*)

Typ: Niesporczaki (*Tardigrada*).

Korzenionózki. Organizmy poruszające się za pomocą nibynózek, które pojawiają się okresowo jako wypustki cytoplazmatyczne wnętrza komórek. Pierwotniaki te nie posiadają mocnej ściany komórkowej. Szybkość ich poruszania się jest nieduża, dlatego wydaje się że są nieruchome [1, 2]. Najczęściej spotykanymi w osadzie czynnymi organizmami z tej grupy są: *Ameba naga* (*Amoebida*); *Amoeba albida* Nagler; *Astramoeba radiosia*; *Arcella vulgaris*; *Mayorella vespertillio*; *Thcamoeba verrucosa* [2, 6, 7].

Wiciowce. Mikroorganizmy o mniej lub bardziej okrągłej budowie komórkowej z jedną lub kilkoma wiciami, które umożliwiają organizmom poruszać się, na przykład *Bodo angustus*, *Peranema trichophorum*, *Tetramitus sp.* [3, 6, 7]. Pożywienie pobierają po przez tarczkę gębową (peristom) lub na drodze fagocytozy, czyli przez ścianę komórkową [1, 2].

Orzęski charakteryzują się częściowo lub całkowicie pokrytym delikatnymi rzęskami ciałem. Przy otworze gębowym rzęski są ułożone w specjalny sposób umożliwiający przesuwanie pokarmu w swoim kierunku. Dzięki rzęskom pierwotniaki również potrafią poruszać się [1, 2]. Rozróżnia się następujące formy orzęsków: wolnopływające, osiadłe oraz pelzające.

Orzęski wolnopływające. Mikroorganizmy o całkowitym lub częściowym pokryciu ciała rzęskami różniącym się kształtem, wielkością oraz obecnością perystomu [1]. Najczęściej spotykanymi w osadzie czynnymi gatunkami są: *Blepharisma sp.*, *Chilodonella cucullulus*, *Colpidium colpoda*, *Euplotes sp.*, *Litonotus fasciola*, *Praramaecium caudatum* - pantofelek, *Spirostomum Teres* [2, 6, 7]

Orzęski osiadłe. Charakteryzują się one ciałem w kształcie kielicha osadzonego na styliku. Orzęski występują o pojedynczym lub rozgałęzionym styliku. Rzęski otaczają tarczkę gębową, bądź kilka rzęsek znajduje się po obu końcach otworu gębowego [1, 2]. Do orzęsków o jednym styliku należy: *Vorticella convallaria*, *Vorticella microstoma*, *Vorticella alba*, a do orzęsków tworzących kolonie: *Carchesium polypinum*, *Epistylis lacustris*, *Opercularia coarctata*, *Vaginicola crystallina*, *Tokophrya quadripartia* [2, 6, 7].

Orzęski pelzające. Ich ciało jest sztywne, jajowate, a grzbiet wypukły. Na grzbiecie występują bruzdy, a rzęski znajdujące się z przodu po stronie brzusznej w postaci cirri. Natomiast po prawej stronie powierzchni brzusznej są usytuowane membranille. Można też spotkać formę całkowicie pokrytą rzęskami o ciele płaskim i długim. Zawierającą dwa duże jądra oraz kurczliwą wodniczkę na końcu [1, 2]. Najczęściej występującymi orzęskami pelzającymi są: *Aspidisca costata*, *Trachelophyllum pusillum* [2, 3, 6, 7].

Wrotki. Wielokomórkowe organizmy o dużej prędkości poruszania się, odznaczające się podłużnym ciałem [1, 2]. Są wyposażone w pancerz, z którego mają możliwość wyciągnięcia głowy oraz ogona. Odcinek głowowy jest wyposażony w rzęski, które są ułożone koliście. Część ogonowa wyposażona jest w jeden lub kilka pazurków dzięki którym wrotek może się poruszać i przyczepiać do pod-

łoża. Kiedy utkwii w miejscu zaczyna się rozciągać by pobrać pożywienie. Do najczęściej spotykanych gatunków należą: *Cephalodella gibba*; *Lepadella patella*; *Rotaria rotatoria*; *Habrotrocha thienemanni Hauer*; *Habrotrocha tripus*; *Dicranophorus grandis*; *Habrotrocha collaris*; *Rotaria tardigrada*; *Rotaria trisecata* [2, 6, 7]

Nicienie. Organizmy zaliczane do robaków obłych, charakteryzujące się wydłużonym wrzecionowatym ciałem. Ich szybkość poruszania jest dość duża przez co trudno jest je zlokalizować w preparacie [1, 2].

Niesporczaki. Bardzo małe zwierze bezkręgowce charakteryzujące się walcowatym kształtem ze słabo wyodrębnioną głową oraz czterema parami nieczłonowanych tułowiowych odnóży, zakończonych pazurkami lub przylgami. Ich ciało pokryte jest delikatnym, przezroczystym i bezbarwnym oskórkiem. Kolor ciała organizmu zależy od pokarmu. Mięśnie są gładkie oraz poprzecznie prążkowane.

Mając na uwadze różnorodność biocenozy osadu czynnego, również w oczyszczalniach ścieków komunalnych oraz zróżnicowaną wrażliwość na dopływ ścieków przemysłowych podjęto badania dotyczące wpływu tych ścieków na występowanie organizmów towarzyszących oraz na dominację poszczególnych grup i gatunków mikroorganizmów [5, 6].

Część doświadczalna

Cel badań

Celem badania było określenie oddziaływania trzech wybranych rodzajów ścieków przemysłowych na skupiska bakterii osadu czynnego oraz mikroorganizmu towarzyszące. Badania przeprowadzono z wykorzystaniem modelowych ścieków zawierających związki organiczne – ścieków z cukierni, z produkcji soku warzywne oraz zużytych olejów spożywczych. Uzyskane wyniki pozwoliły na ustalenie zależności pomiędzy własnościami kłaczek oraz występowaniem organizmów towarzyszących a efektywnością biologicznego oczyszczania ścieków przemysłowych.

Materiały i metodyka

Osad czynny wykorzystany do badań pochodził z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych. Osad charakteryzował się typową dla oczyszczalni ścieków komunalnych wielkością (kłaczkii średnie i duże), budową (gąbczastą) i barwą kłaczek (brązową) oraz licznym występowaniem organizmów towarzyszących. Z domeny Eukarionty stwierdzono występowanie organizmów m.in. orzęsków i korzenionózek oraz wrotków i nicieni. Przed rozpoczęciem dozo-

wania ścieków do bioreaktorów w osadzie stwierdzono obecność 74 osobników orzęsków wolno pływających w 1cm^3 osadu (*Chilodonella cucullulus*, *Blepharisma*, *Litonotus fasciola*, *Euplotes moebiusi*, *Litonotus carinatus*, *Tetrahymena pyriformis*, *Paramecium caudatum*), 256 osobników orzęsków osiadłych w 1cm^3 osadu (*Vorticella convallaria*, *Opercularia coarctata*, *Epistylis plicatilis*, *Epistylis lacustris*, *Zoothomnium pygmaeum*) oraz 32 osobników orzęsków pełzających w 1cm^3 osadu (*Aspidesca costata*). Mniej tj. 80 osobników w 1cm^3 osadu obserwowano wśród wrotków (*Rotaria rotatoria*, *Habrotrocha thienemanni*, *Cephalodella gibba*, *Proales decipiens*, *Rotaria trisecata*, *Rotaria tardigrada*).

Przed wprowadzeniem osadu czynnego do bioreaktorów osad poddano operacji przemywania, która polegała na trzykrotnym usuwaniu cieczy nadosadowej, dodawaniu wody wodociągowej i napowietrzaniu całości przez ok. 10 min. Operacja ta miała na celu usunięcie zanieczyszczeń z cieczy nadosadowej oraz zanieczyszczeń zaadsorbowanych na kłaczkach osadu. Przemyty osad czynny wprowadzono do bioreaktora porównawczego, do którego dopływały modelowe ścieki komunalne oraz do trzech bioreaktorów, do których dozowano ścieki przemysłowe.

Modelowe ścieki przemysłowe sporządzano w laboratorium z następujących składników: glukozy, skrobi oraz Na_2CO_3 (ścieki cukiernicze), pasteryzowanego soku wielowarzynnego (ścieki z produkcji soku warzywnego) oraz oleju spożywczego rzepakowego poddanego termicznej obróbce (ścieki zawierające zużyty olej spożywczy). Skład poszczególnych modelowych ścieków dobrano na podstawie danych literaturowych dotyczących charakterystyki ścieków przemysłowych m.in.: BZT₅, ChZT, pH, zasadowości ogólnej oraz zawartości związków azotu i fosforu [8, 9, 10]. Jako ścieki porównawcze zastosowano modelowe ścieki komunalne przygotowane zgodnie z normą [11]. Skład badanych ścieków podano w tabeli 1.

Tabela 1. Skład i charakterystyka modelowych ścieków komunalnych i przemysłowych

Ścieki komunalne	Ścieki cukiernicze	Ścieki z produkcji soku warzywnego	Ścieki zawierające olej spożywczy
pepton 340 mg/dm^3 bulion 230 mg/dm^3 mocznik 60 mg/dm^3 K_2HPO_4 60 mg/dm^3 NaCl 15 mg/dm^3 $\text{CaCl}_2 \times 2\text{H}_2\text{O}$ 8 mg/dm^3 $\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ 4 mg/dm^3	glukoza 269 mg/dm^3 skrobia 269 mg/dm^3 Na_2CO_3 413 mg/dm^3 K_2HPO_4 $21,3\text{ mg/dm}^3$ KNO_3 $2,8\text{ mg/dm}^3$	sok wielowarzynny $6,5\text{ cm}^3$	olej spożywczy 0,05 %
ChZT: $539 - 569\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ BZT ₅ : $379\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ pH 7,0	ChZT: $593-630\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ BZT ₅ : $347\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ pH 6,6 Z_{og} : 9 mval/dm^3 (dla r-ru węgla)	ChZT: $516-558\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ BZT ₅ : $240\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ pH 3,4	ChZT: $552 - 755\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ BZT ₅ : $211\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ pH 4,3

Metodyka badań. Badania prowadzono w dwóch cyklach dla dwóch różnych ładunków zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych. W pierwszym cyklu badań zastosowano modelowe ścieki przemysłowe o składzie podanym w tabeli 1. Obciążenie substratowe osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń oznaczanym jako BZT_5 mieściło się w zakresie niskich obciążeń tj. $<0,2 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$. W drugim cyklu zwiększono dwukrotnie zawartość wszystkich składników. Wówczas oczyszczanie realizowano na granicy niskich i średnich obciążeń oraz przy średnim obciążeniu tj. $<0,2 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$ oraz $0,2 - 0,4 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$.

Osad czynny wprowadzono do czterech bioreaktorów (1 - ścieki komunalne, 2 - ścieki cukiernicze, 3 - ścieki z produkcji soku warzywnego, 4 - ścieki z zużytych olejów spożywczych) do objętości jednego litra. Kolejnym krokiem było dolanie do bioreaktorów przygotowanych ścieków do objętości dwóch litrów. Tak napełnione bioreaktory umieszczono w szafie termostatycznej (TermCon2, Elkar) na mieszadłach magnetycznych (IKA) w celu zapewnienia stałych warunków oczyszczania. Parametry technologiczne oczyszczania podano w tabeli 2. Badania realizowano w układzie porcjowym.

Tabela 2. Parametry technologiczne oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego

parametr/bioreaktor	1	2	3	4	1'	2'	3'	4'
stężenie osadu czynnego, $\text{g}_{\text{sm}}/\text{dm}^3$	5,1	5,2	5,2	5,0	5,0	4,1	3,6	4,0
obciążenie substratowe, $\text{gChZT}/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$	0,14	0,14	0,12	0,14	0,33	0,39	0,40	0,35
obciążenie substratowe, $\text{gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$	0,07	0,07	0,06	0,07	0,16	0,22	0,20	0,17

Analiza biologiczna dotyczyła obserwacji mikroskopowych osadu czynnego jako preparaty mokre realizowanych przy powiększeniu: $10\times$, $40\times$, $100\times$ i obejmowała morfologię kłaczek (postać, strukturę, wielkość oraz występowanie bakterii wolno pływających) [4] oraz identyfikację i zestawienie wyższych mikroorganizmów zgodnie z przyjętą klasyfikacją [5, 6, 7]. Próby osadu czynnego pobierano pięciokrotnie przed rozpoczęciem badań oraz pięciokrotnie w ciągu doby z każdego z bioreaktorów po rozpoczęciu dozowania ścieków. Suchą masę osadu czynnego oznaczano metodą wagową w 105°C .

Analiza fizyczna i chemiczna ścieków surowych i oczyszczonych obejmowała następujące oznaczenia: BZT_5 (Oxi Top, WTW), ChZT (Pharo 100, Merck oraz pH (Elmetron).

Wyniki i ich omówienie

Na podstawie badań ustalono zależności pomiędzy własnościami kłaczków osadu czynnego a rodzajem ścieków przemysłowych oraz składem ilościowo-jakościowym organizmów towarzyszących a rodzajem ścieków. W zestawieniach pod uwagę brano również efektywność biologicznego oczyszczania poszczególnych rodzajów ścieków.

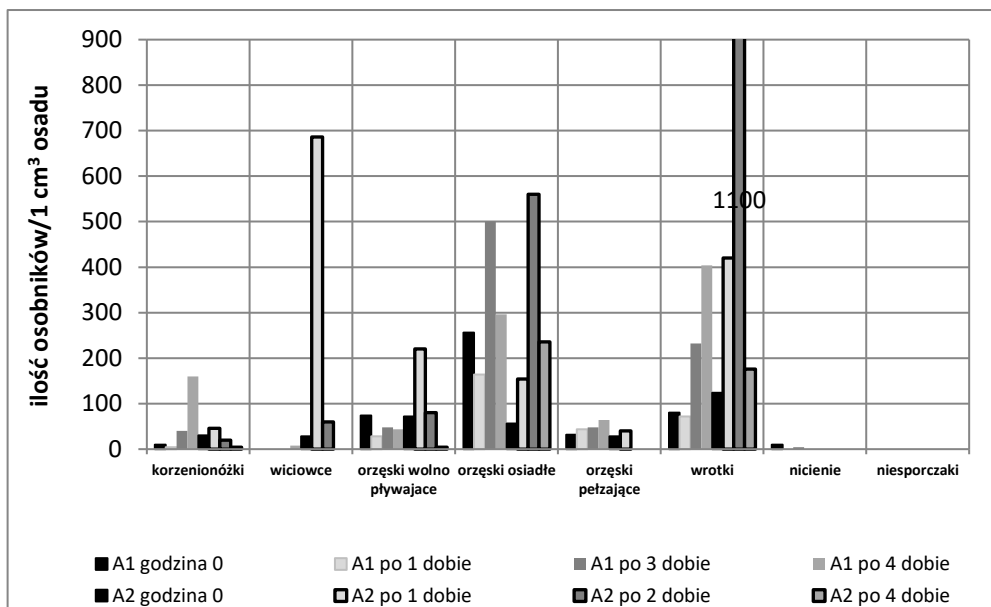
Wpływ zanieczyszczeń zawartych w ściekach przemysłowych na występowanie organizmów towarzyszących

Podczas oczyszczania ścieków cukierniczych oznaczono niewiele osobników z orzęsków wolno pływających tj. 28 osobników w 1 cm³ osadu (*Chilodonella cucullulus*) po pierwszej dobie dozowania ścieków oraz odpowiednio 48 i 44 osobniki w 1 cm³ (*Paramecium caudatum*, *Chilodonella cucullulus*) po trzech i czterech dniach dozowania ścieków (Rys. 1.). Natomiast stwierdzono dużą różnorodność pod względem gatunków i osobników w przypadku orzęsków osiadłych, tj. oznaczono w poszczególnych dniach odpowiednio 164 osobniki w 1 cm³ osadu (*Epistylis lacustris*, *Zoothomnium mucedo*, *Vorticella alba*), 500 osobników w 1 cm³ (*Epistylis lacustris*, *Opercularia coarctata*, *Vorticella convallaria*, *Vorticella putrina*, *Vorticella elongata*, *Habrotrocha flava*), oraz 296 osobników w 1 cm³ (*Opercularia coarctata*, *Vorticella convallaria*, *Vaginicola crystallina*, *Tokophrya quadripartita*, *Epistylis lacustris*). Wśród orzęsków pełzających (*Aspidisca costata*) oznaczono w badanej objętości osadu odpowiednio 44, 48 oraz 64 osobniki.

Podobnie licznie występowały wrotki (Rys. 1.). Ilość wrotków po pierwszej dobie dozowania ścieków wynosiła 72 osobniki w 1 cm³ osadu (*Cephalodella gibba*, *Habrotrocha thienemanni*, *Habrotrocha collaris*, *Rotaria rotatoria*). Następnie ilość osobników wzrosła do 232 sztuk w 1 cm³ (*Cephalodella gibba*, *Rotaria rotatoria*, *Habrotrocha thienemanni*, *Pleurotrocha petromyzon*, *Euchlanis dilatata*, *Colurella colurus*, *Dicranophorus grandis*) oraz 404 osobników 1 cm³ (*Cephalodella gibba*, *Rotaria rotatoria*, *Cephalodella gracilis*, *Pleurotrocha petromyzon*, *Dicranophorus grandis*, *Habrotrocha collaris*, *Rotaria trisecata*) po czterech dobach dozowania ścieków.

Wiciowce najliczniej wystąpiły po zwiększeniu obciążenia substratowego tj. po pierwszej dobie dozowania ścieków cukierniczych o zwiększonym dwukrotnie ładunku zanieczyszczeń (Rys. 1.). Oznaczono wówczas 686 osobników w 1 cm³ osadu (*Bodo angustus*, *Clautriavia parva*, *Bodo caudatus*). Następnie ilość osobników zmniejszyła się do 60 sztuk w badanej objętości osadu (*Dinomonas vorax*, *Oicomonas termo*). Zmiany takie są opisane w literaturze i związane są m.in.

z podwyższeniem obciążenia, a tym samym zwiększeniem substancji pokarmowych a obniżeniem zawartości tlenu [5, 12].



Rys. 1. Występowanie organizmów towarzyszących w osadzie czynnym podczas oczyszczania ścieków cukierniczych przy obciążeniu substratowym: A1=0,07 gBZT₅/gsm·d, oraz A2=0,22 gBZT₅/gsm·d

W przeciwieństwie do osadu czynnego pochodzącego z bioreaktora, do którego dozowano modelowe ścieki cukiernicze, osad czynny pobrany z bioreaktora, do którego dopływały modelowe ścieki z produkcji soku warzywnego charakteryzowały się niską liczebnością organizmów z królestwa: Protisty (Rys. 2.). W pierwszej dobie badań zanotowano spadek liczebności wszystkich organizmów.

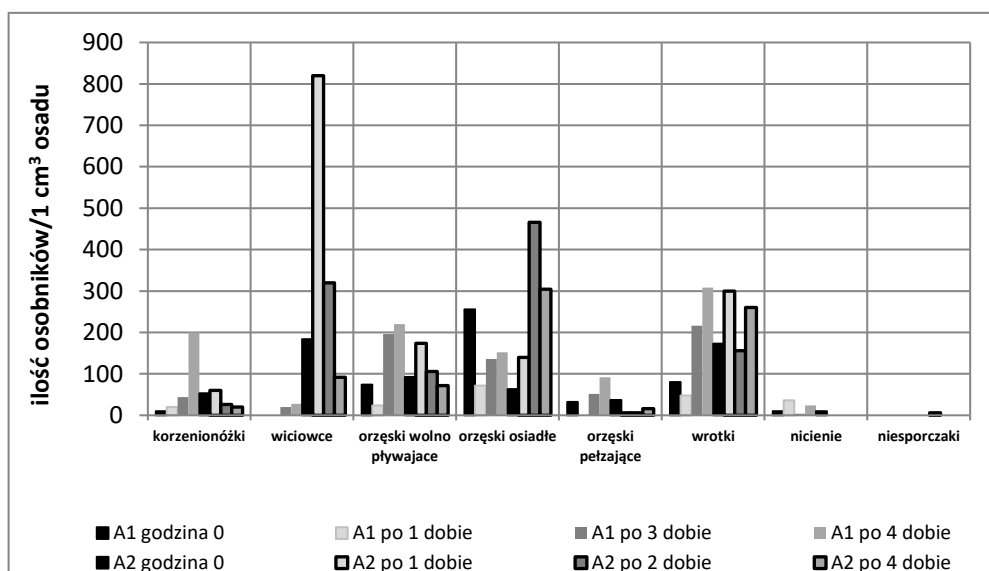
Z orzęsków wolno pływających występował 24 osobniki w 1 cm³ osadu (*Chilodonella cucullulus*), natomiast po trzeciej i czwartej dobie dozowania ścieków ich ilość w badanej objętości wzrosła odpowiednio do 196 osobników (*Chilodonella cucullulus*, *Paramecium caudatum*, *Chilodonella uncinata*) i 220 osobników (*Chilodonella cucullulus*, *Paramecium trichium*, *Paramecium caudatum*, *Litonotus fasciola*).

Ilość orzęsków osiadłych wynosiła odpowiednio: 72 osobników w 1 cm³ osadu (*Opercularia coarctata*, *Vorticella alba*), 136 osobników w 1 cm³ (*Vorticella aequilata*, *Opercularia coarctata*, *Epistylis rotans*, *Vorticella convallaria*, *Vorticella microstoma*) oraz 152 osobniki w 1 cm³ (*Opercularia coarctata*, *Vorticella microstoma*, *Vorticella microstoma* (główka), *Tokophrya quadripartita*).

Orzęski pełzające (*Aspidisca costata*) pojawiły się po trzeciej i czwartej dobie, a ich liczebność osiągnęła 52 i 92 osobniki w 1 cm³ osadu.

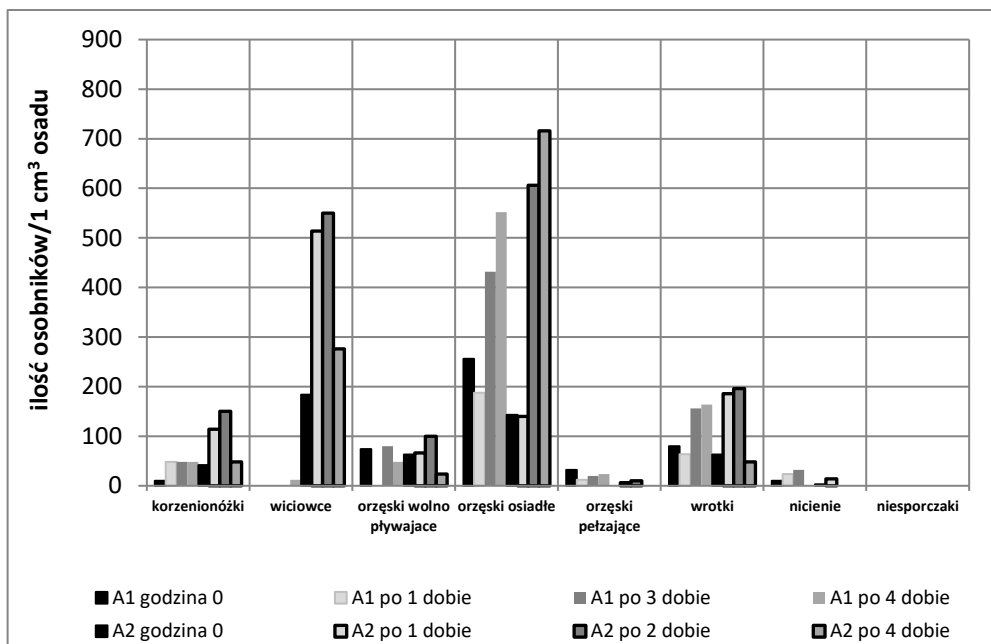
Liczebność wrotków początkowo spadła, ale w kolejnych dniach obserwowano wzrost ilości osobników tj. odpowiednio: do 48 osobników w 1 cm³ osadu (*Cephalodella gibba*, *Rotaria rotatoria*), do 216 osobników w 1 cm³ (*Cephalodella gibba*, *Cephalodella gracilis*, *Rotaria rotatoria*, *Euchlanis dilatata*, *Colurella colurus*) oraz do 308 osobników w 1 cm³ (*Cephalodella gracilis*, *Cephalodella gibba*, *Pleurotrocha petromyzon*, *Rotaria rotatoria*, *Habrotrocha collaris*) (Rys. 2).

W osadzie pojawiły się też organizmy, które świadczą o zachwianiu równowagi w biocenozie tj. korzenionózki (*Mayorella vespertilio*) – ich liczebność wzrosła do 220 osobników w 1 cm³ po czterech dobach dozowania ścieków; wiciowce oraz robaki obłe – nicieni (*Nematodes*). Największy wzrost wśród wiciowców tj. wzrost do liczebności 820 sztuk w 1 cm³ obserwowano przy zwiększeniu obciążenia do A2 = 0,22 gBZT₅/g_{sm}·d (0,35 gChZT/g_{sm}·d) po pierwszej dobie.



Rys. 2. Występowanie organizmów towarzyszących w osadzie czynnym podczas oczyszczania ścieków z produkcji soku warzywnego przy obciążeniu substratowym: A1=0,06 gBZT₅/g_{sm}·d, oraz A2=0,20 gBZT₅/g_{sm}·d

Po wprowadzeniu do osadu czynnego ścieków zawierających substancje olejowe liczebność orzęsków znacznie spadła. Orzęski wolno pływające pojawiły się ponownie trzeciej i czwartej dobie dozowania ścieków w ilości 80 osobników w 1 cm³ osadu (*Chilodonella cucullulus*, *Paramecium caudatum*, *Litonotus fasciola*) oraz 48 osobników w 1 cm³ (*Chilodonella cucullulus*, *Paramecium caudatum*) (Rys. 3.).



Rys. 3. Występowanie organizmów towarzyszących w osadzie czynnym podczas oczyszczania ścieków zawierających zużyty olej spożywczy przy obciążeniu substratowym: A1=0,07 gBZT₅/gsm·d, oraz A2=0,17 gBZT₅/gsm·d

Podobnie, wśród orzęsków osiadłych po spadku liczebności do 188 osobników w 1 cm³ osadu (*Vorticella extensa*, *Epistylis lacustris*), w kolejnych dniach obserwowano wzrost do 432 osobników w 1 cm³ (*Vorticella convallaria*, *Opercularia coarctata*, *Vorticella microstoma*, *Acineta foetida* oraz 552 osobników w 1 cm³ (*Vorticella convallaria*, *Opercularia coarctata*, *Tokophrya quadripartita*, *Vorticella microstoma*, *Acineta grandis*). Z orzęsków pełzające występowały tylko 12 - 24 osobniki w 1 cm³ (*Aspidisca costata*).

Ilość wrotków w osadzie czynnym surowym wyniosła około 80 osobników w 1 cm³ (*Rotaria rotatoria*, *Habrotrocha thienemanni*, *Cephalodella gibba*, *Proales decipiens*, *Rotaria trisecata*, *Rotaria tardigrada*). W dniu drugim spadła do 64 osobników w badanej objętości (*Cephalodella gibba*, *Habrotrocha collaris*, *Rotaria rotatoria*). Liczebność wrotków ponownie sięga 156-164 osobniki w 1 cm³ w czwartym i piątym dniu (*Habrotrocha thienemanni*, *Cephalodella gibba*, *Rotaria rotatoria*, *Rotaria trisecata*, *Habrotrocha collaris*, *Cephalodella gracilis*).

W przeciwieństwie do ścieków z produkcji soku warzywnego, wprowadzenie do bioreaktora substancji olejowych przy obciążeniu substratowym A1 = 0,07 gBZT₅/gsm·d (0,14 gChZT/gsm·d) nie wywołała aż tak gwałtownego wzrostu organizmów takich jak: korzenionózki (*Mayorella vespertillio*), wiciowce (*Peranema trichophotum*) oraz nicianie (*Nematodes*) (Fig. 3.). Natomiast gwałtowne

ny wzrost obserwowano przy zwiększeniu obciążenia do $A_2 = 0,17 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$ ($0,35 \text{ gChZT}/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$).

Oznaczana w osadzie czynnym różnorodność – różne gatunki organizmów towarzyszących oraz różna ich ilość była związana z rodzajem dopływających ścieków. Wówczas to na zasadzie selekcji i adaptacji może wytworzyć się biocenoza charakterystyczna dla danego rodzaju ścieków [13]. W zależności od rodzaju zanieczyszczenia oraz jego stężeni obserwuje się m.in. różną aktywność osadu czynnego [14, 15].

Wpływ zanieczyszczeń zawartych w ściekach przemysłowych na własności kłaczków osadu czynnego

Podczas obserwacji kłaczków osadu czynnego w piątym dniu badań podczas oczyszczania ścieków komunalnych stwierdzono, że charakteryzował się one zielono – brązową barwą, wielkością dużą ($>500\mu\text{m}$), kształtem nieco zaokrąglonym o luźnej strukturze oraz dobrą sedymentacją (Fot. 1.) [4, 6]. Właściwości sedymentacyjne osadu czynnego oceniano codziennie na podstawie szybkości opadania osadu po wyłączeniu układów po czasie 10 i 20 min. Nie oznaczano indeksu Mohlmana.



Fot. 1. Bioreaktory: 1 - ścieki komunalne, 2 - ścieki cukiernicze, 3 - ścieki z produkcji soku warzywnego, 4 - ścieki z zużytych olejów spożywczych

W przypadku ścieków cukierniczych przy niskim obciążeniu substratowym obserwacja morfologii kłaczków osadu czynnego wykazała brązową barwę, średnią i dużą wielkość ($200\text{-}500 \mu\text{m}$ i $500 \mu\text{m}$), kształt nieco zaokrąglony, strukturę określono jako średnio luźną. Kłaczki osadu czynnego charakteryzowały się dobrą sedymentacją (na podstawie obserwacji opadania osadu). Zastosowanie wyższego

obciążenie substratowego osadu czynnego ściekami cukierniczymi spowodowało zmianę barwy kłaczków na brązowo – szarą (Fot. 1.). Wielkość kłaczków oraz struktura nie zmieniły się. Natomiast pogorszyły się właściwości sedymentacyjne osadu, które określono jako słabe. Stwierdzono również odkładanie się na ściankach bioreaktora warstwy osadu czynnego oraz pojawienie się w cieczy nadosadowej zbitego aglomeratu kłaczków składającego się prawdopodobnie ze skrobi.

Badania morfologiczne kłaczków wykazały przy niskim obciążeniu osadu czynnego ściekami z produkcji soku warzywnego miały one brązową barwę. Podobnie, jak dla ścieków cukierniczych, wielkość kłaczków była średnia i duża (200-500 μm i 500 μm), struktura średnio luźna, a zdolność do sedymentacji porównywalna z osadem czynnym z bioreaktorów nr 1 i 2. Przy zastosowaniu wyższego obciążenia substratowego osadu czynnego barwa zmieniła się na pomarańczowo – szarą (Fot. 1. i 2.). Mimo tego kłaczki charakteryzowały się nadal dużą wielkością oraz luźną strukturą. Osad zachował dobre właściwości sedymentacyjne.



Fot. 2. Osad czynny przy wyższym obciążeniu ściekami z produkcji soku warzywnego

Oceniając morfologię kłaczków osadu czynnego podczas oczyszczania ścieków zawierających zużyty olej spożywczy przy niskim obciążeniu substratowym stwierdzono, że charakteryzuje się brązowo - szarą barwą, strukturą średnio luźną, ale niezbyt dobrą sedymentacją. Na powierzchni ścieków występowała zbita warstwa osadu. Po zastosowaniu wyższego obciążenia barwa osadu czynnego stała się szara. Wielkość kłaczków była nadal duża, a struktura luźna. Zaobserwowano odkładanie się warstwy osadu czynnego oraz oleju na ściankach bioreaktora, jak również grudki nie rozłożonego oleju wewnątrz kłaczków osadu czynnego (Fot. 1.). Na powierzchni ścieków – cieczy nadosadowej unosił się biały kożuch oleju (Fot. 3.).



Fot. 3. Osad czynny przy wyższym obciążeniu ściekami zawierającymi zużyty olej spożywczy

Ocena efektywności oczyszczania ścieków

Wskaźnik ChZT w pierwszym cyklu badań dla surowych ścieków komunalnych, cukierniczych, warzywnych oraz zawierających zużyty olej spożywczy przyjmował wartości od $528 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ do $608 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ (tabela 3.). W ściekach oczyszczonych oznaczono ChZT na poziomie od $59 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ do $87 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Uzyskano wówczas stopień zmniejszenia tego wskaźnika odpowiednio: dla ścieków komunalnych 84,71 %, dla cukierniczych 92,30 %, dla ścieków z produkcji soku warzywnego 89 % oraz ścieków zawierających zużyty olej spożywczy 87,3 %.

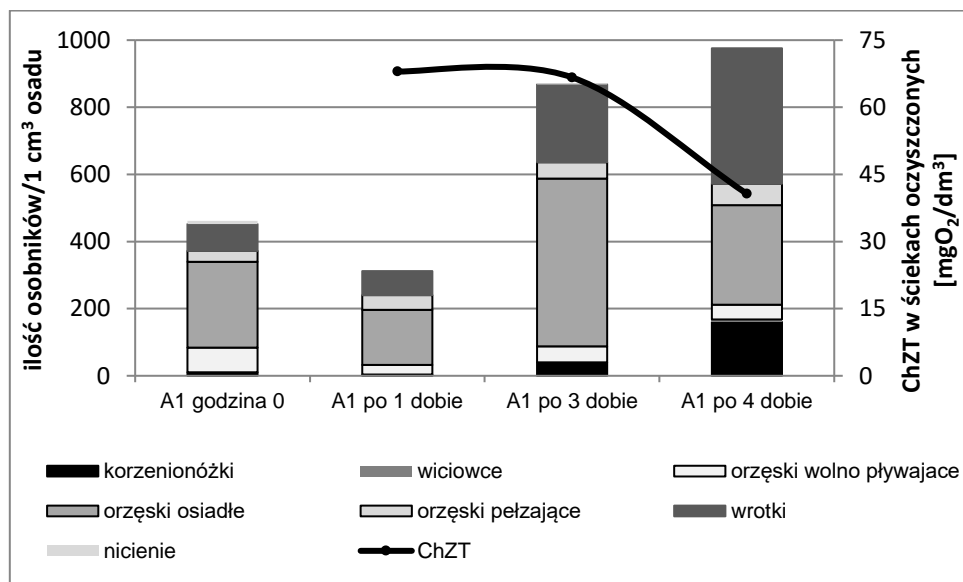
Tabela 3. Zestawienie efektów oczyszczania ścieków przemysłowych

wskaźnik/bioreaktor	1	2	3	4	1'	2'	3'	4'
ChZT ścieki surowe, mgO_2/dm^3	569	608	537	528	1423	1398	1528	1205
ChZT ścieki oczyszczone, mgO_2/dm^3	87	59	59	67	246*	104	117	115
stopień zmniejszenia, %	84,71	92,30	89,00	87,30	-	92,56	92,34	90,46
BZT ₅ ścieki surowe, mgO_2/dm^3	379	347	240	211	-	-	-	-
BZT ₅ ścieki oczyszczone, mgO_2/dm^3	-	16	6	7	-	-	-	-
stopień zmniejszenia, %	-	95,40	97,50	-	-	-	-	-
pH ścieki surowe	7,0	6,6	3,4	4,3	7,0	-	-	-
pH ścieki oczyszczone	5,7	6,9	7,51	8,63	5,9	6,4	7,1	6,1

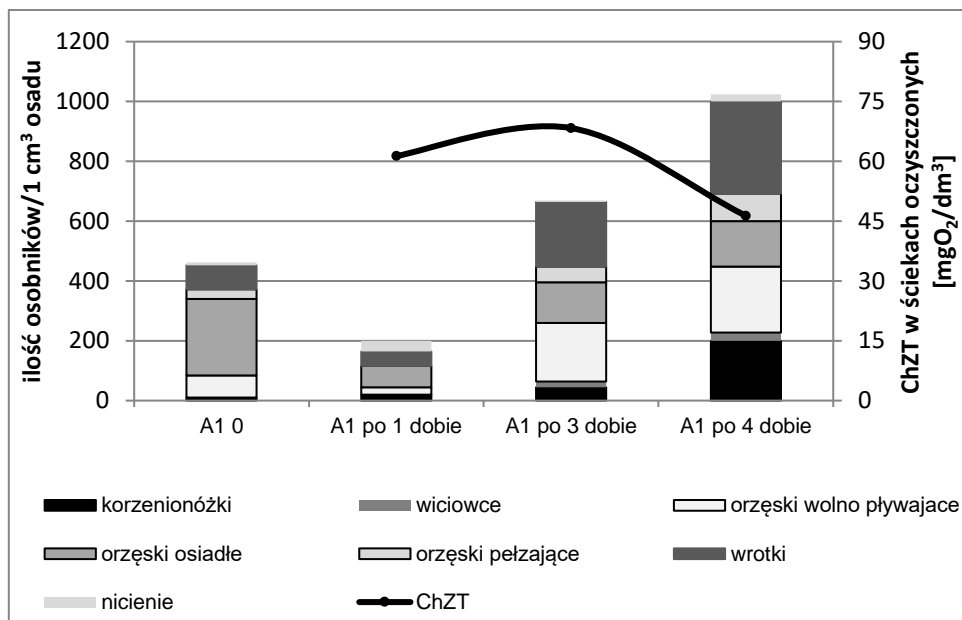
* Awaria bioreaktora, wyników nie uwzględniono w obliczeniach

Wskaźnik BZT₅ w surowych ściekach cukierniczych przyjmował wartość ok. 347 mgO₂/dm³, natomiast po oczyszczeniu wartość ta spadała do ok. 16 mgO₂/dm³, tym samym osiągnięto stopień zmniejszenia BZT₅ równy 95,40%. Dla surowych ścieków z produkcji soku warzywnego BZT₅ przyjmowało wartości ok. 240 mgO₂/dm³, a dla oczyszczonych ok. 6 mgO₂/dm³. Stopień usunięcia wyniósł 97,50%.

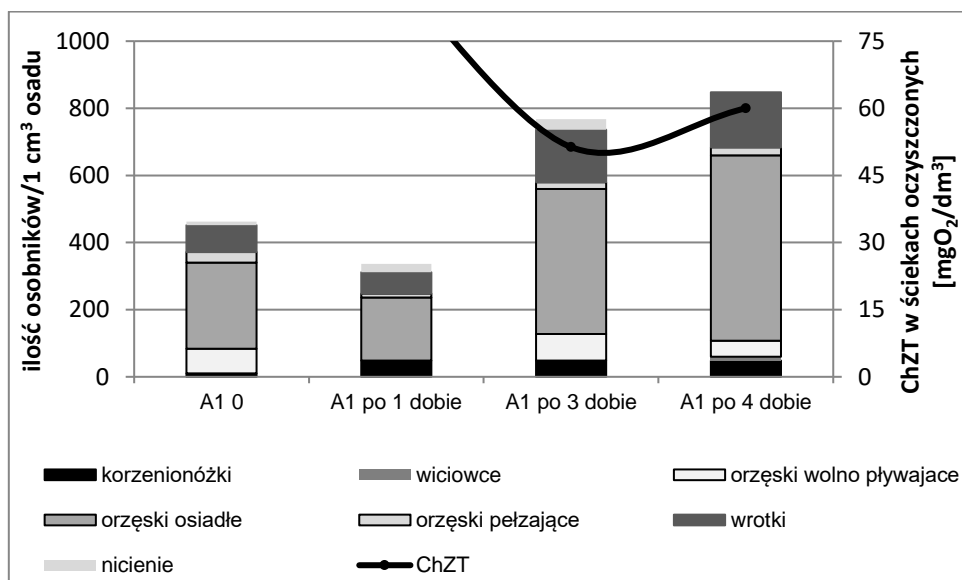
Na rysunkach 4 – 6 zestawiono zmiany liczebności organizmów dominujących w osadzie oraz jakość odpływających ścieków w poszczególnych dniach badań dla niskiego obciążenia substratowego. W biocenozie osadu czynnego oczyszczającego ścieki cukiernicze dominowały korzenionózki, orzęski osiadłe oraz wrotki (Rys. 4). Przy oczyszczaniu ścieków z produkcji soku warzywnego stwierdzono w biocenozie występowanie korzenionózek, orzęsków wolno pływających oraz wrotków (Rys. 5).



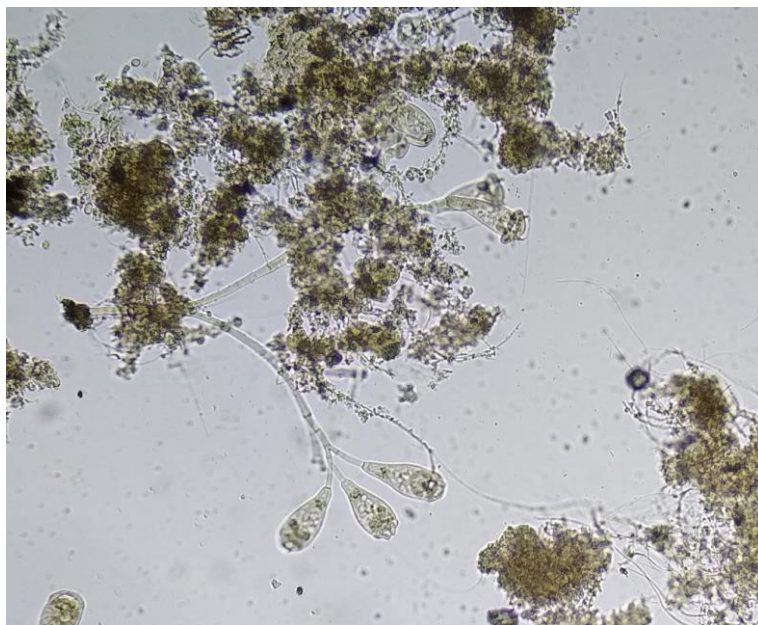
Rys. 4. Występowanie organizmów dominujących oraz ChZT w ściekach oczyszczonych przy obciążeniu A1=0,07 gBZT₅/gsm·d dla ścieków cukierniczych



Rys. 5. Wypępowanie organizmów dominujących oraz ChZT w ściekach oczyszczonych przy obciążeniu A1=0,06 gBZT₅/gsm·d dla ścieków z produkcji soku warzywnego



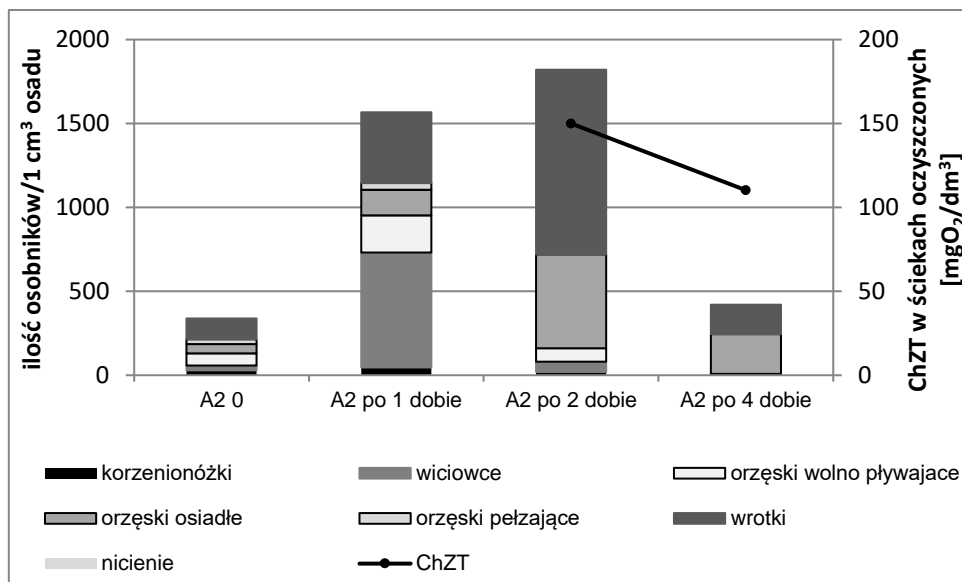
Rys. 6. Wypępowanie organizmów dominujących oraz ChZT w ściekach oczyszczonych przy obciążeniu A1=0,07 gBZT₅/gsm·d dla ścieków zawierających olej spożywczy



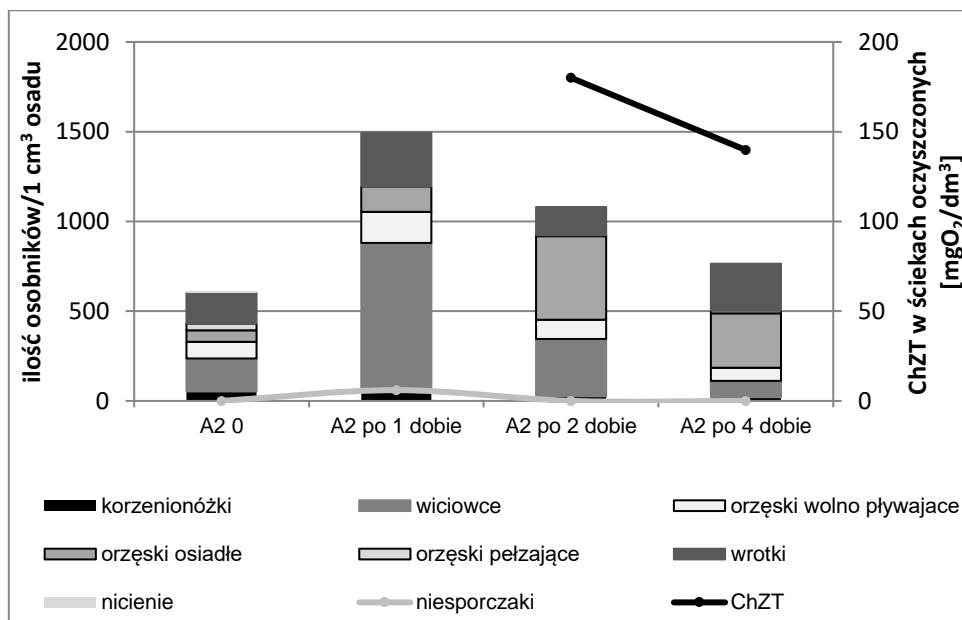
Fot. 4. Przedstawiciel orzęsków osiadłych – Epistylis sp

Natomiast przy oczyszczaniu ścieków zawierających zużyte oleje roślinne dominowały orzęski osiadłe (Rys. 6). Przy czym część z nich była wskaźnikiem dobrego osadu (*Vorticella convallaria*) a część świadczyła o dostatecznym lub słabym osadzie (*Epistylis lacustris*, *Opercularia coarctata*, *Vorticella micro stoma*) (Fot.4) [6, 16].

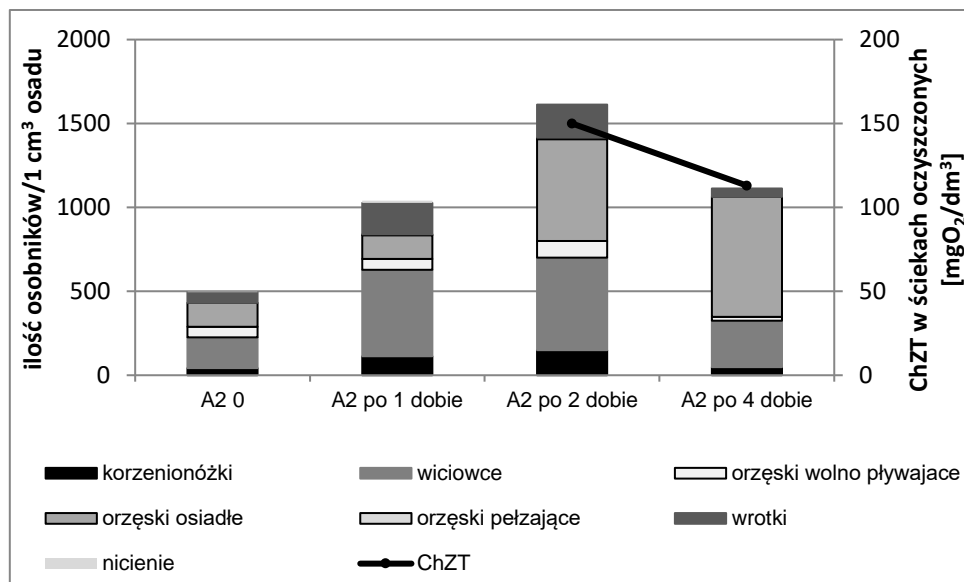
Przy wyższej wartości ChZT ($A_2=0,17 - 0,22 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$) w ściekach surowych uzyskano porównywalny stopień zmniejszenia tj.: dla ścieków cukierniczych 92,56 %, dla warzywnych 92,34 %, a dla zużytych olejów spożywczych 90,46 % (Tabela 3). Jednak wartości ChZT w ściekach oczyszczonych były 3 razy wyższe (dla ścieków cukierniczych i z produkcji soku warzywnego) niż w pierwszym cyklu badań (Rys. 7 i 8), a powstała biocenoza znacznie się różniła pod względem liczebności organizmów towarzyszących w danych grupach. Dla ścieków zawierających oleje wartość ChZT była co prawda niecałe 2 razy większa, ale na podstawie obserwacji właściwości kłaczek oraz ścian bioreaktorów (Fot. 3) stwierdzono, że olej nie ulegał tak dużej biodegradacji, a raczej kumulował się w bioreaktorze (Rys. 9).



Rys. 7. Występowanie organizmów dominujących oraz ChZT w ściekach oczyszczonych przy obciążeniu A2=0,22 gBZT₅/gsm·d dla ścieków cukierniczych

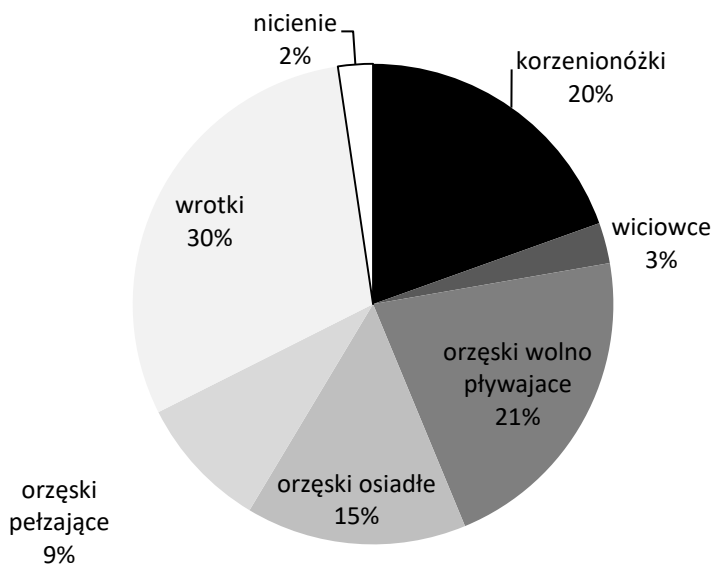


Rys. 8. Występowanie organizmów dominujących oraz ChZT w ściekach oczyszczonych przy obciążeniu A2=0,20 gBZT₅/gsm·d dla ścieków z produkcji soku warzywnego

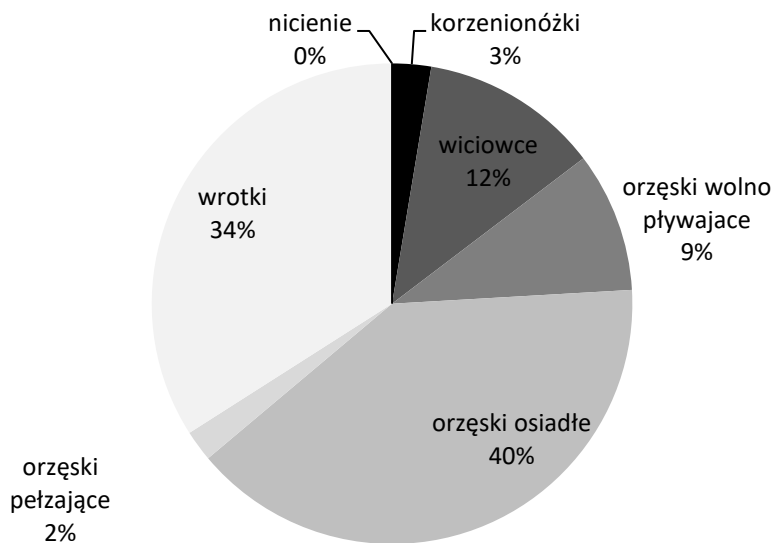


Rys. 9. Występowanie organizmów dominujących oraz ChZT w ściekach oczyszczonych przy obciążeniu A2=0,17 gBZT₅/gsm·d dla ścieków zawierających olej spożywczy

W zakresie badanych obciążeń substratowych tj. niski i średnich nie stwierdzono wyraźnej różnicy w efektywności [%] oczyszczania ścieków spożywczych mimo wytworzenia się nieco innych biocenoz. Po 4 dniach dozowania ścieków wartość ChZT w ściekach oczyszczonych wynosiła poniżej 125 mgO₂/dm³ (obciążenie substratowe A1) oraz poniżej 150 mgO₂/dm³ (obciążenie substratowe A2). Najbardziej zbliżona biocenoza do organizmów dominujących w osadzie czynnym podczas oczyszczania ścieków komunalnych wytworzyła się przy oczyszczaniu ścieków z produkcji soku warzywnego (Rys. 10 i 11) [5]. Jednak przeprowadzone badania były krótko trwałe, a obserwowane zmiany w jakości i ilości organizmów towarzyszących mogą dopiero po dłuższym czasie oczyszczania ścieków stać się bioindykatorami i prognozować efekty oczyszczania [17].



Rys. 10. Procentowy udział poszczególnych grup organizmów towarzyszących w biocenozie osadu czynnego podczas oczyszczania ścieków z produkcji soku warzywnego ($A_1=0,06$ gBZT₅/gsm·d)



Rys. 11. Procentowy udział poszczególnych grup organizmów towarzyszących w biocenozie osadu czynnego podczas oczyszczania ścieków z produkcji soku warzywnego ($A_2=0,20$ gBZT₅/gsm·d)

Wnioski

1. Wprowadzenie ścieków przemysłowych spożywczych do bioreaktora powodowało zmiany w charakterystyce kłaczków osadu czynnego oraz liczebności mikroorganizmów towarzyszących, niezależnie od rodzaju ścieków (ścieki cukrownicze, z produkcji soku warzywnego oraz ścieki zawierających zużyty olej spożywczy), jak również stosowanego obciążenia substratowego, tj. niskiego $<0,2 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}}\cdot\text{d}$ oraz czy średniego $0,2 - 0,4 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}}\cdot\text{d}$.
2. Po wprowadzeniu poszczególnych rodzajów ścieków do bioreaktorów kłaczkowi osadu czynnego zmieniły nieco barwę, natomiast w przypadku ścieków cukrowniczych oraz z produkcji soku warzywnego nie pogorszyły się ich właściwości sedymentacyjne (w porównaniu z bioreaktorem 1 – do którego doprowadzano modelowe ścieki komunalne). Przy zastosowaniu niższego obciążenia ($0,07 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}}\cdot\text{d}$) osad czynnym z bioreaktora, do którego doprowadzano ścieki zawierające olej spożywczy sedymentował wolno. Przy wyższym obciążeniu substratowym ($A_2 = 0,17 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}}\cdot\text{d}$) obserwowane negatywne zmiany w tym bioreaktorze były wyraźniejsze, tj. wyraźnie wolniejsza sedymentacja (w porównaniu z innymi bioreaktorami), powstanie pływającego kożucha (o grubości ok. 3 cm) składającego się z kłaczków osadu i zanieczyszczenia olejowego oraz osadzanie się zanieczyszczenia olejowego na ściankach bioreaktora.
3. Przy obciążeniu substratowym niskim ($0,06 - 0,07 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}}\cdot\text{d}$) w poszczególnych bioreaktorach wytworzyła się specyficzna biocenoza, w której dominowały: wrotki, orzęski osiadłe i korzenionózki (ścieki cukiernicze), wrotki, orzęski wolno pływające, korzenionózki oraz orzęski osiadłe i (ścieki z produkcji soku warzywnego) oraz orzęski osiadłe i wrotki (ścieki zawierających zużyty olej spożywczy).
4. Przy obciążeniu substratowym średnim ($0,17 - 0,22 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}}\cdot\text{d}$) w poszczególnych bioreaktorach dominowały: wrotki i orzęski osiadłe (ścieki cukiernicze, ścieki z produkcji soku warzywnego) oraz orzęski osiadłe i wiciowce (ścieki zawierających zużyty olej spożywczy).
5. Wartość ChZT w ściekach oczyszczonych wynosiła od $41-60 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ ($0,06 - 0,07 \text{ gBZT}_5/\text{g}_{\text{sm}}\cdot\text{d}$) i wówczas obserwowano większą różnorodność rodzajów organizmów towarzyszących. Gdy zwiększono ładunek zanieczyszczeń w ściekach surowych wartość ChZT w ściekach oczyszczonych wzrosła do $110 - 140 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Wówczas też zmniejszyła się różnorodność organizmów.

Podziękowania

Pracę sfinansowano z badań statutowych Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Wydziału Politechniki Śląskiej oraz ze środków przyznanych przez Dziekana Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki na działalność Studenckiego Koła Naukowego "Techniki Membranowe" w roku akademickim 2017/2018.

Literatura

- [1] Fiałkowska E., Fyda J., Pajdak-Stós A., Wiąckowski K., *Osad czynny: biologia i analiza mikroskopowa*, Wydawnictwo "Impuls", Kraków 2005.
- [2] Kocwa-Haluch R., Woźniakiewicz T., *Analiza mikroskopowa osadu czynnego i jej rola w kontroli procesu technologicznego oczyszczania ścieków*, Środowisko - Czasopismo Techniczne, 108 (6), 2011, s. 141-162.
- [3] Miksch, K. (pod red.), *Biotechnologia ścieków*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2000.
- [4] Eikelboom, D.H., van Buijsen, H.J.J., *Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Szczecin 1999.
- [5] Dymaczeński Z. (pod red.), *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, Wydawnictwo PZLiTS, Poznań 2011.
- [6] Cichowicz M., *Organizmy osadu czynnego – katalog*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1995.
- [7] Klimowicz H., *Znaczenie mikrofauny przy oznaczaniu ścieków osadem czynnym*, Wydawnictwo Katalogów i Cenników, Warszawa 1977.
- [8] Krzanowski, S., Wałęga, A., Paśmionka I., *Oczyszczanie ścieków z wybranych zakładów przemysłu spożywczego*, Monografia, Polska Akademia Nauk, Kraków 2008.
- [9] Puchlik, M., Kosińska, K., Smyk, J., *Charakterystyka ścieków surowych z zakładu przetwórstwa owoców i warzyw*, Inżynieria Ekologiczna 2016, 48, s. 181-185.
- [10] Łobos-Moysa E., Bodzek M., Kopytium M., Mateja M., *Badanie wpływu oleju roślinnego na skuteczność oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego*, Ochrona Środowiska, 4, 2008, s. 35-38.
- [11] PN-EN ISO 11733 *Jakość wody. Oznaczanie eliminacji i biodegradacji związków organicznych w środowisku wodnym*.
- [12] Drzewicki A., *Znaczenie obserwacji mikroskopowych osadu czynnego*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 11, 2007, s. 22-23.
- [13] Ziemińska A., *Nitryfikacja w osadzie czynnym – mikrobiologiczne spojrzenie na procesy utlenienia amoniaku*, Chemik, 65 (3), 2011, s. 192-195.
- [14] Davids M., Gudra D., Radovica-Spalvina I., Fridmanis D., Bartkevics V., Muter O., *The effects of ibuprofen on activated sludge: shift in bacterial*

- community structure and resistance to ciproflocacin*, Journal of Hazardous Materials, 340, 2017, s. 291-299.
- [15] Orhon D., *Evolution of the activated sludge process: the first 50 years*, Journal of Chemistry Technology and Biotechnology, 90, 2015, s. 608-640.
- [16] Seviour R, Nielsen P.H. (Eds.), *Microbial Ecology of Activated Sludge*, IWA Publisher, London 2010.
- [17] Drzewicki A., *Znaczenie bioindykacyjne mikrofauny w procesie oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 10, 2004, s. 359-361.

mgr inż. Agnieszka Niewulis¹⁾, dr hab. inż. Sławomir Obidziński²⁾
Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Zakład Inżynierii Rolno-Spożywczej i Leśnej

¹⁾a.niewulis@doktoranci.pb.edu.pl

²⁾s.obidzinski@pb.edu.pl

AGLOMERACJA BEZCIŚNIENIOWA ODPADÓW POCHODZENIA ROŚLINNEGO

The non-pressure agglomeration of the plant waste

Słowa kluczowe: granulacja, peletowanie, granulator, aglomerat, lepiszcze

Keywords: granulation, pelleting, granulator, agglomerate, binder

Streszczenie:

W pracy przedstawione zostały najważniejsze aspekty dotyczące procesu granulacji bezciśnieniowej produktów roślinnych. Przybliżono główne sposoby prowadzenia procesu zagęszczania oraz parametry towarzyszące powstawaniu granulek. Opisano również ich właściwości fizyczne i omówiono budowę oraz zasadę działania urządzeń wykorzystywanych do wytwarzania aglomeratu. Główną uwagę skupiono na parametrach pracy urządzeń do tworzenia ziaren, rodzaju stosowanego lepiszcza oraz sposobu jego dozowania. Zwrócono również uwagę na wielkość i sposób rozdrobnienia zagęszczanych surowców, a także na rozmiar powstającego granulatu w zależności od metody aglomeracji.

Wstęp

Agglomeracja bezciśnieniowa jest procesem wytwarzania cząstek stałych o odpowiednim kształcie, wymiarach oraz własnościach fizykochemicznych. Najczę-

ściej jednak granulację prowadzi się używając jako surowca drobnych cząstek stałych (proszku, pyłu), a produktem są większe wymiarowo granulki, będące aglomeratami tych cząstek pierwotnych [10].

Istnieją dwie główne metody zagęszczania substancji: bezcisnieniowa oraz ciśnieniowa.

Granulacja ciśnieniowa, zwana inaczej brykietowaniem lub aglomeracją, jest to proces, w którym na zagęszczany materiał działają siły zewnętrzne. Ciśnienie stosowane do brykietowania materiałów waha się w przedziale od 50 do 150 MPa. Otrzymany w ten sposób produkt przybiera określoną formę. W odróżnieniu od granulacji ciśnieniowej, granulację bezcisnieniową prowadzi się przy użyciu materiałów wilgotnych, stosując ciśnienie mniejsze niż 0,1 MPa [20].

Metoda bezcisnieniowa polega na zagęszczaniu granulowanego materiału poprzez przesypywanie materiału drobnoziarnistego lub pylistego z dodatkiem spoiwa lub cieczy granulacyjnej [27]. Zagęszczanie w sposób bezcisnieniowy charakteryzuje się niską energochłonnością produktu. Powstały aglomerat powinien być poddany procesom suszenia w celu usunięcia nadmiernej wilgotności z powstałego produktu. Proces aglomeracji bezcisnieniowej materiału pylistego lub drobnoziarnistego zmieszanego z dodatkiem spoiwa prowadzony jest w granulatorach talerzowych bądź bębnowych [4,11,31], lub jest to aglomeracja dwustopniowa, tj. aglomeracja bezcisnieniowa i następująca po niej aglomeracja ciśnieniowa [13,14].

Istota procesu granulacji bezcisnieniowej opiera się na formowaniu granulki z materiału w formie pylistej wokół zarodka granulacji i jest to tak zwana metoda otaczania [12]. Otaczanie to nic innego, jak przesypywanie materiału z dodatkiem spoiwa. Na skutek intensywnego mieszania, przy obecności odpowiedniej ilości oraz rodzaju lepiszcza, powstaje aglomerat.

Łączenie cząstek i przyrost ich wielkości następuje przy ich wzajemnym oddziaływaniu na siebie oraz przy udziale sił zewnętrznych i sił napięcia powierzchniowego cieczy. Mamy tu również do czynienia ze zjawiskiem tzw. mostków cieczy [12].

Granulat o nieco słabszej budowie może ulec rozpadowi. Cząstki takie powinny zostać oddzielone od granulatu ostatecznego przy pomocy specjalnych sit o określonej średnicy oczek, w zależności od pożądanej wielkości produktu ostatecznego. W granulacie o odpowiedniej budowie wewnętrznej oddziałują siły wiążące, nadające granulce odpowiednią twardość oraz wytrzymałość.

Do procesu zagęszczania używa się najróżniejszych produktów, takich, jak: warzywa, produkty zbożowe, specjalistyczne pasze dla ryb, produkty spożywcze, pyliste odpady technologiczne (komunalne i przemysłowe) itp. [12]. Lepiszczem, czyli cieczą wiążącą, stosowaną do zlepiania produktu, mogą być zawiesiny, takie, jak woda z dodatkiem różnych substancji o właściwościach wiążących, guma arabska, roztwory kleju, a także roztwory melasy oraz żelatyny [20].

Odpady produkcyjne z przetwórstwa ziół oddawane są przez zakłady przetwórcze przeważnie za cenę transportu, gdyż ich niewielka gęstość usypowa ich utylizacja jest utrudniona [26,30]. Najczęściej stosowane są jako dodatek do pasz [8].

W pracy omówiono istotę procesu granulacji bezciśnieniowej, parametry mu towarzyszące oraz budowę i zasadę działania urządzeń do granulacji bezciśnieniowej.

Charakterystyka procesu oraz metodyka badań

Aby materiał mógł być zagęszczony, niezbędne jest odpowiedni dobór wielkości jego cząstek. Problemem utrudniającym bezpośrednie wykorzystanie odpadów roślinnych jako surowca do produkcji granulatu lub brykietu jest zbyt mały rozmiar ich cząstek (materiały pyliste) lub zbyt duża ich wilgotność (pasze lub materiały odpadowe, np. trociny lub rozdrobniona słoma, posiadająca wilgotność powyżej 20%) [29]. Aglomeracja surowca w postaci proszku, wraz z towarzyszącymi jej rozdrabnianiem i mieszaniem, w dużej mierze zależą od właściwości fizycznych oraz reologicznych tych materiałów [16,18].

Aby określić skład granulometryczny materiałów o charakterze polidispersyjnym stosuje się przede wszystkim analizę sitową [1,3,24]. Metoda ta uważana jest za bardzo pracochłonną oraz czasochłonną [28]. O wiele bardziej korzystne oraz wydajne metody analizy składu granulometrycznego bazują na zjawisku dyfrakcji Fraunhofera, pomiaru równoległej wiązce promieniowania oraz w ognisku układu optycznego [15,17,22]. Powyższe pomiary pomagają dokonać pomiaru wymiarów cząstki. Pomiary morfologiczne wykonuje się stosując metody stereologiczne oraz komputerową analizę obrazu [37]. Dzięki tym metodom możliwe jest określenie wymiarów geometrycznych cząstki, bazując na uzyskanych płaskich obrazach zarejestrowanych próbek materiałów polidispersyjnych [2,9]. Parametry statystyczne rozkładu i funkcję gęstości określone są na podstawie składu granulometrycznego i wynikającego z niego histogramu rozkładu wielkości cząstek względem wymiaru charakterystycznego cząstki [21].

Istotny wpływ, jaki wywierany jest na skład granulometryczny produktu, ma miejsce dozowania surowca oraz lepiszcza. Według Kaźmierczak [16], dla otrzymania granulek o większej średnicy, materiał należy dostarczyć na dolną część talerza granulacyjnego, natomiast strumień spoiwa musi być kierowany na górną część unoszonej warstwy. Znajomość wpływu miejsca dozowania produktu oraz lepiszcza ma wpływ na późniejszą jakość otrzymywanego granulatu [16].

Według Hejfta i Leszczuka [12], na pomyślny przebieg procesu zagęszczania surowców oraz wytwarzaniu w ten sposób granulki mają znaczący wpływ parametry wymienione w tabeli 1.

Tabela 1. Główne czynniki procesu granulacji bezciśnieniowej

Własności fizykochemiczne materiału	Parametry konstrukcyjno-eksploatacyjne	Proces granulowania
– skład granulometryczny – struktura materiału – powierzchnia ziarna – porowatość cząstek – wilgotność – zwilżalność – higroskopijność – gęstość usypowa – spójność ziaren – temperatura ziarna – kąt naturalnego usypu – higroskopijność – współczynnik tarcia zewnętrznego – współczynnik tarcia wewnętrznego – plastyczność materiału – czynniki kształtu: współczynnik kształtu, sferyczność cząstek, itp.	– liczba wymiennych talerzy granulatora – rodzaj materiału talerza – średnica talerza granulacyjnego – wysokość obrzeża talerza – częstość obrotów talerza, prędkość obrotowa talerza – kąt pochylenia talerza względem poziomu – rodzaj cieczy granulacyjnej – miejsce dozowania cieczy granulacyjnej – natężenie przepływu cieczy granulacyjnej – temperatura cieczy granulacyjnej – sposób dozowania cieczy granulacyjnej – sposób dozowania surowców sypkich – miejsce dozowania surowców sypkich – rodzaj napędu granulatora – ustawienie zgarniaków – rodzaj rozdrabniacza – rodzaj dozownika	– wydajność – rozkład granulometryczny – zapotrzebowanie mocy – stopień wypełnienia talerza – stopień pokrycia powierzchni talerza – stopień zagęszczenia granulek – samooczyszczanie powierzchnia talerza – wytrzymałość mechaniczna granulek – zawartość wilgoci w granulacie – czas przebywania materiału w granulatorze

Źródło: [12]

Do granulacji bezciśnieniowej wykorzystywane są urządzenia zwane granulatorami, do których należą:

- granulator talerzowy, którego działanie opiera się na zastosowaniu talerza granulacyjnego, napędzanego przez silnik elektryczny, za pomocą przekładni pasowej. Napęd z przekładni zostaje przekazany na talerz granulacyjny przy zastosowaniu mechanizmu zębatego. Surowiec podawany jest na dolną część talerza przy pomocy dozownika. Ciecz granulacyjna rozpylana jest przy użyciu dyszy pneumatycznej rozpyłowej. Dzięki obrotowemu ruchowi talerza ciecz rozprzodzana jest równomiernie po powierzchni peletowanego surowca [11,12];

- granulator bębnowy, w którym główna zasada działania opiera się na przesypaniu surowca wewnątrz bębna w połączeniu z odpowiednią ilością lepiszcza. Przyjmuje się, że kąt nachylenia bębna to przedział 6-10 stopni [4];

- granulator stożkowy, którego zasada działania jest zbliżona do pracy granulatora bębnowego, z różnicą w budowie bębna, który jest w kształcie stożka. Konstrukcja osi bębna sprawia, że oś pochylona jest w przeciwnym kierunku, niż prze-

suwane są granulki we wnętrzu stożka. Kąt pochylenia bębna to zazwyczaj około 4 stopnie [40];

- granulator odśrodkowy, polegający na dostarczaniu surowca do wnętrza poziomego talerza, gdzie siła odśrodkowa wprawia zagęszczaną substancję w ruch. Przyjmuje się, iż częstość talerza zawiera się w przedziale 300-1500 obr/min⁻¹. Aby otrzymany pelet posiadał określoną wielkość, wówczas niezbędne jest zastosowanie specjalnych listew, zamocowanych w ten sposób, aby obracały się w przeciwną stronę, niż talerz granulacyjny [40];

- granulator łopatkowy, którego zasada działania bazuje na pracy wałów, wzdłuż których umiejscowione są łopatki, które odpowiadają za intensywne mieszanie substancji. Wały te rozmieszczone są na nieruchomym korycie o kształcie ułożonych równolegle względem siebie półcyldrów i pracują w dwie przeciwne strony. Granulatory stożkowe często znajdują swoje zastosowanie w przetwórstwie przemysłowym [12];

- granulator wibracyjny, polegająca na przesiewaniu wibracyjnym surowca poprzez przesypywanie go na grzbietach falistego dna rynny [39];

- granulator taśmowy, przypominający w swej budowie przenośnik taśmowy, opierający się na powstawaniu ziaren wskutek oddziaływania siły ciężkości. Zagęszczany materiał podnosi się i opada z dużą intensywnością na taśmę, dzięki czemu jest w ten sposób wzmacniany i powiększany [39];

- granulator z warstwą fluidalną, który skupia się na zbiorze kilku operacji jednocześnie: suszenie, mieszanie odparowanie, krystalizacja, przebiegających łącznie z procesem granulacji w jednym aparacie. Granulator ten swoją budową przypomina stożek, który zwięża się ku dołowi. Peletowany materiał doprowadzany jest do wnętrza granulatora poprzez zastosowanie przenośnika. Tam, na skutek połączenia materiału i powietrza w przeciwprądzie, surowiec staje się warstwą fluidyzowaną. Dzięki temu drobne cząstki pyłu zderzają się ze sobą tworząc ziarna. Frakcja ta jest przesiewana, po czym większe granule są odsiewane, a mniejsze ponownie trafiają do wnętrza stożka [41].

Niezależnie od wyboru metody granulacyjnej, przygotowanie materiału do badań zawsze powinno przebiegać w podobny sposób. Najistotniejszym elementem, który ma wpływ na przebieg procesu aglomeracji bezciśnieniowej, jest niewątpliwie ocena składu oraz właściwości surowców, jakie poddawane będą zagęszczaniu. O połączeniu ze sobą cząstek decyduje bowiem skuteczność ich bezpośredniego kontaktu [19,25,34]. W sytuacji, gdy skład surowca oraz idąca za tym podatność na ziarnowanie zostaną niewłaściwie zaklasyfikowane, wówczas wydajność procesu może być niezadowalająco niska, bądź może wręcz uniemożliwić proces powstawania peletu [23]. Ważnym aspektem przy wyborze tej metody zagęszczania jest wysoka efektywność procesu przy odpowiednio dobranych parametrach oraz właściwie dobranej cieczy wiążącej. Jakość powstałego produktu zależy od wielu czynników, do których zalicza się: konstrukcja granulatora, właściwości fizyko-

chemiczne surowca oraz czynniki związane z przebiegiem procesu aglomeracji. Ponadto, dodatki w postaci sypkiej, dodawane do zagęszczanego surowca w trakcie procesu, mają wpływ na późniejszą mechaniczną wytrzymałość wytworzonego produktu, a niewielki jej udział powiększa lub obniża jej wartość [6,36]. Stopień wypełnienia granulatora ma znaczenie w przypadku określenia gęstości usypowej. Im większa ilość surowca dostarczona do granulatora, tym szybciej zachodzi proces granulacji [33]. Do wzrostu gęstości nasypowej dochodzi na skutek szybszego tworzenia peletu [32].

Istotne jest również określenie higroskopijności surowca, która określa efektywność oddziaływania fazy stałej oraz ciekłej [21]. W przypadku zbyt dużej zwilżalności (higroskopijności) zagęszczanej substancji, konieczne jest wprowadzenie dodatkowego składnika, który spowoduje zwiększenie podatności na ziarnowanie [20,39]

Ostatnią kwestią są parametry doboru cieczy granulacyjnej. Niezbędną czynnością jest określenie jej gęstości oraz napięcia powierzchniowego [20,27]. Obniżenie napięcia powierzchniowego powoduje spowolnienie wzrostu aglomerowanych cząstek [5]. Ciecz granulacyjna odpowiedzialna jest w dużym stopniu na późniejszą odporność granulek na procesy ściskania [42].

Wnioski

Aglomeracja bezciśnieniowa uważana jest za jedną z najlepszych metod granulacji niewielkich cząstek. Jedną z ważniejszych zalet jest niska cena urządzeń oraz wysoka efektywność procesu ziarnowania. W przypadku prawidłowego doboru cieczy wiążącej oraz prawidłowym parametrom uzyskujemy dużą ilość granulatu i niewielką ilość substancji pylistych [38]. Dodatek cieczy wiążącej oraz substancji zagęszczających zwiększa efektywność powstawania aglomeratu. Najczęściej spotykanym lepiszczem w przemyśle spożywczym są: mączka chleba świętojańskiego, guma guar (guma arabska), agar i pektyna [7].

Skuteczność procesu granulacji uzależniona jest od parametrów, które wpływają na częstotliwość zderzania się cząstek, ich prędkości, sił międzycząsteczkowych pomiędzy ciałem stałym oraz cieczą spajającą [26]. Powstawaniu granul towarzyszą: zmiana gęstości usypowej, powierzchni granul i porowatości ich złoża [35]. Wykorzystanie mechanizmów zagęszczania bezciśnieniowego, poprzedzających proces aglomeracji bezciśnieniowej, pozwala na istotne zmniejszenie jego energochłonności przy jednoczesnym zapewnieniu dobrej jakości produktu [27].

Literatura

- [1] Aider M., de Halleux D., Belkacemi K., *Production of granulated sugar from maple syrup with high content of inverted sugar*. Journal of Food Engineering, 2007, 80, 791-797.
- [2] Bakier S., Miastkowski K., *Analiza składu granulometrycznego glukozy kryształicznej*. Postępy Techniki Przetwórstwa Spożywczego, 2010, 1, 36-40.
- [3] Chlebowski J., Nowakowski T., *Analiza stopnia rozdrobnienia ziarna pszenicy*. Inżynieria Rolnicza, 2008, 1(99), 65-70..
- [4] Gluba T., Obraniak A., *Ocena jednorodności produktu mokrej granulacji bębnowej*. Przemysł Chemiczny, 2008, 87(2), 125-128.
- [5] Gluba T. Obraniak A., Błaszczuk M., Gawot-Młynarczyk E., *Wpływ parametrów nawilżania na wytrzymałość granulatu na ściskanie*. VII Ogólnopolskie Sympozjum Granulacja, 2005, Puławy: 8–14.
- [6] Gluba T. Obraniak A., Błaszczuk M., Gawot-Młynarczyk E., *Wpływ parametrów nawilżania na kinetykę procesumokrej granulacji bębnowej*. VII Ogólnopolskie Sympozjum Granulacja, 2005, Puławy: 1–7.
- [7] Grochowicz J., Sobczak P., Zawisłak K., Panasiewicz M., *Analiza współczynnika lepkości dynamicznej wybranych substancji wiążących*. Inżynieria Rolnicza, 2003, 8(50). s. 141-147.
- [8] Hanczakowska E., 2007. *Zioła i preparaty ziołowe w żywieniu świń*. Wiadomości Zootechniczne, R. 2007, XLV, 3, 19-23.
- [9] Hann D., Strazisar J., *Influence of Particle Size Distribution, Moisture Content, and Particle Shape on the Flow Properties of Bulk Solids*. Instrumentation Science and Technology 2007, 35, 571-584.
- [10] Heim A. *Granulacja – proces wciąż ważny*. Chemik, 2012, 66, 5, 356-359.
- [11] Heim A., Kaźmierczak, R., Obraniak, A. *Model dynamiki złoża ziarnistego w granulatorze talerzowym*. Inżynieria Chemiczna i Procesowa, 2004, 25, 3/2, 993-998.
- [12] Hejft R., Leszczuk T., *Dobór parametrów procesu bezciśnieniowej aglomeracji (otoczkowania nasion)*. Część I: Stanowisko badawcze. Inż. Ap. Chem. 2011, 50, 1, 15-16.
- [13] Herting, M.G.; Kleinebudde, P., *Roll compaction/dry granulation: Effect of raw material particle size on granule and tablet properties*. International Journal of Pharmaceutics, 2007, 338, 110-118.hryniewicz
- [14] Hryniewicz, M.; Bębenek, M.; Gara, P., *Dobór układu zagęszczania prasy walcowej do scalania materiału w dwustopniowej granulacji*. Chemik, 2008, 9, 61, 425-428.
- [15] Kamiński S., *Porównanie optyczno-elektronicznych metod pomiaru granulacji*. Aparatura Badawcza i Dydaktyczna, 2007, 12(2-3), 85-93.

- [16] Kaźmierczak R., *Nakłady energetyczne w procesie granulacji talerzowej*. Rozprawa doktorska, Politechnika Łódzka, 2005, 12–154.
- [17] Knollenberg L.G., Veal D.L., *Optical particle monitors, counters and spectrometers: performance characterization, comparison and use*. Proceedings, Institute of Environmental Sciences, 2007, 751-771.
- [18] Kłassien P. W., Griszajew I. G., *Podstawy techniki granulacji*, (tłum. z jęz. ros. B. Kochański, E. Rzyski), WNT, Warszawa 1989.
- [19] Kołaczkowski A., Sorich B., *Granulacja nawozów – teoria i praktyka*. Przem. Chem. 2003, 82/8–9: 1212–1213.
- [20] Korpala W., *Granulowanie materiałów rolno spożywczych metodą bezciśnieniową*. [w:] *Rozprawy naukowe Akademii Rolniczej w Lublinie*, Wyd. Akademii Rolniczej, Lublin 2005, 7-25, 105-125.
- [21] Kukielka L., *Podstawy badań inżynierskich*. Wydawnictwo Uczelniane Politechnik Koszalińskiej, Koszalin, 2000, 41.
- [22] Larre-Larrouy M.H., Feller H., *Carbon and monosaccharide distribution in particle-size fractions from a clayey ferrallitic soil*. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 2001, 32(17&18), 2925-2942.
- [23] Leszczuk T., *Stanowisko badawcze do optymalizacji procesu wytwarzania nawozów o spowolnionym działaniu*. Postępy Nauk Rolniczych, nr 3/2011 : 103-112.
- [24] Malczewski J., *Mechanika materiałów sypkich – operacje jednostkowe*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 1990, 157.
- [25] Matysiak B., *Nawożenie w szkółkach roślin ozdobnych*. Szkółkarstwo, 2004, 4: 1–2.
- [26] Miastkowski K., Leszczuk T., Bakier S., *Zastosowanie zawieszin wodnych bentonitu i gliny do granulacji bezciśnieniowej nawozów rolniczych*. Inż. Ap. Chem. 2013, 52, 1, 14-16.
- [27] Nastaj S., *Granulacja w cieczy – zalety i wady*. Chemik, 2008, 9: 391–392.
- [28] Obidziński S., *Ocena właściwości energetycznych odpadów melisy*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 2010, 546, 253-262.
- [29] Obidziński S., Hejft R., *Budowa układu mieszająco-zagęszczająco-dozującego dla materiałów roślinnych*. Inżynieria Rolnicza, 2013, r.17, nr 1, t.1, 143-148.
- [30] Obidziński S., Miastkowski K., Berestiuk P., *Wpływ parametrów technologicznych procesu granulowania beciśnieniowego na kształt granulatu z odpadów pokrzywy*. Acta Agroph., 2016, 23(3), 467-479.
- [31] Obraniak, A., Głuba, T., *A model of granule porosity changes during drum granulation*. Physicochemical Problems of Mineral Processing, 2011, 46, 219-228.
- [32] Obraniak A., Głuba T., *Granulacja nawozu mineralnego w aparacie bębnowym*. Chemik, 2008, 9: 409–413.

-
- [33] Obraniak A., Gluba T., *Kinetyka aglomeracji materiału drobnoziarnistego w granulatorze talerzowym*. Inżynieria i Aparatura Chemiczna, 2009, 4: 46–47.
- [34] Pietsch W., *An interdisciplinary approach to size enlargement by agglomeration*. Powder Technology, 2003, 130:8–13.
- [35] Peroń S., Surma M., Paślawska M., *Granulacja talerzowa otrębów pszennych z wykorzystaniem gęstwy drożdżowej jako cieczy wiążącej*. Inżynieria Rolnicza 5(103)/2008.
- [36] Robak J., Kopczyński M., Ocieka W., *Wykorzystanie technik granulacji do walerizacji lub utylizacji odpadów*. VII Ogólnopolskie Sympozjum Granulacja 2005, Puławy: 89–95.
- [37] Ryś J., *Stereologia materiałów*. Fotobit-Design, Kraków, 1995, 394.
- [38] Sobczak P., *Aglomeracja wybranych spożywczych materiałów proszkowych*. Rozprawa doktorska. Akademia Rolnicza w Lublinie, 2004.
- [39] Sidor J., Feliks J., *Granulatory wibracyjne*. Przemysł Chemiczny, 2015, T.94, nr 5, s.767-770.
- [40] Stecko J., Niesler M., *Ocena wpływu granulowania podziarna koksiku na parametry procesu spiekania i emisje spalin*. Prace IMŻ 1 (2010), 185-188.
- [41] Watano S., Miyunami K., *Image processing for on-line monitoring of granule size distribution and shape in fluidized bed granulation*. Powder Technology, 1995, vol.83, 55-60.
- [42] Zawiślak K., Sobczak P., *Zmiany wybranych własności fizycznych granulatu uzyskanego z dodatkiem różnych substancji wiążących*. Inż. Rol., 2007, 5(93): 437–444.

mgr inż. arch. kraj. Kamil Rawski¹⁾

Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Konstrukcji Budowlanych i Architektury

¹⁾k.rawski@pb.edu.pl

PRZYDOMOWA OCZYSZCZALNIA HYDROFITOWA JAKO ELEMENT KOMPOZYCYJNY OGRODU

Onsite wastewater treatment system as an element of the garden design

Słowa kluczowe: przydomowa oczyszczalnia ścieków, oczyszczalnia hydrofitowa, oczyszczalnia gruntowo-roślinna, element kompozycyjny ogrodu, dobór roślin

Keywords: onsite wastewater treatment system, wastewater treatment in constructed wetland, garden composition, plant selection

Streszczenie:

W oparciu o literaturę przedmiotu wyszczególniono oraz opisano systemy przydomowych oczyszczalni, których wdrożenie daje możliwość zaprojektować je tak, aby stały się spójnym elementem wnętrza ogrodowego. Wśród nich wyróżnić można przede wszystkim oczyszczalnie hydrofitowe z filtrem gruntowo-roślinnym w różnych konfiguracjach. Następnie opisano zagadnienia związane z doбором gatunkowym roślin, mającym zastosowanie przy projektowaniu przydomowych oczyszczalni ścieków. Poruszono również problematykę związaną z planem nasadzeń danego materiału roślinnego w nawiązaniu do ogólnie przyjętej sztuki ogrodowej. Niniejsza praca zawiera również odniesienia do przykładowych realizacji, mogących posłużyć jako dobre wzorce komponowania roślin.

Wprowadzenie

Na terenach zwartej zabudowy, gdzie funkcjonuje dobrze rozwinięta infrastruktura, ścieki odprowadzane są z wewnętrznych instalacji prosto do kanalizacji zbiorczej miasta lub gminy. Natomiast obiekty mieszkalne lub użyteczności publicznej znajdujące się na terenach o zabudowie rozproszonej (które najczęściej pozbawione są sieci kanalizacyjnych), muszą rozwiązać problem odprowadzania ścieków w inny sposób. Do terenów tych zaliczyć można m. in. małe osiedla na peryferiach miasta, zabudowę zagrodową czy odosobnione obiekty takie jak hotele, pensjonaty, leśniczówki itp. [1]. W tym przypadku odprowadzanie ścieków może odbyć się na dwa sposoby. Poprzez ich gromadzenie oraz regularny wywóz z szamba lub oczyszczanie we własnym zakresie. W drugim przypadku odbywa się to z wykorzystaniem przydomowej oczyszczalni ścieków budowanej w różnych konfiguracjach.

Szacuje się, że na początku XXI wieku na obszarach wiejskich w większości dominowały jedynie systemy wodociągowe. Bez kanalizacji zbiorczej pozostawało około 86% polskich wsi sołeckich [2]. W przypadku gdy budowa kanalizacji zbiorczej jest niemożliwa, aby polepszyć stan sanitarny na tych terenach, dobrą praktyką jest budowa indywidualnych oczyszczalni ścieków znajdujących się w bliskim sąsiedztwie obiektu, który je odprowadza. Rozwiązanie to pozwala na uniezależnienie się od zewnętrznych systemów lub stałego wywozu nieczystości z szamba. Jako, że pojemność takich zbiorników jest ograniczona, koszty wywozu ścieków szybko przekraczają koszty budowy przydomowej oczyszczalni. Pomimo iż początkowo są one stosunkowo wysokie, to tania eksploatacja powoduje, że z ekonomicznego punktu widzenia jest to korzystne rozwiązanie. Dodatkowo pieniądze przeznaczone na budowę oczyszczalni, mogą również przyczynić się do poprawy wyglądu najbliższego otoczenia obiektu, który będą obsługiwać. Właśnie takie możliwości stwarza budowa oczyszczalni z filtrem gruntowo-roślinnym. Mimo, że koszty jej funkcjonowania nie należą do najniższych w porównaniu do innych tego typu systemów [3], to dużą zaletą jest fakt, że odpowiednio zaprojektowane nasadzenia roślin związanych z tym filtrem nadają oczyszczalni ozdobny charakter, a także sprawiają, że staje się ona integralną częścią ogrodu.

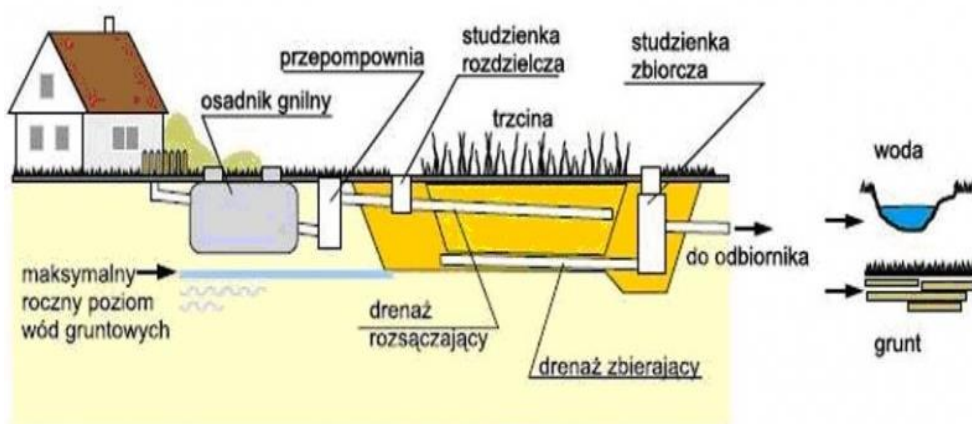
Celem niniejszej pracy jest zatem poruszenie problematyki projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków na terenach rozproszonej zabudowie mieszkaniowej, a w szczególności elementów związanych z ich aspektami wizualnymi. W tym zebranie szeregu wytycznych projektowych odnoszących się do planowania nasadzeń roślinnych, wchodzących w skład systemu oczyszczania ścieków oraz uzasadnienie, iż istnieje możliwość podniesienia walorów estetycznych ogrodu poprzez odpowiednie zaprojektowanie roślin związanych z filtrem gruntowo-roślinnym.

Hydrofitowa oczyszczalnia ścieków

Istnieje kilka typów oczyszczalni ścieków, które stosuje się przeważnie jako oczyszczalnie przydomowe. Wśród wielu szczegółowych rozwiązań wyróżnić można pięć głównych rodzajów przydomowych oczyszczalni ścieków:

- z drenażem rozsączającym,
- z filtrem piaskowym,
- z filtrem gruntowo – roślinnym,
- ze złożem biologicznym,
- z komorą osadu czynnego.

Największymi walorami estetycznymi charakteryzuje się jednak odpowiednio zaprojektowana oczyszczalnia hydrobotaniczna. Dzięki wykorzystaniu materiału roślinnego w procesie oczyszczania ścieków, możliwe jest bezpośrednie kształtowanie jej cech wizualnych. Elementami takiej oczyszczalni są: osadnik gnilny, przepompownia (jeśli to konieczne), studzienka rozdzielcza, drenaż rozsączający i zbierający, filtr gruntowo-roślinny oraz w zależności od sposobu odprowadzenia oczyszczonych ścieków – studnia chłonna, drenaż rozsączający lub zbiornik wodny [4-7] (rys. 1). Spośród wyżej wymienionych elementów to właśnie filtr gruntowo-roślinny oraz stosowany opcjonalnie zbiornik wodny (np. oczko wodne) są jedynymi widocznymi częściami oczyszczalni [8]. W zależności od sposobu zaprojektowania mogą stać się one dopełnieniem kompozycji ogrodu.












Rys. 1. Schemat hydrobotanicznej oczyszczalni ścieków

Źródło: [21]

Dobór roślin



Dzięki szerokim możliwościom komponowania, roślinność określa w ogrodzie wartość estetyczną pełniąc przy tym funkcję głównie dekoracyjną [9]. Możliwości wyboru roślin do wykorzystania w przypadku oczyszczania ścieków są jednak ograniczone ze względu na specyficzne wymagania siedliskowe. Na filtry gruntowo-roślinnym zaleca się projektowanie roślinności wodnej oraz szuwarowej charakterystycznej dla ekosystemów bagiennych z uwagi na fakt, że dobrze znoszą one tereny podmokłe oraz okresowo zalewane, a także mogą wspomagać oczyszczanie ścieków. Wśród roślin, które są najczęściej obsadzone, wyróżnić można trzcinę pospolitą, pałkę wodną, wierzbę krzewiastą, sit oraz turzycę [10]. Są to jednak rośliny o znikomym walorach dekoracyjnych, których głównym zadaniem jest wspomaganie procesu oczyszczania ścieków. Ich system korzeniowy poprzez pobór i bioakumulację redukuje stężenie azotu i fosforu w ściekach. Proces ten odbywa się jedynie w okresie wegetacyjnym roślin [11]. Towarzyszyć im jednak mogą również inne, atrakcyjniejsze wizualnie gatunki roślin (tab. 1). Aczkolwiek powinny charakteryzować się łatwością adaptacji w danym środowisku i warunkach klimatycznych, intensywnym przyrostem w ciągu roku, rozwiniętym systemem korzeniowym, a także odpornością na szkodniki [1]. Oczywiście rośliny znajdujące się na filtrze mogą, a nawet powinny zostać uzupełnione o przyległe nasadzenia dopełniające kompozycję.

Tabela 1. Spis gatunków przykładowych roślin do wykorzystania przy planowaniu nasadzeń w przydomowej oczyszczalni hydrobotanicznej oraz jej otoczeniu

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Toleruje okresowe zalewanie	Walory dekoracyjne	Wys. [m]	Stanowisko
BYLINY, TRAWY I PAPROCIE					
Funkia 'Brim Cup'	Hosta 'Brim Cup'		X	0,4	
Funkia 'Golden Tiara'	Hosta 'Golden Tiara'		X	0,3	
Funkia Siebolda	Hosta sieboldiana		X	0,5	
Jaskier ostry 'Multiplex'	Ranunculus acris 'Multiplex'	X	X	0,6	
Jeżogłówka gałęzista	Sparganium erectum	X		0,8-1,5	
Jęczyczka pomarańczowa	Ligularia dentata		X	1,2	
Jęczyczka Przewalskiego	Ligularia przewalskii		X	1,5	
Knieć błotna	Caltha palustris	X	X	0,15-0,3	
Kosaciec syberyjski	Iris sibirica		X	1,0	
Kosaciec żółty	Iris pseudoacorus	X	X	0,8-1	

Liliowiec 'Summer Wine'	Hemerocallis 'Summer Wine'		X	0,5	
Łubin trwały	Lupinus poluphyllus		X	1,0-1,5	
Manna mielec 'Variegata'	Glyceria maxima 'Variegata'	X	X	0,7	
Mięta nadwodna	Mentha aquatica	X	X	0,8	
Miodunka pstra 'Mrs Moon'	Pulmonaria saccharata 'Mrs Moon'		X	0,3	
Miskant chiński 'Gracillimus'	Miscanthus sinensis 'Gracillimus'		X	1,5-2,0	
Miskant chiński 'Zebrinus'	Miscanthus sinensis 'Zebrinus'		X	2,0	
Mozga trzciniowata 'Picta'	Phalaris arundinacea 'Picta'		X	1,0	
Oczeret jeziorny	Schoenoplectus lacustris	X		1,5-2,0	
Onoklea wrażliwa	Onoclea sensibilis	X		0,5	
Pałka wąskolistna	Typha angustifolia	X	X	1,5-2,0	
Pełnik europejski	Trollius europaeus	X	X	0,6	
Pierwiosnek różowy	Primula rosea	X	X	0,1-0,15	
Proso różgocate 'Praire Sky'	Panicum virgatum 'Praire Sky'		X	1,4	
Proso różgocate 'Rostrahlbush'	Panicum virgatum 'Rostrahlbush'			0,6-0,8	
Przywrotnik miękki	Alchemilla mollis			0,3-0,45	
Sit siny	Junus inflexus	X		0,5-1,0	
Tatarak trawiasty 'Oborozuki'	Acorus gramineus 'Oborozuki'	X	X	0,35	
Tatarak zwyczajny 'Variegatus'	Acorus calamus 'Variegatus'	X	X	2	
Tawułka 'Fanal'	Astilbe 'Fanal'		X	0,6	
Tawułka chińska 'Pumila'	Astilbe chinensis 'Pumila'		X	0,4	
Tojeść kropkowana	Lysimachia punctata	X	X	0,8	
Trzcina laskowa 'Aureovariegata'	Arundo donax 'Aureovariegata'	X	X	2,0-3,5	
Trzcina pospolita	Phragmites australis	X		4	
Turzyca brzegowa	Carex riparia	X		0,6-1,0	
Turzyca Graya	Carex grayi		X	0,6	
Turzyca palmowa	Carex muskingumensis			0,8	
Turzyca sztywna	Carex elata 'Aurea'		X	0,5-	

'Aurea'				1,0	
Wielosil rozestany	Polemonium reptans		X	0,3	 
Żabieniec babka wodna	Alisma plantago-aquatica	X	X	0,6-1,0	 
KRZEWY					
Berberys Thunberga 'Aurea'	Berberis thunbergii 'Aurea'		X	1,0-1,2	
Berberys Thunberga 'Bagatelle'	Berberis thunbergii 'Bagatelle'		X	0,4	
Berberys Thunberga 'Kobold'	Berberis thunbergii 'Kobold'		X	0,5	 
Bez czarny	Sambucus nigra	X	X	4,0-7,0	 
Dereń biały 'Elegantissima'	Cornus alba 'Elegantissima'	X	X	3,0	 
Dereń biały 'Sibirica'	Cornus alba 'Sibirica'	X	X	3,0	 
Dereń rozłogowy 'Flaviramea'	Cornus sericea 'Flaviramea'	X	X	1,5-3,0	 
Kalina koralowa	Viburnum opulus	X		4,0	 
Kruszyna pospolita 'Asplenifolia'	Frangula alanus 'Asplenifolia'	X	X	2,0	 
Leszczyna pospolita 'Aurea'	Corylus avellana 'Aurea'		X	3,0	 
Pigwowiec pośredni 'Nicoline'	Chaenomeles x superba 'Nicoline'		X	1,0	
Róża pomarszczona 'Dagmar Hastrup'	Rosa rugosa 'Dagmar Hastrup'		X	0,6-0,8	
Tawuła japońska 'Goldflame'	Spirea japonica 'Goldflame'		X	0,8	
Tawuła japońska 'Goldmound'	Spirea japonica 'Goldmound'		X	0,6	
Wierzba iwa 'Kilimarnock'	Salix caprea 'Kilimarnock'		X	1,8-2,5	
Wierzba purpurowa 'Nana'	Salix purpurea 'Nana'			2,0	
Wierzba wiciowa	Salix viminalis	X		5,0-7,0	
DRZEWA					

Choina kanadyjska	<i>Tsuga canadensis</i>			10,0	
Czeremcha pospolita 'Colorata'	<i>Prunus padus</i> 'Colorata'	X	X	10,0	
Dąb błotny	<i>Quercus palustris</i>			30,0	
Jesion wyniosły 'Nana'	<i>Fraxinus excelsior</i> 'Nana'	X		4,0	
Jesion wyniosły 'Pendula'	<i>Fraxinus excelsior</i> 'Pendula'	X		10,0	
Klon pensylwański	<i>Acer pensylvanicum</i>			12,0	
Metasekwoja chińska	<i>Metasequoia glyptostroboides</i>			12,0	
Olsza czarna 'Imperialis'	<i>Alnus glutinosa</i> 'Imperialis'	X		6,0-10,0	
Olsza szara 'Aurea'	<i>Alnus incana</i> 'Aurea'	X		12,0	
Olsza szara 'Pendula'	<i>Alnus incana</i> 'Pendula'	X		6,0	
Wierzba krucha	<i>Salix fragilis</i>	X		20,0-25,0	

Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem [22]

W przypadku gdy oczyszczone ścieki odprowadzane są do gruntu poprzez drenaż rozsączający na danym obszarze należy również zwrócić uwagę na odpowiedni dobór roślinności. Oprócz dobrego znoszenia dużej wilgotności podłoża, w miejscach, pod którymi bezpośrednio znajdują się rury drenażowe powinno planować się rośliny o płytkim systemie korzeniowym. Dodatkowo należy wziąć pod uwagę jak grubą warstwę gleby przykryty jest drenaż. Zbyt głęboko sięgające korzenie mogą przerosnąć geowłóknę chroniącą warstwę drenażową i w efekcie utrudnić odpływ wody. Z tego powodu taki obszar najczęściej obsadzany jest trawą. Natomiast na terenach otaczających system drenażowy można zastosować już większą ilość gatunków roślin, które lubią gleby wilgotne. Mimo to w bliskim sąsiedztwie nie powinno sadzić się dużych krzewów, ponieważ mogą swoimi korzeniami naruszyć instalację, a także stanowiłyby problem w przypadku awarii oczyszczalni, gdzie konieczne mogłoby się okazać ich usunięcie. Natomiast w przypadku drzew, ich odległość od drenażu rozsączającego jest uwarunkowana prawnie i powinna wynosić minimum 3 m [12].

Jeśli natomiast oczyszczone ścieki odprowadzane są do zbiornika wodnego będącego np. oczkiem wodnym, pojawia się możliwość wzmocnienia walorów estetycznych filtra gruntowo-roślinnego poprzez wprowadzenie dodatkowych, bardziej dekoracyjnych gatunków roślin. Taki układ nasadzeń we wnętrzu ogrodowym

nie tylko uatrakcyjnia wizualny odbiór tej przestrzeni, ale również wzbogaca bioróżnorodność miejsca i skutecznie przekształca widoczne elementy przydomowej oczyszczalni na elementy uzupełniające kompozycję całego ogrodu. Odprowadzenie wody do zbiornika niesie za sobą również inne korzyści. Pomimo tego, że woda pochodząca z oczyszczalni nie jest oczyszczona w 100% i może zawierać pewne ilości azotu i fosforu, to można ją wykorzystać powtórnie do podlewania roślin ozdobnych czy trawników [13]. Należy jednak pamiętać, że ze względu na możliwość występowania w oczyszczonych ściekach groźnych dla zdrowia chorobotwórczych mikroorganizmów, nie powinno podlewać się nią owoców ani warzyw [14].

Komponowanie roślin

Wraz z rozpoczęciem wykorzystywania roślin w procesie oczyszczania ścieków, pojawiła się możliwość nadania oczyszczalni nowej, dodatkowej funkcji estetycznej [15]. Poprzez odpowiednią kompozycję i dobór roślin, elementy instalacji przydomowej oczyszczalni zostają wtopione w otoczenie ogrodu. Dzięki temu w odbiorze wizualnym pozostają jedynie walory estetyczne zieleni. Aby jednak roślinność związana z oczyszczalnią była spójnym elementem całego założenia ogrodowego, podczas planowania nasadzeń powinno zachować się jego styl [16] (rys. 2). Obsadzenie filtra gruntowo-roślinnego powinno mieć zatem bardziej swobodny charakter dla ogrodu w stylu rustykalnym, niż w przypadku ogrodu w stylu nowoczesnym (rys. 3).



Rys. 2. Na pierwszym planie nasadzenia przy oczyszczalni spójne ze stylem całego ogrodu

Źródło: werandacountry.pl



Rys. 3. Nasadzenia roślin na filtrze gruntowo-roślinnym o charakterze swobodnym
Źródło: ladnydom.pl, fot. Wojciech Surdziel

Podczas doboru roślin uwzględnia się przede wszystkim warunki siedliskowe związane m.in. z żyznością, wilgotnością i odczynem gleby, a także nasłonecznieniem stanowiska, czy odpornością na mróz poszczególnych gatunków. Przy zestawianiu ze sobą już konkretnych osobników z wyselekcjonowanych gatunków, kluczową rolę odgrywają ich cechy plastyczne takie jak pokrój, struktura, barwa, a także wielkość, czy też kształt liści [17]. Projektując rabatę należy uwzględnić również wysokości poszczególnych roślin (wyższe nie powinny zasłaniać niższych), a także szerokości ich rozrastania się oraz pory kwitnienia. Dlatego stosuje się zasadę nasadzania roślin od najmniejszych (np. obwódkowych) do największych tworzących tło. Jeśli jednak rabata ma być oglądana ze wszystkich stron, przeważnie projektuje się punkty centralne planując najwyższe rośliny w środkowej części rabaty. Do nasadzeń można stosować rośliny zarówno jednobarwne jak i wielobarwne. A sadzone w grupach lub pojedynczo tworzą plamy kolorystyczne lub akcenty [18]. Ważnym czynnikiem jest również ustalenie proporcji pomiędzy poszczególnymi elementami oraz w odniesieniu do całości [16].

Dobrze zaaranżowany filtr gruntowo-roślinny, lecz nie wkomponowujący się w aranżację całego ogrodu nie da całościowo dobrego efektu wizualnego. Tym bardziej samo skupisko trzciny, turzyc, czy pałki wodnej w postaci „wyspy zieleni” pozostawionej na środku trawnika z pewnością nie będzie wyglądać atrakcyjnie (rys. 4). W dużej mierze elementami, które dopełniają kompozycję ogrodu są inne rabaty bylinowe [19]. Dlatego też dopiero odpowiednie zaaranżowanie najbliższego otoczenia filtra gruntowo-roślinnego spowoduje, że jego granice zostaną zatarte w przestrzeni.



Rys. 4. Filtr trzcinowy o niskich walorach dekoracyjnych

Źródło: re-naturapl.pl

Filtr obsadzony roślinnością szuwarową może z powodzeniem stanowić tło dla nasadzeń uzupełniających, zaplanowanych w jego sąsiedztwie. Dodatkowo może być rozwinięciem i dopełnieniem kompozycji roślin związanej ze zbiornikami wodnym ze względu na swój charakter. W tym przypadku dobrym rozwiązaniem jest odprowadzanie oczyszczonych ścieków do oczka wodnego. Umożliwi to ponowne wykorzystanie wody, a ponadto utworzenie takiego zespołu nasadzeń podniesie walory dekoracyjne oczyszczalni i wraz z elementami wodnymi w odbiorze wizualnym użytkownika utworzy atrakcyjny widok (rys. 5). Elementy nasadzeń mogą również powtarzać się w innych miejscach nawiązując do siebie formą i tworząc w kompozycji ogrodowej rytm. Ponadto należy pamiętać o regularnej pielęgnacji roślin, nie tylko aby wyglądały estetycznie, lecz wymaga tego również prawidłowa eksploatacja złoża roślinnego [10].



Rys. 5. Trzcinowa oczyszczalnia ścieków wraz z ich odbiornikiem w postaci stawu natleniającego

Źródło: receptynadom.pl, fot. Ludomir Duda

Podsumowanie

Na terenach o budowie rozproszonej dobrym rozwiązaniem gospodarki ściekowej jest budowa przydomowych oczyszczalni ścieków. Z wielu względów jest to

korzystniejsze rozwiązanie niż w przypadku budowy kanalizacji sanitarnej. Natomiast budowa oczyszczalni hydrobotanicznej poprzez odpowiednią kompozycję i dobór roślin, może dodatkowo wzbogacić walory dekoracyjne ogrodu. Efekt ten może być wzmocniony poprzez odprowadzenie wody (z możliwości późniejszego wykorzystania) do zbiornika wodnego. Oczyszczalnie ścieków z wykorzystaniem roślin mogą być zatem alternatywą dla małych oczyszczalni mechaniczno-biologicznych. Oczyszczanie ścieków na terenach wiejskich, jest obecnie ważnym problemem i istotnym tematem w dyskusjach nad poprawą stanu środowiska w naszym kraju [20]. A takie podejście do projektowania sprzyja popularyzacji ekologicznego oczyszczania ścieków w gospodarstwach domowych niemających dostępu do kanalizacji.

Literatura

- [1] Brzostowski N., Hawryłyszyn M., Karbowski D., Paniczko K., *Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Poradnik*, Podlaska Stacja Przyrodnicza Narew, Białystok 2008.
- [2] Kaca E., *Infrastruktura wodno-ściekowa na wsi na przełomie wieków*, Problemy Inżynierii Rolniczej 2007, 1, s. 35 – 46.
- [3] Nowak R., Wawryca M., *Analiza kosztów funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków*, Rocznik Ochrona Środowiska 2015, 17, s. 680 – 691.
- [4] Nowicki M., *Taniej i ekologicznie. Przydomowe oczyszczalnie ścieków – przegląd*, Murator 2012, 3, s. 335.
- [5] Świągół Z., *Stan kanalizacji w Polsce*, Wodociągi-Kanalizacja 2012, 1, s. 95.
- [6] Wiśniewska-Kadżajn B., *Przydomowe oczyszczalnie ścieków sposobem rozwiązania problemów gospodarki ściekowej na terenach wiejskich*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczo-Humanistycznego w Siedlcach. Seria: Administracja i Zarządzanie 2013, 98.
- [7] Ignatowicz K., Puchalik M., *Analiza przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem żwirowo-roślinnym na użytek obiektu mieszkalnego będącego pod ochroną konserwatorską*, [w:] Inżynieria Środowiska – Młodym Okiem. Ścieki i Osady Ściekowe, Tom 5, Skoczko I., Piekutin J., Kloza K., (red.). Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok 2014a, s. 144 – 169.
- [8] Ochrymiuk D., *Ekologiczne przydomowe oczyszczalnie ścieków*, 2012 [online:] <http://docplayer.pl/11353587-Ekologiczne-przydomowe-oczyszczalnie-ściekow-dariusz-ochrymiuk-24-lutego-2012.html> (dostęp: 28.10.2017).
- [9] Myszka-Stąpór I., *Elementy ogrodowe: ich forma, funkcja i znaczenie*, Katedra Sztuki Krajobrazu SGGW, Warszawa 2014.
- [10] Bugajski P., *Hydrobotaniczne (hydrofitowe) oczyszczanie ścieków*, III konferencja Naukowo-Techniczna „Błękitny San”, Dubiecko 2006, 93 – 99.

- [11] Józwiakowski K., *Właściwości chemiczne trzciny i wierzby ze złóż grunto-
wych małych oczyszczalni ścieków na terenach wiejskich*, Infrastruktura i
Ekologia Terenów Wiejskich 2005, 1, s. 5 – 14.
- [12] Świągół Z., *Prawne i techniczne aspekty budowy przydomowej oczyszczalni*,
Cz. 2, Rynek Instalacyjny 2008, 3, s. 104.
- [13] Wiśniewska-Kadzaján B., Jankowski K., *Przydatność wód ściekowych z
przydomowych oczyszczalni do nawadniania trawników*, Ochrona Środowiska
i Zasobów Naturalnych 2012, 54, s.2 00-209.
- [14] Węglarz A., Wielomska M., (2014). *Rozwiązania dotyczące wody i ścieków*,
[online:] [http://www.chronmyklimat.pl/projekty/energooszczedne-4-
katy/wiadomosci/rozwiązania-dotyczące-wody-i-ścieków](http://www.chronmyklimat.pl/projekty/energooszczedne-4-katy/wiadomosci/rozwiązania-dotyczące-wody-i-ścieków)
(dostęp: 18.12.2017)
- [15] Ignatowicz K., Puchalik M., *Porównanie wybranych rozwiązań przydomo-
wych oczyszczalni ścieków*, [w:] *Interdyscyplinarne Zagadnienia w Inżynierii
i Ochronie Środowiska*, Tom 4, Traczewska T., Kaźmierczak B., (red.). Ofi-
cyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej 2014b, Wrocław, s. 669-680.
- [16] Zinowiec-Cieplik K., *Kompozycja*, [w:] *Projektowanie obiektów architektury
krajobrazu część 2*, Zinowiec-Cieplik K., (red.), Monografia - sztuka ogrodu,
sztuka krajobrazu 2016, s. 72-102.
- [17] Rawski K., *Why Do Some Graduate Landscape Architects Have a Poor Un-
derstanding of Planting?*, [online:] [https://land8.com/why-do-some-graduate-
landscape-architects-have-a-poor-understanding-of-planting](https://land8.com/why-do-some-graduate-landscape-architects-have-a-poor-understanding-of-planting)
(dostęp: 16.11.2017).
- [18] Oleksyn H., *Kompozycje Roślinne w Kształtowaniu Terenów Zieleni*, Wy-
dawnictwo Akademii Rolniczej w Poznaniu 2007, s. 24-27.
- [19] Kosiacka-Beck E., *Tworzywo Architektury Krajobrazu*, [w:] *Projektowanie
obektów architektury krajobrazu część 2*, Zinowiec-Cieplik K., (red.), Mo-
nografia - sztuka ogrodu, sztuka krajobrazu, s.17-40.
- [20] Gołąb M., Nocoń W., Michalski R., *Hydrobotaniczne oczyszczanie ścieków*,
LAB Laboratoria, Aparatura, Badania 2012, 17(4), s. 6-10.
- [21] Malarski M., *Efektywne unieszkodliwianie ścieków*, Wodociągi-Kanalizacja.
Zeszyt Specjalny 2013, 11. [online] [http://e-czytelnia.abrys.pl/dodatek-
specjalny/2013-11-720/zeszyt-specjalny-8384/efektywne-unieszkodliwianie-
ścieków-17113](http://e-czytelnia.abrys.pl/dodatek-specjalny/2013-11-720/zeszyt-specjalny-8384/efektywne-unieszkodliwianie-
ścieków-17113) (dostęp: 02.12.2017).
- [22] *Katalog roślin – drzewa, krzewy, byliny polecane przez Związek Szkółkarzy
Polskich*, (2016). red.: Filipczak J., Agencja Promocji Zieleni, Warszawa.

MSc Szymon Skarżyński¹⁾

Assoc. Prof. Izabela Bartkowska²⁾

Białystok University of Technology, Faculty of Civil and Environmental Engineering
Department of Environmental Engineering Technology and Systems

¹⁾s.skarzynski@doktoranci.pb.edu.pl

²⁾i.bartkowska@pb.edu.pl

ULTRASOUNDS IN WATER, WASTEWATER AND SEWAGE SLUDGE MANAGEMENT

Keywords: ultrasounds, wastewater, water, sewage sludge

Abstract:

Scientific research in environmental engineering focuses on improving already known methods, combining them, obtaining the best results at the lowest possible cost. In the field of water, sewage and sludge management, the operation of ultrasonic waves has been used for some time. Numerous studies confirm that these waves can be successfully used in water treatment, wastewater treatment and processing of sewage sludge.

In the water treatment ultrasound is used in three main purposes: for disinfection, coagulation and sonochemical reactions. Ultrasound waves acts in wastewater treatment as disinfectant agents. Ultrasounds also affect sewage sludge. The sludge management determined the influence of ultrasounds on: changes in the structure of sludge, capillary suction time, sludge residual, polyelectrolyte structure change, destruction of microorganisms (hygienisation), acceleration of the anaerobic stabilization process, change of rheological parameters (plastic sludge viscosity and flow limit).

The application of the ultrasonic field has found its place in environmental engineering, in water treatment, wastewater treatment and sludge management. Researchers are focused on unconventional methods and on the combination of con-

ventional and unconventional methods. Ultrasounds have found their application as an independent method of changing the water, sewage or sludge parameters, but also as a supporting factor, accelerating the action or increasing the effect of the process.

An undoubted advantage of using ultrasonic waves in environmental engineering is their non-chemical nature, while maintaining the appropriate output parameters of water, sewage or sludge.

Introduction

Environmental engineering is an area constantly being developed. Research in this area focuses on improving already known methods, combining them, getting the best results at the lowest possible cost. Ultrasounds have been used for many years in medical diagnostics, air purification and defectoscopy. Currently, they attract researchers attention also in the field of applications in environmental engineering, for example in water treatment, in wastewater treatment processes and in the treatment of sludge. Figure 1 shows the applications of ultrasound in environmental engineering.

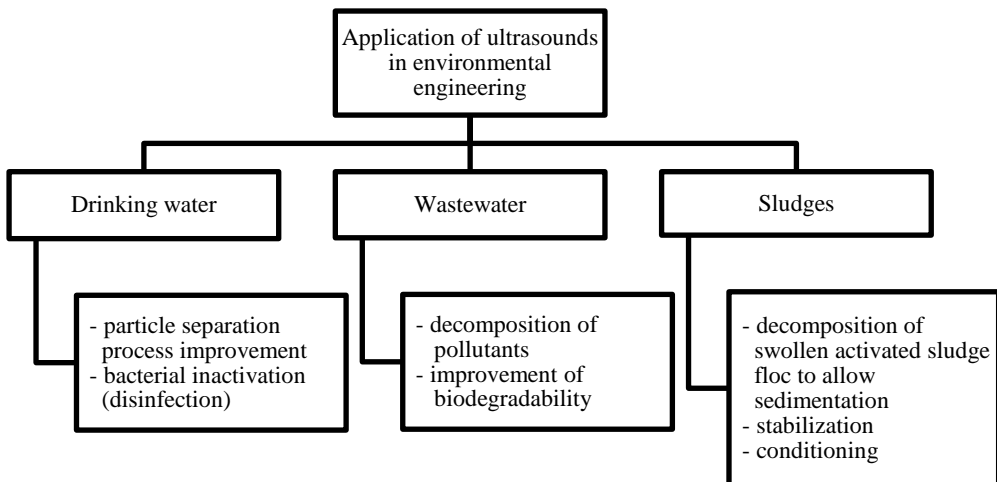


Fig. 1. Application of ultrasounds in environmental engineering

Source: [20]

Basics of the sonication process

Figure 2 shows the frequency range of elastic waves that occur in nature or are technically possible. This is a very wide range compared to an area that includes audible sounds ranging from 16 Hz to 16 kHz. The frequency range below

16 Hz includes infrasounds. The upper limit of hearing was accepted at 16 kHz and sometimes 20 kHz. This limit marks the beginning of the ultrasonic region. Elastic waves above this limit can be registered with different devices, but they are not recorded by the human ear. These waves were called ultrasounds. The term includes elastic waves up to 10^9 Hz. The upper limit of the ultrasonic region was determined by the ability to produce such sounds. The elastic waves of higher frequencies, occurring naturally as heat waves associated with vibrations of the center molecules and atoms in the crystal lattice, were called hypersounds. The range of hypersounds goes up to the frequency limit of 10^{13} Hz [17].

Some application examples	Frequency ranges f and wavelengths λ
Acoustic spectroscopy with high resolution: - in liquid 10 GHz - in solid 100 GHz	Hypersounds $1 \text{ THz} = 10^3 \text{ GHz} = 10^{12} \text{ Hz}$ { in air $3,4 \cdot 10^{-10} \text{ m}$ in liquid $1,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}$ in solid $5,0 \cdot 10^{-9} \text{ m}$
Ultrasound microscopy (0,1 – 1 GHz)	
Non-destructive testing of materials (1 – 100 MHz)	
Medical diagnosis (1 – 100 MHz)	
Hydrolocation, sonar (10^4 – 10^6 Hz)	
Ultrasonic cleaning (20 – 40 kHz)	Sounds $16 \text{ kHz} = 1,6 \text{ Hz}$ { in air $2,0 \cdot 10^{-2} \text{ m}$ in liquid 0,1 m in solid 0,3 m
Speech Music Noises	
Atmospheric discharges Seismic waves Explosion	Infrasounds 16 Hz { in air 20 m in liquid 100 m in solid 300 m
	0 Hz

Fig. 2. Spectrum of elastic waves - ranges of frequency and wavelengths corresponding to various phenomena and applications

Source: [17]

The nature of elastic waves in each of the given areas is the same. The difference between infrasounds, sounds, ultrasounds and hypersounds depends only

on a different frequency (different wavelength), because the waves formation and propagation mechanisms are determined by the same laws of physics. However, the process of elastic waves interaction with matter (with the medium in which they diverge) greatly depends on the wavelength [17].

Depending on the energy and amplitude of the waves, their passive and active effects can be distinguished. Passive effects are observed at low energy and amplitude of the wave passing through the medium. We are talking about the active effects of the ultrasonic wave when we use the energy carried by this wave [5].

The passive use of ultrasound relies on the generation and detection of elastic waves of such intensities that do not damage the structure of the medium by means of the tested, measured or controlled [17].

Active effects of ultrasound cause the creation of large local forces in the ultrasonic field, and consequently leads to processes that cause microscopic changes of the medium, usually irreversible. This impact may involve the emergence of new processes as well as influencing the processes already taking place in the medium before the inclusion of ultrasounds [20].

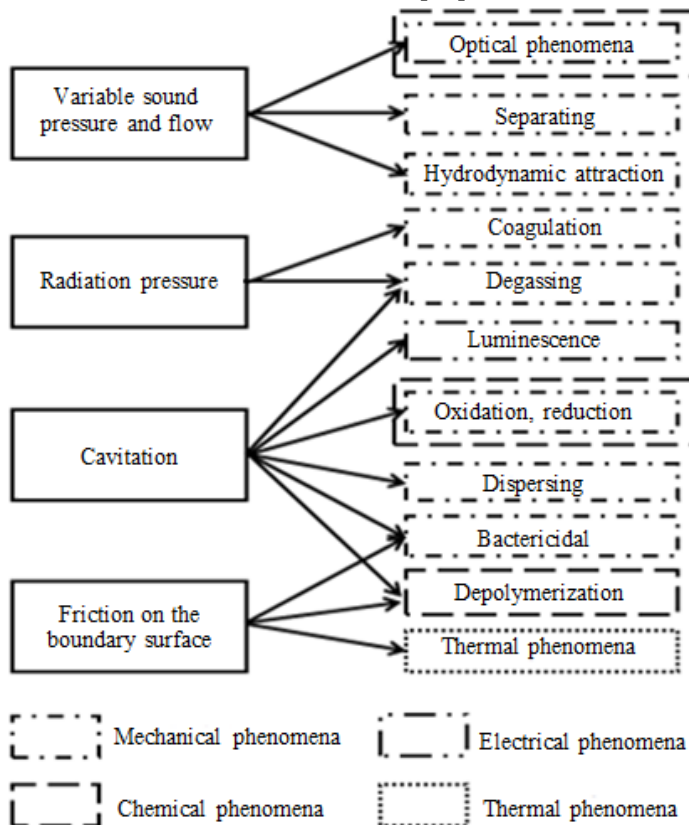


Fig. 3. Phenomena accompanying the transition of the ultrasonic wave through the medium

Source: [20]

Mechanisms of active effects are usually divided into primary and secondary ones. The primary mechanisms are those that determine the basic sizes of the acoustic field, among them the most important are: periodic sound pressure, radiation pressure, cavitation, and so the processes responsible for the forces that trigger secondary mechanisms. Depending on the type of medium and physical conditions, secondary phenomena are mechanical, chemical, electrical or thermal. The phenomena accompanying the transition of the ultrasonic wave through the medium are shown in Figure 3. Secondary physical and chemical phenomena are: ultrasonic dispersion and coagulation, oxidation, thermal phenomena, depolymerization and others [20].

The theoretical basis of ultrasounds indicates that the ranges of optimal parameters for both types of interactions are divided by the threshold value - the threshold intensity of the ultrasonic field, which is related to the cavitation process [16].

Cavitation is a phenomenon observed when passing through liquid medium of an ultrasonic wave with a sufficiently high intensity, called the cavitation threshold. The occurrence and course of this process, and therefore also the threshold intensity, also depend on many other factors, including: temperature, surface tension, medium viscosity, liquid resistance to cavitation formation, hydrostatic pressure, gas saturation and gas type. Because cavitation occurs more intensively at the interface, the presence of gas bubbles and suspended impurities in the medium that are centers of local weakening of liquid cohesion forces reduces the liquid's resistance to its occurrence. In liquids subjected to degassing or high external pressure, cavitation practically does not occur [20].

As a result of many studies, the following mechanism of the cavitation process was adopted and described in the [13, 15, 18] literatures. In the field of high intensity, as a result of local tensions of the continuous medium under the influence of high tensile forces, in the low pressure phase pulsating bubbles are formed in the liquid. They fuse by diffusing inward with a gas dissolved in the liquid or with saturated steam. The gas bubbles in the next phase of the densification of the wave grow and pulsate in a forced manner in the following phases. Reaching a certain radius, they are removed from the field of cavitating liquid under the influence of buoyancy force, which causes its degassing. This is the phenomenon of pseudo-cavity preceding proper cavitation. Because the time of disappearance (annihilation) is very short, they become a source of local, high pressure and temperature increase associated with adiabatic transformation. Implosion of vacuum cavitation bubbles generates very strong shock microwaves. The time of the ultrasound wave interaction, which must pass for the center to appear cavitation, plays an key role, which is of great practical importance. This is the time of formation and growth of cavitation bubbles. As the vibration frequency of the low pressure phase increases, during which the cavitation bubble is formed, it becomes smaller and smaller, therefore a higher wave intensity is needed, or the threshold of cavitation increases [16].

The described intense impact and thermal effects, accompanying the transition of ultrasonic wave in liquid media, create appropriate conditions for the induction of secondary phenomena of various character, including sonochemical reactions. Shock wave and sonochemical reactions considered to be the cause of ultrasonic bactericidal effect [16].

Ultrasonication in water treatment

In water treatment, ultrasonic waves are used for three main purposes: for disinfection (bactericidal effect), for coagulation and in sonochemical reactions.

The bactericidal effect has been the subject of many studies aimed at determining the possibility of implementing or assisting with the ultrasound process of water disinfection. It is known that the bacterial disposal occurs as a result of strong impact waves and sonochemical radical reactions (oxidation), generated as a result of cavitation phenomena. High efficiency of smaller doses of chemical disinfectants (ozone, chlorine dioxide) used in combination with a properly selected "dose" of ultrasonic energy is confirmed by numerous test results. The effectiveness of ultrasonic disinfection depends on the intensity of sound, frequency, time of operation and the type and number of destroyed microorganisms. As the research results show, the disinfection effect as well as the parameters used in the experiments are very diverse. Nevertheless, there is a perception that ultrasounds combined with chemical reagents are a beneficial technological solution for small water treatment plant [2, 16].

The ultrasound coagulation process may take place in suspensions of solid particles, liquid droplets (fog) and gas bubbles, in gaseous (aerosol) or liquid (hydrocol) media. It consists in creating forces in the acoustic field that bring the particles closer together and cause them to merge into larger clusters. These agglomerates, after reaching a certain size, can be separated from the dispersed system by sedimentation. Thus, only the mechanism of this process is different, while the essence and the expected effect do not differ from conventional coagulation. The causes of the coagulation process in the ultrasonic field are the processes of separation and hydrodynamic attraction in combination with electrokinetic phenomena and the radiation pressure [15, 17].

In the case of waves with high acoustic energy, in the real medium there is radiation pressure, which is a constant component of the pressure wave. The radiation pressure is present in the medium itself, but above all on the surface separating the centers with different acoustic properties [13].

Radiation pressure as a primary phenomenon can cause, at the appropriate intensity and amplitude of vibrations in the ultrasonic field, creation of accumulation zones. Initially, the solid phase particles move between the arrows and nodes of the wave and interact with each other, accumulate in accumulation zones, creating larger sized aggregates. This initiates further coagulation processes, in which

other particles of different size and amplitude of vibrations, which undergo spontaneous coagulation in collisions, take part. It is assumed that if the density of the dispersed phase is greater than the dispersion medium, the coagulation (accumulation of particles) occurs in the upright speed arrows (pressure nodes), if smaller - in the speed nodes (pressure arrows) [15, 17].

Ultrasonication can cause coagulation, i.e. the merging of small particles into larger agglomerates or dispersing, i.e. crushing large particles. It is generally accepted that conditions conducive to the coagulation of ultrasound waves occur when there is no dispersion, i.e. with parameters that prevent cavitation. These conditions occur at low ultrasound intensities (below the cavitation threshold) or at high external pressures. It is also known that with the increase of ultrasound intensity the intensity of coagulation associated with radiation pressure increases [15, 17].

However, too high intensity, increased at a constant frequency, increased vibration amplitude or extended operation time, can lead to the formation of a particulate system with a certain limiting concentration, which corresponds to the equilibrium between dispersion and coagulation. Determination of favorable acoustic parameters for the purpose of ultrasonic coagulation is thus limited to the range of ultrasound intensity values, which remain strictly dependent on the properties of the medium, as well as the concentration and particle size [15].

For the purposes of coagulation, acoustic fields with not too high frequencies (about 20 kHz) are usually used, although the final criterion for selecting this parameter is the size of particles so that hydrodynamic forces, derived from sound pressure, radiation pressure and medium flow, promote their agglomeration. Forces of the same type, at different frequency ratios (on the order of tens kHz or MHz) to the size of particles, usually at intensities above the cavitation threshold, cause processes of disintegration, i.e. disintegration of the medium particles or dispersion. It is assumed that the smaller the particles undergo a coagulation process, the lower one should use the frequency of ultrasonic vibrations [15, 17].

Due to the described difficulties in the selection of operational parameters, the use of ultrasonic technology for coagulation of particles, especially in hydrosols, is an issue not well understood in contrast to the dispersive effects of sounds. In the literature, only a few works are known that are indirectly related to the process of coagulation and ultrasonic separation in the hydrosols [3, 16]:

- testing the flow stream of suspensions (bentonite) conditioned by ultrasounds on the process of particle aggregation (laboratory and pilot scale,
- ultrasonic separation of suspended particles,
- interaction of ultrasound in kaolin suspension,
- obtaining iron hydroxide from a colloidal solution (compared to electrocoagulation and electroflowing),
- shortening the time of sedimentation of suspended matter conditioned with ultrasound energy in comparison with the flocculant.

Sonochemistry, also called phonochemistry, includes the use of ultrasounds in chemistry. Four applications are distinguished [15, 17]:

- acceleration of conventional reactions,
- oxidation and reduction processes in aqueous solutions,
- degradation of polymers,
- disintegration of chemical compounds and reactions in organic solvents.

Sonochemical processes are associated, as mentioned earlier, with ultrasonic cavitation. It is known that very high values of local pressure and temperature, reaching in the final stage of collapse of cavitation bubbles amounting to approximately 500 atm. and 5,000 K, can shape conditions conducive to specific chemical reactions. These are parameters describing the state of supercritical water, in which, for example, oxidation and hydrolysis processes occur with much greater intensity than in normal conditions [15, 17].

The intensity of sonochemical reactions depends on factors directly affecting the cavitation process, such as: ultrasound frequency, medium temperature, static pressure, surface available for reaction, density, viscosity and thermal conductivity of the medium. These factors determine the absorption and density of ultrasound energy in a given volume [15, 17].

Among many earlier hypotheses concerning the direct cause of sonochemical reactions, the prevailing view now is that in the cavitation compression phase there is a thermal dissociation of water molecules, which in subsequent reactions leads to the formation of radicals (H^{\bullet} , HO^{\bullet} , HOO^{\bullet}) - the most oxidizing particles and ozone O_3 and H_2O_2 hydrogen peroxide. Sonochemical reactions occur in the interior, on the surface as well as in the immediate vicinity of cavitation bubbles. However, it is widely believed that the greatest concentration of radicals occurs at interfaces, i.e. at the bubble-liquid boundary, which means the most intense reaction taking place at this point. These reactions may affect the admixtures found in water and the way they affect coagulants, i.e. electrokinetic phenomena in the double layer. Generated free radicals, reacting with molecules of various dissolved substances or suspended in a liquid, cause their chemical decay, oxidation or destabilization [15, 17].

The earliest confirmed in the research results of sonochemical reactions was the formation of ozone and hydrogen peroxide in water, which additionally intensify radical oxidation reactions. In numerous and very diverse studies of sonochemical reactions, the effect of degradation of many pollutants, mainly organic, has been confirmed. The literature describes experiments that prove the beneficial effect of ultrasounds on [10, 14, 16]:

- degradation of complex cyanides,
- degradation of phenol, chlorophenol, trichlorophenol and trichlorethylene,

- oxidation of trichloromethane and dichlorobenzene, benzene,
- degradation of aromatic compounds,
- intensity of oxidation of ammonium nitrogen with chlorine,
- reduction of humic acids,
- degradation of dangerous biologically active substances,
- reduction of carbon dioxide.

Ultrasounds in wastewater treatment

Ultrasounds in wastewater treatment are disinfectant like in water treatment. Ultrasounds cause the break of the cellular envelopes. The effectiveness of ultrasonic disinfection depends on the intensity, frequency and duration of action of ultrasound and the type and number of destroyed microorganisms. Ultrasounds do not protect the environment against the secondary development of microorganisms, therefore they must be used along with other disinfectants, e.g. chemical [7, 12].

The removal of cardiac and psychotropic drugs from wastewater by means of the ultrasound method is an area of interest for scientists and is a promising alternative to methods of purifying water from residues of pharmaceuticals and their metabolites. The use of ultrasound allows to increase drug degradation from 30% to 98% at 30 minutes application. The best environment for ultrasonic application is the acidic environment. Distribution of drugs is almost complete except for long-lived intermediates, however, the final concentration of BOD₅ and COD clearly show that this process allows the oxidation of drug components to biodegradable substances in further purification of active sludge [9].

The coke oven industry in Poland is a very important link in the raw and heavy industry segment. While coking wastewater contains relatively simple contaminants in removal, one of their components is difficult. The problem is the treatment of coking wastewater containing phenols that originate from the moisture of coal as well as pyrogenic water. This type of industrial wastewater belongs to the group of the most toxic industrial wastewater and requires a high degree of purification before they are discharged to a natural receiver or as a source of industrial water. The conducted research has shown that a favorable change in the biodegradability of coke wastewater treated with ultrasonic waves depends on many factors, i.e. sounding time, amplitude and frequency of vibrations. It has been proved that the change of susceptibility to biodegradation of highly toxic sewage, such as coke oven wastes, is influenced both by the time of sonification and the amplitude of the wave vibrations as well as the amount of energy introduced into the system [11].

One of the applications of ultrasound in environmental engineering is the treatment of sewage from the production of fibreboards supported by an ultra-

sonic field in an SBR reactor. The research conducted in the SBR reactor confirmed the possibility of using an ultrasonic field to support the process of wastewater co-treatment from the production of fibreboard with synthetic sewage, whose composition corresponds to domestic and economic sewage. With the increase in the percentage of industrial wastewater in the mixture undergoing purification, a decrease in the efficiency of the process assessed on the basis of the COD degree reduction value was observed. The duration of sewage retention in the SBR reactor affects the efficiency of removal of organic compounds and the dry mass concentration of the sludge. Together with the decrease of the sewage retention time and the increase of the reactor load value with the pollution load, the degree of removal of organic pollutants decreases, and the concentration of the sludge dry mass increases. Ultrasonic field parameters influence the cleaning efficiency [8].

Another application of ultrasound in wastewater treatment is the cleaning of biomembrane filters contaminated with organic substances. This method is used mainly for industrial wastewater from the agricultural processing industry. Wastewater from this industry is contaminated with a large load of organic matter. Biomembranes are used for cleaning them, which should be cleaned regularly. Studies have shown that the use of ultrasound caused the partial purification of the biomembranes from impurities.

The long-term attempts by the Purac engineering company both in the US and in England to use high-frequency sound energy have shown its validity to disrupt cellular material and reduce particle size in biological sediments. The technology described in these studies enables the application of ultrasonic energy with a frequency above 20 kHz in wastewater treatment during continuous reactor operation. Effects resulting from the applied technology refer to both the destruction of pathogens, the breakdown of hardly decomposable organic compounds, as well as the strengthening of interactions between immiscible liquids and the acceleration of chemical reactions [20].

Ultrasounds in the processing of sewage sludge

In wastewater management, the most commonly used method of preparing municipal sludge for drainage is aerobic and anaerobic stabilization. At the same time, it is looking for other conditioning methods that would not require additional use of chemical compounds and would not constitute secondary environmental pollution. Attention is drawn to the increasing use of energy (active action) in the field of ultrasound, which due to the nature of the impact on the structure and physical and chemical properties of the medium may act as an intensifier of pre-sludge preparation processes for drainage [6, 20].

In the case of using ultrasounds in the fermentation process, biomass decomposition is intensified and biogas production for further utilization is increased. High strength of sewage sludge sonication, most often by mechanical action with narrow,

low frequency ranges can lead to efficient biomass decomposition. Ultrasonic decay of activated sludge cells is a very useful process used before its biological anaerobic decomposition. The optimum frequency of the ultrasonic field varies, depending on the medium that can be subjected to sonication. The disadvantage of the fermentation process is its slow course associated with the residence time of the sludge in the chamber of about 20 days. Researchers found that ultrasonic conditioning at 31 kHz and high field strength reduced the methanogenic fermentation phase to 8 days and more than doubled methane production. Other studies have shown that the fermentation time has been shortened from 28 to 20 days, and the post-fermentation sludge have thickened better [4, 19].

Research and development works carried out in Polish institutes [1, 4, 5, 20] clearly demonstrate the applicability of ultrasonic technology in the technological process of wastewater treatment and utilization of sludge, as shown schematically in Figure 4.

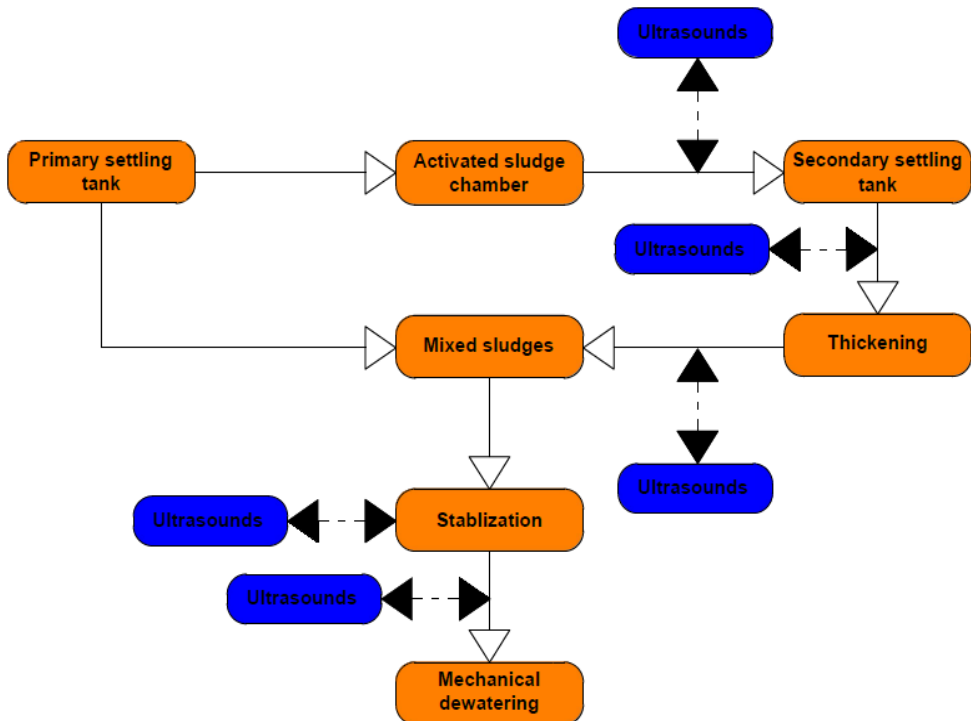


Fig. 4. Variants of the application of the ultrasonic disintegration process of wastewater and sludge
Source: [20]

Based on the review of the above-mentioned works, it was found that the use of the sludge disintegration process is possible at many points of the wastewater treatment line as well as the treatment of sludge. Among the anticipated benefits

that disintegration should bring at various points in the technological scheme, there is an improvement in the denitrification process, a decrease in excess sludge growth in sewage treatment plants with oxygen stabilization, an increase in biogas production in anaerobic digestion treatment plants, including methane participation. It is planned to increase the degree of fermentation or shorten fermentation and improve the digestibility of dewatered sludge. Additionally, it is possible to mention the liquidation of foam in fermentation chambers and the biological part of the sewage treatment plant as well as the reduction of the activated sludge index. Studies were carried out on the basis of which changes in the structure of sludge were demonstrated using ultrasonic disintegration. Depending on the energy input, changes in the properties of the tested sediments were obtained. At the same time, the potential for using ultrasounds has been demonstrated, as well as ensuring an increase in efficiency, and thus a reduction in costs, especially in relation to the technological flow of sewage treatment plant settlements. These include:

- optimizing the use of flocculants,
- optimization of flocculation and drainage processes,
- creating compact, shear-resistant flocks,
- better release of capillary water, biological water,
- structural changes of sludge through the use of ultrasounds (destruction of binding fibers, degassing).

Summary

The presented examples show that the use of the ultrasonic field has found its place in environmental engineering, in water treatment, wastewater treatment and sludge management. Researchers are focused on unconventional methods and on the combination of conventional and unconventional methods. Ultrasounds have found their application as an independent method of changing the parameters of water, sewage or sediments, but also as a supporting factor, accelerating the action or increasing the effect of the process.

The undoubted advantage of using ultrasonic waves in environmental engineering is their non-chemical nature (not introducing new compounds into the environment), while maintaining the appropriate output parameters of water, sewage or sludge.

The use of the sonification phenomenon seems to be an interesting alternative compared to physical-chemical processes (including coagulation or chemical precipitation). The use of ultrasonic field in the sewage technology does not require the addition of oxidants or catalysts and does not generate additional waste streams. Ultrasounds can be treated as "green" techniques due to their high efficiency, low instrumental requirements as well as significantly reduce the duration of unit processes in comparison with other known techniques.

Due to the anticipated benefits, it should be assumed that the use of ultrasound on a technical scale will occur more often, especially in combination with other methods, such as biological decomposition.

***The study was carried out within MB/WBiŚ/10/2017 work
and financed by the Ministry of Science and Higher Education***

Literature

- [1] Bień J.B., *Ultradźwięki w przygotowaniu osadu do mechanicznego odwadniania*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna 1989, 2, p. 30–32.
- [2] Bień J.B., Stępiak L., Palutkiewicz J., *Efficiency of Water Disinfection on Ultrasound Field*, Ochrona Środowiska 1995, 4(59), p. 55–58.
- [3] Bień J.B., Stępiak L., *On the Utility of Ultrasounds as Coagulant Aid in Water Treatment*, Ochrona Środowiska 2000, 3(78), p. 17–18.
- [4] Bień J.B., Wolny L., Jabłońska A., *Sewage sludges preparation for dewatering with ultrasonic field application*, Engineering and Protection of Environment 2001, 4(1), p. 9–16.
- [5] Bień J.B., *Osady ściekowe. Teoria i praktyka*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007, p. 87–88.
- [6] Boruszko D., *Przeróbka i unieszkodliwianie osadów ściekowych. Ćwiczenia laboratoryjne*. Dział Wydawnictw i Poligrafii, Białystok 2001.
- [7] Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J.A., Sozański M.M., *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań 2011.
- [8] Grosser A., Kamizela T., Neczaj E., *Treatment of Wastewater from the Fibreboard Production Enhanced with Ultrasound Sonifocation in the SBR Reactor*, Engineering and Protection of Environment 2009, 12(4), p. 295–305.
- [9] Kryłów M., *Metody usuwania PPCPS z wody i ścieków*, Jesteś kreatorem? Zostań ekoinnowatorem! Materiały konferencyjne, Poznań 2015, p. 42–51.
- [10] Kusiak M., Stępiak L., *Sonochemical Methods of Removing the Organic Impurities from Water*, Proceedings of ECOpole 2010, 4(2), p. 439–445.
- [11] Kwarciak-Kozłowska A., Krzywicka A., *Effect of ultrasonic field to increase the biodegradability of coke processing wastewater*, Archives of Waste Management and Environmental Protection 2015, 17(3), p. 133–142.
- [12] Michałkiewicz M., Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Sozański M.M., *Dezynfekcja ścieków*, Inżynieria Ekologiczna 2011, 24, p. 38–51.
- [13] Niemczewski B., *Ultradźwiękowe oczyszczanie powietrza*, Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 1982.
- [14] Olesiak P., Stępiak L., *Methods of Sorption Intensification in Water Treatment*, Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska 4,

- Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2014, p. 621–634.
- [15] Piotrowska A., *Ultradźwięki w chemii*, Polskie Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1968.
- [16] Stępiak L., *Zastosowanie pola ultradźwiękowego do wspomaganie procesu koagulacji w uzdatnianiu wody*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2006, p. 28–41.
- [17] Śliwiński A., *Ultradźwięki i ich zastosowania*, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 2001, p. 14–20.
- [18] Talarczyk E., *Podstawy techniki ultradźwiękowej*, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1990.
- [19] Tiehm A., Nickel K., Neis U., The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Water Science and Technology* 1997, 36(11), p. 121–128.
- [20] Wolny L., *Ultradźwiękowe wspomaganie procesu przygotowania osadów ściekowych do odwadniania*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2005, p. 27–38.

Weronika Skoczko
Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach
Wydział Humanistyczny Instytut Edukacji
ul. Żytnia 17/19 08-110 Siedlce
itf0@onet.pl

ZANIECZYSZCZENIE ŚWIATŁEM

Light Pollution

Słowa kluczowe: światło, zanieczyszczenie, ciemne niebo

Keywords: Light pollution, dark sky, skyglow

Streszczenie:

Zanieczyszczenie światłem stanowi coraz większy problem środowiskowy. Z każdym rokiem zwiększa swój zasięg. Nadmierne oświetlenie w porze nocnej również w formie światła odbitego oraz smogu świetlnego negatywnie wpływa na zdrowie ludzi. Zaburza prawidłowe funkcjonowanie prawie wszystkich ekosystemów doprowadzając organizmy żywe do dezorientacji, zmiany zachowań, zahamowania, niektórych procesów życiowych, a nawet do śmierci. Udowodniono, iż zanieczyszczenie światłem odpowiada za zmniejszenie populacji między innymi świetlików, czy żółwi morskich. Naturalna ciemność jest obserwowana obecnie w bardzo ograniczonym zakresie, na przykład w Polsce tylko w jednym miejscu, w Bieszczadach. Należy zwiększyć ekologiczną świadomość społeczeństwa, by ograniczyć pole jego oddziaływania, co pozwoli na ochronę zjawiska, jakim jest ciemność

Wstęp

W dzisiejszych czasach, dzięki nowoczesnym technikom i badaniom można stwierdzić, że to, co kiedyś wydawało się naturalne i z pozoru bezpiecznie, obecnie

może nieść ze sobą wiele pejoratywnych skutków. Aktualnie jednym z największych zanieczyszczeń jest światło. Stanowi duży problem, ponieważ w mentalności społecznej nie postrzega się go jako zagrożenie. Już w czasach prehistorycznych uznawano je za zbawienne dla ludzkości. Dawało poczucie bezpieczeństwa i stabilność, aż w końcu stało się symbolem nadziei i dobra. Jego przeciwieństwo - mrok i ciemność ucieleśniały strach, zagrożenie oraz niepewność. Prawdopodobnie powodem niskiej świadomości na temat tego zagadnienia, są głęboko zakorzenione wzorce kulturowe jak i fakt, że dopiero od niedawna zaczęto prowadzić badania ukazujące światło jako szkodliwe dla środowiska.

Zanieczyszczenie światłem to efekt uboczny cywilizacji przemysłowej. Według definicji [3,8]. Jego źródłem jest w dużej mierze oświetlenie zewnętrzne i wewnętrzne, reklamy, neony, nieruchomości komercyjne, biura, fabryki, latarnie uliczne oraz oświetlone miejsca sportowe. Zaburza środowisko nocne, niosąc tym negatywne skutki zarówno dla środowiska jak i zdrowia człowieka.

Rodzaje zanieczyszczeń

Bardzo często oświetlenie zewnętrzne w nocy jest zbyt jasne, źle ukierunkowane, a w wielu przypadkach zupełnie niepotrzebne. Światło rozprasza się w atmosferze, zamiast skupiać się na rzeczywistych przedmiotach i obszarach, które ludzie chcą oświetlić. Powoduje to powstawanie zjawisko zanieczyszczenia światłem.

Można wyodrębnić różne rodzaje zanieczyszczenia światłem. Jednym z nich jest "oślnienie" tzw. „glare” (Rys. 1). To zjawisko polegające na chwilowym oślepieniu lub pogorszeniu widzenia. Pojawia się podczas bezpośredniego działania zbyt silnego źródła światła na narząd wzroku. Występuje zazwyczaj nocą, gdy oko zaadaptowane do ciemności ma nagły kontakt z silnym źródłem światła. Przyczyną oślnienia mogą być źle wyregulowane reflektory samochodowe lub tzw. długie światła. Zjawisko to może wystąpić również podczas wyjeżdżania z terenu nieoświetlonego na drogę przy której ulokowane są silne instalacje oświetleniowe np. słupy, czy neony często źle zaprojektowane. Oślnienie ma negatywny wpływ na zwierzęta wędrujące nocą. Między innymi na ptaki, które oślepione wpadają na wysokie budowle, lub zwierzęta przechodzące przez drogę oszołomione nagłym źródłem światła. Najczęściej prowadzi to do ich śmierci [21].

Innym rodzajem zanieczyszczenia jest światło zbłąkane/niepożądane tzw. „trespass” (Rys. 2). Polega ono na tym, że tereny i obiekty, które w zamyśle mają pozostać nieoświetlone są poddane działaniu światła padającego z celowo oświetlonych obiektów. Między innymi może ono wystąpić, gdy światło z ulicznych latarni „wpada” przez okno do mieszkania lub gdy przez oświetlenie domku jednorodzinnego rozjaśniania jest część lasu [22].

Kolejne zjawisko zwane chaosem świetlnym (ang. „lutter”) jest charakterystyczne dla dużych aglomeracji miejskich (Rys. 3). Oznacza określa nadmierne,

jasne i mylące nagromadzenie źródeł światła na zurbanizowanych terenach. Rozprzestrzenianie się chaosu świetlnego można uznać za bezpośrednią przyczynę wszystkich rodzajów zanieczyszczeń świetlnych [24].

Do ostatniego rodzaju zanieczyszczeń światłem zalicza się smog świetlny tzw. „skyglow” (Rys. 4). Smog świetlny powstaje zarówno ze źródeł naturalnych jak i sztucznych, wytworzonych przez człowieka. Do naturalnych zalicza się między innymi światło słoneczne odbijające się od księżyca i ziemi, zorza polarna, światło słoneczne odbite od międzyplanetarnego pyłu, światło gwiazd rozproszone w atmosferze i światło pochodzące z ciał niebieskich lub rozproszonych mas międzygwiazdowego pyłu i gazu, które wyglądają jak mgliste smugi światła. W przypadku wymienionych wcześniej źródeł jasności nieba trudno mówić o zanieczyszczeniu, ponieważ przez wieki było to całkiem naturalnym zjawiskiem i nie wpływało negatywnie na środowisko. Dopiero od niedawna zbyt duża jasność nieba zaczęła być problemem, do którego przyczyniło się sztuczne oświetlenie. Skyglow to poświata (zazwyczaj w kolorze jasnożółtym lub pomarańczowym), którą można zaobserwować nad miastami, powstająca przez rozpraszanie się sztucznego światła w atmosferze. Uniemożliwia doświadczenie prawdziwego, ciemnego nieba [21].



Rys. 1. Przykład zjawiska olśnienia- rażące światło z reflektorów samochodowych
Źródło: dostęp pod adresem: [24]

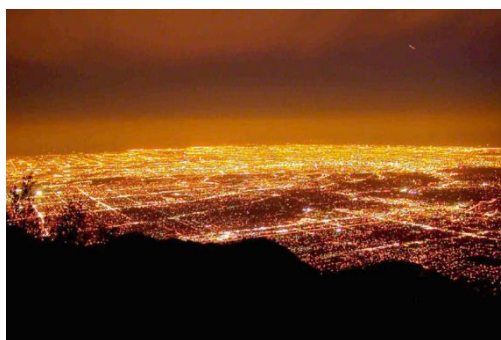


Rys. 2. Światło przeszkadzające- nieodpowiednio zamontowane oświetlenie zewnętrzne
Źródło: S&T: J. Kelly Beatty, dostęp pod adresem: [25]



Rys. 3. Chaos świetlny- nadmierne oświetlenie Hong Kongu

Źródło: Shutterstock / film: [2013] Cable News Network Inc, dostęp pod adresem: [26]



Rys. 4. Widok z góry Mount Wilson na Los Angeles w 1988 roku

Źródło: dostęp pod adresem [27]

Skutki zanieczyszczenia światłem

Od miliardów lat funkcjonowanie całego świata fauny i flory opiera się na naturalnym cyklu dnia i nocy. Zwierzęta i rośliny były od niego zależne, ponieważ warunkował ich rozmnażanie, odżywianie, sen i wiele innych dziedzin ich egzystencji. W dzisiejszych czasach nieustannie rozwijająca się cywilizacja doprowadziła do zakłócenia naturalnego cyklu, zamieniając noc w dzień. W pobliżu miast niebo jest zdecydowanie jaśniejsze niż kilkaset lat temu. Emitowane nieustannie sztuczne światło ma negatywny, a czasem nawet i śmiertelny wpływ na wiele stworzeń na ziemi. Zdaniem Kybia, dla zwierząt nocnych, "wprowadzenie sztucznego światła prawdopodobnie stanowi najbardziej drastyczną zmianę, jaką ludzie dokonali w swoim środowisku" [10].

Nietoperze odgrywają kluczową rolę w globalnej ekologii, zapylają rośliny, dostarczają guano, które działa jak nawóz, a także odżywiają się owadami, które niszczą uprawy rolne i wysysają krew. To właśnie na nie spośród wielu gatunków nocnych zwierząt zanieczyszczenie świetlne ma ogromny wpływ. Według badań

Hale [6] i Chepesiuk [5] światła uliczne utrudniają przemieszczanie się nietoperzy *Pipistrellus pipistrellus* na terenach miejskich. Przedstawiciele tego gatunku wybierają trasy w taki sposób, by uniknąć silnego światła, ponadto nie pokonują dystansów nawet przy słabym świetle. Skutkiem pokonywania dłuższych dróg do żerowiska, jest to, że nietoperze mają mniej czasu na karmienie. Mniej nietoperzy to więcej owadów, atakujących ogrody i uprawy [6].

Eksperyment Daniela Lewanzika [16] dowiódł również, że gatunki owocożernych nietoperzy *Carollia sowelli* z Kostaryki unikały żerowania w sztucznym świetle. Badacz twierdzi, że może mieć to ogromny wpływ na regenerację lasów tropikalnych, ponieważ te owadożerne gatunki nietoperzy odgrywają kluczową rolę w kolonizowaniu wylesionych na potrzeby rolnictwa ziem nieprzydatnych już pod uprawy, ponieważ zapylają rośliny i roznoszą nasiona [16].

Sztuczne światło dezorientuje również młode żółwie morskie i przyczynia się do ich śmierci. Samica żółwia morskiego składa jaja na brzegu mórz i oceanów zakopując je w piasku. Po wykluciu młode powinny kierować się w odbijające się nieba w oceanie. Coraz częściej jednak nie mogą znaleźć drogi do bezpiecznego zbiornika wodnego, ponieważ zamiast tego wybierają drogę prowadzącą w głąb lądu, w stronę zwodniczego oświetlenia. Skutkiem tego stają się ofiarami drapieżników lub po prostu ich dezorientacja prowadzi do wycieńczenia i śmierci głodowej wiele z nich jest również miażdżonych przez samochody [12].

Podstawowym narzędziem nawigacyjnym ptaków migrujących w nocy są naturalne źródła światła tj. księżyc i gwiazdy. Sztuczne, nadmierne oświetlenie miast uniemożliwia im poprawną nawigację prowadząc do zboczenia z trasy lotu, a nawet przedwczesnej lub zbyt późno odbytej migracji. Przez nieodpowiednie rozpoczęcie wędrówki żerowanie, gniazdowanie i inne zachowania mogą zostać zaburzone z powodu nieodpowiednich warunków klimatycznych. Bardzo często też zbaczające z obranego kursu ptaki zostają zwabione na obszary zurbanizowane. Błyszczące szyby i elementy budynków odbijają od swoich powierzchni niebo, drzewa i chmury dając migrującym osobnikom iluzję bezpiecznej przestrzeni przez co dochodzi do licznych kolizji i śmierci wielu ptaków [17].

Sztuczne światło może wpłynąć też negatywnie na komunikację pomiędzy niektórymi grupami zwierząt. Odnosi się to między innymi do kojotów, które najczęściej porozumiewają się ze sobą podczas ciemnych, bezksiężycowych nocy. Za pomocą skowytu ostrzegają przed niebezpieczeństwem i wtargnięciem na swoje terytorium, a także nawołują się do wspólnych polowań. Jasna luna zakłócająca niezbędną ciemność utrudnia kojotom współpracę i prawidłowe funkcjonowanie w stadzie [1].

Zaburzona komunikacja występuje także u świetlików ponieważ do porozumiewania się między sobą używają przede wszystkim światła. W okresie godowym samica wabi samców wysyłanymi błyskami z odwłoka. Są one charakterystyczne

dla danego gatunku i wysyłanego komunikatu. Sztuczne światło zakłóca wysyłane przez samicę sygnały. W takiej sytuacji przyciąga mniej samców, reprodukcja jest ograniczona, a populacja tzw. robaczków świętojańskich jest zagrożona wymarciem [7].

Zachowanie zooplanktonu *Daphnia* również ulega zmianom przy dużej jasności nieba. W celu uniknięcia wodnych drapieżników gatunek ten przemieszcza się i żeruje przy powierzchni wody tylko w ciemnościach. Nadmiar światła powoduje zakłócenie tych czynności. Według badań Moore, Pierce i Walsh [9] może mieć to poważny wpływ na cały wodny ekosystem. Ograniczone żerowanie zooplanktonu może przyczynić się rozrostu populacji glonów, która z kolei może wpłynąć negatywnie na warunki egzystencji pozostałych wodnych stworzeń.

Zanieczyszczenie świetlne wpływa również na wiele innych dziedzin życia żywych organizmów. Nocni łowcy tracą przez nie możliwość przewagi jaką dawała im zdolność widzenia w ciemnościach (między innymi sowy, czy koty), a ofiary tracą osłonę jaką im dawał brak światła. Uliczne lampy, kolorowe reklamy i neony są zabójcze dla wielu gatunków owadów zwabionych ich blaskiem. Dodatkowo nienaturalnie jasne noce mają negatywne skutki również dla roślin. Poprzez błędne określenie pory dnia zdarza się, że wiele z nich kwitnie o nieodpowiedniej porze, zbyt późno, lub zbyt wcześnie przez co nie są w stanie zwabić owadów dzięki którym mogą się rozmnażać. Nieustanny proces fotosyntezy uniemożliwia im odpoczynek. Osłabione długotrwałą pracą rośliny bardziej narażone są na ataki insektów i choroby [14].

Ludzie podobnie jak zwierzęta również posiadają pewien biologiczny zegar ustanawiający czas na czuwanie i spanie. Ekspozycja na niebieskie światło wytwarzane między innymi przez oświetlenie zewnętrzne, ekrany urządzeń elektronicznych niesie ze sobą negatywne skutki i prowadzi do „przestawiania” naturalnych cykli. Według Paula Bogarda [3] ludzkie ciało odbiera niebieskie światło jako sygnał do wybudzenia się i nie spania. Wiele osób może mieć przez to wydłużony czas zasypiania, co skutkuje nieodpowiednią liczbą godzin snu. Zaburzenia snu mają niebezpieczne konsekwencje dla ludzkiego zdrowia. Pomijając podstawowe efekty niewyspania się takie jak zmęczenie, problemy z koncentracją, obniżona wydajność oraz roztargnienie, chroniczne zaburzenia snu mogą nieść o wiele poważniejsze skutki. Zaliczyć do nich można problemy z sercem spowodowane jego nadmierną aktywnością, choroby psychiczne typu depresja, czy nerwica, obniżony popęd seksualny, otyłość, zaburzenia pamięci oraz cukrzyca [2, 23].

Examples of Acceptable / Unacceptable Lighting Fixtures

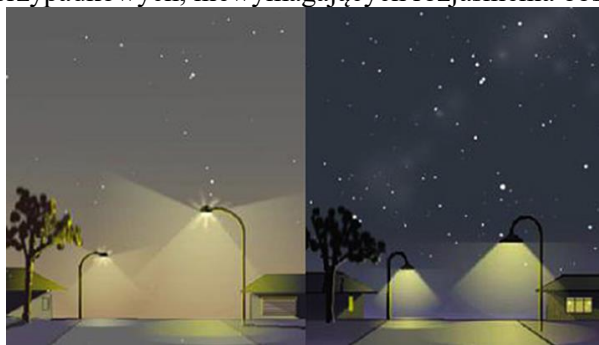


Rys. 5. Przykłady nieprawidłowego i prawidłowego oświetlenia zewnętrznego.

Źródło: Bob Crelin Nowy York 2005. Dostęp pod adresem [18]

Nadmierne nocne oświetlenie wpływa w dużym stopniu na ekonomię. Bardzo często emitowane są zbyt duże ilości światła w niepotrzebnych miejscach i źle zaprojektowanych instalacjach. W takich przypadkach jest to marnowanie energii, a co za tym idzie również funduszy na nią przeznaczonych. Amerykańska grupa IDA (International Dark-Sky Association) ze stanu Arizona oszacowała, że w samych Stanach Zjednoczonych oświetlenie zewnętrzne zużywa około 120 terawatogodzin energii, głównie w celu oświetlenia ulic i parkingów z czego ok. 35 procent jest marnowane. Koszty które się z nimi wiążą wynoszą ok. 3,3 miliarda rocznie, a uwalniany ditlenek węgla przy produkcji tej energii może sięgać liczby nawet 21 milionów ton rocznie prowadząc nie tylko do zanieczyszczeń świetlnych, ale również chemicznych [11, 18].

Zanieczyszczenie światłem można zmniejszyć stosując odpowiednio dobrane oświetlenie zewnętrzne. Przede wszystkim należy pamiętać, że szyby latarni powinny być płaskie i znajdować się w obudowie odcinającej światło od górnej półprzestrzeni (Rys.5). Dodatkowo oprawa powinna być wysunięta jak najdalej od słupa i znajdować się na odpowiedniej wysokości, a emitowana barwa światła powinna zawierać się w przedziale 2600 – 3700 K (by zminimalizować emisję niebieskiego światła) (Rys.6). Dzięki kierowaniu się tymi zasadami uniemożliwi ucieczkę światła w kierunku strefy nadhoryzontalnej podatnej na absorpcję sztucznego światła, a także oświetlanie przypadkowych, niewymagających rozjaśnienia obszarów [4,14].



Rys. 6. Nieprawidłowo zamontowane oświetlenie zewnętrzne z lewej strony, prawidłowo zamontowane z prawej strony.

Źródło: Martin Lewicki dostęp pod adresem: [19]

Podsumowanie

Zanieczyszczenie światłem dotyczy każdego mieszkańca Ziemi. Na szczęście rosnąca liczba naukowców, właścicieli domów, grup środowiskowych i przywódców podejmuje działania mające na celu przywrócenie naturalnej nocy.

Popularną inicjatywą stało się tworzenie Parków Ciemnego Nieba, które mają za zadanie chronić naturalną ciemność. Ruch kontroli zanieczyszczenia światłem został zapoczątkowany w 1958 roku w miasteczku Flagstaff w Arizonie [20]. To właśnie tam wprowadzono zakaz używania komercyjnych reflektorów i billboardów. W 2001 roku Flagstaff został uznany za pierwszą na świecie Międzynarodową Wspólnotę Ciemnego Nieba przez Międzynarodowe Stowarzyszenie Ciemnego Nieba [20]. Od tamtego czasu wiele miast wprowadziło regulacje dotyczące oświetlenia zewnętrznego i zaczęto tworzyć Parki Ciemnego Nieba. Ich zadaniem jest ochrona terenów na których niebo nie jest zaburzone przez sztuczne światło i popularyzacja wiedzy o zanieczyszczeniu. Na obszarach tego typu parków najczęściej znajdują się obserwatoria astronomiczne. Dzięki ich lokalizacji w takich miejscach cały czas możliwe jest prowadzenie badań kosmosu [22].

W Polsce pierwszą gminą, która podjęła działania w kierunku ochrony Ciemnego Nieba była gmina Jeleśnia [14]. Już w latach 90 dwudziestego wieku wprowadziła

dziła zwyczaj wygaszania oświetlenia zewnętrznego. Drugą zaś była gmina Czerwionka-Leszczyny niedaleko Rybnika, w której wymieniono nieodpowiednio zaprojektowane oświetlenie zewnętrzne na lampy z odpowiednio dobranymi oprawami zmniejszając tym emisje sztucznego światła. Do pozostałych obszarów ochrony ciemnego nieba należy Izerski Park Ciemnego Nieba [14]. Obejmuje on tereny granicznej części doliny Izery oraz dolinę Jizerki. Powstał w porozumieniu zawartym między Lasami Państwowymi, a Instytutami Astronomicznym z Polski i Czech w 2009 roku [15]. Jego powierzchnia wynosi ok. 7500 ha. Kolejnym miejscem zaangażowanym w przeciwdziałanie zanieczyszczeniu świetlnemu jest Park Gwiazdowego Nieba "Bieszczady" [19] utworzony 8 marca 2013 roku. Zajmuje on ok. 114 tysięcy hektarów obejmując obszary takie jak Ciśniańsko-Wetliński Park Krajobrazowy, Park Krajobrazowy Doliny Sanu i Bieszczadzki Park Narodowy. Również Sopotnia Wielka, Pawłowice oraz Ostoja Ciemnego Nieba podjęły się ochrony ciemności [14]. Aktualnie najciemniejszym miejscem w Polsce jest rejon dawnej wsi Bukowiec w pobliżu granicy polsko-ukraińskiej. Wyznaczono tam pole biwakowe, by umożliwić obserwację naturalnie ciemnego nieba [15].

Pozostałymi formami przeciwdziałania zanieczyszczeniu świetlnemu może być powiększanie świadomości społecznej na temat tego negatywnego zjawiska, a także czynności, które możemy wykonać we własnym zakresie tj ograniczanie zużycia światła zakup odpowiednich, energooszczędnych żarówek, przekazywanie wiedzy na temat tego zjawiska bliskim osobom.

Zanieczyszczenie światłem stanowi coraz poważniejszy problem. Nie należy go lekceważyć, ponieważ niesie ze sobą poważne konsekwencje zarówno dla zdrowia człowieka jak i ekosystemów na całym świecie. Nadmiar jasności może doprowadzić do poważnych zaburzeń naturalnych cykli wielu organizmów. Tylko podjęcie odpowiednich działań jest w stanie przywrócić, w niektórych częściach świata naturalną ciemność.

Nocne niebo, którego nie może doświadczyć aktualnie prawie osiemdziesiąt procent ludności, jest zasobem, podobnie jak woda, wiatr, czy surowce naturalne. Wraz z postępującą urbanizacją tym bardziej powinno być objęte ścisłą ochroną, podobnie jak inne elementy środowiska.

Literatura

- [1] Bender DJ, Bayne EM, and Brigham RM. 1996. Lunar condition influences coyote (*Canis latrans*) howling. *Am Midl Nat* 136:413–17
- [2] Björkstén K., Kripke D., i Bjerregaard P. 2009, Accentuation of suicides but not homicides with rising latitudes of Greenland in the sunny months, *BMC Psychiatry*, 9, s.20-29.
- [3] Bogard P. "The end of the night" 2013 wydawnictwo Little, Brown and Company; s.144-149

- [4] Bortle, John E. The Bortle Dark-Sky Scale. "Sky & Telescope" 2001, nr 2, s38
- [5] Chepesiuk R. Missing the Dark: Health Effects of Light Pollution "Environmental Health Perspectives" 2009 nr1. S. 20-27
- [6] Hale J.D The ecological impact of city lighting scenarios: exploring gap crossing thresholds for urban bats. "Global Change Biology" 2015 tom. 21 s. 2465–2828
- [7] Lloyd JE. 1994. Where are the lightningbugs? Fireflyer Companion1: 1, 2, 5, 10
- [8] Longcore T., Rich C., 2004, Ecological light pollution, [w:] Frontiers in Ecology and The Environment, 2(4): 191–198
- [9] Moore MV, Pierce SM, Walsh HM, et al. 2000. Urban light pollution alters the diel vertical migration of *Daphnia*. Verh Internat Verein Limnol 27: 779–82
- [10] Rich C. i Longcore T. (red.) 2006, Ecological consequences of artificial night lighting, Island Press. Washington D.C 19-42.
- [11] Roge-Wiśniewska M., Tomasiak K. (red.), 2013 Przejdź na ciemną stronę nocy – środowiskowe i społeczne skutki zanieczyszczenia światłem, Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego Warszawa 31-33
- [12] Salmon M. 2003. Artificial night lighting and sea turtles. Biologist50: 163–68
- [13] Schor-Kronfeld N Chronobiology by moonlight, "The Royal Society Publishing" 2013 nr.8 s.18-22
- [14] <http://www.ciemnieniebo.pl><http://www.geekweek.pl/aktualnosci/26501/smsm-swietlny-zakrywa-juz-80-procent-ziemi>
- [15] <http://naukawpolsce.pap.pl/aktualnosci/news%2C399583%2Cnadmiar-swiatla-przeszkadza-nietoperzom-w-roznoszeniu-nasion.html>
- [16] <http://www.flap.org/toronto-lights-out.php>
- [17] <http://www.darksky.org>
- [18] <http://www.gwiezdnobieszczady.pl/zanieczyszczenie-swiatlem/>
- [19] <https://skyglowproject.com>
- [20] <http://www.lrc.rpi.edu/programs/nlpip/lightinganswers/lightpollution/glareglareContr.asp>
- [21] <http://www.darkskiesawareness.org/>
- [22] <https://www.naturebright.com/research-news/5-ways-light-pollution-affects-your-health/>
- [23] <http://southendnewsnetwork.com/news/police-called-to-mass-dogging-cruise-event-in-southend-town-centre/>
- [24] <http://www.skyandtelescope.com/astronomy-resources/your-home-lighting-guide/>
- [25] <https://tvnmeteo.tvn24.pl/informacje-pogoda/swiat,27/hongkong-najbardziej-zanieczyszczony-swiatlem-nie-ma-ludzi-swiatlo-jest,80610,1,0.html>
- [26] <https://www.linkedin.com/pulse/20141114131938-6348860-eliminating-star-stealing-sky-glow-one-led-streetlight-at-a-time.>

inż. Bernadetta Wądołowska, inż. Agata Witkowska, inż. Justyna Truskolaska,
inż. Karolina Weremijewicz, mgr inż. Ewa Szatyłowicz, dr hab. inż. Iwona Skoczko¹⁾
Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii i Systemów Inżynierii Środowiska

¹⁾kolomlodychpzits@gmail.com

PERSPEKTYWA ZMIAN W SYSTEMIE GOSPODARKI ODPADAMI

Perspective changes in the system of waste management

Słowa kluczowe: odpady, ustawa, system gospodarowania odpadami, segregacja

Keywords: waste law, waste management system, segregation

Streszczenie:

Nowe zasady segregacji śmieci na terenie Polski zaczęły obowiązywać od 1 lipca 2017 r. Dotychczas odpady dzielono na mokre i suche. Od tej pory będzie obowiązywać Wspólny System Segregacji Odpadów (WSSO), który opiera się na segregacji odpadów na poszczególne frakcje. Rozporządzenie zakłada okresy przejściowe głównie ze względu na obowiązujące w gminach umowy na wywóz śmieci. Jest to jednoznaczne z tym, że nowe zasady segregacji zostaną wprowadzone przez samorządy w zależności od zakończenia tych umów, lecz nie później niż 30 czerwca 2021 r. Czas przeznaczony na wymianę pojemników w gminach to 5 lat. Celem artykułu było przedstawienie nowych założeń z rozporządzenia, zidentyfikowanie przyczyn wprowadzenia zmian oraz przedstawienie nowych zasad segregacji śmieci.

Wprowadzenie

Od 2013 roku państwo polskie na mocy zmian w ustawie o utrzymaniu czystości i porządku w gminach nałożyło na obywateli obowiązek segregacji odpadów. Reforma miała być sposobem na zmniejszenie wciąż rosnącej ilości odpadów trafiających na składowiska. Wówczas to samorządy stały się odpowiedzialne za produkowane przez mieszkańców odpady oraz zobowiązane do selektywnej zbiórki u źródła. Jednocześnie do obowiązku gmin należał wybór firm odbierających odpady, który realizowany był na drodze przetargu. Niestety dla większości najważniejszym kryterium przetargowym była cena, co sprawiło, że zaawansowane technologicznie, nowoczesne przedsiębiorstwa stały z góry na przegranej pozycji. Ze względu na obowiązek przetargowy, straty poniosło również wiele firm komunalnych i niewielkich rodzimych przedsiębiorstw, które nie mogły sobie pozwolić na wprowadzenie niskich, konkurencyjnych cen. Samorządy miały także za zadanie kontrolować firmy przyjmujące odpady oraz nakładać kary w przypadku niestosowania się do przepisów. Sprawdzana miała być zgodność wysypisk z obowiązującymi normami środowiskowymi. Jednakże procedura ta, miała zastosowanie głównie w teorii [1-3].

Pomimo, iż przepisy obowiązują już od 4 lat, wielu z nas nie przyzwyczyło się jeszcze do nowego systemu gospodarki odpadami wymagającego segregacji. Dodatkowo nie na wszystkich obywatelach ciążył taki obowiązek, gdyż w niektórych gminach dano mieszkańcom wybór, czy będą segregować odpady, czy nie. W przypadku braku segregacji, nakładano na nich wyższe stawki za odbiór i wywóz odpadów.

Mimo, iż w większości polskich gmin poparto segregację, brakowało jednolitych przepisów, które regulowałyby jak segregacja ma być zorganizowana na terenie całego kraju. Ustawodawca pozostawił dowolność w doborze kolorów kontenerów dla poszczególnych surowców i w ilości frakcji segregowanych odpadów. W części gmin wymagano aby odpady były dzielone na dwie frakcje: suchą i mokrą, w części narzucono obowiązek segregacji na trzy frakcje, w innych obowiązywał podział nawet do 6 różnych frakcji. Ponadto z powodu nieujednoliconych kolorów kontenerów często dochodziło do pomyłek. Istotne było również to, że mieszkańcy widząc, że odpady z różnych pojemników trafiają do wspólnej śmieciarki, nie czuli potrzeby wywiązywania się z obowiązku segregacji [1, 2].

Wprowadzona w 2013 roku ustawa, już na etapie przygotowawczym, budziła wiele kontrowersji, co do swojej skuteczności. Do jej głównych wad należał fakt, że w żaden sposób nie sprzyjała odchodzeniu od tradycyjnego składowania odpadów na składowiskach na rzecz nowoczesnych i ekologicznych zakładów przetwórczych oraz sortowni, a wręcz przeciwnie, stwarzała idealne warunki do rozwoju szarej strefy. Jednocześnie nie spełniła swojego podstawowego celu jakim było zwiększenie w Polsce poziomu odzysku surowców wtórnych [3].

Przyczyny wprowadzenia zmian

Każdy człowiek wytwarza odpady, a zatem właściwe ich zagospodarowanie jest wspólnym obowiązkiem. Badania dowodzą jednak, że co piąty Polak nie ma pojęcia jak należy segregować odpady. Ministerstwo Środowiska również przyznało, że regulacje nie spełniły oczekiwań, gdyż pozyskany surowiec (w szczególności karton i papier) był na tyle zanieczyszczony, że nie nadawał się do recyklingu [2].

Ważnym powodem wdrożenia nowych regulacji jest zatem zwiększenie świadomości ekologicznej mieszkańców. Jednocześnie Unia Europejska na mocy dyrektyw nakłada na Polskę obowiązek dostosowania krajowych przepisów do przepisów unijnych [1, 4].



Rys. 1. Poziomy recyklingu, przygotowania do ponownego użycia i odzysku innymi metodami niektórych frakcji odpadów komunalnych w latach 2012-2020

Źródło: Opracowanie własne na podstawie [5]

Odpowiednia segregacja pozwoli osiągnąć Polsce odpowiednio wysoki poziom recyklingu i przygotowania do ponownego użycia: papieru, szkła, metali i tworzyw sztucznych, które na mocy unijnych przepisów w 2020 roku powinny wynosić co najmniej 50% (rys. 1). Obecny poziom recyklingu w Polsce wynosi zaledwie 26% i znacząco odbiega od średniej europejskiej. Nieosiągnięcie wymaganego przez Unię Europejską poziomu recyklingu będzie skutkowało nałożeniem na Polskę wysokich sankcji w postaci kar pieniężnych. Nieokreślenie w Rozporządzeniu Ministra Środowiska jednolitych zasad selektywnego zbierania odpadów groziłoby

utrata unijnych funduszy przeznaczonych na gospodarkę odpadami wynoszących około 1,3 mld euro z Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko (POIŚ) oraz Regionalnych Programów Operacyjnych (RPO). Dzięki zmianom w prawie środki te zostały przeznaczone na inwestycje, które ułatwią obywatelom gospodarowanie odpadami, np. na budowę większej liczby punktów selektywnej zbiórki odpadów komunalnych [6].

Właściwe gospodarowanie odpadami

Jednym z najbardziej powszechnych mitów dotyczących segregacji odpadów jest przekonanie, że przesegregowane odpady trafiają do wspólnej śmieciarki, która ostatecznie wszystko zmiesza. Nic bardziej mylnego, w ostatnich czasach technologia w tym kierunku znacznie się rozwinęła. Coraz częściej posegregowane odpady odbierają nowoczesne pojazdy mające podział na oddzielne przegrody, do których trafiają poszczególne frakcje odpadów. Przykład takiego pojazdu został przedstawiony na rysunku 2. Innym, również stosowanym rozwiązaniem, jest odbiór każdej z frakcji odpadów przez oddzielną śmieciarkę [7].



Rys. 2. Nowoczesna śmieciarka czterokomorowa

Źródło: [25]

Korzyści płynące z racjonalnej gospodarki odpadami często są niedostrzegane przez mieszkańców. Wiele osób nie zdaje sobie sprawy, iż odpowiednie przygotowanie odpadów w domach, głównie poprzez selektywną zbiórkę, w znacznym stopniu wpływa na decyzję o ich dalszym „losie”. Większość kupowanych towarów

wykonana jest z tworzyw, które można wykorzystać ponownie, tj. papieru, szkła, metali, plastiku. Składowanie odpadów jest najgorszą z metod ich zagospodarowania. Gromadzone na składowisku odpady często zawierają groźne dla środowiska substancje, które ulegając reakcjom chemicznym wytwarzają toksyczne związki, szkodliwe dla gleby, wody i powietrza. Ponadto, poprzez składowanie, nieodwracalnie tracone są wartościowe surowce wtórne. Odpady posegregowane w sposób zgodny z obowiązującymi wymaganiami, z dużo większym prawdopodobieństwem zostaną ponownie przetworzone, a nie jedynie ulokowane na składowisku. Odpowiednio wyselekcjonowane odpady trafiają do firm, które następnie zajmują się ich recyklingiem. Dzięki temu zmniejsza się nie tylko ilość odpadów wywożonych na wysypiska, ale również zapotrzebowanie na surowce naturalne [8, 9].

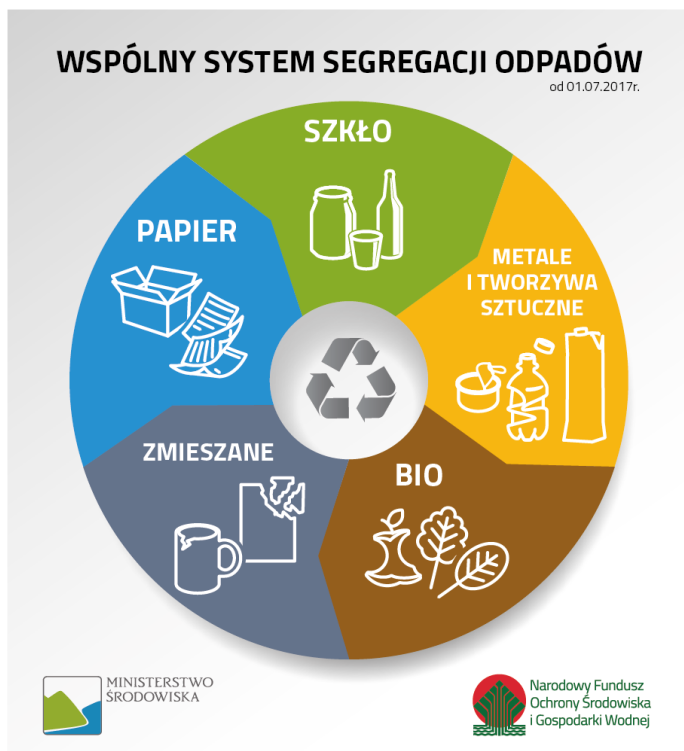
Segregacja odpadów przynosi równocześnie korzyści finansowe. W przypadku odpadów posegregowanych, rachunek za odbiór śmieci będzie znacznie niższy. Jeżeli będziemy pozbywać się odpadów w formie zmieszanej, za odbiór śmieci zapłacimy więcej. Pomimo, że bezpośredni wydatek na wywóz odpadów na składowisko w stosunku do ich przetworzenia jest mniejszy, to jednak faktyczne koszty związane z utrzymaniem składowisk, rekultywacją przyległych do nich obszarów oraz ograniczeniem ich niekorzystnego wpływu na środowisko są znacznie wyższe [7]. Zachęcającym do segregacji powinien być również fakt, iż w wielu krajach za wywóz posegregowanych odpadów nie są pobierane żadne opłaty [3].

Aktualnie, pomimo panującego kryzysu gospodarczego, przetwarzanie odpadów i inwestycje w odnawialne źródła energii należą do grupy sektorów najprężniej rozwijających się. Jak podają dane Eurostatu w okresie gdy na świecie panowała recesja, liczba „zielonych” miejsc pracy wzrosła aż o 20%. Według założeń Unii Europejskiej, w celu osiągnięcia zrównoważonego wzrostu, kluczowe jest skoncentrowanie się na recyklingu, a także innych, ekologicznych modelach biznesu. Unia Europejska szacuje, że do 2020 roku, w tzw. „zielonej gospodarce”, przewidywane jest utworzenie 20 mln miejsc pracy. Powstaną one głównie w branży gospodarowania odpadami, m. in. w firmach odbierających i segregujących odpady, a także w przedsiębiorstwach zajmujących się ich przetwarzaniem [7].

Zmiany zawarte w nowym rozporządzeniu

W celu poprawy efektywności segregacji odpadów komunalnych wprowadzono Wspólny System Segregacji Odpadów (WSSO), który obowiązuje na terenie całego kraju od 1 lipca 2017 roku. Zgodnie z Rozporządzeniem, odpady muszą być dzielone na poszczególne frakcje: papier, szkło, metale, tworzywa sztuczne oraz odpady ulegające biodegradacji co wiąże się z tym, iż każdy właściciel nieruchomości oświadczający, że będzie prowadzić selektywną zbiórkę zobowiązany jest do wyposażenia nieruchomości w odpowiednie pojemniki. Istnieje możliwość zbierania wybranych frakcji odpadów w miejscu ich wytworzenia w workach. Odpady,

których nie można przyporządkować do wyżej wymienionych frakcji należy wyrzucić do pojemnika na odpady zmieszane [4, 10]. Nową kolorystykę worków i pojemników przedstawiono na rysunku 3.



Rys. 3. Wspólny System Segregacji Odpadów
Źródło: [11]

Rozporządzenie szczegółowo określa sposób oznaczenia pojemników oraz worków [4]:

- odpady papierowe zbierane są w pojemnikach lub workach w kolorze niebieskim z napisem „Papier”;
- odpady szklane wyrzucane są do pojemników lub worków w kolorze zielonym z napisem „Szkló”. Istnieje możliwość wyodrębnienia szkła bezbarwnego, które zbierane jest do białych pojemników z napisem „Szkló bezbarwne” oraz szkła kolorowego zbieranego do zielonych pojemników z napisem „Szkló kolorowe”;
- odpady metali i tworzyw sztucznych należy wyrzucać do pojemników lub worków w kolorze żółtym z napisem „Metale i tworzywa sztuczne”;
- odpady ulegające biodegradacji są zbierane w brązowych pojemnikach lub workach z napisem „Bio”.

Jeśli istnieje możliwość, że pojemniki oznaczone według powyższych zasad obniżą walory estetyczne przestrzeni publicznej, w której się znajdują, zwłaszcza w miejscach o znaczeniu historycznym lub przyrodniczym, dopuszczalne jest zastosowanie pojemników, które będą pokryte odpowiednim kolorem tylko w części, jednak nie mniejszej niż 30% zewnętrznej, całkowitej powierzchni pojemnika, w sposób widoczny dla korzystających z pojemników [4, 10].

Do niebieskich pojemników lub worków z napisem „Papier” trafiać powinny takie odpady jak opakowania z papieru i tektury, ulotki, katalogi, czasopisma, gazety, zeszyty, prospekty, papier biurowy oraz torby i worki papierowe. W pojemnikach tych nie należy umieszczać odpadów takich jak kartony po napojach i mleku, zanieczyszczony, tłusty papier, odpady higieniczne (np. zużyte ręczniki papierowe i chusteczki), papier lakierowany i powleczony folią, tapety oraz papierowe worki po nawozach i materiałach budowlanych.

Pojemniki i worki na szkło przeznaczone są do zbierania butelek po napojach i żywności (łącznie z butelkami po napojach alkoholowych i olejach roślinnych), słoików oraz szklanych opakowania po kosmetykach. W pojemnikach na szklane odpady nie powinno się natomiast gromadzić porcelany, kryształów, ceramiki i doniczek, szkła żaroodpornego i okularowego, żarówek, świetlówek, zniczy z woskiem, opakowań po lekarstwach, olejach silnikowych i rozpuszczalnikach, lusterek, szyb okiennych, monitorów, termometrów oraz strzykawek.

Do żółtych pojemników i worków przeznaczonych na metale i tworzywa sztuczne należy wyrzucać puste i zgniecione butelki plastikowe, nakrętki, kapsle, zakrętki od słoików, folie, reklamówki, worki, kartony po napojach i mleku oraz inne opakowania wielomateriałowe, puszki po napojach i żywności, metale kolorowe oraz opakowania po kosmetykach i środkach czystości. W pojemnikach tych nie mogą znajdować się butelki i pojemniki z zawartością, opakowania po lekarstwach, baterie i akumulatory, części samochodowe, zużyty sprzęt elektroniczny oraz opakowania po farbach i olejach.

W brązowych pojemnikach i workach na bioodpady mogą znajdować się jedynie odpady owocowe i warzywne (w tym obierki), gałęzie, trawa, liście, kwiaty, trociny, kora drzew oraz resztki jedzenia. Do pojemników na odpady ulegające biodegradacji nie można zbierać ziemi i kamieni, popiołu, drewna pokrytego impregnatem, płyt wiórowych i pilśniowych, lekarstw oraz kości zwierząt i ich odchodów.

Wszystko to, czego nie można odzyskać za pomocą recyklingu i nie jest odpadem niebezpiecznym można wyrzucać do pojemników i worków na odpady zmieszane. W takich pojemnikach nie mogą się jednak znaleźć odpady takie jak zużyte baterie i akumulatory, leki, świetlówki, zużyty sprzęt elektroniczny, odpady wielkogabarytowe, odpady budowlane, odpady po substancjach żrących oraz zużyte opony [6, 12].

Rozporządzenie te reguluje również kryteria spełnienia wymogów selektywnego zbierania odpadów [4, 10]:

- gminy muszą zapewnić selektywne zbieranie frakcji odpadów zgodnie z przepisami rozporządzenia w miejscu ich wytwarzania i na terenach przeznaczonych do użytku publicznego;
- pojemniki oraz worki muszą zabezpieczać odpady przed pogorszeniem jakości zbieranej frakcji dla przyszłych procesów ich przetwarzania.

Od 1 lipca 2017 roku ruszyła w Polsce wymiana pojemników na odpady, jednak zgodnie z przepisami samorządy mają czas na wypełnienie tego obowiązku do 30 czerwca 2022 roku. Do tego czasu dopuszczalne jest wykorzystywanie dotychczasowych kontenerów, pod warunkiem, że są one właściwie oznakowane pod względem zbieranego surowca. Na odpowiednie oznakowanie pojemników samorządy miały czas do końca 2017 roku [1].

Nowe przepisy regulują również kwestie umów z firmami na wywóz odpadów, dając czteroletni okres przejściowy w przypadku gdy zawarte w nich wymagania w zakresie selektywnej zbiórki odpadów komunalnych są niezgodne z wprowadzonym rozporządzeniem. Umowy te mogą obowiązywać przez czas na jaki zostały zawarte, aczkolwiek maksymalnie do 30 czerwca 2021 roku [1].

Dofinansowania - Program „Racjonalna gospodarka odpadami”

Niewątpliwie istotnym zagadnieniem, z punktu widzenia jednostek samorządu terytorialnego oraz przedsiębiorców, są profity wynikające z segregacji i recyklingu odpadów. Wychodząc naprzeciw oczekiwaniom podmiotów odpowiedzialnych za gospodarowanie odpadami w gminach, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej ogłosił nabór wniosków o dofinansowania inwestycji w ramach Programu Priorytetowego „Racjonalna gospodarka odpadami”. Budżet programu wynosi ponad 1,7 mld zł, z czego 387 mln zł stanowią bezzwrotne dotacje, a prawie 1,4 mld zł zwrotne formy dofinansowania – pożyczki. Wdrażanie finansowania przewidziano na lata 2015-2023, przy czym podpisywanie umów realizowane będzie do 2020 r. Zgodnie z treścią programu priorytetowego, głównym celem jest realizacja zasad gospodarki odpadami, a przede wszystkim hierarchii sposobów postępowania z odpadami, przez:

- ustanowienie i utrzymanie powszechnych systemów selektywnego zbierania odpadów,
- utworzenie i utrzymanie w kraju zintegrowanej i wystarczającej sieci instalacji gospodarowania odpadami,

- zmniejszenie ilości odpadów poddawanych nielegalnemu międzynarodowemu przemieszczaniu,
- intensyfikację zbierania i legalnego demontażu pojazdów wycofanych z eksploatacji,
- budowanie świadomości ekologicznej społeczeństwa, zgodnie z celem programu.

Nabory na realizację przedsięwzięć z zakresu gospodarki odpadami podzielone zostały na siedem części, tj.: selektywne zbieranie i zapobieganie powstawaniu odpadów, instalacje gospodarowania odpadami, modernizacja stacji demontażu pojazdów, dofinansowanie zbierania i demontażu pojazdów wycofanych eksploatacji, międzynarodowe przemieszczanie odpadów, współfinansowanie projektów Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko oraz przygotowanie projektów [13, 14].

Część pierwsza – selektywne zbieranie i zapobieganie powstawaniu odpadów, obejmuje wsparcie przedsięwzięć takich jak np. budowa punktów selektywnego zbierania odpadów komunalnych (PSZOK), budowa i doposażenie systemów selektywnego zbierania odpadów czy budowa systemów selektywnego zbierania odpadów komunalnych dla zabudowy wielomieszkaniowej.

Część druga – instalacje gospodarowania odpadami, dotyczy budowy nowych oraz modernizacji lub rozbudowy istniejących regionalnych instalacji do przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK) oraz ponadregionalnych instalacji do przetwarzania odpadów komunalnych (PIPOK).

Część trzecia – modernizacja stacji demontażu pojazdów, skierowana jest jedynie do przedsiębiorców prowadzących stacje demontażu pojazdów, którzy planują je rozbudować lub zmodernizować i obejmuje działania takie jak zakup maszyn i urządzeń związanych funkcjonalnie z procesem demontażu pojazdów wycofanych z eksploatacji czy zakup środków do transportu takich pojazdów lub odpadów wytworzonych w wyniku procesu ich demontażu [15, 16].

Część czwarta – dofinansowanie zbierania i demontażu pojazdów wycofanych z eksploatacji, kierowana jest do gmin oraz powiatów, które przekazały do demontażu zebrane pojazdy wycofane z eksploatacji. W przeliczeniu na jeden pojazd, intensywność dofinansowania szacuje się na 1000 zł za każdy spośród pierwszych dziesięciu pojazdów oraz 500 zł za jedenasty i każdy kolejny pojazd. Pomoc ta udzielana będzie w formie bezzwrotnej dotacji [17].

Część piąta – międzynarodowe przemieszczanie odpadów, skierowana jest do organów administracji publicznej, które mogą ubiegać się o finansowe wsparcie działań z zakresu ochrony środowiska i gospodarki wodnej takich jak m.in.: gospodarowanie odpadami pochodzącymi z nielegalnego obrotu, doszkalanie organów administracji publicznej wykonujących obowiązki związane z nadzorem nad międzynarodowym przemieszczaniem odpadów, zakup sprzętu i oprogramowań, przy-

gotowanie raportów, ocen, publikacji, analiz, opracowań z zakresu międzynarodowego przemieszczania odpadów [22].

Część szósta – współfinansowanie projektów Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko daje możliwość wsparcia finansowego beneficjentów POIiŚ 2014-2020, realizujących przedsięwzięcia w zakresie unijnego działania 2.2 Gospodarka odpadami komunalnymi.

Część siódma – przygotowanie projektów, obejmuje pożyczki dla beneficjentów realizujących przedsięwzięcia z części drugiej i szóstej oraz innych potencjalnych beneficjentów ubiegających się o środki finansowe w ramach europejskich programów pomocowych [15, 16].

Osiągnięcie wyznaczonego celu przejawiać się będzie m.in. w: redukcji masy odpadów składowanych czy niebezpiecznych, poddanych odzyskowi lub unieszkodliwieniu, zwiększeniu wydajności instalacji odzysku i unieszkodliwiania odpadów, zwiększeniu masy i liczby pojazdów wycofanych z eksploatacji, przyjmowanych przez stacje demontażu bezpośrednio lub za pośrednictwem gmin czy powiatów oraz zwiększeniu liczby samych stacji, zwiększeniu liczby działań związanych z międzynarodowym przemieszczaniem odpadów oraz zadań mających na celu zapobieganie powstawaniu odpadów oraz, co bardzo ważne, poszerzeniu świadomości ekologicznej obywateli [18].

Kolejnym programem motywującym do prawidłowego gospodarowania odpadami jest „Innowacyjny recykling” ogłoszony przez Narodowe Centrum Rozwoju w ramach Działania 1.2 „Sektorowe programy B+R” na rok 2017. Zgodnie z treścią programu jego głównym celem jest wzrost innowacyjności krajowego sektora recyklingu surowców mineralnych i drewna w perspektywie roku 2026. Cele szczególne konkursu to: zwiększenie aktywności podmiotów z sektora recyklingu w zakresie działalności B+R (badania i rozwój), zwiększenie liczby innowacji w sektorze recyklingu oraz poprawa stanu środowiska naturalnego i wprowadzenie zrównoważonego zarządzania zasobami naturalnymi w produkcji. Dofinansowanie innowacyjnych rozwiązań z zakresu ponownego wykorzystania odpadów szacuje się na 90 mln zł. Wsparcie udzielane będzie przedsiębiorcom lub konsorcjom przedsiębiorstw realizującym projekty w zakresie badań przemysłowych i rozwojowych prac eksperymentalnych, dotyczących jednego z ponad pięćdziesięciu tematów wyróżnionych w treści programu. Zakres tematyczny podzielony został na obszary badawcze takie jak: odpady sektora metali nieżelaznych, odpady wydobywcze z węgla kamiennego, odpady ze szkła, ceramiki i materiałów budowlanych oraz odpady drzewne [19, 20].

Ponadto 29 września 2017 r., Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki wodnej ogłosił również wcześniej wspomniany i powiązany z programem „Racjonalna gospodarka opadami” konkurs projektów w ramach działania 2.2 Gospodarka odpadami komunalnymi w ramach Programu Operacyjnego „Infrastruktura i Środowisko”. Dofinansowanie przeznaczone jest na projekty obejmujące zakre-

sem elementy gospodarki odpadami, zgodne z hierarchią sposobów postępowania z odpadami, wyłączając instalacje do ich termicznego przekształcania. Budżet konkursu wynosi 300 mln zł, z czego 100 mln przeznaczonych jest na inwestycje dotyczące wyłącznie Punktów Selektywnej Zbiórki Odpadów Komunalnych (PSZOK), a 200 mln zł na inwestycje dotyczące innych elementów niż wyłącznie PSZOK [21].

Podsumowanie

Śmieci oraz ich składowanie stanowią bardzo duży problem w skali całego świata, dlatego wiele państw podjęło obowiązek ich segregacji. Proces ten umożliwia odzyskiwanie surowców wtórnych oraz poddawanie ich recyklingowi, dzięki czemu redukuje się liczba odpadów kierowanych do składowania. Głównym celem WSSO jest oddzielanie odpadów nie nadających się do powtórnego wykorzystania.

Nowe zasady segregacji śmieci na terenie Polski zaczęły obowiązywać od 1 lipca 2017 r. Dotychczas odpady dzielono na mokre i suche. Od tej pory, Wspólny System Segregacji Odpadów (WSSO) będzie opierał się na segregacji odpadów na poszczególne frakcje. Przede wszystkim zmianie ulega kolorystyka oraz oznakowanie worków na odpady komunalne. Do pojemnika niebieskiego trafi papier, do żółtego – metale i tworzywa sztuczne, do zielonego – szkło, zaś brązowego – odpady ulegające biodegradacji.

Rozporządzenie zakłada okresy przejściowe głównie ze względu na obowiązujące w gminach umowy na wywóz śmieci. Jest to jednoznaczne z tym, że nowe zasady segregacji zostaną wprowadzone przez samorządy w zależności od zakończenia tych umów, lecz nie później niż 30 czerwca 2021 r. Czas przeznaczony na wymianę pojemników w gminach to 5 lat, czyli maksymalnie do 30 czerwca 2022 r. Przyjęto, że oznakowanie dotychczas obowiązujących pojemników będzie musiało ulec zmianie w ciągu pół roku od wejścia WSSO.

Zaproponowane rozwiązanie jest konieczne, takie wymogi stawia Unia Europejska. Według sugestii Komisji Europejskiej w 2020 roku Polska powinna uzyskać poziom 50% odzysku i ponownego użycia szkła, metali i tworzyw sztucznych oraz papieru. Obecnie wskaźnik odzysku wynosi ok. 25%. Nowe zasady umożliwiają segregację większości odpadów poprzez kierowanie ich bezpośrednio do jednostek zajmujących się recyklingiem. Ogranicza to masę odpadów zanieczyszczających środowisko, a w konsekwencji zużycie energii oraz wody. Uporządkowanie systemu zbiórki odpadów zmniejsza koszty utrzymania popularnych składowisk oraz zagrożenia dla zdrowia człowieka i przyrody.

Pierwszym etapem segregacji odpadów są gospodarstwa domowe, a więc tam powinien nastąpić odpowiedni oraz wygodny podział odpadów na poszczególne kategorie. Inną kwestią są domowe odpady biodegradowalne. Powstają najczęściej podczas przygotowywania posiłków i zajmują dość dużo miejsca w koszu. Dłuższe

ich przetrzymywanie w domu przyczynia się również do powstawania nieprzyjemnego zapachu, dlatego coraz większą popularnością cieszą się domowe utylizatory bioodpadów.

Należy również pamiętać o odpadach niebezpiecznych. Zużyte baterie, sprzęt AGD i RTV czy przeterminowane leki i odpady budowlane to produkty, które nie mogą trafić do żadnego z wyznaczonych pojemników. Stare urządzenia AGD i RTV można oddać w specjalnie wyznaczonym punkcie w sklepie, a leki - w aptekach. Pozostałe odpady można oddawać do Punktu Selektywnej Zbiórki Odpadów Komunalnych (PSZOK), który znajduje się w każdej gminie [23, 24].

Literatura

- [1] http://murator-dom.pl/prawo/porady-prawne/ustawa-smieciowa-2017-jakie-zmiany-w-przepisach-czekaja-nas-po-1-lipca-2017-roku,254_16129.html
- [2] <http://www.nanowosmieci.pl/nowa-ustawa-smieciowa/>
- [3] <https://www.oostdam.pl/ustawa-smieciowa-obowiazujace-regulacje/>
- [4] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29 grudnia 2016 r. w sprawie szczegółowego sposobu selektywnego zbierania wybranych frakcji odpadów
- [5] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie poziomów recyklingu, przygotowania do ponownego użycia i odzysku innymi metodami niektórych frakcji odpadów komunalnych
- [6] <http://www.rp.pl/Zadania/306299952-Jak-segregowac-odpady-po-1-lipca-2017-r.html>
- [7] <http://naszesmieci.mos.gov.pl/sens-recyklingu>
- [8] <http://www.polskatimes.pl/strefa-biznesu/a/dofinansowanie-recyklingu-opakowan,12008207/>
- [9] <https://www.mos.gov.pl/aktualnosci/szczegoly/news/drugie-zycie-odpadow-czyli-dlaczego-segregacja-jest-taka-wazna/>
- [10] www.prawodlasamorządu.pl/2017-01-09-skutki-przyjecia-standardow-selektywnej-zbiorki-odpadow-komunalnych
- [11] www.naszesmieci.mos.gov.pl/index.php/infografiki/
- [12] Wspólny System Segregacji Odpadów – przewodnik dla gmin http://naszesmieci.mos.gov.pl/images/185/ministerstvosrodowiskaprzewodnik_kdlagminnet.pdf
- [13] <http://nfosigw.gov.pl/oferta-finansowania/srodki-krajowe/programy-priorytetowe/racjonalna-gospodarka-odpadami/>
- [14] <http://www.srodowisko.abc.com.pl/czytaj/-/artykul/nfosigw-ruszyl-nabor-wnioskow-w-programie-racjonalna-gospodarka-odpadami>
- [15] <http://odpady.net.pl/2017/04/24/racjonalna-gospodarka-odpadami-nfosigw-oglasza-nowy-nabor-wnioskow/>
- [16] <http://nfosigw.gov.pl/o-nfosigw/aktualnosci/art,1003,nfosigw-wesprze-racjonalna-gospodarke-odpadami.html>
- [17] <http://www.nfosigw.gov.pl/oferta-finansowania/srodki-krajowe/programy-priorytetowe/racjonalna-gospodarka-odpadami/dofinansowanie-zbierania-i-demontazu-pojazdow-2018/>
- [18] Treść Programu Priorytetowego NFOŚiGW „Racjonalna gospodarka odpadami”
- [19] <http://www.ncbr.gov.pl/aktualnosci/art,4886,innowacyjny-recykling-nowy-program-sektorowy-ncbr.html>
- [20] <http://www.ncbr.gov.pl/fundusze-europejskie/poir/konkursy/nnowacyjnyrecykling2017/opis-programu/>

- [21] <http://odpady.net.pl/2017/10/01/setki-milionow-zlotych-na-gospodarke-odpadami-komunalnymi-rusza-nabor-wnioskow/>
- [22] <http://b2-biznes.pl/racjonalne-gospodarowanie-odpadami-i-ochrona-powierzchni-ziemi/>
- [23] <http://www.dom.pl/nowe-zasady-segregacji-smieci-od-1-lipca-co-sie-zmienia.html>
- [24] <https://blog.znakowo.pl/segregacja-odpadow-swietle-nowych-przepisow/>
- [25] <http://ntmpolska.pl/smieciarka/quatro>

Marta Zagórska¹⁾, Weronika Roszkowska²⁾, Izabela Skowrońska³⁾,
Anna Zambrzycka⁴⁾, inż. Katarzyna Dąbrowska⁵⁾, mgr inż. Ewa Szatyłowicz,
dr hab. inż. Iwona Skoczko

Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii i Systemów Inżynierii Środowiska

¹⁾ martazagorska33@o2.pl

²⁾ w.roszkowskaa@wp.pl

³⁾ izabela.skowronska@interia.pl

⁴⁾ a.zambrzycka@o2.pl

⁵⁾ xdabrowska@gmail.com

OCENA JAKOŚCI POWIETRZA W POLSCE

Assessment of air quality in Poland

Słowa kluczowe: jakość powietrza, zanieczyszczenia, środowisko

Keywords: air quality, pollutants, environment

Streszczenie:

Zanieczyszczenie powietrza negatywnie wpływa na zdrowie człowieka oraz na stan środowiska. Przeprowadzono analizę czynników powodujących zanieczyszczenie powietrza oraz dokonano ich podziału ze względu na pochodzenie. W niniejszym artykule, przy uwzględnieniu szeregu dostępnych danych, podjęto próbę aktualnej analizy jakości powietrza w Polsce. Przedstawiono negatywne oddziaływanie zanieczyszczeń na środowisko oraz opisano zjawiska takie jak efekt cieplarniany czy smog, które są nimi wywoływane. Dodatkowo określono działania ograniczające przedostawanie się zanieczyszczeń do atmosfery i metody działań zmniejszające ich

powstawanie. Zasadniczym celem była ocena jakości powietrza w Polsce oraz określenie negatywnego wpływu zanieczyszczeń na środowisko.

Wprowadzenie

Światowa Organizacja Zdrowia definiuje powietrze zanieczyszczone jako takie, którego skład chemiczny może ujemnie wpłynąć na zdrowie człowieka, roślin i zwierząt, a także na inne elementy środowiska [1]. Rosnące zapotrzebowanie na energię wywołuje przedostawanie się do atmosfery zanieczyszczeń w formie gazowej i pyłowej [2]. Głównymi z nich są ditlenki siarki, tlenki azotu, pyły węglowe, tlenek i ditlenek węgla, ozon oraz metale ciężkie takie jak: ołów, miedź, nikiel, czy rtęć. Głównym czynnikiem zanieczyszczeń w formie pyłów jest przemysł paliwowo-energetyczny, który generuje ogromną ilość popiołów lotnych. Dodatkowo wtóruje mu przemysł metalurgiczny, który odpowiedzialny jest za emisję pyłów oraz gazów, wśród których 80% stanowi tlenek węgla, zwany czadem [1].

W niniejszym artykule podjęto próbę analizy zanieczyszczenia powietrza w Polsce. Opisano źródła zanieczyszczeń, przeanalizowano ich oddziaływanie na środowisko oraz dokonano przeglądu działań ograniczających zanieczyszczenie powietrza w Polsce.

Źródła zanieczyszczeń powietrza

Zanieczyszczenia powietrza to wszelkiego rodzaju substancje, których obecność w atmosferze, ma szkodliwy wpływ na zdrowie ludzi i zwierząt, stan roślin, a także na trwałość materiałów (zanieczyszczenia mogą powodować korozję, czy niszczenie budynków, a nawet ubrań) [3]. Źródła zanieczyszczeń powietrza dzielimy na [1, 2, 5]:

naturalne:

- wulkany (ok. 450 czynnych), z których wydobywają się m.in. popioły wulkaniczne i gazy (CO_2 , SO_2 , H_2S);
- pożary lasów, sawann i stepów (emisja CO_2 , CO i pyłu);
- bagna wydzielające m.in. CH_4 , CO_2 , H_2S , NH_3 ;
- gleby i skały ulegające erozji, burze piaskowe (globalnie do 700 mln. ton pyłów/rok);
- tereny zielone, z których pochodzą pyłki roślinne.

antropogeniczne, powstające w wyniku działalności człowieka:

- energetyczne – na które składają się procesy wydobywania (kopalnie, szyby wiertnicze) i spalania paliw;
- przemysłowe – przemysł ciężki (przeróbka ropy naftowej, hutnictwo, cementownie, przemysł chemii organicznej), metalurgiczny, produkcja i

stosowanie rozpuszczalników, przemysł spożywczy, przemysł farmaceutyczny i inne;

- komunikacyjne – transport lądowy (samochodowy, kolejowy, powietrzny) i wodny;
- komunalno – bytowe – paleniska domowe, kotłownie lokalne, gospodarstwa rolne, gromadzenie i utylizacja odpadów stałych i ścieków (wysypiska, oczyszczalnie).

Poziom zanieczyszczenia powietrza w Polsce jest jednym z najwyższych w Unii Europejskiej. Przykładowo – pod względem stężenia pyłu zawieszonego PM_{10} w listopadzie 2015 roku, wywołującego m.in. astmę, alergię i niewydolność układu oddechowego – gorsza sytuacja jest tylko w Bułgarii. W przypadku rakotwórczego benzo(a)pirenu stężenie przekraczające akceptowalny poziom zanotowano w 42 z 46 stref, na które podzielono Polskę do celów monitorowania i oceny jakości powietrza [3]. Analizując raport Europejskiej Agencji Środowiska (EEA), można dowiedzieć się, że 33 z 50 najbardziej zanieczyszczonych miast Unii Europejskiej położone jest w naszym kraju [39]. Co więcej niechlubne, pierwsze miejsce zajął Żywiec, a za nim uplasowała się Pszczyna. W czołówce znalazły się także Rybnik, Wodzisław Śląski, Opoczno, Sucha Beskidzka oraz Godów. Pierwszą 10 zamykają trzy miasta położone w Bułgarii. Pierwsze miasto spoza tych dwóch krajów, które pojawia się w zestawieniu to włoska Soresina, położona w Lombardii. Najbardziej zanieczyszczonym miastem na świecie jest Zabol w Iranie. Podium zamykają miasta indyjskie: Gwalijar i Allahabad [4, 37].

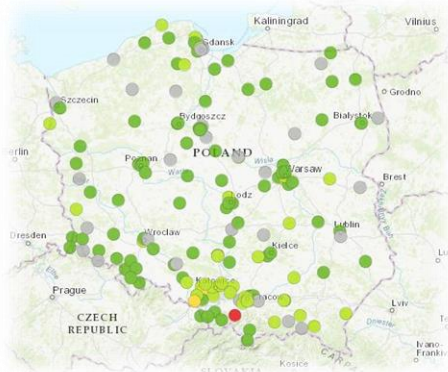
Wbrew obiegowym opiniom, głównym źródłem zanieczyszczenia powietrza w Polsce nie jest przemysł, ale sektor komunalno-bytowy (indywidualne ogrzewanie domów i mieszkań) oraz transport drogowy. Zmniejszenie stopnia zanieczyszczenia zależy głównie od zwykłych ludzi. To oni podejmują decyzję, w jaki sposób ogrzewają swoje domy i jak korzystają z samochodów [3, 4].

Pyły nie stanowią jednorodnej grupy substancji. W ich skład wchodzi drobiny kurzu, popiołu, sadzy oraz piasku, a także pyłki roślin. Na powierzchni takich cząsteczek często osiadają inne substancje (m.in. wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne i metale ciężkie), które w ten sposób mogą przenikać do organizmu wraz z wdychanym powietrzem. Pył PM_{10} to pył, którego cząsteczki mają średnicę 10 mikrometrów lub mniejszą (dla porównania grubość ludzkiego włosa to 50-90 mikrometrów) [8]. Taki pył łatwo przenika do górnych dróg oddechowych i płuc, powodując kaszel, trudności w oddychaniu i zaostrzenie objawów alergicznych. Skutki zdrowotne mogą być poważniejsze, jeżeli na powierzchni cząsteczki pyłu znajdują się inne, toksyczne substancje. $PM_{2,5}$ to pył, którego cząsteczki mają 2,5 mikrometra lub mniej. $PM_{2,5}$ tworzą często substancje toksyczne – m.in. związki metali ciężkich, czy lotne związki organiczne. $PM_{2,5}$ jest bardziej niebezpieczny dla zdrowia niż PM_{10} – mniejsze cząsteczki trafiają aż do pęcherzyków płucnych, a stamtąd mogą przenikać do krwi [3, 5].

Głównym źródłem emisji WWA w Polsce jest emisja z niskich emitorów związana z ogrzewaniem budynków, stężenia wszystkich WWA cechuje wyraźna sezonowa zmienność (podobnie jak stężenia PM_{10} i $PM_{2,5}$) i zależność od zapotrzebowania na ciepło do ogrzewania domów [4].

Tlenki azotu tworzą się głównie w procesie spalania paliw w wysokich temperaturach. Zwiększenie ich ilości w atmosferze powodują też fabryki nawozów azotowych oraz stosowanie tych nawozów w rolnictwie. Tlenki azotu są poważnym zagrożeniem dla organizmów żywych. U roślin niszczą ciała zieleni i powodują opadanie liści, a nawet śmierć rośliny. Natomiast u ludzi powodują uszkodzenie płuc, zmniejszają zdolność krwi do przenoszenia tlenu i mogą być przyczyną chorób nowotworowych. Spośród sześciu związków tego typu istotne znaczenie mają ditlenek i tlenek azotu. Oba związki występują przede wszystkim w środowiskach miejskich i powstają na skutek działalności człowieka. Ponadto NO_2 pochłania światło słoneczne i razem z innymi zanieczyszczeniami powietrza wchodzi w złożone reakcje fotochemiczne, których rezultatem jest smog fotochemiczny [1, 3].

Polski indeks jakości powietrza, obliczany jest wyłącznie na podstawie danych niezweryfikowanych ze stacji automatycznych funkcjonujących w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ). Jest on liczony bezpośrednio w bazie danych jakości powietrza JPOAT2,0 Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska na podstawie danych otrzymanych ze stacji pomiarowych PMŚ za pośrednictwem baz danych wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska. Polski indeks jakości powietrza liczony jest na podstawie 1-godzinnych wyników z pomiarów stężeń w powietrzu: ditlenku siarki (SO_2), ditlenku azotu (NO_2), pyłu PM_{10} , pyłu $PM_{2,5}$, tlenku węgla (CO), benzenu (C_6H_6), ozonu (O_3). Indeksy jakości powietrza dla poszczególnych zanieczyszczeń liczone są na podstawie 1-godzinnych stężeń tych zanieczyszczeń (tylko ze stanowisk automatycznych) [6]. Na rysunku 1 przedstawiono mapę jakości powietrza w Polsce. Można zauważyć, że najwyższe zanieczyszczenie odnotowuje się na południu Polski.



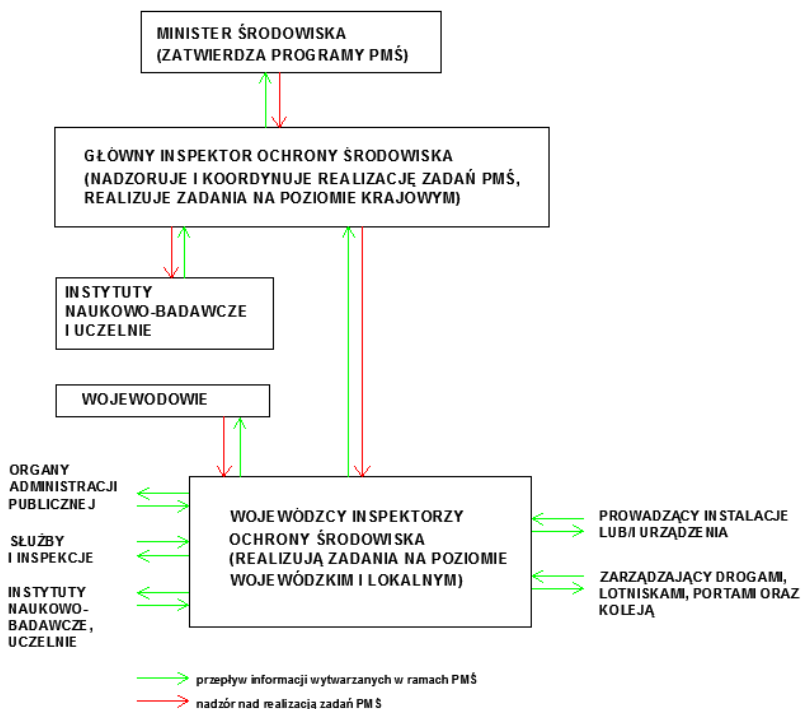
Rys. 1. Rozmieszczenie indeksów jakości powietrza w Polsce

Źródło: [6]

Stan zanieczyszczenia powietrza w Polsce

Informacje o stanie środowiska w Polsce można odnaleźć w Państwowym Monitoringu Środowiska (PMS), realizowanym i koordynowanym przez Inspekcję Ochrony Środowiska (IOŚ). Został utworzony ustawą z 20 lipca 1991 r. o Inspekcji Ochrony Środowiska. Dokument ten stanowi całokształt ocen, pomiarów i prognoz stanu środowiska. Jego głównym obowiązkiem w strukturze zarządzania środowiskiem jest gromadzenie, przetwarzanie i rozpowszechnianie informacji o stanie środowiska. Podstawowym zadaniem są pomiary wskaźników charakteryzujących stan tych komponentów i oddziaływania oraz obserwacje elementów przyrodniczych. Badania prowadzone są w sposób cykliczny. Oprócz pomiarów i obserwacji wykorzystuje się także techniki obliczeniowe i modelowanie matematyczne. Wszelkie informacje przestrzenne dotyczące urządzeń do monitorowania środowiska dostępne są na geoportalu GIOŚ INSPIRE [4].

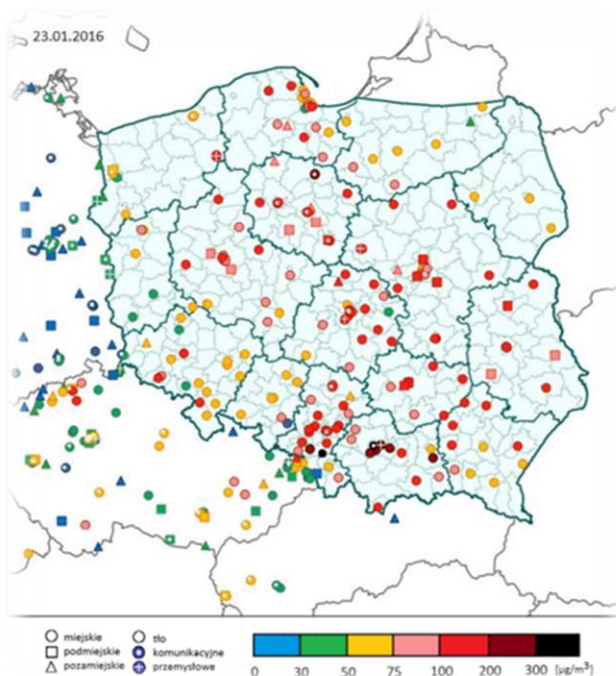
Na podstawie wyników badań stanu ekosystemu Inspekcja Ochrony Środowiska ocenia jakość elementów przyrodniczych tzn. czy standardy jakości środowiska dotrzymane są oraz gdzie występują przekroczenia tych standardów. Inspekcja analizuje również zmiany jakości elementów przyrodniczych, przyczyny oraz powiązania pomiędzy procesami zachodzącymi w środowisku, a procesami społecznymi i gospodarczymi. Rezultatem końcowym analiz są oceny poszczególnych komponentów. Oceny wykonywane są w skali kraju i województwa z wykorzystaniem modelu D-P-S-I-R (Driving Forces/czynniki sprawcze → Pressures/presje → State/stan → Impact / oddziaływanie → Response/ środki przeciwdziałania). Inspekcja Ochrony Środowiska prezentuje wyniki ocen w postaci raportów o stanie środowiska dla obszaru województwa i kraju [4,7]. Na rysunku 2 przedstawiono schemat podmiotów w systemie Państwowego Monitoringu Środowiska.



Rys. 2. Schemat podmiotów w systemie Państwowego Monitoringu Środowiska

Źródło: opracowanie własne na podstawie [7]

Największy problem środowiskowy w Polsce stanowią przekroczenia poziomu dopuszczalnego dla pyłu zawieszonego PM_{10} . Najwyższe wartości przekroczeń dla zanieczyszczeń powietrza tym pyłem występują w województwie śląskim, lubelskim oraz mazowieckim. Największe stężenia pyłu miały miejsce w styczniu 2016 roku w czasie występowania trzech epizodów smogowych, kiedy dobowe stężenie pyłu PM_{10} przekraczało $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Do najmniej zanieczyszczonych województw możemy zaliczyć województwo podlaskie, warmińsko-mazurskie oraz zachodniopomorskie [7]. Na rysunku 3 przedstawiono stężenia 24 – godzinne pyłu PM_{10} w dniu 23 stycznia 2016 r. – epizod ponadregionalny.



Rys. 3. Stężenia pyłu PM₁₀ z dnia 23 stycznia 2016 roku
Źródło: [7]

W rocznej ocenie jakości powietrza pod kątem stężeń pyłu PM₁₀ w 2015 roku, na podstawie 24-godzinnych badań stężeń 7 spośród 46 stref zaliczono do klasy A (ok. 15%) i 39 do klasy C (ok. 85%). Sytuacja ta stanowi poprawę w stosunku do 2014 roku, w którym klasę C przypisano 42 stref. Na podstawie stężeń średnich rocznych, występujących w 2015 roku, 31 strefom przypisano klasę A, 15 stref zaliczono do klasy C. W 2014 roku przekroczenie poziomu dopuszczalnego, określonego dla średnich rocznych stężeń PM₁₀, wystąpiło na obszarze 19 stref. Do klasy C w 2015 roku, podobnie jak w roku poprzednim strefy leżące na terenie województw położonych w centralnej i południowej części Polski. Na rysunku 4 przedstawiono klasy stref określonych na podstawie 24-godzinnych stężeń pyłu PM₁₀ w wyniku oceny jakości powietrza na rok 2015 oraz na rysunku 5 klasy stref określone na podstawie średnich rocznych stężeń pyłu PM₁₀ w Polsce [40].



Rys. 4. Klasy stref określonych na podstawie 24-godzinnych stężeń pyłu PM₁₀ w wyniku oceny jakości powietrza na rok 2015

Źródło: [40]



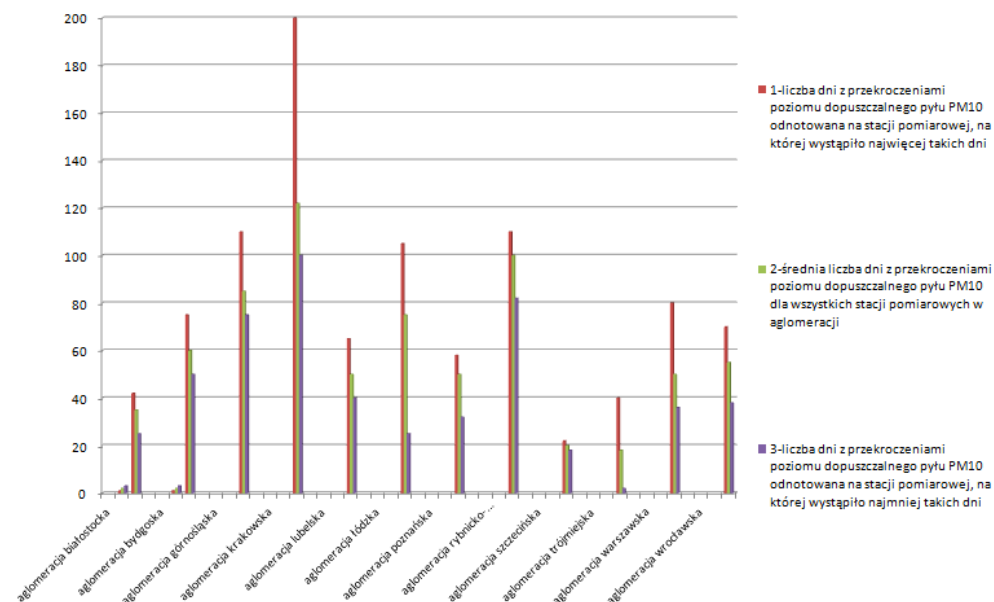
Rys. 5. Klasy stref określone na podstawie średnich rocznych stężeń pyłu PM₁₀ w Polsce

Źródło: [40]

Jednym z trzech epizodów smogowych był epizod ponadregionalny. W trakcie trwania epizodu w województwie dolnośląskim stężenia pyłu PM_{10} utrzymywały się na poziomie od 24 do $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Z kolei w województwie kujawsko-pomorskim wyniosły od 26 do $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na południu Polski odnotowano najwyższe stężenia pyłu PM_{10} (województwo śląskie). Najczęstsze przekroczenia poziomów dopuszczalnych dla pyłu zawieszonego występują w miastach i aglomeracjach południowej i środkowej Polski czyli w: aglomeracji górnośląskiej, aglomeracji krakowskiej, aglomeracji rybnicko-jastrzębskiej, aglomeracja łódzkiej. Główną przyczyną tych przekroczeń jest gęstość zaludnienia oraz ukształtowanie terenu [7].

Ocenę ogólnej jakości powietrza i obserwację zmian dokonano w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ). Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 10 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza (Dz. U. 2012, poz. 914) [42], na terenie województwa śląskiego zostało wydzielonych 5 stref: aglomeracja górnośląska i rybnicko-jastrzębska, miasta Bielsko-Biała i Częstochowa oraz strefa śląska. Strefy zostały sklasyfikowane pod względem dopuszczalnych poziomów substancji w powietrzu oraz dopuszczalnych poziomów z dozwolonymi przypadkami przekroczeń ze względu na ochronę zdrowia ludzi oraz ochronę roślin, określone w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. 2012, poz. 1031) [8].

Aglomeracje o najwyższej liczbie dni z przekroczeniami poziomu dopuszczalnego dla pyłu PM_{10} w 2015 roku to aglomeracja krakowska (od 99 do 200 dni), aglomeracja rybnicko-jastrzębska (od 85 do 112 dni) i aglomeracja górnośląska (od 69 do 110 dni) [7]. Na rysunku 4 przedstawiono wykres liczby dni z przekroczeniami 24 – godzinnego poziomu dopuszczalnego dla pyłu PM_{10} w 2015 roku.

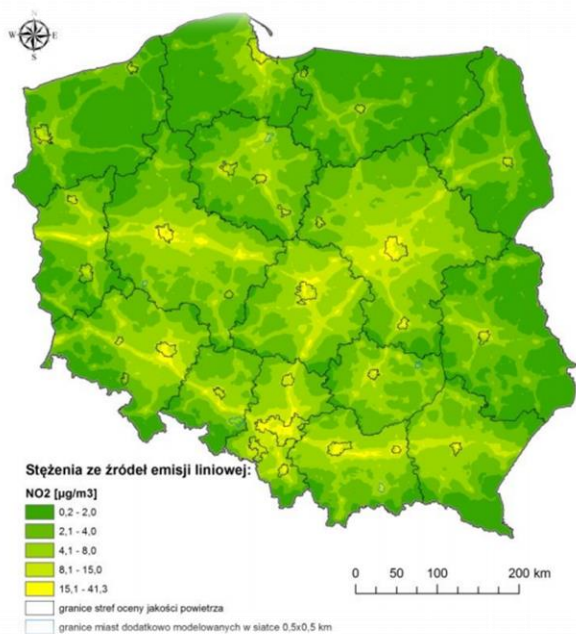


Rys. 4. Stężenia pyłu PM10 w 2015 roku

Źródło: opracowanie własne na podstawie [7]

Kolejnym związkiem zanieczyszczającym powietrze jest ditlenek azotu. Głównym źródłem emisji tego związku jest: transport drogowy, energetyka zawodowa oraz lokalne systemy grzewcze. Zanieczyszczenia te emitowane są z procesów spalania paliw w silnikach samochodowych, dlatego też największe zanieczyszczenia występują w sąsiedztwie ruchliwych ulic. Pojazdy z silnikami Diesla powodują znaczną emisję tlenków węgla, dlatego powinno się ograniczyć kupno samochodów wyposażonych w taki silnik [9]. Emisja NO_2 w spalinach samochodowych limitowana jest również w ramach norm Euro – im wyższa norma, tym emisja jest mniejsza. Znaczące zmniejszenie emisji tych substancji wprowadziła norma Euro VI, która obowiązuje od 2014 roku. W 2008 roku Parlament Europejski uchwalił tę normę i zaktualizował ją w 2012 roku. Norma Euro VI określiła dopuszczalną wartość emisji tlenków azotu i wynosi ona 400 mg/kWh, więc aż 80% mniej niż określa norma Euro V. Dodatkowo zmniejszyła limity emisji cząstek stałych o 66% i wynoszą 10 mg/kWh [41, 38].

Pomiary stężeń ditlenku azotu w 2015 roku wskazują na przekroczenia średniorocznego poziomu dopuszczalnego ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) w czterech aglomeracjach: krakowskiej ($63 \mu\text{g}/\text{m}^3$), warszawskiej ($43\text{--}59 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wrocławskiej ($54 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i górnośląskiej ($58 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W pozostałych miastach i aglomeracjach wartości graniczne nie są przekraczane [7]. Na rysunku 5 przedstawiono stężenia ditlenku azotu w Polsce w 2015 roku.

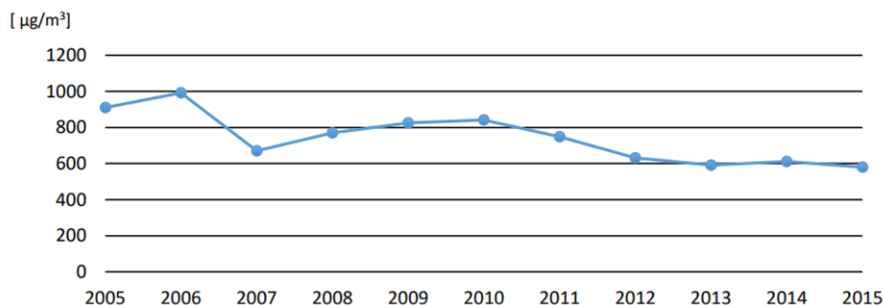


Rys. 5. Stężenia emisji liniowej ditlenku azotu dla 2015 roku

Źródło: [2]

Następnym związkiem silnie zanieczyszczającym powietrze jest tlenek węgla potocznie zwany czadem. Powstaje w wyniku niepełnego spalania m.in.: drewna, oleju, gazu, benzyny, nafty czy węgla, spowodowanego brakiem odpowiedniej ilości tlenu w otaczającej atmosferze [7]. Jest najbardziej niebezpiecznym związkiem występującym w powietrzu. Jego toksyczność wynika z większej od tlenu zdolności do wiązania z hemoglobina, wskutek czego wypiera z krwioobiegu tlen. Konsekwencją jest niedotlenienie organizmu, a nawet śmierć [9].

Stężenia tlenku węgla w powietrzu występują poniżej poziomu dopuszczalnego. Na żadnej stacji w Polsce poziom dopuszczalny nie jest przekroczony. Od 2012 roku średnie stężenie tlenku węgla mierzone na stacjach komunikacyjnych pozostaje na zbliżonym poziomie [9]. Rysunek 6 przedstawia średnie roczne stężenie tlenku węgla uśrednione dla wszystkich stacji komunikacyjnych w Polsce na przełomie 10 lat.



Rys. 6. Średnie roczne stężenie tlenku węgla dla wszystkich stacji komunikacyjnych w Polsce na przełomie 10 lat

Źródło: opracowanie własne na podstawie [7]

Analiza oddziaływania zanieczyszczeń na środowisko

Zanieczyszczenia powietrza to jeden z najważniejszych problemów ekologicznych współczesnego świata. Niewątpliwie są ogromnym, globalnym zagrożeniem dla środowiska oraz życia i zdrowia człowieka. W ich wyniku powstają takie zjawiska jak efekt cieplarniany, dziura ozonowa, kwaśne deszcze, a także bardzo popularny w dzisiejszych czasach - smog [20].

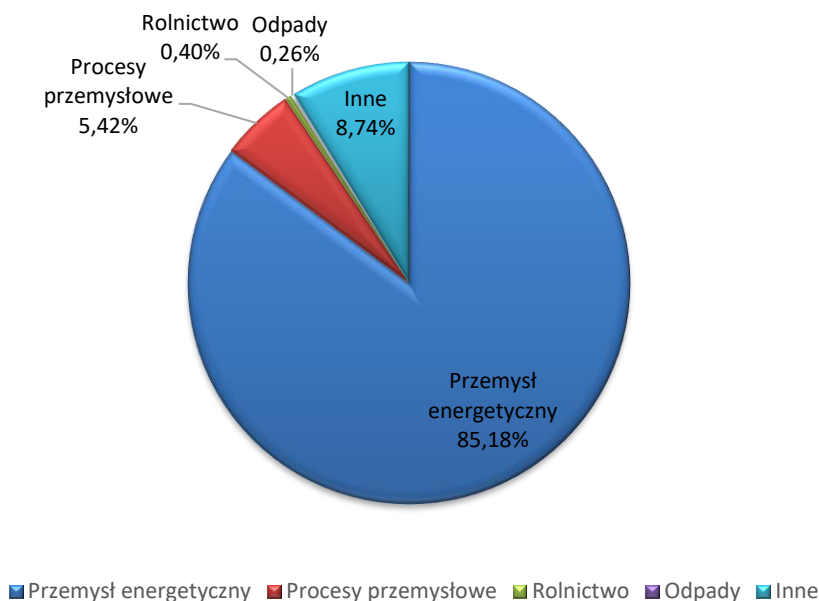
O zanieczyszczeniu możemy powiedzieć, gdy w składzie powietrza obecne są gazy, ciecze i ciała stałe nie będące jego naturalnymi składnikami lub też występujące w stężeniach nieodpowiadających naturalnemu składowi atmosfery ziemskiej. Są one zarazem najbardziej niebezpiecznym rodzajem zanieczyszczeń, gdyż nie da się ich ograniczyć do określonego obszaru. Z uwagi na swoją mobilność mają możliwość skażenia obszarów na dużych odległościach [4].

Efekt cieplarniany, zwany także szklarniowym to zjawisko ocieplenia klimatu Ziemi, polegające na zatrzymywaniu pewnej ilości ciepła emitowanego do atmosfery. Spowodowane jest to wzrostem stężenia gazów takich jak CO₂, CH₄, N₂O oraz pyłów w atmosferze które mogą doprowadzić do zachwiania równowagi ekologicznej w skali całej planety [11]. Gazy znajdujące się w atmosferze ziemskiej (para wodna, ditlenek węgla, metan i inne), tworzące swoistą powłokę utrzymują średnią temperaturę powierzchni naszej planety w granicach 10-20°C [15]. Gdyby tej powłoki nie było, temperatura ta mogłaby wynosić o wiele więcej. Poza tym wahania temperatur ze względu na pory roku i pory dnia mogłyby się zmieniać w granicach od -80 do +100°C [16].

Co może być przyczyną intensywnego wzrostu efektu cieplarnianego? Z pewnością mogą to być wybuchy wulkanów, które generują ogromne ilości ditlenku węgla. CO₂ wydostaje się także podczas przemieszczania się płyt kontynentalnych i uwalniania związków zgromadzonych w złożach we wnętrzu Ziemi oraz na dnie

mórz i oceanów powstałych z obumierających organizmów. Poza tym za efekt cieplarniany jest także odpowiedzialna para wodna, której udział według różnych ocen wynosi od 60 do aż 98 procent [16, 17].

Bardzo duży wpływ ma także działalność człowieka. Największym i najdłużej trwającym czynnikiem powodującym zmianę klimatu jest wzrost stężenia tlenu węgla(IV), wskutek spalania paliw kopalnych i intensywnej eksploatacji lasów [17]. Na rysunku 7 przedstawiono źródła emisji gazów cieplarnianych w Polsce. Można zauważyć, że największy udział ma przemysł energetyczny, który zajmuje 85,18%.



Rys. 7. Źródła emisji gazów cieplarnianych w Polsce w 2015 roku

Źródło: opracowanie własne na podstawie [18]

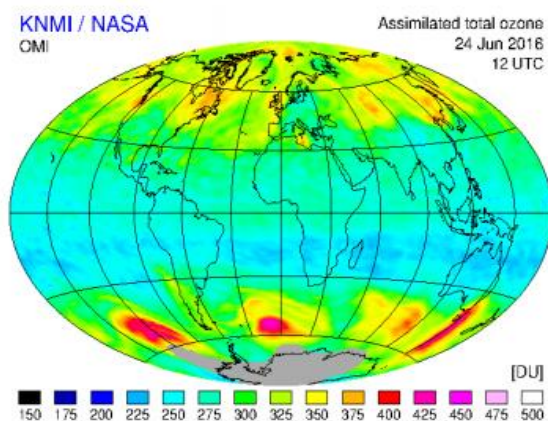
Gwałtowne ocieplenie klimatu niesie za sobą wiele poważnych konsekwencji dla ludzi i środowiska. Z pewnością jest to wzrost i większe nasilenie takich zjawisk jak powodzie. Niedobór wody przyczynia się także do osłabienia drzew i zwiększenia ich podatności na rozwój chorób grzybowych oraz atak szkodników. Konsekwencją globalnego ocieplenia może być także obniżona produkcja biomasy przez rośliny czy wymieranie gatunków roślin i zwierząt. Skutki efektu cieplarnianego mogą w dużym stopniu wpłynąć także na społeczeństwo ludzkie powodując wzrost ilości ofiar śmiertelnych (powodzie, pożary), a także rozwój chorób zakaźnych, takich jak malaria, czy żółta febra [17].

Wbrew pozorom, możemy mieć wpływ na zapobieganie temu negatywnemu zjawisku poprzez między innymi zmniejszenie emisji ditlenku węgla za pomocą

redukcji spalania paliw. Korzystne także byłoby zwiększenie obszarów zalesionych, ograniczenie spalania węgla, poprawa efektywności elektrowni, a także uruchomienie monitoringu gazów cieplarnianych [16, 17].

Kolejnym negatywnym zjawiskiem jest efekt cieplarniany. Warstwa ozonowa jest cienką powłoką gazową, która stanowi barierę chroniącą atmosferę przed nadmiernym działaniem szkodliwego promieniowania nadfioletowego. W wyniku zanieczyszczeń tej powłoki przez związki chemiczne np. freony, powstaje dziura ozonowa, czyli zjawisko ubytku ozonu w ozonosferze. Ozon to gaz, który pochłania promieniowanie ultrafioletowe, więc jest niezwykle potrzebny. Jednak sama jego obecność bywa bardzo niebezpieczna. Pojawienie się nadmiaru ozonu na ulicach większych miast oznacza pojawienie się smogu, który może powodować choroby układu oddechowego [13].

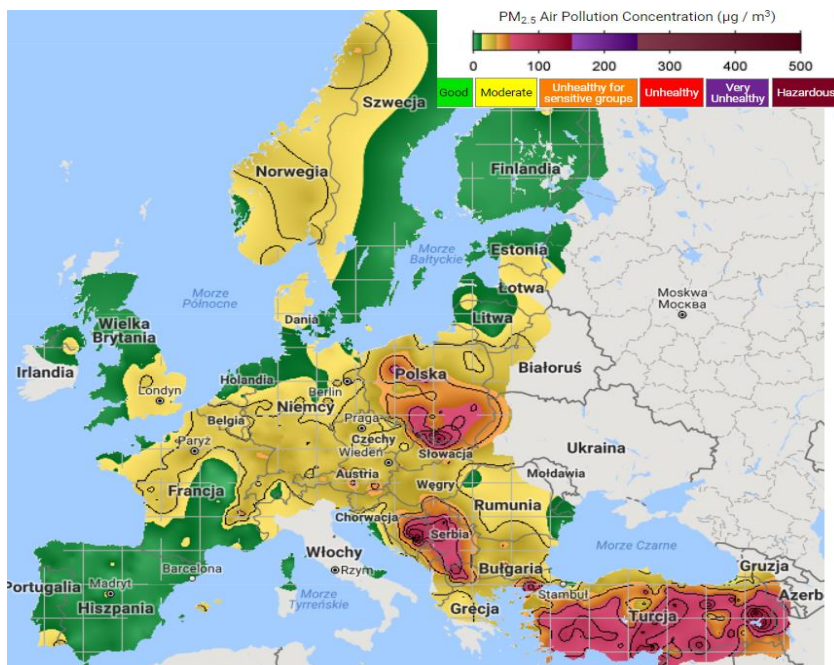
Gdy stężenie ozonu spada, wówczas wszelkie żyjące na Ziemi organizmy narażone są na nadmierną ekspozycję promieniowania ultrafioletowego. Według WHO (World Health Organization), w przypadku człowieka, długotrwałe narażenie na promieniowanie działa degenerująco na komórki skóry, tkanki łącznej, naczynia krwionośne powodując przedwczesne starzenie się skóry; powoduje też stany zapalne oczu. Najbardziej poważnymi skutkami nadmiernej ekspozycji na promieniowanie ultrafioletowe jest rak skóry i zaćma. Nadmierna ekspozycja na promieniowanie UV może osłabiać mechanizmy odpornościowe organizmu zwiększając ryzyko występowania chorób zakaźnych. Według szacunków UNEP (United Nations Environment Programme) spadek zawartości ozonu stratosferycznego o 1% może powodować 2-3% wzrost zachorowania na raka skóry [4, 20]. Na rysunku 8 przedstawiono globalny rozkład całkowitej zawartości ozonu 24 czerwca 2016 roku.



Rys. 8. Globalny rozkład całkowitej zawartości ozonu z dnia 24 czerwca 2016 roku

Źródło: [13]

Smog aerozolowy (zimowy) jest zjawiskiem atmosferycznym powstającym w wyniku pierwotnej emisji pyłu i zanieczyszczeń gazowych do powietrza i powstawania pyłu wtórnego w wyniku reakcji chemicznych zachodzących w atmosferze. Warunkami meteorologicznymi sprzyjającymi kumulacji zanieczyszczeń są: cisza wiatrowa, silna inwersja termiczna, zamglenie oraz średnia dobowa temperatura powietrza poniżej 5°C [4]. Na rysunku 9 przedstawiono mapę najbardziej zanieczyszczonych miast w Unii Europejskiej na początku lutego 2018 roku.



Rys. 9. Rozmieszczenie najbardziej zanieczyszczonych miast w Unii Europejskiej w lutym 2018 r.
Źródło: [23]

Występowanie epizodów wysokich stężeń pyłu zawieszonego sprzyja nasilaniu się objawów chorobowych, dotyczy to głównie chorób układu oddechowego i naczyniowo-krwionośnego. Z badań przeprowadzonych dla obszaru aglomeracji górnośląskiej przez Śląskie Centrum Chorób Serca w Zabrzu (ŚCCS) wynika, że od 5 do 14 dni po wystąpieniu przekroczenia wartości granicznych PM₁₀ istotnie wzrasta częstotliwość występowania udaru mózgu (o ok. 9%), po 7–14 dniach od wystąpienia epizodu wysokich stężeń pyłu zawieszonego wzrasta również liczba wizyt chorych z chorobami sercowo-naczyniowymi [4].

Głównym źródłem emisji pyłów do powietrza w Polsce jest spalanie paliw stałych poza przemysłem, głównie w mieszkalnictwie. Sektor komunalno-bytowy, wg danych Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE), jest

odpowiedzialny za ok. 49% emisji pyłów do atmosfery i emisje te mają bezpośredni wpływ na występowanie epizodów smogowych. Epizody wysokich stężeń pyłu zawieszonego najczęściej związane są ze wzmożoną emisją pyłu ze źródeł komunalno-bytowych, której towarzyszą niekorzystne warunki rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza (sytuacje antycyklonalne o dużym zasięgu terytorialnym, słaby wiatr lub cisza wiatrowa, silna inwersja termiczna, ujemna średnia dobowa temperatura powietrza), utrzymujące się na większym obszarze [4, 22].

Działania ograniczające zanieczyszczenie powietrza

Przemysł, transport i domowe systemy grzewcze przyczyniają się do zanieczyszczenia powietrza. Jednak dyspozycyjne są odpowiednie środki, dzięki którym można skutecznie zapobiec zanieczyszczaniu atmosfery [24]. Aby przedstawione działania okazały się skuteczne, należało szczegółowo rozpoznać rodzaje i własności powstających zanieczyszczeń oraz miejsca i warunki wprowadzania ich do atmosfery. Dzięki temu, oceniono stan i stopień zanieczyszczenia oraz związane z nim zagrożenie, co za tym idzie zakres i sposób działania [25].

Katalizatory stosuje się w celu obniżenia szkodliwości spalin emitowanych przez silnik. Powszechnie wiadomo, że w spalinach znajdują się między innymi szkodliwe dla środowiska: węglowodory, tlenki azotu, a także tlenek węgla. Aby zostały one oczyszczone, potrzebne są odpowiednie reakcje chemiczne, które zredukują ilość tych szkodliwych substancji [28]. Firma Peugeot była prekursorem w dziedzinie nowych rozwiązań zmierzających do znacznej poprawy czystości powietrza poprzez kontrolę techniczną pojazdów. Kolejnymi markami były m.in.: Toyota czy Lexus [29].

Ustawa o elektromobilności przyjęta przez Sejm, dzięki systemowi zachęt ma skłonić firmy i kierowców do zakupu aut z napędem elektrycznym. Ustawa zakłada że w 2025 roku po ulicach polskich miast będzie jeździć milion takich samochodów. Ustawa przewiduje szereg zachęt, które mają przekonać kierowców do tego wydatku. Są to między innymi jazda pojazdów elektrycznych po buspasach czy zwolnienie z podatku akcyzowego [43]. Jeżeli dzisiaj chcemy mówić o elektromobilności w Polsce, należy wspomnieć również o samochodach hybrydowych. Jednak ustawa ta nie uwzględnia samochodów z napędem hybrydowym. Korzyści z użytkowania samochodów hybrydowych są najlepiej zauważalne w zatłoczonych centrach dużych miast [30]. Pełny napęd hybrydowy umożliwia ruszanie na samym silniku elektrycznym, a także pokonywanie niewielkich odległości przy prędkościach miejskich bez włączania silnika benzynowego i bez udziału paliwa. Zużycie oleju napędowego w hybrydzie, na zakorkowanych ulicach, może spaść nawet do około 2 l/100 km. Dzięki wydajnemu systemowi odzyskiwania energii z hamowania, hybrydy nie potrzebują ładowania energii z zewnętrznego źródła, zatem każdy kilometr przejechany hybrydą w trybie elektrycznym nic nie kosztuje, a przy tym

znacząco przyczynia się do obniżenia średniego zużycia paliwa [31]. Zainteresowanie Polaków hybrydami gwałtownie rośnie. W listopadzie łączna sprzedaż aut hybrydowych tej marki w Polsce przekroczyła 30 000 egzemplarzy – ostatnie 10 000 opuściło salony w zaledwie 9 miesięcy. Obecnie 26 procent sprzedaży Toyoty w Polsce stanowią hybrydy. Do dziś kierowcy na całym świecie kupili ponad 11 milionów hybryd marki: Toyota, Kia, Hyundai, Infiniti, Forda, Volvo, BMW, Audi i Lexus. Od kilku lat ich roczna sprzedaż przekracza milion egzemplarzy [32].

Aby zmniejszyć degradację środowiska naturalnego wprowadzono Europejski Tydzień Zrównoważonego Transportu (ETZT). Kampania trwa od 16 do 22 września i ma na celu przekonać Europejczyków do „zielonych” form transportu: publicznego, rowerowego i pieszego [33]. Tematem przewodnim ETZT w roku 2017 było hasło „**Mobilność czysta, współdzielona i inteligentna**” [34]. Na 22 września przypada Dzień bez Samochodu, który obchodzony jest w Polsce od 2004 roku pod patronatem Ministerstwa Środowiska. Święto te ma wspomóc proekologiczne idee i zmniejszyć ilość spalin wytwarzanych przez miliony aut poruszających się po miastach. Trzeba jednak pamiętać, że wspomniana kampania nie jest wprowadzona do wszystkich miast. Podczas tego dnia zachęca się kierowców do rezygnacji z użytkowania samochodów przez dobę. W zamian promuje się i motywuje do korzystania z komunikacji miejskiej lub rowerów. W wielu miastach, również na terenie Polski, kierowcy zwolnieni są z opłat za bilety, pod warunkiem posiadania przy sobie dowodu rejestracyjnego pojazdu. Z darmowych przejazdów komunikacją miejską można skorzystać m.in.: w Białymstoku czy Wrocławiu. Ponadto Światowy Dzień bez Samochodu ma na celu stworzenie szansy poznania miasta bez ulicznego hałasu oraz uciążliwego ruchu samochodowego, a także zachęcenie jak największej liczby osób do rozważań o konieczności wspierania takiego rodzaju transportu, który nie narusza znacząco równowagi ekologicznej [35].

Z raportu opublikowanego przez Transport & Environment (T&E) wynika, że przy właściwym przeprowadzeniu testów, 9 z 10 samochodów z silnikiem diesla przekracza europejskie normy emisji zanieczyszczeń powietrza [34]. Natomiast dane płynące z rynku europejskiego pokazują, że diesel powoli traci dominację. Według JATO Dynamics kwiecień 2017 roku był najsłabszym miesiącem dla rynku motoryzacyjnego w Europie. Sprzedaż nowych samochodów spadła - w porównaniu z ubiegłym rokiem o 7,1 proc. Specjaliści podkreślają, że to pierwsza taka sytuacja od połowy lat osiemdziesiątych XX wieku. W Polsce samochody z silnikami Diesla stanowiły około 47,6 procent całego rynku (dane za luty 2017) – oznacza to spadek o 3,6 pp. względem analogicznego miesiąca 2016 roku [35]. Obecnie w Berlinie, Monachium i Hamburgu obowiązują przepisy zakazujące samochodom z dużą emisją trujących spalin wjazdu, w tak zwane, strefy ekologiczne. Związek Niemieckich Miast i Gmin żąda całkowitego zakazu wjazdu do centrów miast dla samochodów z silnikami Diesla, które nie spełniają wymogów norm zanieczyszczeń Euro 6. Związek wspierany przez niemieckie organizacje ekologiczne ubiega

się o wprowadzenie obowiązku umieszczania na każdym samochodzie niebieskiej plakietki o emisji tlenu azotu. Norma emisji Euro 6 weszła w życie 1 września 2015 roku. Każdy samochód sprzedany po tej dacie musi ją spełniać [36].

Ochrona powietrza może być realizowana również przez każdego mieszkańca na co dzień. Na rysunku 10 przedstawiono przykłady działań chroniących środowisko.



Rys. 10. Schemat działań zwiększających ochronę powietrza

Źródło: opracowanie własne na podstawie [15]

Podsumowanie

Podsumowując, w artykule przeanalizowano zanieczyszczenia powietrza w Polsce i ich negatywne oddziaływanie na środowisko. Określono i podzielono źródła zanieczyszczenia oraz dokonano analizy negatywnego działania pyłów PM_{10} i $PM_{2.5}$. Pył $PM_{2.5}$ silniej zagraża zdrowiu, niż pył PM_{10} , ponieważ trafia do pęcherzyków płucnych, a następnie przenika do krwi [1]. Dodatkowo, do oceny stanu zanieczyszczenia, wzięto pod uwagę polski indeks jakości powietrza, który oblicza się na podstawie 1-godzinnych danych ze stacji automatycznych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska [4].

Przy użyciu informacji o stanie środowiska zawartych w Państwowym Monitoringu Środowiska, który realizowany jest przez Inspekcję Ochrony Środowiska dokonano oceny stanu zanieczyszczenia powietrza w Polsce. Największe przekroczenia pyłu zawieszonego PM_{10} odnotowano w województwie śląskim, lubelskim

oraz mazowieckim. Najwyższe wartości w 2016 roku odnotowane przez Inspekcję Ochrony Środowiska zaobserwowano w styczniu podczas trzech epizodów smogowych, gdzie najwyższe stężenie przekraczało $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Na podstawie analizy przeprowadzonej w 2016 roku i zawartej w Państwowym Monitoringu Środowiska jako najmniej zanieczyszczone województwa określono województwo podlaskie, warmińsko – mazurskie oraz zachodnio – pomorskie. Aglomeracje o najwyższej liczbie dni z przekroczeniami poziomu dopuszczalnego dla pyłu PM_{10} to aglomeracja krakowska (od 99 do 200 dni), aglomeracja rybnicko-jastrzębska (od 85 do 112 dni) i aglomeracja górnośląska (od 69 do 110 dni). Analizując pomiary stężeń ditlenku azotu, przekroczenia średniorocznego poziomu dopuszczalnego odnotowano w czterech aglomeracjach: krakowskiej ($63 \mu\text{g}/\text{m}^3$), warszawskiej ($43\text{--}59 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wrocławskiej ($54 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i górnośląskiej ($58 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [7, 8, 9].

Wymieniono także negatywne skutki zanieczyszczenia powietrza na środowisko oraz człowieka, a także zjawiska takie efekt cieplarniany czy smog. Dodatkowo przedstawiono działania zapobiegające zanieczyszczeniu środowiska. Są to między innymi filtry kominowe, które zatrzymują znaczną część zanieczyszczeń oraz wymiana starych kotłów do ogrzewania budynków mieszkalnych i wymiana na nowe [24]. Ponadto, zastosowanie katalizatorów w samochodach zmniejsza szkodliwość spalin emitowanych przez silniki, które dostają się do atmosfery oraz zakup samochodów hybrydowych. Niekonwencjonalną metodą walki z zanieczyszczeniem powietrza jest Europejski Tydzień Zrównoważonego Transportu, który trwa od 16 do 22 września i ma na celu przekonać ludność do ekologicznych form transportu takich jak na przykład jazda rowerem [28].

Reasumując, stan zanieczyszczenia powietrza w Polsce nie zalicza się do najlepszych, dlatego należy uświadamić ludność o powadze tego zjawiska oraz propagować wykorzystywanie „zielonego” transportu, a także transportu publicznego w celu ograniczenia spalin przedostających się do atmosfery.

Literatura

- [1] Toczko B., Juda-Rezler K.: *Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2016, s. 9-11.
- [2] Anigacz W., Zakowicz E.: *Ochrona środowiska*, Wydawnictwo Politechniki Opolskiej, Opole 2003, s. 49-54.
- [3] Kampania edukacyjna *TworzyMY atmosferę*, [online], dostęp zdalny: www.tworzymyatmosfera.pl, 05.02.2018.
- [4] Główny Inspektorat Ochrony Środowiska: *Stan środowiska w Polsce Sygnały 2016*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2017, s. 5-18.
- [5] Seinfeld J.H., Spyros N.P.: *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, Wiley 2016, s. 51-63.
- [6] Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, *Dane pomiarowe bieżącego zanieczyszczenia powietrza*, [online], dostęp zdalny: www.powietrze.gios.gov.pl, 02.02.2018.
- [7] Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, [online], dostęp zdalny: www.gios.gov.pl, 01.02.2018.
- [8] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska: *Pomiary pyłu zawieszonego PM_{2,5} na stacji w Gliwicach oraz na terenie województwa śląskiego*, [online], dostęp zdalny: www.katowice.pios.gov.pl, 01.02.2018.
- [9] Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, *System monitoringu jakości powietrza w województwie mazowieckim*, [online], dostęp zdalny: www.sojp.wios.warszawa.pl, 01.02.2018.
- [10] Badyda A.J.: *Zagrożenia środowiskowe ze strony transportu*, Nauka nr 4/2010, Warszawa 2010, s. 115-125.
- [11] Obrębska – Starkel B., Starkel L.: *Efekt cieplarniany, a globalne zmiany środowiska przyrodniczego*, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania nr 4, Polska Akademia Nauk 1991, s. 28-35.
- [12] Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział Morski w Gdyni: *Monitoring rozkładu pionowego ozonu, całkowitej zawartości ozonu nad Polską i Europą Środkową oraz promieniowania UV-B w Polsce w latach 2013 – 2016*, Gdynia 2016, s. 95-101.
- [13] Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, *Ochrona warstwy ozonowej*, [online], dostęp zdalny: www.gdos.gov.pl, 01.02.2018.
- [14] Ungar Sh.: *Knowledge, ignorance and the popular culture: climate change versus the ozone hole*, Sage Journals vol. 9, Toronto 2000, s. 116-117.
- [15] Jaworski Z.: *Czy człowiek zmienia klimat?*, Wiedza i życie nr 5, Warszawa 1998, s. 26-29.

- [16] Barchański B.: *Czy emisja antropogenicznego CO₂ może mieć wpływ na górnictwo węgla w Polsce?*, Akademia Górniczo – Hutnicza, Kraków 2015, s. 36-38.
- [17] Kurowska I., Konopko A., Świsłocka R., Świdorski G., Lewandowski W.: *Globalne ocieplenie – przyczyny, skutki oraz zapobieganie zmianom klimatu*, Budownictwo i Inżynieria Środowiska nr 6, Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok 2015, s. 46-52.
- [18] *Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami*, [online], dostęp zdalny: <http://www.kobize.pl/en/article/krajowa-inwentaryzacja-emisji/id/384/gazy-cieplarniane>, 01.02.2018.
- [19] Alloway B.J., Ayres D.C.: *Chemiczne podstawy zanieczyszczania środowiska*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1999, s.81-86.
- [20] Bielicka A., Bojanowska I., Ganczarek P., Świerk K.: *Kwaśne deszcze – przyczyny i skutki*, Centrum Edukacji Nauczycieli, Polska Chemia w Unii Europejskiej, Gdańsk, 2004.
- [21] Chmiel B., *Ochrona Środowiska*, Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie – Skłodowskiej, Lublin 1999, s. 24-35.
- [22] *Globalny rozkład całkowitej zawartości ozonu w dniu 24 czerwca 2016 r.*, [online], dostęp zdalny: www.temis.pl, 01.02.2018.
- [23] *Air Quality Real Time Map*, [online], dostęp zdalny: www.berkeleyearth.org/air-quality-real-time-map/, 01.02.2018.
- [24] Komisja Europejska, *Zintegrowane Zapobieganie Zanieczyszczeniom i ich Kontrola*, Dokument referencyjny, Sewilla 2008, s. 21-23.
- [25] Walkelin E.N.: *Prevention of Air Pollution*, Ontario Public Health Association, Sage Journals vol. 88, Birmingham 1968, s. 79-80.
- [26] Tracz P., Biały L., Waclawiak K.: *Directions of improvements of modern electrostatic precipitators*, Archives of Waste Management and Environmental Protection vol. 18, 2016, s. 45-60.
- [27] Mańka-Szulik M., Gorszanów A., Kubica R.: *Szansa na czyste powietrze. Elektrofiltry kominowe*, CZH Grupa, Katowice 2017, s. 1-4.
- [28] Fiuk M.: *Analiza porównawcza działania katalizatora i filtra cząstek stałych stosowanych w samochodach Toyota*, Wydział Transportu Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2009, s. 15-26.
- [29] *Ochrona motoryzacji – środowiska w układ wydechowy*, [online], dostęp zdalny: www.ekogroup.info/10948/ochrona-srodowiska-w-motoryzacji-uklad-wydechowy/, 01.02.2018.
- [30] Baranowski M.: *Raport Samochody Elektryczne i Hybrydowe Kompendium Wiedzy Kierowcy*, Warszawa 2016, s. 9-21.
- [31] Moćko W., Wojciechowski A., Ornowski M.: *Perspektywy rozwoju rynku samochodów elektrycznych w najbliższych latach*, Transport Samochodowy, 1, 2011, s. 63-71.

- [32] Szyszko J.: *Europejski Tydzień Zrównoważonego Rozwoju*, [online], dostęp zdalny: www.mos.gov.pl/srodowisko/miedzynarodowe-aspekty-zrownowazonego-rozwoju/europejski-tydzien-zrownowazonego-rozwoju, 01.02.2018.
- [33] Szyszko J., Adamczyk A.: *Wspieramy Europejski Tydzień Zrównoważonego rozwoju*, [online], dostęp zdalny: www.mib.gov.pl, 01.02.2018.
- [34] Paska J., Sałek M., Surma T.: *Wytwarzanie energii elektrycznej i ciepła w systemach hybrydowych*, *Wiadomości Elektrotechniczne*, nr 12, 2005, s. 3-13.
- [35] Rokotański M.: *Koniec ery silników Diesla? Szykuje się zmiana prawa*, [online], dostęp zdalny: www.rp.pl/Motoryzacja/306129902-Koniec-ery-silnikow-Diesla-Szykuje-sie-zmiana-prawa.html, 02.02.2018.
- [36] Antczak E.: *Analiza zanieczyszczenia powietrza w Polsce z wykorzystaniem dynamicznej metody przesunięć udziałów*, *Ekonomia i Środowisko* nr 2, Warszawa 2014, s. 191-209.
- [37] Inspekcja Ochrony Środowiska: *Jakość powietrza w Polsce w roku 2015 w świetle wyników pomiarów prowadzonych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska*, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2016, s. 99-116.
- [38] Bieniek M.: *Wpływ tlenków azotu na jakość powietrza w pomieszczeniach*, *Górnictwo i Środowisko*, nr 2, 2008, s. 5 – 17.
- [39] *Europejski wskaźnik jakości powietrza: aktualne informacje o jakości powietrza na wyciągnięcie ręki*, [online], dostęp zdalny: www.eea.europa.eu/pl/highlights/europejski-wskaznik-jakosci-powietrza.html, 25.02.2018 r.
- [40] *Ocena jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2015*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2016, str. 44-50.
- [41] *A technical summary of Euro VI vehicle emission standards*, The international council on clean transportation, [online], dostęp zdalny: www.theicct.org/sites/default/files/publications/ICCT_Euro6-VI_briefing_jun2016.pdf.
- [42] *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 sierpnia 2012 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza*, [online], dostęp zdalny: www.prawo.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20120000914/O/D20120914.pdf.
- [43] *Ustawa z dnia 11 stycznia 2018 r. o elektromobilności i paliwach alternatywnych*, [online], dostęp zdalny: www.prawo.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20180000317/T/D20180317L.pdf.