

Badania i Rozwój Młodych Naukowców w Polsce

Nauki przyrodnicze

Część VI – Ochrona środowiska



www.mlodzi naukowcy.com

Poznań 2018

Redakcja naukowa

dr Marcin Baran, IOR - PIB

dr inż. Jędrzej Nyćkowiak, UPP

Wydawca

Młodzi Naukowcy

www.mlodzinaukowcy.com

wydawnictwo@mlodzinaukowcy.com

ISBN (całość 978-83-65677-93-8)

ISBN (wydanie online 978-83-66139-07-7)

ISBN (wydanie drukowane 978-83-66139-06-0)

Ilość znaków w książce: 527 tys.

Ilość arkuszy wydawniczych: 13.2

Data wydania: czerwiec 2018

Niniejsza pozycja jest monografią naukową. Jej rozdziały zostały wydrukowane zgodnie z przesłanymi tekstami po ich zaakceptowaniu przez recenzentów, spis recenzentów zamieszczono na końcu książki. Odpowiedzialność za zgodne z prawem wykorzystanie użytych materiałów ponoszą autorzy poszczególnych rozdziałów.

Spis treści

1. Rozmieszczenie ichtiofauny w siedliskach silnie przekształconego odcinka wielkiej rzeki nizinnej	7
<i>Katarzyna Suska, Mikołaj Adamczyk, Paweł Buras, Janusz Ligieża, Piotr Parasiewicz, Paweł Prus, Jacek Szlakowski</i>	
2. Działalność człowieka, jako czynnik wpływający na jakość osadów dennych zbiorników wodnych	14
<i>Katarzyna Rozpondek, Rafał Rozpondek</i>	
3. Oznaczanie pyretroidów w próbkach wodnych – techniki izolacji	20
<i>Szalińska Marta, Gawrońska Monika, Huzar Elżbieta, Wodnicka Alicja</i>	
4. Barwniki jako substancje zanieczyszczające środowisko wodne	27
<i>Tkaczyk Angelika, Mitrowska Kamila, Posyniak Andrzej</i>	
5. Fotokataliza w technologii oczyszczania wody	36
<i>Kuźmiński Kamil</i>	
6. Czynniki decydujące o oddziaływaniu wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) na organizmy glebowe	44
<i>Grela Marlena, Klimkowicz-Pawlas Agnieszka</i>	
7. Trendy przyrostu zasklepiania gleb w odniesieniu do ich jakości	51
<i>Poręba Ludwika, Bartosiewicz Beata</i>	
8. Mapa glebowo-rolnicza oraz jej wykorzystanie	58
<i>Beata Bartosiewicz, Ludwika Poręba</i>	
9. Rodzaje oraz zastosowanie wskaźników oceny stopnia zanieczyszczeń gleb metalami ciężkimi	64
<i>Rafał Rozpondek, Katarzyna Rozpondek, Małgorzata Kacprzak</i>	
10. Platforma sygnalizacji agrofagów - internetowe narzędzie dla praktyków i doradców rolnych	70
<i>Marcin Baran, Anna Tratwal</i>	
11. Wpływ kadmu na bioróżnorodność i funkcjonowanie roślin oraz bakterii glebowych	76
<i>Paulina Lipa, Marta Kozieł, Magdalena Kopycińska</i>	
12. Rhizobia jako bakterie promujące wzrost roślin (PGPR)	84
<i>Paulina Lipa, Marta Kozieł, Magdalena Kopycińska</i>	
13. Ocena wpływu ozonowania i warunków przechowywania na zdrowotność i jakość owoców borówki wysokiej (<i>Vaccinium corymbosum</i> L.)	92
<i>Arleta Kruczek, Roman Strzelecki, Marcelina Krupa-Mańkiewicz</i>	
14. Wpływ nanosrebra na cechy morfologiczne kolcowoju pospolitego (<i>Lycium Barbarom</i> L.) w kulturach <i>in vitro</i>	99
<i>Arleta Kruczek, Marcelina Krupa-Mańkiewicz, Ireneusz Ochmian</i>	
15. Rozwój zrównoważony rolnictwa – ocena stopnia zrównoważenia na poziomie gospodarstw rolnych	105
<i>Berbeć Adam Kleofas</i>	
16. Rola jaką odgrywa dieta oraz stan odżywienia w regulacji funkcji reprodukcyjnych organizmu	113
<i>Hubert Buchowski</i>	
17. Wybrane choroby występujące u świni domowej (<i>Sus scrofa domestica</i>)	119
<i>Hubert Buchowski</i>	

18. Charakterystyka procesu gnilnego zwłok powieszonych	125
<i>Agata Bisiecka, Monika Głqbińska</i>	
19. Wielowarstwowy model numeryczny z wybranymi elementami topograficzno-geologicznymi miasta Jaworzna opracowany na podstawie map graficznych	132
<i>Zbigniew Jelonek</i>	
20. Badania pyłów opadowych na terenie Karkonoskiego Parku Narodowego	141
<i>Zbigniew Jelonek, Iwona Jelonek</i>	

Przedmowa

Opracowanie przeznaczone jest dla wszystkich zainteresowanych zgłębianiem wiedzy z dość obszernego zakresu nauk przyrodniczych. Niniejsze wydawnictwo „Młodzi Naukowcy” jest rezultatem współpracy w sferze naukowej, prezentujące dokonania młodych osób, które pragnęły podzielić się swoim dorobkiem naukowym z szeroką rzeszą czytelników. W serii opracowań zajmujących się dokonaniami młodych naukowców, zakres stawianych przed nimi zadań i działań ciągle rozszerza się. Nauki przyrodnicze zajmują się badaniem zachodzących zjawisk celem poznania rządzącymi nimi praw wykorzystując je dla dobra człowieka. W szybko rozwijających się naukach przyrodniczych, codziennie odkrywane są nowe zależności i powiązania z innymi obszarami nauki informujące o złożoności tej dziedziny. Obecnie utrwała się coraz bardziej i powszechniej przekonanie, że stosowanie jedynie kompleksowych badań z zakresu wszystkich dziedzin nauki, prowadzi do pełniejszego zrozumienia procesów. Konieczność znajomości zjawisk zachodzących w ówczesnym świecie wymusza na nas samych wdrożenie etapu samorozwoju poprzez zgłębianie wiedzy z wielu dziedzin nauki. Zagadnienia, którymi zajmują się badacze wymagają wykonania pewnej liczby doświadczeń. Doświadczenia te dają podstawę do wysuwania wniosków, które mogą wymagać dalszych, głębszych i wnikliwszych badań. W przyrodzie nie ma identyczności, więc uzyskane wyniki mogą być tylko pośrednimi w drodze tych badań.

Część pierwszej monografii poświęcono żywności i żywieniu, gdzie rozbito na elementy składowe, między innymi produkty mięsne, jak i drogi ich przetwarzania oraz przemian fizykochemicznych w celu wytwarzania produktów bardziej bezpiecznych i zdrowych. W drugiej części skupiono się na produkcji roślinnej, przedstawiając potencjał biotechnologiczny roślin i mechanizmy wpływu oraz ich pochodnych na życie człowieka. Wykorzystano także badania z zakresu zrównoważonego rolnictwa polepszające warunki fizykochemiczne gleby oraz roli instytucji rolniczych. W części trzeciej badania młodych naukowców ukierunkowane są w stronę zależności, roli oraz relacji grup organizmów zwierzęcych. Mowa jest tu o procesach destrukcyjnych, niedoborach oraz właściwościach struktur oraz strategiach działania jak również o stosowaniu nowych rozwiązań.

W części czwartej zgłębiane są zagadnienia nauk medycznych w oparciu o podejście do badanego procesu lub zależności ze strony genetycznej. Analizy zawierają oceny skuteczności i stabilności emulsji, olejków oraz próbek biologicznych w zastosowaniach biochemicznych przy użyciu całego spektrum metod badawczych.

Piąta z monografii zawiera rozdziały dotyczące działalności weterynaryjnej. Ukazane są tutaj zagrożenia na jakie narażeni jesteśmy ze strony zwierząt, a także całe bogactwo analiz przebiegów chorób, zaburzeń zwierząt domowych i gospodarskich. Nakreślono tu także role i genę zwierząt w symbiozie z człowiekiem.

Część szósta omawia i skupia się na oddziaływaniach wewnątrz środowiskowych. Badania zawarte w tej części opisują zależności i presję środowiska oraz powiązania składowych łańcuchów zależności biotycznych. Uwidocznione i proponowane są tutaj nowe narzędzia oceny i rozwiązania wpływające na bioróżnorodność fauny i flory.

Zespół redakcyjny ma nadzieję, że zawarte w tym opracowaniu wiadomości z zakresu nauk przyrodniczych umożliwią czytelnikom zrozumienie i zapoznanie się z wiadomościami niezbędnymi do otwarcia na wiele dyscyplin nauki oraz zjawisk zachodzących w otaczającym nas świecie. Mamy także nadzieję, że przystępność formy przypadnie Państwu do gustu i przyczyni się do propagowania dokonań młodych naukowców. Zdajemy sobie sprawę, że pełne i całkowite zrozumienie przedstawionych w zestawieniu prac o tak szerokiej tematyce jest rzeczą trudną i skomplikowaną lecz nie niemożliwą. Wszystko wymaga pewnej dyskusji wśród zainteresowanych oraz uzgodnienia własnych poglądów.

dr Marcin Baran
Instytut Ochrony Roślin - PIB

1. Rozmieszczenie ichtiofauny w siedliskach silnie przekształconego odcinka wielkiej rzeki nizinnej

The distribution of fish fauna habitats on strongly modified section of the large lowland river

Katarzyna Suska, Mikołaj Adamczyk, Paweł Buras, Janusz Ligęza, Piotr Parasiewicz, Paweł Prus, Jacek Szlakowski

Zakład Rybactwa Rzecznego, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

Opiekun naukowy: dr Paweł Prus

Katarzyna Suska: katarzynasuska4@gmail.com

Słowa kluczowe: ortofotomapy, zapora, MesoHABSIM, Agisoft, ryby.

Streszczenie

Jednostki hydromorfologiczne w rzekach tworzą mozaikę siedlisk wykorzystywanych przez specyficzne zespoły ryb w określonych stadiach rozwoju. Odłowy ichtiofauny z poszczególnych jednostek są stosunkowo rzadko stosowaną metodą pozwalającą na ocenę przestrzennego rozmieszczenia ryb.

Badaniami objęto 1000-metrowy odcinek Wisły o szerokości blisko 700 metrów, poniżej zapory we Włocławku. We wrześniu 2016 roku wykonano naloty dronowe. Pozyskane w ten sposób zdjęcia rzeki posłużyły do stworzenia ortofotomapy. Mapę wykorzystano do oceny siedlisk rzecznych. Wyznaczono 11 jednostek hydromorfologicznych w oparciu o różnicowanie charakteru przepływu i widoczne na zdjęciach rozmieszczenie wysp, odsypisk i wypłyceń. Kolejnego dnia przy tym samym stanie wody przeprowadzono terenową weryfikację wyznaczonych siedlisk, z wykorzystaniem pontonu. Zmieniono kwalifikację jednego z nich (z płosa na płań) oraz wyróżniono dodatkowe – boczne ramię. Następnie przeprowadzono elektropułowy ryb w poszczególnych jednostkach. Oceniono zróżnicowanie taksonomiczne dla każdego siedliska. Odłowiono łącznie 21 gatunków ryb, przy czym liczba gatunków w poszczególnych siedliskach wahała się od 2 do 19. Największą stałością występowania odznaczał się ciernik. Najwyższe liczebności osiągnęła płoć w siedlisku typu rynna.

Wykazano, iż nowa technologia, jaką są ortofotomapy wykonane z zastosowaniem nalołów dronowych, umożliwia ocenę rozmieszczenia siedlisk ryb w wielkiej rzece nizinnej. W powiązaniu z elektropułowem ryb pozwala to na określenie składu ichtiofauny w poszczególnych jednostkach hydromorfologicznych.

1. Wstęp

Współcześnie poszukiwane są modele umożliwiające przewidywanie ilościowych zmian w zespołach ryb oraz w ich siedliskach w wyniku przeprowadzonych procesów regulacji czy renaturyzacji rzek. Modele te umożliwiają również symulację i określenie biologicznych reakcji środowiska na przekształcenia. Bez wspomnianych narzędzi wysiłek włożony w renaturyzację rzek często ograniczony jest do działań zastępczych albo minimalizujących niekorzystne oddziaływanie. W tym celu powstały modele komputerowe do symulacji siedlisk (Parasiewicz i Dunbar 2001; Tharme 1996).

Modele, które opisują związki między florą, fauną i środowiskiem abiotycznym pozwalają na ocenę zmian dostępności siedlisk, a także określenie korzystnych warunków dla organizmów wodnych. Są one skutecznym narzędziem zarządzania ekosystemami rzek w tym gospodarką rybacką. Modele siedliskowe bazują na połączeniu numerycznego modelu środowiska fizycznego z najbardziej prawdopodobnymi funkcjami preferencji użytkowej organizmów. Dzięki temu, można oszacować powierzchnię siedlisk dostępną dla zespołów ryb przy różnych wartościach przepływu. Pierwsze takie modele pochodzą z lat 70-tych ze Stanów Zjednoczonych. MesoHABSIM

(Mesohabitat Simulation system) jest to system modelowania siedlisk rzecznych. Został opracowany w celu badania biologicznych reakcji na zmiany środowiskowe (Bovee i in. 1998). Model ten pozwala na przeprowadzanie badań w skali obejmującej odcinki rzek i umożliwiającą generalizację wyników w skali zlewni. Zastosowanie tego modelu w praktyce zostało przedstawione dla rzek amerykańskich (Parasiewicz 2008 a i b). Pierwsze próby jego użycia przeprowadzono na terenie Polski na rzece Wisłocie (Parasiewicz i Adamczyk 2014). Natomiast zastosowanie metody do ochrony ichtiofauny zbadano na rzekach Świder i Jeziorka (Suska i Celejewska w redakcji). Dalsze zastosowania tej metody są wdrażane w ramach współpracy pomiędzy Instytutem Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie i firmą Rushing Rivers Institute. System ten opiera się na tzw. skali mezo, która opisuje powierzchnię siedliska użytkującą przez zwierzęta w ciągu całego dnia czyli mezohabitaty (Aadland 1993; Lobb i Orth 1991). Stworzono metodę kartowania wyróżnionych jednostek hydromorfologicznych (Hydromorphological units - HMUs), które określają mezohabitaty, takie jak: płosa, płanie i inne, ich hydrologię oraz geomorfologię. Jednym z elementów używania systemu MesoHABSIM na wybranych, reprezentatywnych odcinkach rzek (przy różnych warunkach przepływu) jest identyfikacja siedlisk poprzez dokładną ich lokalizację oraz charakterystykę w arkuszu kartografii siedlisk (Parasiewicz i Adamczyk 2014). Zgromadzone w formularzu dane charakteryzujące jednostki hydromorfologiczne oraz wykonane pomiary takie jak głębokości, prędkości przepływającej wody, rodzaj substratu (od 7 do 9 punktów w danym siedlisku) służą opracowaniu modeli matematycznych umożliwiających selekcję mezohabitatów na mniej i bardziej preferowane - najchętniej użytkowane przez ryby i inne organizmy. Dzięki temu można ocenić dostępność siedlisk optymalnych i użytecznych oraz nieużytecznych dla ryb w przedziale badanych przepływów. W tej metodzie istnieje możliwość opracowania danych dla odcinków rzek o dowolnej wielkości, co pozwala na ocenę siedliskowej użyteczności struktur morfologicznych dla poszczególnych odcinków, jak i również całej rzeki (Parasiewicz i Adamczyk, 2014).

Kartowanie oraz charakterystyka siedlisk opiera się na zbiorze w stosunkowo krótkim przedziale czasu dużej ilości szczegółowych danych. Jest to czasochłonne, wymaga znacznego nakładu pracy oraz może generować wysokie koszty. Do takich celów niezbędne są dokładne mapy, aby móc w jak najlepszym stopniu odwzorować rozmieszczenie siedlisk. Stan wody, zwłaszcza w przypadku rzek górskich, małych bądź o piaszczystym podłożu, jest niezwykle niestabilnym elementem środowiska, dlatego tak istotne jest bazowanie na jak najbardziej aktualnych mapach. Wcześniej kartowano siedliska na podkładach, których źródłem były portale internetowe. Niestety, wykonuje się je w dużych przedziałach czasowych, dlatego też nigdy nie odwzorowują dokładnego stanu morfologii badanej rzeki w czasie prowadzonych badań terenowych. Obecnie kiedy wykorzystanie wielowirnikowych statków powietrznych stało się bardzo powszechne dostrzeżono również ogrom możliwości jakie może nieść za sobą wykorzystanie ich w terenie podczas zbioru danych (Woodget i in. 2017). Można w ten sposób uzyskać szczegółowe odwzorowanie stanu koryta rzeki (jest to niezwykle istotne w przypadku dużych rzek), nieporównywalnie dokładniejszy obraz jednostek hydromorfologicznych, stosunkowo szybki zbiór danych oraz dostosowanie precyzji zbieranych zdjęć (następnie wykonywanych na ich podstawie map) do aktualnych potrzeb. Co więcej uzyskujemy permanentny obraz, który można niejednokrotnie analizować oraz porównywać z danymi zebranymi z tego samego miejsca, ale przy innym przepływie. Z uwagi na zmienność warunków środowiskowych istotne jest, aby zdjęcia wykonywane były dzień przed kartowaniem siedlisk. W pierwszym etapie badań przeprowadzane są naloty dronowe wydzielonego odcinka rzeki, a następnie uzyskane zdjęcia są łączone w specjalistycznym programie graficznym (Agisoft), który generuje mapę. Najlepszym rozwiązaniem jest, aby w tym samym dniu przeprowadzić wirtualne kartowanie siedlisk (Suska 2017). W obecnym czasie użycie wielowirnikowców jest tanim środkiem do zbioru aktualnych i dokładnych danych fotogrametrycznych (Sawicki 2012), umożliwiających ocenę przestrzennego rozmieszczenia siedlisk rzecznych. Kolejnym etapem prac jest weryfikacja typów i rozmieszczenia zidentyfikowanych jednostek hydromorfologicznych w terenie, z zastosowaniem obserwacji i pomiarów takich parametrów jak prędkość i głębokość wody, a także określenie rozmieszczenia ryb przez wykonanie odłowów we wcześniej wyznaczonych siedliskach. Powiązanie typów jednostek hydromorfologicznych z zasiedlającymi je zespołami ichtiofauny może

w przyszłości pozwolić na ocenę potencjalnego składu gatunkowego w oparciu o mapowanie dostępnych siedlisk, co ma szczególne znaczenie w odniesieniu do wielkich rzek.

2. Materiał i Metody

Prezentowane badania przeprowadzano w październiku 2016 r. na kilometrowym odcinku Wisły bezpośrednio poniżej progu piętrzącego zabezpieczającego stopień wodny we Włocławku.

Pierwszy etap prac obejmował wykonanie zdjęć za pomocą drona. Posłużył nam stosunkowo niewielki model (1280g) DJI Phantom 3 Advanced wyposażony w GPS (www.dji.com 2017), dzięki czemu jest możliwość śledzenia na mapie przemieszczającego się urządzenia. Zebranie dokładniejszych danych ułatwia regulacja nachylenia kamery, która może wykonywać zdjęcia pod różnymi kątami. Wysokość z jakiej zbierano dane do stworzenia podkładów mapowych na Wiśle wynosiła około 260 metrów.

Kolejnym krokiem było przygotowanie ortofotomapy wybranego odcinka Wisły. Do złożenia pozyskanych zdjęć i wykonania podkładu mapowego wykorzystano program Agisoft (www.agisoft.com 2017), pozwalający na opracowanie modelu 3D, który jest podstawą do stworzenia ortofotomapy. Model ten nie zawiera rzędnej tafli wody, ale w oparciu o punkty, gdzie sięgają promienie słoneczne odwzorowuje układ dna rzeki. Szczegółowy opis metodyki wykonywania nalotów dronowych oraz przygotowywania na ich podstawie map przedstawiono w opublikowanej pracy dotyczącej wykorzystania tej technologii w badaniach środowiskowych rzek (Suska 2017).

Na podstawie ortofotomapy wyznaczono rozkład jednostek hydromorfologicznych w oparciu o widoczne urozmaicenie struktur w korycie rzeki oraz zróżnicowanie charakteru przepływu. Następnie wyznaczone jednostki zweryfikowano w terenie przez obserwacje rozkładu głębokości i prędkości wody.

Po wyznaczeniu 11 jednostek hydromorfologicznych przeprowadzono elektropołowy ryb w 10 z nich. W jednostce nr 2 (bystrzyna) odłowów nie wykonano ze względu na charakter przepływu uniemożliwiający zastosowanie metody elektropołowu.

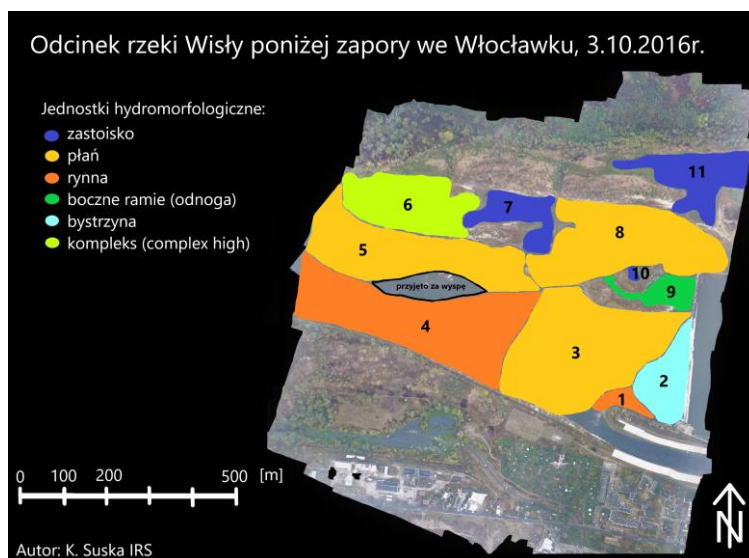
Odłowy ryb zostały przeprowadzone według standardowej metodyki przyjętej dla celów monitoringu stanu ekologicznego wód w oparciu o ichtiofaunę (Prus i in. 2016). Odłowy prowadzono zgodnie z normą PN-EN 14011. 2006. Zespołem prowadzącym połowy kierowała osoba posiadająca odpowiednie uprawnienia w zakresie eksploatacji elektrycznych narzędzi połowu ryb. Łączna długość stanowiska połowowego na Wiśle wynosiła 1000 m, co zapewnia otrzymanie reprezentatywnej próby zespołu ichtiofauny (Prus i in. 2016). Połowy wykonano z łodzi oraz w szczególnie płytkich siedliskach – metodą łączoną: z łodzi i brodenia. Podczas połowu obławiano zróżnicowane siedliska z uwzględnieniem kryjówek ryb pod kamieniami, płatów roślinności wodnej, odcinków o dnie żwirowym i piaszczystym, siedlisk w sąsiedztwie wysp oraz odłożonych w zastoiskach nanosów mułu. Prace z materiałem biologicznym wykonywane były w warunkach przyżyciowych w terenie. Po zakończeniu połowu próbę ryb umieszczano w wanienkach z natlenianą wodą i sortowano na gatunki. Próby ryb zebrane z poszczególnych siedlisk analizowano odrębnie w celu określenia zróżnicowania zespołów charakterystycznych dla siedlisk określonego typu. Następnie wszystkie gatunki ryb w tym chronione w ramach sieci Natura 2000 były liczone, mierzone (długość całkowita, mierzona od czubka pyska do najdłuższego promienia płetwy ogonowej) z dokładnością do 1 mm i ważone (łącznie dla gatunku) z dokładnością do 1 g. W przypadku odnotowania znacznej liczby ryb masowych gatunków wykonywano pomiar długości z dokładnością do 0,5 cm w losowo wybranej podpróbie. Po zakończeniu pomiarów ryby były niezwłocznie uwalniane do rzeki, z wyjątkiem gatunków obcych, wymienionych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. 2011, nr 210, poz. 1260).

3. Wyniki i dyskusja

Technologia tworzenia podkładów mapowych bazujących na zdjęciach z drona jest szczególnie użyteczna w przypadku wielkich rzek nizinnych do jakich należy Wisła. Dla rzeki

o szerokości kilkuset metrów praktycznie nie istnieje możliwość oceny rozkładu jednostek hydromorfologicznych oraz zajmowanej przez nie powierzchni przez obserwatora z brzegu lub łodzi (Suska 2017). Dodatkowym sprawdzeniem poprawności wyznaczenia siedlisk na podstawie wykonanej mapy powinna być weryfikacja terenowa z uwzględnieniem pomiarów głębokości i prędkości wody.

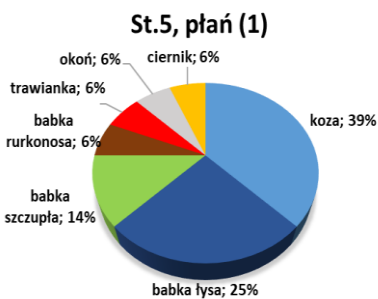
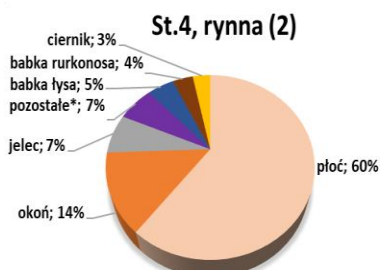
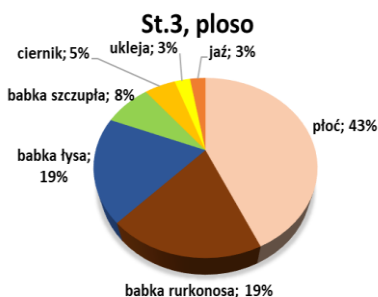
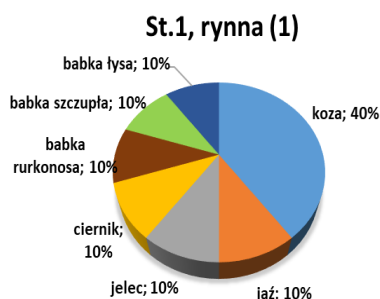
Mapę analizowanego odcinka Wisły poniżej zapory we Włocławku przedstawiono na Rys. 1. Pomimo niesprzyjających warunków atmosferycznych podczas wykonywania zdjęć (bardzo silny wiatr, zachmurzenie, mgła, przelotne opady deszczu) widoczna topografia koryta rzeki umożliwiła wyznaczenie jednostek hydromorfologicznych. Zostały one wyznaczone z uwzględnieniem rozmieszczenia elementów regulacji, rozkładu wysp i wypłyceń oraz odcinków o szczególnie wartkim nurcie. Na podstawie weryfikacji terenowej dokonano korekty jednego siedliska: z głębokiego – płoso na znacznie płytsze – płań. Ponadto wyróżniono odrębne siedlisko o charakterze bocznego ramienia i określono obszar zajmowany przez wyspę. Ostatecznie wyróżniono 11 jednostek hydromorfologicznych: trzy zastoiska i trzy płanie; dwie rynny; po jednej odnodze, bystrzynie i kompleksie przepływowym. Zastoiska o bardzo niskim przepływie wody zaobserwowano po prawej stronie rzeki w obszarach międzywyspowych. Wielkoobszarowe płanie charakteryzowały się stosunkowo małymi głębokościami jak na odcinek wielkiej rzeki nizinnej. W rynnach zaobserwowano wartki nurt oraz u-kształtne dno. Boczne ramię miało swój początek bezpośrednio za progiem i przepływało między wyspami. Bystrzyna również rozpoczyna się tuż za progiem, ale charakteryzuje się najbardziej wartkim nurtem i turbulentnym przepływem wody oraz dużymi głębokościami. Kompleks przepływowy położony na końcu odcinka po prawej stronie rzeki posiada wiele strumieni, oczek wodnych i odsypisk.



Rys. 1. Rozmieszczenie siedlisk ryb poniżej zapory we Włocławku.

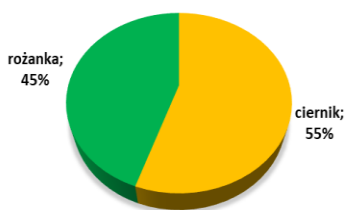
Dla każdej z jednostek hydromorfologicznych wykonano wykresy udziału wszystkich odłowionych gatunków ryb (Rys.2). Łącznie odłowiono 21 gatunków ryb (od 2 do 19 w jednym siedlisku). Największą stałością występowania odznaczał się ciernik, którego odnotowano we wszystkich siedliskach. Największe zagęszczenie stwierdzono dla płoci w rynninie (2) (Rys.2c) – 37 szt./m². Gatunek ten występował licznie w siedliskach różnego typu, co wynika z jego dużej zdolności do adaptacji. W jednostkach St.1, St.5 i St.11 gatunkiem dominującym w odłowach była koza, natomiast płoc występowała najliczniej w siedliskach St.3, St.4 i St.7. W małym, płytkim zastoisku St.10 oraz w kompleksie przepływowym St.6 gatunkiem dominującym był ciernik, który w drugim siedlisku współwystępował z różanką. Różanka była ponadto liczna w jednostkach: St.7, St.8 i St.9. Do cennych siedlisk kozy należą przede wszystkim zastoiska i płań, charakteryzujące się

wolniejszym przepływem i mniejszą głębokością. Różanka preferuje podobne siedliska, jak również odnogę i kompleks przepływowy. Analogiczną prawidłowość odnotowano w przypadku ciernika, który największy udział miał w kompleksie przepływowym i zastoisku. Zwraca uwagę znaczący udział gatunków obcych: babki łysej w siedliskach St.5, St.9, St.10 oraz St.3, a także babki rurkonosej w jednostkach St.3, St.9, St.11 i St.1. Nieco mniejszy udział miała babka szczupła notowana w płani St.5, rynn timer St.1 i w plosie St.3. Wskazuje to na rozprzestrzenienie tych gatunków na całym badanym odcinku Wisły.

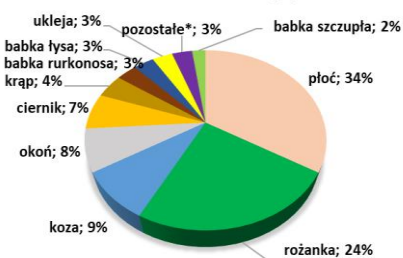


* każdy gat. <1,5%: krap, jaź, koza, sandacz, lin, kłef, ukleja, jazgarz, brzoza, wdręga, karaś srebrzysty, babka szczupła, węgorz.

St.6, kompleks przepływowy



St.7, zastoisko (1)

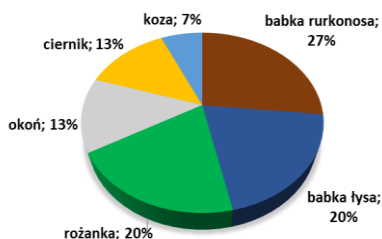


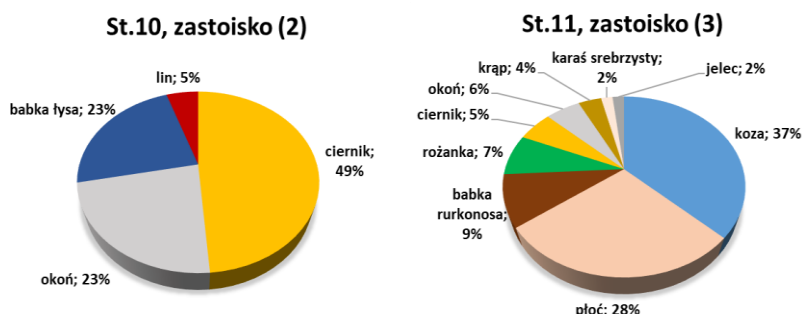
* każdy gat. ok 1%: karaś srebrzysty, lin, wdręga



* każdy gat. <1,5%: babka łysa, wdręga, ukleja, trawianka.

St.9, odnoga





Rys. 2. Rozkład odłowionych gatunków ryb na rzece Wiśle: a) rynna (1), b) plosło, c) rynna (2), d) płań (1), e) kompleks przepływowy, f) zastoisko (1), g) płań (2), h) odnoga, i) zastoisko (2), j) zastoisko (3); październik 2016r. (K. Suska)

Wyznaczone na silnie przekształconym odcinku rzeki jednostki hydromorfologiczne odbiegają od charakterystycznych cech jednostek naturalnych opisanych w metodyce MesoHABSIM. Dzieje się tak ze względu na częste wahania stanów wody poniżej zapory, obecność elementów regulacyjnych oraz modyfikacje morfologii koryta. Przekłada się to na występowanie niektórych gatunków ryb w jednostkach niebędących ich naturalnym siedliskiem. Sytuację taką odnotowano w przypadku kozy, która okazała się najliczniejszym gatunkiem w rynn timer St.1, co nie odzwierciedla jej preferencji siedliskowych.

Ustalenie ogólnych prawidłowości dotyczących rozmieszczenia gatunków w poszczególnych typach jednostek wymaga dalszych badań w tym powtórzenia odłowów przy różnych stanach wody.

4. Wnioski

1. Wykorzystanie map siedlisk rzecznych wykonanych na podstawie zdjęć z drona pozwala na szybkie i precyzyjne określenie rozkładu jednostek hydromorfologicznych w korycie wielkiej rzeki.
2. W oparciu o mapy tego rodzaju możliwe jest określenie szeregu cech wyróżnionych siedlisk.
3. Na obecnym etapie rozwoju metody niezbędna jest jednak późniejsza weryfikacja terenowa wyznaczonych jednostek.
4. Uzyskane wyniki odłowów wskazują na zróżnicowanie składu ichtiofauny w poszczególnych siedliskach, co świadczy o użyteczności zastosowanej metody połowów siedliskowych.
5. Wykonanie odłowów ryb w poszczególnych siedliskach umożliwia ocenę zróżnicowania zespołów charakterystycznych dla typów jednostek. Stwarza to możliwość wskazania siedlisk szczególnie cennych dla chronionych gatunków ryb. Badania takie należy jednak powtarzać kilkakrotnie, przy różnych przepływach, szczególnie w przypadku rzek przekształconych.

5. Literatura

- Aadland LP (1993) Stream habitat types: their fish assemblages and relationship to flow, North American Journal of Fisheries Management 13:790-806.
- Bovee KD, Lamb BL, Bartholow JM et al. (1998) Stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology, Information and Technical Report USGS/BRD-1998-0004 – US Geological Survey, Biological Resources Division: Fort Collins, CO: 131
- Dz. U. 2011 nr 210 poz. 1260. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym.

- http://www.agisoft.com/pdf/photoscan-pro_1_2_en.pdf, dostęp 07.12.2017r.
- <http://www.dji.com/phantom-3-adv/info#specs>, dostęp 07.12.2017r.
- Lobb MD, Orth DJ (1991) Habitat use by an assemblage of fish in a large warmwater stream, Transactions of the American Fisheries Society 120: 65-78.
- Parasiewicz P, Dunbar MJ (2001) Physical habitat modelling for fish – a developing approach, Archiv für Hydrobiologie. Suppl. (Large Rivers vol. 12), 135/2-4: 239-268.
- Parasiewicz P, Adamczyk M (2014) MesoHABSIM symulacyjny model fizycznych siedlisk ichtiofauny rzecznej uwzględniający ochronę jej zasobów oraz potrzeby gospodarki rybackiej, Komunikaty rybackie nr 5(142)/2014:5-10.
- Parasiewicz P (2008a) Habitat time-series analysis to define flow-augmentation strategy for the Quinebaug River, Connecticut and Massachusetts, USA ; River Research and Application 24: 439-452.
- Parasiewicz P (2008b) Application of MesoHABSIM and target fish community approaches for selecting restoration measures of the Quinebaug River, Connecticut and Massachusetts, USA; River Research and Application 24:459-471.
- PN-EN 14011 (2006) Jakość wody. Pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności. Polski Komitet Normalizacyjny (PKN), Warszawa, ss. 19.
- Prus P [RED.], Wiśniewski W. [RED.], Adamczyk M. [Red.] i in. (2016) Przewodnik metodyczny do monitoringu ichtiofauny w rzekach. 95 ss.
- Sawicki P (2012) Bezzałogowe aparaty latające UAV w fotogrametrii i teledetekcji - stan obecny i kierunki rozwoju. Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji 23: 365-376.
- Suska K (2017) Metodyka obrazowania siedlisk rzecznych ze zdjęć dronowych. Badania i Rozwój Młodych Naukowców w Polsce, Nauki Przyrodnicze część VII: 127-134
- Suska K, Celejewska K (w redakcji) Zastosowanie metody symulacji siedlisk *Mesohabitat Simulation system (MesoHABSIM)* w celu ochrony ichtiofauny rzek polskich na przykładzie rzek Jeziorka i Świder.
- Tharme RE (1996) Review of international methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers, Pretoria, South Africa: Department of Water Affairs and Forestry. ss 116.
- Woodget AS, Austrums R, Maddock IP et al. (2017) Drones and digital photogrammetry: from classifications to continuums for monitoring river habitat and hydromorphology. WIREs Water, 4:e1222. doi: 10.1002/wat2.1222.

2. Działalność człowieka, jako czynnik wpływający na jakość osadów dennych zbiorników wodnych

Human activity as a factor influencing the quality of bottom sediments of water reservoir

Katarzyna Rozpondek, Rafał Rozpondek

Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Infrastruktury i Środowiska, Politechnika Częstochowska
Opiekun naukowy: prof. dr hab. inż. January Bień

Rozpondek Katarzyna: krozpondek.pcz@gmail.com

Słowa kluczowe: ekosystemy wodne, metale ciężkie, substancje biogenne, antropopresja

Streszczenie

Działalność człowieka związana jest nieodłącznie ze środowiskiem przyrodniczym. Powszechnie obserwuje się zjawisko dynamicznego rozwoju społeczno-gospodarczego, które odbywa się bez poszanowania zasobów naturalnych. W oparciu o dostępne źródła literatury przedstawiono wyniki badań dotyczące jakości osadów dennych wraz ze sposobami ich oceny i klasyfikacji. Zaprezentowano najczęściej obserwowane działania człowieka mające negatywny wpływ na jakość osadów dennych wybranych zbiorników wodnych. Stwierdzono, że systematyczne kontrolowanie zawartości metali ciężkich i substancji biogennych w osadach dennych zbiorników wodnych pomaga w identyfikacji, likwidacji i zapobieganiu negatywnych skutków działalności gospodarczej człowieka.

1. Wstęp

Osady dennie to materia zalegająca na dnie zbiorników wodnych, która dostała się tam w wyniku sedimentacji pasku, żwiru, cząstek gleby wypłukanych z wyżej położonych terenów oraz zawiesin, czyli nierozpuszczalnych w wodzie substancji niesionych wraz z nurtem rzeki. Dodatkowo ważnym elementem procesu tworzenia się osadów jest opadanie na dno obumarłych części organizmów żywych (Bielak 2006). Do głównych funkcji, jaką pełnią osady dennie zaliczyć można między innymi to, że stanowią miejsce życia wielu organizmów, są miejscem depozycji i chemicznych przemian wielu związków dostających się do wód oraz biorą udział w przebiegu krążenia pierwiastków w środowisku wód powierzchniowych (Kazimierowicz i Kazimierowicz 2014; Baran i Tarnowski 2013). Wspomniana materia stanowi niezwykle ważną część środowiska wodnego, dlatego powinna podlegać systematycznym badaniom i analizom (Mucha i in. 2003).

Zdeponowane w osadach dennych substancje chemiczne mogą ulec wtórnemu uwolnieniu wskutek procesów naturalnych i antropogenicznych. Skutki zachwiania stanu równowagi między tonią wodną a osadem doprowadzić mogą do znacznego ograniczenia, a nawet do uniemożliwienia wykorzystania wody w przemyśle, gospodarce komunalnej czy rolnictwie (Baran i Tarnowski 2013).

Do naturalnych czynników wpływających na skład chemiczny osadów dennych zaliczyć można między innymi wewnętrzne procesy zachodzące w konkretnym zbiorniku wodnym, budowę litologiczną zlewni, ukształtowanie terenu i rodzaj pokrywy glebowej oraz warunki klimatyczne (Kazimierowicz i Kazimierowicz 2014). Sztuczne źródła zanieczyszczeń wpływających na jakość osadów dennych podzielić można na źródła punktowe, powierzchniowe i liniowe. Wśród nich ważną rolę odgrywają zanieczyszczenia gazowe i pyłowe atmosfery, wycieki ze składowisk odpadów czy zrzuty ścieków komunalnych i przemysłowych (Baran i Tarnowski 2013).

W osadach dennych zatrzymywana jest większość potencjalnie szkodliwych metali i związków organicznych trafiających do wód powierzchniowych. Akumulowane są w nich pierwiastki, które miały lub mają obecnie szerokie zastosowanie w gospodarce m. in. cynk, miedź, chrom, kadm, ołów, nikiel, rtęć. Znajomość zawartości metali ciężkich w osadach dennych może posłużyć do precyzyjnego określenia chemicznej charakterystyki badanego środowiska wodnego oraz sytuacji geochemicznej panującej w zlewni, jak również w zdefiniowaniu kierunków rozszerzania się

zanieczyszczeń i rozpoznaniu ich źródeł pochodzenia (Rozpondek i Rozpondek 2017; Gałka i Witkowski 2010).

W pracy zaprezentowane zostały badania jakości osadów dennych wraz ze sposobami oceny i klasyfikacji otrzymanych wyników w oparciu o dane literaturowe pochodzące z ostatnich kilku lat. Przedstawiono i przeanalizowano najczęściej obserwowane czynniki antropogeniczne wpływające na niezadawalający stan osadów dennych wybranych zbiorników wodnych.

2. Opis zagadnienia

Istotnym narzędziem dostarczającym informacje o jakości elementów przyrodniczych w tym osadów dennych jest Państwowy Monitoring Środowiska (PMŚ). Według Prawa Ochrony Środowiska pojęcie to można zdefiniować, jako system pomiarów, ocen i prognoz stanu środowiska oraz gromadzenia, przetwarzania i rozpowszechniania wyników badań i oceny elementów środowiska. Celem PMŚ jest wspomaganie działań na rzecz ochrony środowiska poprzez systematyczne informowanie organów administracji publicznej i społeczeństwa o jakości elementów przyrodniczych oraz otrzymywaniu standardów jakości środowiska określonych przepisami prawa oraz wskazywanie obszarów występowania przekroczeń przyjętych standardów. Kolejnym zamierzeniem PMŚ jest informowanie podmiotów o występujących zmianach jakości elementów przyrodniczych i przyczynach tych zmian, w tym powiązaniach przyczynowo skutkowych występujących pomiędzy emisjami i stanem elementów przyrodniczych (www.gios.gov.pl).

W myśl przepisów ustawy Prawo Ochrony Środowiska oraz przy uwzględnieniu potrzeb wynikających z polityki ekologicznej państwa wraz z krajowymi i międzynarodowymi wymaganiami sprawozdawczymi, badania stanu środowiska są realizowane w oparciu o strukturę siedmiu podsystemów: podsystemu monitoringu jakości powietrza, podsystemu monitoringu jakości wód, podsystemu monitoringu jakości gleby i ziemi, podsystemu monitoringu przyrody, podsystemu monitoringu hałasu, podsystemu monitoringu pól elektromagnetycznych oraz podsystemu monitoringu promieniowania jonizującego. W ramach podsystemów wyróżniono zadania posiadające specyficzne cele i odpowiednie dla tych dążeń programy pomiarowo-badawcze. W przypadku podsystemu monitoringu jakości wód powierzchniowych są realizowane między innymi badania i ocena jakości osadów dennych w rzekach i w dużych zbiornikach wodnych (www.gios.gov.pl).

W ramach krajowego programu „Monitoring osadów dennych rzek i jezior” jakość osadów dennych rzek i jezior oceniana jest pod względem obecności zanieczyszczeń organicznych (TZO) i pierwiastków śladowych. Do 2012 roku aktem prawnym, który stanowił podstawę do oceny jakości osadów dennych było Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony. Z uwagi na brak ustawy prawnej dokument ten został uchylony. Aktualnie klasyfikacja osadów dennych prowadzona jest w oparciu o kryteria geochemiczne (**Tab. 1**) i ekotoksykologiczne (Siebielec i in. 2015).

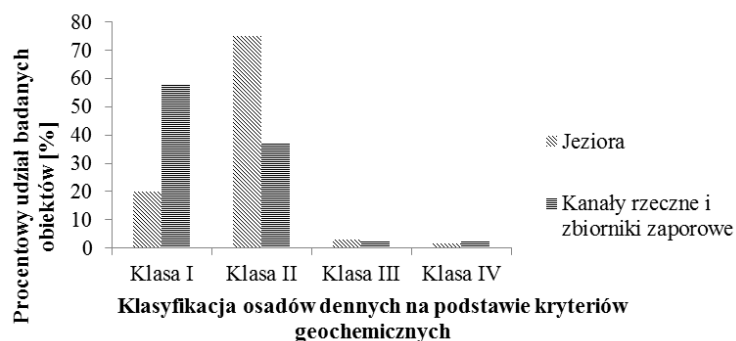
Przy ocenie geochemicznej wyniki badań odnoszone są do wartości charakteryzujących tło geochemiczne, a więc do warunków naturalnych bez piętna antropopresji. Wartości przekraczające ten poziom oceniane są w czterostopniowej skali: klasa I - osady niezanieczyszczone, klasa II - osady miernie zanieczyszczone, klasa III - osady zanieczyszczone i klasa IV - osady silnie zanieczyszczone. W przyjętej klasyfikacji osad oceniony zostaje za zanieczyszczony nawet w przypadku, gdy przekroczenie zawartości dopuszczalnej stwierdzono tylko dla jednego pierwiastka (www.ekoinfonet.gios.gov.pl). Kryteria ekotoksykologiczne oparte są na wskaźniku PEC (*ang. Probable Effect Concentration*). Wartość tego parametru informuje o zawartości pierwiastka lub związku chemicznego, powyżej którego zauważalny jest toksyczny wpływ na organizmy wodne (Siebielec i in. 2015).

Z krajowych badań monitoringowych, koordynowanych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, przeprowadzonych w 2012 roku, wynika, że 20,16% osadów jeziornych nie jest zanieczyszczona pierwiastkami śladowymi, natomiast 75,19% charakteryzuje miernym zanieczyszczeniem, w 3,1% zbadanych - zanieczyszczone, w 1,55% zbadanych jezior stwierdzono osady silnie zanieczyszczone (Rys. 1). Na podstawie badań przeprowadzonych dla kanałów rzecznych i zbiorników zaporowych stwierdzono, że w 58,14 % lokalizacji osady były niezanieczyszczone, w 37,21% - miernie zanieczyszczone, zaś dla klasy III i IV przyjmowały

podobne wartości jak w przypadku osadów jeziornych (2,33% - osady zanieczyszczone i 2,33% osady silnie zanieczyszczone) (**Rys. 1**) (www.ekoinfonet.gios.gov.pl).

Tab. 1. Klasyfikacja osadów wodnych na podstawie kryteriów geochemicznych (Bojakowska 2001; Bojakowska i Sokołowska 1998).

Składnik	Tło geochemiczne	Klasa I	Klasa II	Klasa III	Klasa IV
Arsen (As)	<5	10	30	50	>50
Bar (Ba)	<50	100	500	1000	>1000
Chrom (Cr)	6	50	100	400	>400
Cynk (Zn)	73	200	500	1000	>1000
Kadm (Cd)	<0,5	1	3,5	6	>6
Kobalt (Co)	3	10	20	50	>50
Składnik	Tło geochemiczne	Klasa I	Klasa II	Klasa III	Klasa IV
Miedź (Cu)	7	40	100	200	>200
Nikiel (Ni)	5	16	40	50	>50
Ołów (Pb)	15	30	100	200	>200
Rtęć (Hg)	<0,05	0,1	0,5	1	>1,0
Srebro (Ag)	<0,5	1	2	5	>5



Rys. 1. Procentowy udział osadów jezior oraz kanałów rzecznych i zbiorników zaporowych w danej klasie zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi według kryteriów geochemicznych na podstawie krajowego monitoringu w 2012 roku.

3. Przegląd literatury

Skład chemiczny osadów dennych jest znacznie urozmaicony. Różnorodność ta związana jest między innymi z antropopresją w wyniku, której do wód powierzchniowych dostarczane są różnego typu substancje chemiczne. Źródła literatury opisują liczne przykłady dotyczące wpływu działalności człowieka na jakość wód powierzchniowych, a co się z tym wiąże również na jakość osadów dennych zbiorników wodnych.

Jednym z obiektów, gdzie przeprowadzono badania mające na celu określenie koncentracji i przestrzennego rozkładu pierwiastków śladowych był Zbiornik Suchedniów. Obiekt ten zlokalizowany jest w północnej części województwa świętokrzyskiego. Powstał on w latach 1965-1974 w wyniku przegrodzenia zaporą ziemną rzeki Kamionka. Do oceny stanu zanieczyszczenia osadów dennych metalami ciężkimi wykorzystano indeks geoakumulacyjny (Müller 1981),

współczynnik zanieczyszczenia i stopień zanieczyszczenia (Håkanson 1980), geochemiczne klasy czystości osadów (Bojakowska 2001; Bojakowska i Sokołowska 1998). Dodatkowo, uwzględniono wymagania zdefiniowane w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony oraz w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Na podstawie uzyskanych wyników badań stwierdzono, że osady dennie, w zależności od przyjętego kryterium, można zakwalifikować do grupy osadów zanieczyszczonych w stopniu od umiarkowanego do silnie zanieczyszczonego. Autorzy podają, że do głównych źródeł zanieczyszczenia osadów dennych Zbiornika Suchedniów należą ścieki bytowo-gospodarcze odprowadzane do zlewni zbiornika z terenów nieskanalizowanych, a także ścieki deszczowe pochodzące z odwodnienia ulic miasta Suchedniów. Autorzy zaznaczają również, że podczas wywiadu terenowego zlokalizowane zostały miejsca nielegalnego wprowadzania ścieków komunalnych do rzeki Krzemionka, co nie wątpliwie wpływa na stan osadów dennych zbiornika. Dodatkowo prace prowadzone w związku z budową drogi ekspresowej S7 w latach 2009-2011 przyczyniły się do niekorzystnych zmian mających miejsce w zlewni rzeki Kamionka. W wyniku wspomnianych działań stwierdzono znaczny wzrost namulów akumulowanych w czaszy analizowanego obiektu oraz zaobserwowano spadek jakości wody (Bąk i in. 2013).

Kolejnym obiektem jest zbiornik wodny w Nieliszu. Usytuowany jest on na terenie województwa lubelskiego, zaś jego główne dopływy stanowią rzeki Por oraz Wieprz. Ocenę zanieczyszczenia osadów dennych w Zbiorniku Nieliszu przeprowadzono porównując wartości średnich geometrycznych zawartości oznaczanych zanieczyszczeń z wartościami granicznymi przyjętymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony, według Rozporządzenia Ministra Środowiska z 19 września 2001 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi, dla gruntów występujących w miejscu przeznaczenia i opierając się na klasyfikacji geochemicznej (Bojakowska 2001; Bojakowska i Sokołowska 1998). Jako urobek materiał badawczy został oceniony jako zanieczyszczony, zaś ze względu na zawartość lindanu został zaliczony do grupy B jakości gleb i ziemi. W przypadku klasyfikacji geochemicznej osady dennego zbiornika wodnego w Nieliszu zostały przyporządkowane do klasy II, czyli osadów miernie zanieczyszczonych. Istotnym czynnikiem mającym wpływ na jakość wody, a zarazem decydującym o stanie osadów dennych jest dominujące na obszarze zlewni zbiornika rolnictwo. Związki azotu, fosforu oraz środków ochrony roślin (pestycydy, herbicydy) dostają się do wód wraz ze spływem powierzchniowym i podziemnym. Ponadto źródłem zanieczyszczeń w zlewni opisywanego obiektu są oczyszczalnie ścieków komunalnych. Autorzy wymieniają również nieprawidłowe nawozów naturalnych, pasz soczystych oraz środków ochrony roślin jako elementy przyczyniające się do obciążenia gleb związkami biogennymi, które w dalszym etapie dostają się do wód. Dodatkowym czynnikiem decydującym o zwiększanej koncentracji niepożądanych substancji jest droga krajowa nr 74. Trasa łącząca Szczebrzeszyn z Zamościem przecina Wieprz powyżej zapory, co może mieć wpływ na zanieczyszczenie zbiornika substancjami ropopochodnymi, WWA, metalami ciężkimi oraz jest źródłem wód zasolonych w okresach roztopowych (Jancewicz i in. 2012).

Zbiornik Czorszyński usytuowany jest na Dunajcu w województwie małopolskim. Obiekt ten pełni przede wszystkim funkcję przeciwpowodziową i rekreacyjną, jego zadaniem jest również produkcja energii elektrycznej. Osady dennego zbiornika zostały przebadane pod kątem zawartości jednego metalu ciężkiego, jakim jest cynk. Wyniki zostały porównane z wartością tła geochemicznego (Turekian i in. 1961). W celu oceny potencjalnego wpływu zanieczyszczenia cynkiem na organizmy bentosowe autorzy wykorzystali również kryteria ekotoksykologiczne oparte wartości LEL i SEL (MacDonald i in. 2000). Wartość LEL określa poziom zanieczyszczenia osadów, przy którym większość organizmów bentosowych nie podlega negatywnym wpływom, natomiast przekroczenie wartości SEL powoduje widoczny toksyczny wpływ na organizmy, a osad jest w dużym stopniu zanieczyszczony. Uzyskane wyniki badań pozwoliły na stwierdzenie, że średnie stężenia cynku w osadach dennych Zbiornika Czorszyńskiego nieznacznie przekracza wartość tła geochemicznego dla tego regionu. Dodatkowo stężenie cynku nie przekracza wartości progowych LEL (*ang. Lowest Effect Level*) i SEL (*ang. Severe Effect Level*), a więc nie ma potencjalnie

toksycznego wpływu na organizmy zamieszkujące dno zbiornika wodnego. Do potencjalnych form antropopresji środowiska wodnego Zbiornika Czorsztyńskiego autorzy zaliczyli przede wszystkim zrzuty surowych lub niedostatecznie oczyszczonych ścieków wytworzonych w wyniku działalności bytowo- gospodarczej człowieka oraz ścieków przemysłowych. Wzbogacenie środowiska wodnego o materię organiczną i rozpuszczone substancje mineralne w postaci azotanów i fosforanów odbywa się na drodze odpływu ścieków komunalnych zawierających między innymi fekalia, środki czystości i odpadki kuchenne. Wspomniane ścieki komunalne są głównym źródłem wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, fenoli, polichlorowanych bifenyli, metali ciężkich i substancji biogennych. Jako kolejne zagrożenia wymienia się tu bliską lokalizację oczyszczalni ścieków względem Zbiornika Czorsztyńskiego. Oczyszczalnie te znajdują się w miejscowościach: Maniowy, Mizerna, Kluszkowce, czyli w odległości od około do 15 km od omawianego zbiornika. Poza tym opady atmosferyczne zawierające w swoim składzie zanieczyszczenia stanowią źródło skażenia Zbiornika Czorsztyńskiego (Haziak i in. 2013).

Głównymi pierwiastkami biogennymi, które w znacznej mierze przyczyniają się do zwiększenia żyzności zbiorników wodnych i szybkiego postępu eutrofizacji są azot i fosfor. Wspomniane substancje biogenne stanowią podstawę prawidłowego egzystowania flory i fauny, jednak ich nadmierna ilość w środowisku wodnym może powodować również szkody w postaci znacznego rozwoju glonów i roślinności wodnej (Rozpondek i in. 2017). Jednym ze zbiorników wodnych, gdzie podjęto badania w celu określenia przestrzennego rozkładu zawartości azotu i fosforu w osadach dennych, był Zalew Zembrzycki. Wspomniany zbiornik retencyjny znajdujący się w województwie lubelskim pełni przede wszystkim funkcję przeciwpowodziową i rekreacyjną. Autorzy wskazują na znaczne zróżnicowanie przestrzenne substancji biogennych w osadach dennych. Zaznaczają jednak, że znaczne stężenia fosforu znajdują się w okolicach zapory. Hamuje ona przepływ substancji biogennych, których ładunki dostarczane są do jeziora przez rzekę Bystrzyca (Smal i in. 2013). Podobne badania zostały przeprowadzone dla zbiornika Poraj znajdującego się w północnej części województwa śląskiego. Wyniki badań uzyskane przez autorów wskazują na zwiększoną zawartość substancji biogennych analizowanego obiektu. Stan ten związany jest między innymi z dostarczaniem do zlewni zbiornika, sąsiadującej z aglomeracjami miejskimi (Myszków, Zawiercie), ścieków komunalnych i przemysłowych. Dodatkową przewidywaną przyczyną podwyższonych zawartości substancji biogennych w badanym obiekcie jest spływ powierzchniowy, który wprowadza zanieczyszczenia z obszarów rolniczych (nawozy, środki ochrony roślin) jak również osady ściekowe, którymi nawożone są pola uprawne (Rozpondek i in. 2017).

4. Podsumowanie i wnioski

Źródła literatury stanowią istotną bazę wiedzy w zakresie informacji na temat stanu i jakości osadów dennych zbiorników wodnych. Przegląd literatury pokazuje, że badania te dotyczą obiektów zlokalizowanych w różnych częściach Polski na terenach o różnej charakterystyce (np. tereny przemysłowe, rolnicze, naturalne). Wyniki przeprowadzonych prac wskazują na znaczną zmienność przestrzenną zawartości pierwiastków śladowych i substancji biogennych w osadach dennych poszczególnych obiektów.

Kolejnym źródłem informacji dostarczającym dane dotyczące koncentracji zanieczyszczeń w osadach dennych jest krajowy monitoring jakości osadów dennych realizowany w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Przedsięwzięcie to pozwala na systematyczną kontrolę zawartości pierwiastków śladowych i substancji organicznych zdeponowanych w osadach dennych zbiorników wodnych.

Na podstawie przeprowadzonego przeglądu literatury stwierdzono, że do najczęstszych form antropopresji mających negatywny wpływ na jakość osadów dennych zbiorników wodnych jest dostarczanie do zlewni zbiorników ścieków niedostatecznie oczyszczonych, z nieskanalizowanych terenów, powstających w wyniku działalności bytowo-gospodarczej człowieka. Kolejnym czynnikiem występowania zwiększonej zawartości zanieczyszczeń jest usytuowane w niedalekim sąsiedztwie od analizowanych obiektów oczyszczalni ścieków komunalnych lub przemysłowych. Zwiększona koncentracja metali ciężkich i substancji biogennych w osadach dennych zbiorników wodnych powiązana jest również z wodami spływu powierzchniowego zawierającego nawozy,

środki ochrony roślin oraz osady ściekowe, którymi nawożone są pola uprawne. Zanieczyszczenia materii zdeponowanej na dnie zbiorników wodnych powiązane są także z zanieczyszczeniami powietrza powstającymi w następstwie przetwórstwa kopalin i z użytkowania środków transportu.

Badania osadów dennych pozwalają na zdefiniowanie i ocenę wpływu działalności człowieka na ekosystemy wodne. Aktualizowanie wiedzy o jakości materii zalegającej na dnie zbiorników wodnych pomaga w odpowiednio wczesnym określeniu niekorzystnych zmian oraz przeciwdziałaniu im w celu zachowania środowiska naturalnego w stanie umożliwiającym prawidłowe egzystowanie przyszłym pokoleniom.

5. Literatura

- Baran A, Tarnowski M (2013) Zawartość metali ciężkich oraz toksyczność osadów dennych zbiornika w Zesławicach. *Proceedings of ECOpole 7(2)*: 531 – 537.
- Bąk Ł, Górki J, Rabajczyk A i in. (2013) Zawartość związków metali ciężkich w osadach dennych zbiornika Suchedniów. *Proceedings of ECOpole 7(1)*: 287- 294.
- Bielak S (2006) Zanieczyszczenia antropogeniczne w osadach dennych rzek Biebrzańskiego Parku Narodowego. *Ekoprofit 1*: 73–81.
- Bojakowska I (2001) Kryteria oceny zanieczyszczenia osadów wodnych, *Przegląd Geologiczny 49(3)*: 213–218.
- Bojakowska I, Sokołowska G (1998) Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych, *Przegląd Geologiczny 46(1)*: 49–54.
- Gałka B, Wiatkowski M (2010) Metale ciężkie w wodzie i osadach dennych małego zbiornika wodnego Psurów. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 42*: 225 – 232.
- Håkanson L (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research 14*: 975-1001.
- Haziak T, Czaplicka- Kotas A, Ślusarczyk Z i in. (2013) Przestrzenne zmiany stężeń cynku w osadach dennych Zbiornika Czorsztyńskiego. *Inżynieria i Ochrona Środowiska 16 (1)*: 57-68.
- Jancewicz A, Dmitruk U, Sośnicki Ł i in. (2012) Wpływ zagospodarowania zlewni na jakość osadów dennych w wybranych zbiornikach zaporowych. *Ochrona Środowiska 34 (4)*: 29-34.
- Kazimierowicz Z, Kazimierowicz J (2014) Badania zawartości metali ciężkich w zlewni rzeki Biebrzy i jej trzech dopływów. *Inżynieria Ekologiczna 40*: 25-32.
- MacDonald D, Ingersoll C, Berger T (2000) Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39*: 20-31.
- Mucha AP, Vasconcelos MTSD, Bordalo AA (2003) Macro benthic community In the Douro Estuary: relations with heavy metals and natural sediment characteristic. *Environmental Pollution 121*: 169–180.
- Müller G (1981) Die Schwermetallbelastung der Sedimenten des Neckars und seiner Nebenflüsse. *Chemiker-Zeitung 6*: 157-168.
- Rozpondek K, Rozpondek R (2017) Problematyka zrównoważonego rozwoju w świetle oceny geochemicznego stanu środowiska wodnego przy wykorzystaniu systemu GIS. *Problemy Ekorozwoju 12 (1)*: 131- 137.
- Rozpondek K, Rozpondek R, Pachura P (2017) Characteristics of spatial distribution of phosphorus and nitrogen of bottom sediments of the water reservoir Poraj. *Journal of Ecological Engineering 18 (4)*: 178–184.
- Siebielec S, Siebielec G, Smreczak B (2015) Zanieczyszczenia osadów dennych rzek i zbiorników wodnych. *Studia i Raporty IUNG-PIB 46(20)*: 163-181.
- Smal H, Ligeza S, Baran S i in. (2013) Nitrogen and Phosphorus in Bottom Sediments of Two Small Dam Reservoirs. *Polish Journal of Environmental Studies 22(5)*: 1479-1489.
- Turekian K, Wedepohl K (1961) Distribution of elements in some major units of the Earth's crust. *Geological Society and America Bulletin 72*: 175-192.
- www.ekoinfonet.gios.gov.pl odczyt z dn. 10.08.2017.
- www.gios.gov.pl odczyt z dn. 1.08.2017.

3. Oznaczanie pyretroidów w próbkach wodnych – techniki izolacji

Determination of pyrethroids in water samples – isolation techniques

Szalińska Marta⁽¹⁾, Gawrońska Monika⁽¹⁾, Huzar Elżbieta⁽²⁾, Wodnicka Alicja⁽²⁾

⁽¹⁾Studenckie Koło Naukowe Ligi Ochrony Przyrody, Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

⁽²⁾Instytut Technologii Chemicznej Organicznej, Wydział Technologii i Inżynierii Chemicznej, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

Szalińska Marta: szalinaa@autograf.pl

Słowa kluczowe: insektycydy, aktywność biologiczna pyretroidów, przygotowanie próbek, analiza pestycydów

Streszczenie

W materiale przedstawiono właściwości biologiczne pyretryn i ich syntetycznych analogów. Omówiono zastosowanie pyretroidów w rolnictwie, medycynie, weterynarii i do celów higieniczno-sanitarnych. Opisano niepożądane działania tej grupy insektycydów w stosunku do ludzi, a także zwrócono uwagę na niekorzystne ich działanie na organizmy wodne oraz owady zapylające. Przedstawiono pierwszy etap oznaczania pyretroidów w próbkach wodnych – dokonano przeglądu najważniejszych technik ekstrakcji pyretroidów z wody i oceny stosowanych procedur na podstawie odzysku analitów.

1. Wstęp

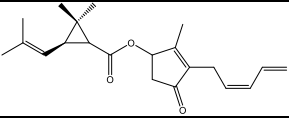
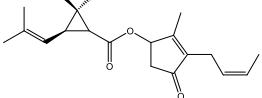
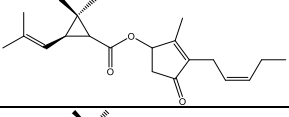
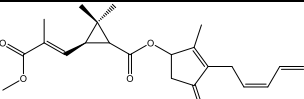
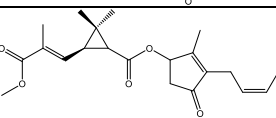
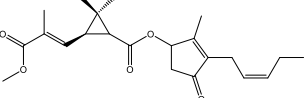
Pyretroidy znajdują szerokie zastosowanie w rolnictwie, przechowalnictwie, medycynie i weterynarii. Wynika to głównie z ich właściwości owadobójczych. Pyretroidy są syntetycznymi analogami naturalnie występujących pyretryn, obecnych w kwiatach złocienia dalmatyńskiego (*Chrysanthemum cinerariaefolium*). Wysuszone i sproszkowane kwiaty (*pyretrum*) były stosowane już w Starożytności. Używane były w pomieszczeniach mieszkalnych przeciwko owadom domowym takim jak wszy, pchły, pluskwy, karaluchy, muchy i komary. Od XX wieku powszechnie zaczęto stosować również ekstrakty z kwiatów złocienia. Preparaty te w znaczącym stopniu ograniczały rozprzestrzenianie się chorób przenoszonych przez owady. Ekstrakty stosowano również do zwalczania owadów powodujących szkody w sadach, głównie mszyc (Struciński 2009).

Pyretryny wykazują silną aktywność insektycydową przeciwko owadom domowym, komarom, mszycom, chrząszczom, motyłom i szkodnikom magazynowym (Ambrožič Dolinšek i in. 2007; Ban i in. 2010; Tomalak 2009). Działają kontaktowo, atakując bardzo szybko układ nerwowy owadów. Zaletą naturalnych pyretryn jest niska toksyczność w stosunku do ssaków, co wynika ze słabej absorpcji poprzez skórę i wysokiej zdolności do ich metabolizmu. Za aktywność biologiczną ekstraktów z kwiatów złocienia odpowiada sześć substancji będących estrami kwasu chryzantemowego i pyretrowego. Struktury tych związków przedstawiono w Tab. 1.

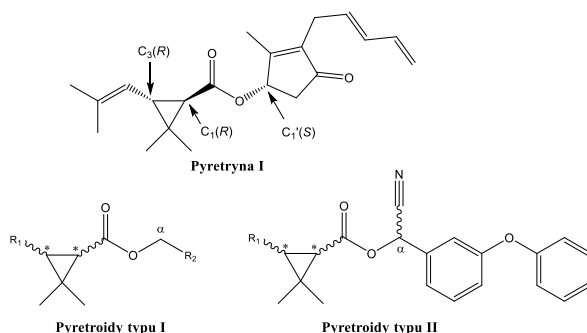
Skuteczne działanie pyretryn było inspiracją do poszukiwań syntetycznych analogów tych substancji. Preparaty zawierające pyretroidy należą do jednych z najczęściej stosowanych środków ochrony roślin. Roczna sprzedaż tych preparatów w przeliczeniu na substancje czynne w 2015 roku w Polsce wynosiła 83,44 ton. Pod tym względem przewyższają je jedynie preparaty zawierające związki fosforoorganiczne, których sprzedaż wynosiła 1206,26 t (GUS 2016). Pyretroidy wykorzystywane są do zwalczania owadów gryzących i ssących takich jak mszyce, chrząszcze (w tym stonka ziemniaczana i słodyszek rzepakowy).

Pyretroidy są także stosowane w leczeniu wszawicy i świerzbu u ludzi. Zapobiegają chorobom przenoszonym przez niektóre pasożyty, wśród których można wymienić wektory boreliozy, żółtej gorączki i malarii. W weterynarii używane są do zwalczania pasożytów zewnętrznych takich jak pchły, kleszcze i inne organizmy żerujące na skórze i sierści zwierząt. Jest to możliwe ze względu na niską toksyczność substancji pyretroidowych w stosunku do ssaków, w tym również ludzi (Nieradko-Iwanicka 2014).

Tab. 1. Struktury pyretryn naturalnych

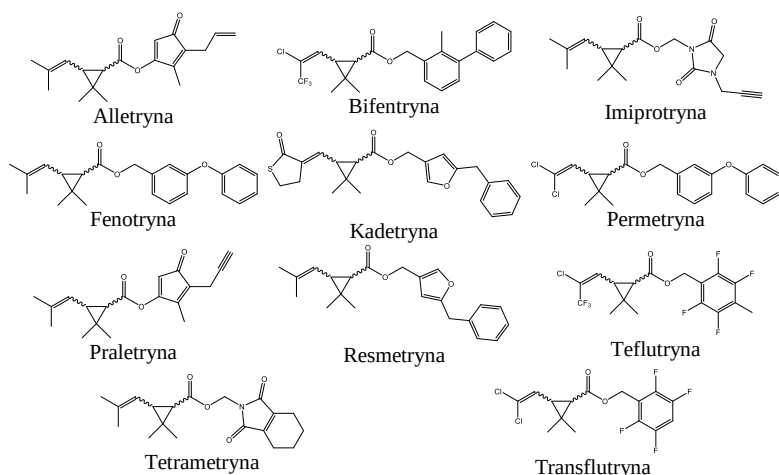
Rodzaj	Nazwa	Struktura
Pochodne kwasu chryzantemowego	Pyretryna I	
	Cyneryna I	
	Jasmolina I	
Pochodne kwasu pyretrowego	Pyretryna II	
	Cyneryna II	
	Jasmolina II	

Znanych jest wiele substancji aktywnych, które zaliczane są do pyretroidów. Ze względu na podobieństwo w strukturze oraz w mechanizmie działania wyróżnia się dwie podstawowe grupy tych związków – pyretroidy typu I i II (Rys. 1). Zarówno pyretryny, jak i pyretroidy są związkami optycznie czynnymi. Cząsteczki naturalnych pyretryn posiadają trzy asymetryczne atomy węgla w pierścieniu cyklopropylowym – C₁ i C₃ oraz w pierścieniu cyklopentenylowym C_{1'}. W przypadku syntetycznych pochodnych, ilość atomów węgla asymetrycznych jest zróżnicowana.

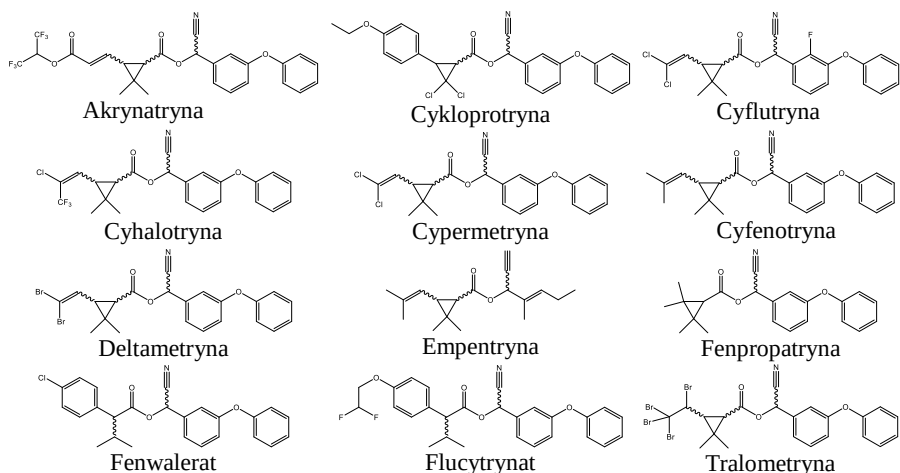


Rys. 1. Ogólna struktura i centra asymetrii w pyretrynach i pyretroidach.

W obu typach pyretroidów występuje układ pierścienia cyklopropylowego połączonego z grupą estrową. Pyretroidy różnią się fragmentem pochodzącym od alkoholu. Pochodne typu II posiadają charakterystyczną dla nich grupą α -cyano-3-fenoksybenzylową, która nie występuje w pyretroidach typu I (Rys. 2 i 3). Struktura niektórych pyretroidów dalece odbiega od struktury substancji wiodących, czyli pyretryn, ponieważ nie występuje w ich budowie pierścień cyklopropanowy. Do tej grupy związków należy między innymi fenwalerat.



Rys. 2. Struktury wybranych pyretroidów typu I.



Rys. 3. Struktury wybranych pyretroidów typu II.

Przedstawiciele obu grup pyretroidów działają na centralny układ nerwowy owadów. Stymulują one pracę kanałów sodowych i chlorkowych. Substancje pyretroidowe przyłączają się do odpowiednich receptorów błon komórek nerwowych w organizmie owada, powodując blokowanie kanałów sodowych. Zaburzenia w przewodzeniu jonów sodu powodują pobudzenie owada, a w dalszym etapie jego paraliż (Skolarczyk i in. 2017).

Słabą stroną pyretryn i pyretroidów jest ich bardzo niska selektywność wobec owadów, przez co mogą wpływać na liczebność pożytecznych owadów (Tomalak 2009). Pozostałości pyretroidów w wodach są toksyczne dla fauny wodnej, w tym ryb (Kühne 2008). Dla niektórych gatunków ryb wartość stężenia pyretroidów wywołującego śmierć 50% populacji (LC_{50}) wynosi poniżej $1 \mu\text{g dm}^{-3}$ (Feo i in. 2010). Ostatnie doniesienia wskazują, że pyretroidy nie są zupełnie obojętne wobec ludzi. Stwierdzono, że pochodne pyretroidowe mogą powodować zaburzenia endokrynologiczne, a niektóre substancje, takie jak cypermetryna, permetryna i bifentryna, zostały również zakwalifikowane przez EPA jako potencjalnie rakotwórcze (Corcellas i in. 2013). Ponadto substancje pyretroidowe powodują liczne zaburzenia immunologiczne, przez co obniżają odporność u ludzi. Mogą być także przyczyną alergii i astmy (Skolarczyk i in. 2017). Z tych względów ogranicza się dopuszczalny poziom stężeń niektórych pyretroidów w wodzie. Zgodnie z Dyrektywą 2013/39/UE maksymalne dopuszczalne stężenie cypermetryny w wodach powierzchniowych śródlądowych nie może przekraczać $0,6 \text{ ng dm}^{-3}$.

2. Opis zagadnienia

Ze względu na silny charakter lipofilowy ($\log K_{ow} = 5,7-7,6$) związki pyretroidowe występują w wodach na bardzo niskim poziomie stężeń, ponieważ wykazują zdolność do adsorpcji w osadach dennych i na powierzchni cząstek stałych obecnych w wodzie w postaci zawiesin (Feo i in. 2010). Badania prowadzone przez niektóre ośrodki naukowe w Portugalii, Hiszpanii, Stanach Zjednoczonych i Chinach wskazują, że w próbkach wodnych występują niektóre pyretroidy takie jak bifentryna, cypermetryna, cyhalotryna, deltametryna, fenwalerat oraz permetryna na poziomie stężeń od 0,06 do kilkuset ng dm^{-3} (Corcellas i in. 2013; Feo i in. 2010a; Woudneh i Oros 2006). Ze względu na tak niskie stężenia pyretroidów w wodach powierzchniowych, kluczowym elementem procedury analitycznej wydaje się sposób izolacji i wzbogacenia próbek. Błędy popełnione na tym etapie mogą powodować zanieczyszczenie próbek lub znaczące straty analitów, a skutki tych błędów nie mogą być wyeliminowane nawet przez najdroższą i najnowocześniejszą aparaturę analityczną.

3. Przegląd literatury

Sposób przygotowania próbek środowiskowych do analizy zależy przede wszystkim od rodzaju matrycy, stężenia analitu oraz stosowanej metody analitycznej. W przypadku analizy wodnych próbek zawierających pestycydy, w tym pyretroidy stosuje się głównie ekstrakcję ciecz-ciecz oraz ekstrakcję ciecz-ciało stałe (Rys. 4).



Rys. 4. Wybrane techniki izolacji pestycydów z próbek wodnych.

Ekstrakcja ciecz-ciecz

Klasyczna ekstrakcja próbek wodnych rozpuszczalnikami organicznymi (LLE – *Liquid-Liquid Extraction*) jest jedną z najstarszych i jednocześnie najprostszych metod izolacji pestycydów z wody. W procesie tym wykorzystuje się znacznie większe powinowactwo analitu do rozpuszczalnika organicznego niż do wody. Najważniejszym kryterium doboru rozpuszczalnika jest współczynnik podziału pomiędzy fazą organiczną a fazą wodną, który powinien przyjmować wartość wyższą od 1. Pyretroidy wykazują charakter lipofilowy, przez co ich rozpuszczalność w wodzie i rozpuszczalnikach polarnych jest niewielka (Corcellas i in. 2013).

W celu wyodrębnienia pyretroidów z wody klasyczną metodą ekstrakcji ciecz-ciecz, jako rozpuszczalniki stosowane są najczęściej *n*-heksan, dichlorometan (Corcellas i in. 2013), a także

octan etylu (Lee i in. 2002). Jednak ze względu na duże zużycie rozpuszczalników, konieczność wielokrotnego prowadzenia ekstrakcji, potrzebę zagęszczania ekstraktu oraz niewielki stopień wzbogacenia analitu, obecnie odchodzi się od tego sposobu izolacji pestycydów z wody. Procesy ekstrakcji prowadzone są również w sposób ciągły, co pozwala ograniczyć zużycie ekstrahentów (Corcellas i in. 2013). Najnowsze badania wskazują jednak, że ekstrakcja ciecz-ciecz może być skuteczna, gdy zastosowanym rozpuszczalnikiem jest acetonitryl (Niu i in. 2017; Woudneh i Oros 2006). Efektywność procesu podnosi wysolenie próbki wodnej (Niu i in. 2017) i wspomaganie ekstrakcji ultradźwiękami (Fao i in. 2010a).

Zastosowanie w izolacji pyretroidów znalazły również inne, nowoczesne techniki ekstrakcji ciecz-ciecz takie jak mikroekstrakcja do pojedynczej kropli (SDME – *Single-Drop Microextraction*) oraz mikroekstrakcja poprzez membranę (HF-LPME – *Hollow Fibre-Based Liquid-Phase Microextraction*). Cechą wspólną tych technik jest niewielka ilość fazy ciekłej (rozpuszczalnika) stosowanej podczas ekstrakcji, ale także niewielka objętość analizowanej próbki wodnej. W technice SDME do próbki wody (np. 10 cm³) wprowadzana jest mikrostrzykawka zawierająca rozpuszczalnik, którym w przypadku izolacji pyretroidów może być *n*-heksan lub toluen. Następnie na końcu igły jest wytwarzana niewielka kropla rozpuszczalnika (o objętości ok. 1,5 mm³), do której ekstrahowane są anality. W celu zwiększenia skuteczności ekstrakcji próbkę wody miesza się z użyciem mieszađła magnetycznego, tak, aby kropla rozpuszczalnika nie oderwała się od igły. Po zakończeniu procesu kroplę pobiera się z powrotem do strzykawki. Procedura zastosowana przez Carlos i współpracowników pozwala na jednoczesną ekstrakcję insektycydów pyretroidowych i chloroorganicznych (Carlos i in. 2013). Metoda charakteryzuje się wysokim odzyskiem (91-107%) dla oznaczanych pyretroidów λ -cyhalotryny, cypermetryny, deltametryny i permetryny.

W przypadku techniki HF-LPME stosowane są przeważnie polipropylenowe membrany, których mikropory wypełnione są ciekłym sorbentem. Membranę umieszcza się w próbce, a po zakończeniu procesu analit wraz z fazą organiczną wymywa się odpowiednim rozpuszczalnikiem. Membrana może też stanowić integralną część strzykawki – wówczas po procesie ekstrakcji faza organiczna zasysana jest do strzykawki i może być poddana analizie. Badania wskazują, że skutecznym ekstrahentem dla pyretroidów jest 1-oktanol. Zastosowana przez San Romána i in. (2012) metoda wymagała niewielkiej objętości fazy organicznej (50 mm³) oraz badanej próbki (10 cm³). Wadą metody jest stosunkowo długi czas ekstrakcji wynoszący 6 godzin. Technika HF-LPME była najskuteczniejsza dla ekstrakcji cyflutryny i deltametryny.

Ekstrakcja do fazy stałej

Jedną z najważniejszych metod izolacji i wzbogacania analitów z próbek wodnych jest ekstrakcja do ciała stałego określana skrótem SPE (*Solid Phase Extraction*). W tej metodzie wykorzystuje się zjawisko podziału analitu między fazę ciekłą (próbę wody) a fazę stałą (sorbent). W celu wyekstrahowania pyretroidów z wody stosowane są różnego rodzaju sorbenty. Najczęściej używane są kolumnienki z fazą niepolarną, którą stanowi faza oktaadecylowa – C-18, oktylowa – C-8 (Lee i in. 2002) lub faza zawierająca kopolimer diwinylobenzenu i *N*-winylopirolidonu, np. Oasis HLB (Corcellas i in. 2013).

Zastosowanie techniki SPE wymaga odpowiedniego postępowania. W pierwszym etapie przeprowadzane jest kondycjonowanie złoża sorbentu, co ma na celu jego aktywację. W tym celu stosuje się rozpuszczalniki takie jak metanol lub 2-propanol. Następnie przez przygotowane złoże przepuszczana jest próbka badanej wody. W kolejnym etapie z sorbentu usuwane są hydrofilowe składniki matrycy poprzez przemycie złoża wodą destylowaną. Sorbent z analitem suszy się strumieniem powietrza lub azotu, po czym substancje zatrzymane na powierzchni fazy stałej eluowane są odpowiednim rozpuszczalnikiem. W przypadku pyretroidów jako eluenty stosuje się mieszaniny rozpuszczalników przygotowane z równych objętości metanolu i acetonitrylu (Corcellas i in. 2013) lub *n*-heksanu i acetonu (Lee i in. 2002). Zgodnie z literaturą, stosowanie techniki SPE pozwala na wysokie wzbogacenie pyretroidów, dzięki czemu metoda może być stosowana dla oznaczeń na bardzo niskim poziomie stężeń (Corcellas i in. 2013). Odzysk substancji pyretroidowych uzyskany z zastosowaniem kolumnienek wypełnionych sorbentem C-8 i C-18 jest lepszy niż w przypadku Oasis HLB (Feo i in. 2010).

Wadą techniki SPE jest duża objętość próbki wody wynosząca zwykle powyżej 500 cm³, dlatego w ostatnich latach rozwijają się inne techniki takie jak mikroekstrakcja do fazy stałej (SPME – *Solid-Phase Microextraction*) i ekstrakcja za pomocą ruchomego elementu sorpcyjnego (SBSE – *Stir-Bar Sorptive Extraction*) (Corcellas i in. 2013; Feo i in. 2010).

W technice SPME wykorzystuje się mikrostrzykawkę, w której sorbent naniesiony jest na cienkie włókno szklane lub kwarcowe umieszczone wewnątrz stalowej igły. Igła wraz z sorbentem wprowadzana jest do próbki wody o niewielkiej objętości (ok. 5 cm³). Po zakończonym procesie ekstrakcji analit jest desorbowany najczęściej w podwyższonej temperaturze. Jako sorbenty w technice SPME często stosowane są polidimetylosiloksan (PDMS) oraz kopolimer polidimetylosiloksanu z diwinylobenzenem (PDMS/DVB), które znalazły również zastosowanie do izolacji pyretroidów (Feo i in. 2010). Na skuteczność SPME mają wpływ temperatura, wysolenie, sposób pokrycia włókna oraz rodzaj próbki wodnej. Niedogodnością tej techniki jest konieczność posiadania chromatografu gazowego wyposażonego w układ do desorpcji termicznej (Corcellas i in. 2013).

W technice SBSE stosuje się takie same sorbenty, jak w przypadku SPME. Kluczowym wyposażeniem w tej technice jest mieszadło magnetyczne, na którego powierzchnię naniesiony jest sorbent. Mieszadło umieszczane jest próbce wody (zwykle ok. 20 cm³). Ekstrakcję prowadzi się, mieszając próbkę aż do osiągnięcia równowagi, co zwykle uzyskuje się po czasie 30-150 minut. Zatrzymane anality uwalnia się z mieszadła poprzez desorpcję termiczną lub reekstrakcję rozpuszczalnikami (np. acetonem, acetonitrylem lub octanem etylu), przy czym lepsze odzyski pyretroidów uzyskuje się w wyniku procesu termicznego (Van Hoeck E i in. 2007; Corcellas i in. 2013). Technika charakteryzuje się wysokimi odzyskami insektycydów pyretroidowych, które zawierają się w zakresie od 82-113%.

4. Podsumowanie

Opisane techniki izolacji pyretroidów z próbek wodnych charakteryzują się wysokimi odzyskami analitów, jednak wymagają ustalenia optymalnych warunków procesu. Kluczowym parametrem może być wymagany stopień wzbogacenia, który zależy od wykrywalności metody instrumentalnej stosowanej w kolejnym etapie procedury analitycznej. Dobierając metodę ekstrakcji należy zwrócić również uwagę na możliwość zanieczyszczenia próbek w wyniku stosowania dużych objętości rozpuszczalników organicznych o nieodpowiednim stopniu czystości. Ilość zużywanych rozpuszczalników może mieć również istotny wpływ na ocenę procesu z punktu widzenia zasad „zielonej chemii”.

5. Literatura

- Ambrožič Dolinšek J, Kovač M, Žel J i in. (2007) Pyrethrum (*Tanacetum cinerariifolium*) from the Northern Adriatic an potential source of natural insecticide. *Annales. Series Historia Naturalis* 17(1): 39-45.
- Ban D, Sladonja B, Lukić M i in. (2010) Comparison of pyrethrins extraction methods efficiencies. *African Journal of Biotechnology* 9(18): 2702-2708.
- Carlos EA, Alves RD, de Queiroz MELR i in. (2013) Simultaneous determination of the organochlorine and pyrethroid pesticides in drinking water by single drop microextraction and gas chromatography. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 24(8): 1217-1227.
- Corcellas C, Eljarrat E, Barceló D (2013) Chapter 9 - Determination of Pyrethroid Insecticides in Environmental Samples by GC-MS and GC-MS-MS. *Comprehensive Analytical Chemistry* 61: 203-230.
- Feo ML, Eljarrat E, Barceló D (2010) Determination of pyrethroid insecticides in environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry* 29(7): 692-705.
- Feo ML, Ginebreda A, Eljarrat E i in. (2010a) Presence of pyrethroid pesticides in water and sediments of Ebro River Delta. *Journal of Hydrology* 393: 156-162.
- Glynne-Jones A (2001) Pyrethrum. *Biopesticides* 10: 195-198.
- Główny Urząd Statystyczny (2016) Rocznik statystyczny rolnictwa. Warszawa.

- Kühne S (2008) Perspektywy i ograniczenia wykorzystania bioinsektycydów w rolnictwie ekologicznym. *Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin* 48(4): 1309-1313.
- Lee S, Gan J, Kabashima J (2002) Recovery of Synthetic Pyrethroids in Water Samples during Storage and Extraction. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50(25): 7194-7198.
- Nieradko-Iwanicka B (2014) Zastosowania pyretroidów jako leków, biocydów i pestycydów. *Problemy Higieny i Epidemiologii* 95(4): 803-805.
- Niu Z, Yu C, He X i in. (2017) Salting-out assisted liquid-liquid extraction combined with gas chromatography-mass spectrometry for the determination of pyrethroid insecticides in high salinity and biological samples. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 143: 222–227.
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej. *Dz.U. L* 226 z 24.8.2013, s. 17.
- San Román I, Alonso ML, Bartolomé L i in. (2012) Hollow fibre-based liquid-phase microextraction technique combined with gas chromatography–mass spectrometry for the determination of pyrethroid insecticides in water samples. *Talanta* 100: 246-253.
- Skolarczyk J, Pekar J, Nieradko-Iwanicka B (2017) Zaburzenia immunologiczne wywołane narażeniem na insektycydy z grupy pyretroidów. *Postępy Higieny i Medycyny Doświadczalnej* 71: 446-453.
- Struciński P (2009) Pyretryny. Dokumentacja dopuszczalnych wielkości narażenia zawodowego. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy* 1(59): 35-68.
- Tomalak M (2009) Czynniki biologiczne dostępne w ochronie upraw ekologicznych przed szkodnikami, *AgEngPol* (<http://www.agengpol.pl/ekspertyzy.aspx>).
- Van Hoeck E, David F, Sandra P (2007) Stir bar sorptive extraction for the determination of pyrethroids in water samples. A comparison between thermal desorption in a dedicated thermal desorber, in a split/splitless inlet and by liquid desorption. *Journal of Chromatography A* 1157: 1-9.
- Woudneh MB, Oros DR (2006) Quantitative determination of pyrethroids, pyrethrins, and piperonyl butoxide in surface water by High-Resolution Gas Chromatography/High-Resolution Mass Spectrometry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54(19): 6957-6962.

4. Barwniki jako substancje zanieczyszczające środowisko wodne

Dyes as contaminants of aquatic environment

Tkaczyk Angelika, Mitrowska Kamila, Posyniak Andrzej

Zakład Farmakologii i Toksykologii, Państwowy Instytut Weterynaryjny - Państwowy Instytut Badawczy w Puławach

Opiekun naukowy: dr hab. Kamila Mitrowska, prof. nadzw.

Tkaczyk Angelika: angelika.tkaczyk@piwet.pulawy.pl

Słowa kluczowe: barwniki azowe, barwniki trifenylometanowe, toksyczność, zanieczyszczenie wód

Streszczenie

Na pogarszający się stan środowiska wodnego wpływa rozwój przemysłu oraz odprowadzanie powstałych odpadów poprodukcyjnych wraz z ściekami do oczyszczalni lub zrzucanie ich bezpośrednio do odbiornika. Konsekwencją tego stanu rzeczy jest przenikanie związków chemicznych takich jak: niesteroidowe leki przeciwzapalne, antybiotyki, środki psychotropowe, pestycydy czy też barwniki do ekosystemów wodnych. Spośród tych ostatnich największą grupę stanowią syntetyczne barwniki organiczne, które wykorzystywane są głównie w przemyśle tekstylnym, garbarskim i papierniczym, a w mniejszym stopniu w przemyśle farmaceutycznym, kosmetycznym i w przetwórstwie żywności. Ponieważ część z tych barwników wykazuje właściwości toksyczne, wysoce prawdopodobne jest, że ich szerokie zastosowanie, a w konsekwencji duża ilość generowanych barwnych ścieków może prowadzić do zaburzeń w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów wodnych, a także stanowić zagrożenie dla zdrowia ludzi. Przeprowadzone dotychczas badania wykazały obecność barwników w wodzie, osadach dennych oraz rybach wolno żyjących co świadczy o problemie zanieczyszczenia środowiska wodnego barwnikami.

1. Wstęp

Kwestia zanieczyszczenia środowiska wodnego staje się coraz poważniejszym problemem środowiskowym. W wyniku intensywnego rozwoju przemysłu chemicznego, farmaceutycznego oraz rolniczego dochodzi do przenikania wielu związków chemicznych takich jak antybiotyki, niesteroidowe leki przeciwzapalne, hormony, dioksyny, pestycydy, polichlorowane bifenyle czy też barwniki do środowiska wodnego (Kot-Wasik i in. 2003). Spośród wszystkich substancji barwiących największą grupę stanowią syntetyczne barwniki organiczne, które wykorzystywane są głównie w przemyśle włókienniczym, papierniczym i garbarstwie, a w mniejszym stopniu w przemyśle kosmetycznym, farmaceutycznym i spożywczym. Ze względu na to, że niektóre barwniki są również substancjami czynnymi farmakologicznie to znalazły one zastosowanie w medycynie ludzkiej i weterynaryjnej (Bamfield 2001).

Konsekwencją ogromnej ilości produkowanych syntetycznych barwników organicznych oraz ich szerokiego spektrum wykorzystania jest generowanie dużej ilości barwnych ścieków oraz różnego rodzaju odpadów poprodukcyjnych. Dane literaturowe wskazują, że sam tylko przemysł tekstylny wytwarza rocznie prawie 200 miliardów litrów barwnych ścieków w skali globalnej (Kant 2012). Znaczna część barwników ulega powolnej biodegradacji, przez co trudniej ścieki te oczyścić metodami standardowo stosowanymi przez oczyszczalnie ścieków. Dostępne dane naukowe potwierdzają, że część barwników wykazuje właściwości toksyczne, w tym efekty nowotworowe oraz działanie alergizujące, dlatego też produkcja, a następnie stosowanie tych barwników nie jest bezpieczne (Jędrzejczak i Wojciechowski 2016; Bamfield 2001).

W ciągu ostatnich lat opublikowano kilka doniesień dotyczących występowania syntetycznych barwników w wodzie, osadach dennych oraz rybach wolno żyjących co potwierdza fakt zanieczyszczenia ekosystemów wodnych tymi substancjami.

W niniejszej pracy przedstawiono podział i zastosowanie barwników oraz potencjalne źródła zanieczyszczenia ekosystemu wodnego tymi substancjami. Zestawiono również wyniki badań toksyczności oraz występowania barwników w środowisku wodnym i związane z tym potencjalne zagrożenia dla funkcjonowania ekosystemów wodnych oraz zdrowia ludzi. Problem zanieczyszczenia środowiska wodnego barwnikami przedstawiono na przykładzie barwników azowych, które stanowią trzy czwarte światowej produkcji barwników oraz barwników trifenylometanowych ze względu na ich właściwości farmakologiczne i znaczenie w medycynie ludzkiej oraz weterynaryjnej.

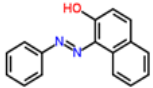
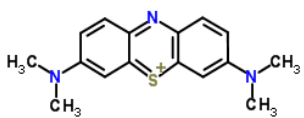
2. Podział barwników

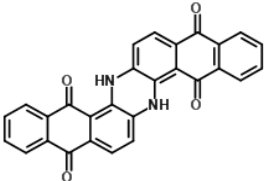
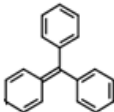
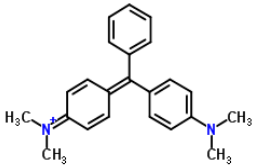
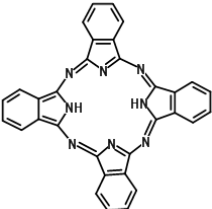
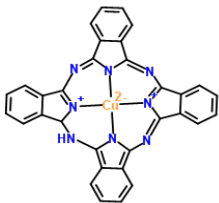
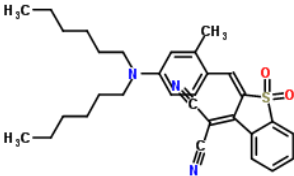
W związku z niewielką liczbą naturalnych barwników pochodzenia roślinnego i zwierzęcego oraz rosnącą w XIX wieku potrzebą pozyskiwania substancji barwiących zaczęto intensywnie poszukiwać nowych sposobów ich otrzymania. Przełomem było uzyskanie pierwszych syntetycznych barwników: fuksyny - przez Jakuba Natansona (1855 r.) i moweiny - przez Williama Perkina (1856 r.); dzięki intensywnemu rozwojowi chemii organicznej możliwa stała się produkcja barwników na skalę przemysłową (Bamfield 2001).

Substancje barwiące dzielimy na pochodzenia nieorganicznego i organicznego, do tych ostatnich zaliczamy barwniki naturalne, syntetyczne oraz pigmenty. Przeważająca większość, bo aż trzy czwarte produkcji na skalę przemysłową, stanowią syntetyczne barwniki organiczne. Szacuje się, że istnieje ponad 10 000 różnego rodzaju organicznych substancji barwnych, a produkcja barwników wykorzystywanych tylko w przemyśle tekstylnym w skali globalnej wynosi 800 000 ton (Bamfield 2001).

Kolor substancji barwiących jest wynikiem absorpcji promieniowania widzialnego w zakresie od 380 do 740 nm długości fali. Pochłanianie promieniowania jest możliwe dzięki obecności chromoforu w strukturze chemicznej związku, który posiadając takie ugrupowanie staje się chromogenem. Ponadto, związki mogą posiadać auksochromy czyli dodatkowe grupy atomów, które nasilają barwę danego barwnika. Istnieją różne podziały barwników biorące pod uwagę strukturę chemiczną, sposób barwienia czy też zastosowanie. Ze względu na występujące chromofory wyróżniamy m.in. takie barwniki jak: azowe, azynowe, chinoidowe, trifenylometanowe, ftalocyjanowe oraz metioninowe (Tab.1) (Bamfield 2001). Stosowany we włókiennictwie podział bierze pod uwagę sposób barwienia i wyróżnia dwie grupy barwników: barwniki rozpuszczalne w wodzie, do której zaliczamy barwniki: bezpośrednie, kationowe, kwasowe, kwasowo-chromowe i reaktywne oraz barwniki nierozpuszczalne w wodzie, do których należą barwniki: azowe tworzone na włóknie, kadziowe, siarkowe, oksydowane tworzone na włóknie oraz zawieszinowe (Bamfield 2001).

Tab. 1. Podział syntetycznych barwników organicznych ze względu na występujący chromofor.

Grupa barwników	Grupa chromoforowa	Przykład barwnika
Barwniki azowe	azowa -N=N-	sudan I 
Barwniki azynowe, oksyazynowe, tiazynowe	azynowa 	błękit metylenowy 

Barwniki chinoidowe	karbonylowa $=C=O$	vat blue 4 
Barwniki tryfenylometanowe	tryfenylometanowe 	zieleń malachitowa 
Barwniki ftalocyjaninowe	ftalocyjaninowa 	direct blue 199 
Barwniki metioninowe	metinowa $\equiv CH$	disperse blue 354 

3. Zastosowanie barwników

Produkcja syntetycznych barwników organicznych w skali globalnej wynosi prawie milion ton rocznie; ilość pozyskiwanych barwników związana jest ze zróżnicowanymi właściwościami chemicznymi i fizycznymi tych substancji, a przez to z ich szerokim spektrum zastosowania. Barwniki ze względu na swoje właściwości barwiące wykorzystywane są przede wszystkim w przemyśle tekstylnym, poligraficznym, papierniczym i garbarstwie, a w mniejszym stopniu w sektorze kosmetycznym, farmaceutycznym i spożywczym. Natomiast, właściwości farmakologiczne części barwników sprawiły, że znalazły one zastosowanie w medycynie ludzkiej oraz weterynaryjnej (Bamfield 2001).

Największa liczba produkowanych barwników (ponad 3 600) używana jest w przemyśle tekstylnym, co jest związane z walorami estetycznymi wytwarzanych barwnych produktów jak również ich parametrami użytkowymi (Kant 2012; Czajkowski 2007). W sektorze tym różne grupy barwników wykorzystywane są w zależności od etapu procesu barwienia, rodzaju tkaniny czy też końcowego przeznaczenia produktu. Na przykład barwniki zawieszinowe wykorzystywane są do barwienia poliestru oraz włókien octanowych, barwniki reaktywne do bawełny, celulozy i wiskozy, a barwniki kwasowe do nylonu i wełny. Szacuje się, że pierwsze dwie grupy barwników stanowią ponad 70% wszystkich syntetyzowanych barwników (Czajkowski 2007; Bamfield 2001).

Ze względu na swoje właściwości barwiące barwniki są również wykorzystywane w garbarstwie. W procesie wykańczania kąpielowego przygotowane skóry barwi się w celu nadania atrakcyjnej barwy produktom jak również aby wyrównać barwę skóry. Zazwyczaj, do procesu tego

wykorzystywane są barwniki naturalne i syntetyczne. Obecnie, do tego celu w przeważającej większości stosuje się barwniki azowe (Domański i Surgiewicz 2001). Ponad 50% skór jest barwionych na czarno, a 24% na kolor brązowy, pozostała część traktowana jest innymi kolorami. Standardowo wykorzystywanym barwnikiem do barwienia skór na czarno jest barwnik azowy direct black 168 (Bamfield 2001).

Do barwienia w sektorze papierniczym wykorzystywane są głównie barwniki kwasowe, zasadowe, bezpośrednie, a zwłaszcza kationowe barwniki bezpośrednie. Natomiast w przypadku przemysłu poligraficznego do drukowania na włóknach octanowych wykorzystywane są barwniki kadziowe, natomiast barwniki azowe, ftalocyjanowe oraz trifenylometanowe stosowane są jako tusze drukarskie (Bamfield 2001).

Pierwszym barwnikiem wykorzystywanym do barwienia cytochemicznego był fiolet krystaliczny zsyntetyzowany w 1861 r., Christian Gram wykorzystał ten barwnik oraz jego pochodne do wybarwiania bakterii (Szadowski 2011). Najprostsza klasyfikacja barwników stosowanych w barwieniu cytochemicznym obejmuje barwniki: kationowe, anionowe, fluorescencyjne oraz rozpuszczalne w tłuszczach, przykładami są: błękit metylenowy, czerwień oleista O oraz oranż akrydyny (Bamfield 2001).

Dawne powiązanie przemysłu barwnikarskiego z chemią leków sprawiało, że barwniki były testowane w celu wykorzystania ich w diagnostyce medycznej oraz leczeniu chorych. Synteza moweiny - pierwszego syntetycznego barwnika była przypadkowym odkryciem wynikającym z nieudanej próby pozyskania chininy. Stosowany w XIX wieku do wybarwiania pierwotniaków wywołujących malarię błękit metylenowy został przez Paula Ehrlicha wykorzystany do leczenia tej choroby. Choroby tropikalne przenoszone przez muchę tse-tse były traktowane barwnikami benzydynowymi oraz mocznikowymi, a sulfonamidowe pochodne chryzoidyny (barwnik azowy) znalazły zastosowanie jako leki przeciwbakteryjne. Barwniki były również wykorzystywane w terapii fotodynamicznej jako uczulacze przy naświetlaniu nowotworów skóry (Szadowski 2011).

W medycynie jako środek antyseptyczny stosowany jest na skórę fiolet gencjanowy będący pochodną fioletu krystalicznego. Niektóre barwniki z grupy barwników trifenylometanowych (zieleń malachitowa, fiolet krystaliczny, zieleń brylantowa) znalazły zastosowanie w weterynarii w profilaktyce i leczeniu chorób ryb. Najefektywniejsze działanie wykazuje zieleń malachitowa stosowana przeciw: bakteriom chorobotwórczym z rodzaju *Flexibacter*, grzybom (*Saprolegnia*, *Achlya*, *Aphanomyces*) oraz pierwotniakom pasożytniczym: *Ichthyophthirius multifiliis*, *Ichthyobodo necator*, *Trichodina* sp., *Trichodinella* sp., *Chilodonella* sp. Badania nad barwnikami trifenylometanowymi wykazały ich profilancerogeny oraz genotoksyczny dlatego mogą być one stosowane tylko w hodowlach hobbyistycznych ryb akwariowych i ozdobnych; substancje te nigdy nie zostały zarejestrowane jako leki weterynaryjne stąd ich stosowanie w produktach akwakultury przeznaczonych do konsumpcji przez ludzi jest niedozwolone (Mitrowska 2015).

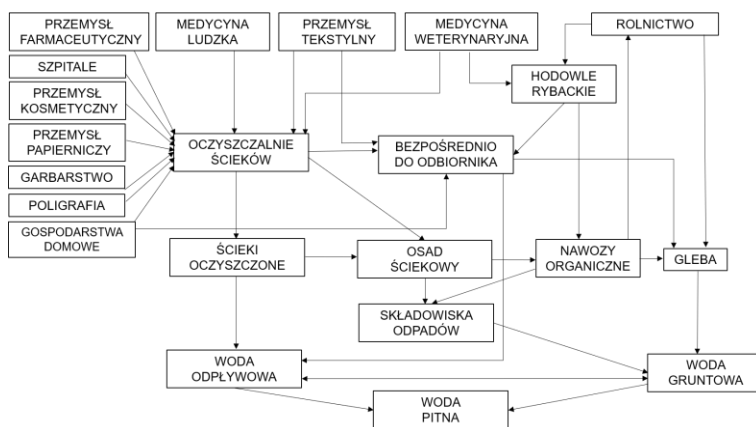
Stosowanie barwników syntetycznych w żywności staje się coraz bardziej powszechne. Najczęściej wykorzystywane w tym sektorze substancje barwiące należą do barwników: azowych, chinoidowych, indygooidowych, ksantenowych oraz trifenylometanowych. Wykorzystanie syntetycznych barwników w przemyśle spożywczym jest regulowane w USA przez Amerykańską Agencję ds. Żywności i Leków (FDA, Food and Drug Administration), a w Polsce przez Ministerstwo Zdrowia oraz rozporządzenia UE (Gasik i Mitek 2007; Bamfield 2001). Obecnie, dopuszczonych do barwienia żywności jest 17 barwników syntetycznych m.in.: tartrazyna, amarant, azorubina, czerwień koszenilowa, błękit brylantowy FCF oraz czerń brylantowa BN (Gasik i Mitek 2007). Zdarzają się jednak przypadki wykorzystania do barwienia żywności barwników niedozwolonych takich jak: amarant, rodamina B czy zieleń malachitowa (Tripathi i in. 2007).

4. Źródła zanieczyszczeń środowiska wodnego barwnikami

Zanieczyszczenie środowiska wodnego barwnikami ma swoje źródło w miejscu ich wytwarzania i wykorzystywania. Zatem przemysł tekstylny w największym stopniu uwalnia barwniki do środowiska wodnego. Inne źródła obejmują garbarnie, zakłady poligraficzne i produkcji papierniczej, kosmetycznej oraz farmaceutycznej, a w mniejszej skali szpitale, gospodarstwa domowe

oraz hodowle rybactwie. Pośrednim źródłem zanieczyszczeń środowiska barwnikami są oczyszczalnie ścieków przemysłowych, szpitalnych oraz komunalnych.

Przemysł tekstylny jest głównym sektorem wykorzystującym barwniki na szeroką skalę. Ponadto, na różnych etapach barwienia stosowanych jest ponad 800 innego rodzaju substancji chemicznych (m.in. kwas siarkowy, kwas octowy, soda kaustyczna) w celu wzmocnienia oraz utrwalenia koloru barwionej tkaniny (Kant 2012; Bamfield 2001). Dane literaturowe podają, że od 15 do 20% wykorzystywanych barwników w tym przemyśle jest zrzucanych w postaci barwnych ścieków do środowiska wodnego, a ilość produkowanych ścieków z przemysłu tekstylnego w skali globalnej wynosi prawie 200 miliardów litrów rocznie (Kant 2012; Oliveira i in. 2007).



Rys. 1. Źródła zanieczyszczeń barwnikami i potencjalne drogi ich przedostawiania się do środowiska wodnego oraz ich bioakumulacja.

Potencjalnym źródłem barwników w środowisku wodnym mogą być hodowle rybactwa, w których nieuczciwi hodowcy stosują niedozwolone barwniki w hodowli ryb przeznaczonych do konsumpcji przez ludzi. Najpowszechniej stosowanymi barwnikami w weterynarii są barwniki trifenylometanowe: zieleń malachitowa, fiolet krystaliczny oraz zieleń brylantowa. Ze względu na wysoką skuteczność działania, brak alternatywnych środków terapeutycznych jak również łatwość nabycia oraz niską cenę barwniki te chętnie są stosowane w sposób nielegalny przez hodowców (Mitrowska 2015). Ponadto, osuszony osad z hodowli rybactwa wykorzystywany jest w rolnictwie jako nawóz przez co może stanowić wtórne źródło zanieczyszczenia środowiska tymi związkami (Rys.1) (Prądyńska 2004).

Źródłem barwników w środowisku mogą być również ścieki przemysłowe, szpitalne oraz komunalne. Jak podaje Jędrzejczak i Wojciechowski, ścieki z przemysłu włókienniczego mogą być oczyszczane w sposób biologiczny na terenie zakładu produkcyjnego, w oczyszczalni miejskiej lub poprzez wydzielenie strumienia ścieków przemysłowych na terenie danego zakładu lub/i poza nim. Następnie, za pomocą metod mechanicznych oraz fizykochemicznych prowadzone są kolejne etapy oczyszczania ścieków. Ścieki barwne często miesza się z bytowymi aby zniwelować kolor odpadów. W Polsce niewielka część tego typu ścieków jest podczyszczana chemicznie; często są one tylko gromadzone w osadnikach, aby następnie po zmieszaniu z odpadami bytowymi zostać odprowadzane do oczyszczalni miejskiej lub bezpośrednio do odbiornika (Jędrzejczak i Wojciechowski, 2016). W mniejszej skali, również środki farmaceutyczne oraz produkty kosmetyczne zawierające barwniki stosowane w gospodarstwach domowych są wyrzucane bezpośrednio do kanalizacji. Trafia tam również zabarwiona woda z prania ubrań, a odpady te bez etapu utylizacji dostają się do miejskich oczyszczalni ścieków. W związku z tym, że barwniki w procesie sedymentacji gromadzą się w osadach to wykorzystanie szlamu ściekowego jako nawozu w rolnictwie powoduje przeniesienie tych substancji na pola użytkowe. Ponadto, nieodpowiednie składowanie osadu ściekowego powstałego w oczyszczalniach przyczynia się do przedostawiania zawartych w nim substancji barwnych do wód gruntowych stanowiąc zagrożenie dla jakości zasobów wodnych (Rys.1) (Kot-Wasik i in. 2003).

5. Toksyczność barwników

Barwniki azowe stanowią największą część globalnej produkcji barwników syntetycznych stąd zainteresowanie ich profilem toksycznym przez Międzynarodową Agencję Badań nad Rakiem (IARC, International Agency for Research on Cancer). Barwniki azowe w wyniku redukcji wiązania azowego są przekształcane do odpowiednich amin. Według IARC zjawisko to dotyczy zwłaszcza barwników azowych będących pochodnymi benzydyny (należącej do grupy 1-czynników kancerogennych dla człowieka), do której później są metabolizowane na drodze redukcji. Do trzech najważniejszych przedstawicieli barwników azowych, których toksyczność została zbadana zalicza się: direct black 38, direct blue 6 i direct brown 95, które wykorzystywane są głównie w przemyśle tekstylnym, garbarstwie, poligrafii oraz produkcji papierniczej. W badaniach na zwierzętach barwniki te powodowały występowanie raka gruczołu piersiowego, raka wątrobokomórkowego oraz szereg innych efektów toksycznych. Dodatkowo, barwnik direct black 38 wykazywał zdolność do transformacji do kancerogennej benzydyny pod wpływem mikroorganizmów układu pokarmowego człowieka. W 1998 r. po raz pierwszy wprowadzono w Niemczech rozporządzenie zakazujące stosowania barwników azowych rozkładających się do kancerogennych amin w produkcji produktów codziennego użytku, które mogłyby mieć kontakt z ludzką skórą czy ustami. Wymienione wyżej barwniki również znajdują się w tym rozporządzeniu, które obecnie wdrażane jest też w innych krajach UE a także dotyczy produktów importowanych z państw trzecich (Węglarz-Tomczak i Górecki 2012; Bamfield 2001).

Barwniki trifenylometanowe, ze względu na właściwości farmakologiczne i zastosowanie w medycynie ludzkiej oraz weterynaryjnej, również zasługują na szczególną uwagę przy rozpatrywaniu toksyczności barwników. Spośród wszystkich barwników z tej grupy zieleń malachitowa jest najbardziej rozpowszechnioną substancją. Liczne badania potwierdziły silnie toksyczne działanie tego barwnika wykazując jego charakter kancerogeny, genotoksyczny i teratogeny. Zieleń malachitowa wywołuje szereg efektów nowotworowych obserwowanych u szczurów i myszy, a wśród nich występowanie gruczolakoraka wątrobowokomórkowego u samic myszy. Fiolet metylowy oraz fiolet gencjanowy, którego składnikiem jest fiolet krystaliczny również powodują zmiany nowotworowe w wątrobie oraz inne efekty toksyczne u badanych myszy (Mitrowska 2015). Według IARC pararozanilina zaliczana jest do grupy 2B, czyli substancji, które mogą być kancerogenne dla ludzi. Dane literaturowe wskazują na powiązanie występowania raka pęcherza moczowego u pracowników fabryk produkujących pararozanilinę i fuksynę. Uważa się, że inne barwniki trifenylometanowe, takie jak zieleń brylantowa czy fiolet etylowy, ze względu na podobieństwo w budowie, będą wykazywały podobne właściwości toksyczne jak zieleń malachitowa oraz fiolet krystaliczny. Ponadto, barwniki te pod wpływem działania enzymów organizmów żywych metabolizowane są do form leuko, które również uważane są za kancerogenne i genotoksyczne, a mając charakter lipofilny kumulują się w tkance tłuszczowej długo tam pozostając (Mitrowska 2015).

6. Badanie obecności barwników w środowisku wodnym

Szerokie spektrum zastosowań barwników, zarówno jako substancji barwiących jak i związków farmakologicznie czynnych, sprawiło, że związki te przedostają się do środowiska wodnego. Dostępne są dane literaturowe opisujące występowanie barwników zarówno w wodzie, osadach dennych jak i rybach wolno żyjących.

Pierwszym doniesieniem dotyczącym oznaczenia barwników azowych w środowisku wodnym był praca Maguire, który opisał występowanie barwników w wodzie i osadach dennych z rzeki Yamasca w Kanadzie. Na terenie tym wykryto barwniki: disperse red 60, disperse blue 26, disperse blue 79 w zakresie stężeń od 0,1 do 1500 $\mu\text{g kg}^{-1}$. Ponadto, w osadach znaleziono BDNA (2-bromo-4,6-dinitroanilina) będący głównym metabolitem disperse blue 79 w zakresie stężeń od 0,1 do 1 900 $\mu\text{g kg}^{-1}$. Badania wykazały, że zanieczyszczenie środowiska wodnego było związane z intensywnym rozwojem przemysłu tekstylnego zlokalizowanego powyżej miejsca pobierania próbek (Maguire 1992). Kilka lat później pojawił się cykl publikacji naukowców z Brazylii opisujących występowanie trzech barwników azowych: disperse blue 373, disperse orange 37,

disperse violet 93 w wodzie i osadach z rzeki Cristais oraz ściekach z zakładu tekstylnego zlokalizowanego w pobliżu rzeki jak również w wodzie i osadach z lokalnej oczyszczalni ścieków (Carneiro i in. 2010; Oliveira i in. 2007; de Aragao Umbuzeiro i in. 2005). Barwniki te zostały również wykryte w wodzie pitnej w zakresie stężeń od 1,65 do 8,86 ng l⁻¹. Warto zauważyć, że barwniki oznaczone w wodzie z rzeki znaleziono później w wodzie z oczyszczalni ścieków; nawet chlorowanie wody nie wyeliminowało całkowicie barwników, a jedynie częściowo zmniejszyło ich ilości w wodzie (Carneiro i in. 2010).

W 1980 r. ukazała się praca Nelsona i Hitesa dotycząca występowania amin aromatycznych w pobliżu rzeki Buffalo w Stanach Zjednoczonych. Do badań pobrano osad denny oraz glebę z nabrzeża rzeki, w której oznaczono 11 amin aromatycznych związanych z przemysłową produkcją zieleni malachitowej oraz fioletu krystalicznego, a także ich metabolity: zieleni leukomalachitową i fiolet leukokrystaliczny w zakresie stężeń od 0,1 do 2000 mg kg⁻¹. Występowanie mutagennych amin związane było ze składem odpadów poprodukcyjnych fabryki barwników umiejscowionym na nabrzeżu rzeki (Nelson i Hites 1980).

Zespół badaczy z Niemiec opublikował wyniki dotyczące występowania barwników trifenylometanowych w rybach wolno żyjących. Barwniki, w tym zieleni malachitową, zieleni leukomalachitową, fiolet krystaliczny oraz fiolet leukokrystaliczny, oznaczono w rybach odłowionych z terenu aglomeracji Berlina w pobliżu 5 największych oczyszczalni ścieków (Schuetze i in. 2008a; Schuetze i in. 2008b). Do badań wykorzystano węgorze będące bioindykatorami czystości wód, ponieważ ich sposób bytowania sprzyja bioakumulacji związków organicznych w ich tkankach. Pod wpływem enzymów barwniki trifenylometanowe przekształcają się do form leuko, które ze względu na lipofilny charakter gromadzą się w tkance tłuszczowej ryb. Wyniki pokazały, że ponad 55% analizowanego materiału zawierało zieleni malachitową i jej formę leuko (Schuetze i in. 2008a), a prawie 78% ryb było zanieczyszczonych fioletem krystalicznym i leukokrystalicznym, przy czym dominowała forma leuko, której najwyższe stężenie wynosiło 6,7 µg kg⁻¹. Obecność barwników trifenylometanowych, a zwłaszcza ich form leuko, powiązano ze zrzucanymi ściekami z pobliskich oczyszczalni ścieków do wód powierzchniowych (Schuetze i in. 2008b). Cztery lata później, Zhang i in. wykazali obecność zieleni malachitowej i fioletu krystalicznego w wodzie z rzeki Dong Lin w Chinach (Zhang i in. 2012). W 2014 r. opublikowano pracę, w której opisano występowanie 14 barwników w rybach odławianych we flamandzkiej części Belgii (Reyns i in. 2014). Wyniki ujawniły, że aż 77% analizowanego materiału zawierało barwniki trifenylometanowe w tym: zieleni malachitową, zieleni leukomalachitową, fiolet krystaliczny, fiolet leukokrystaliczny oraz zieleni brylantową (Reyns i in. 2014).

7. Zagrożenia wynikające z obecności barwników w środowisku wodnym

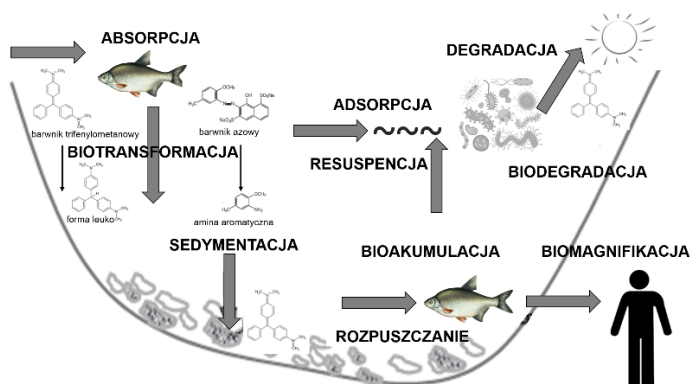
Ogromna produkcja barwników syntetycznych wynikająca z wszechstronnego ich wykorzystania oraz związane z tym generowanych znacznej ilości odpadów barwnych sprawiło, że barwniki w wyniku działalności człowieka dostają się do środowiska wodnego, co zostało udokumentowane opisanymi powyżej przypadkami.

Jak pokazuje Rys. 1, barwniki znalazły szerokie zastosowanie w wielu gałęziach gospodarki. Każdy sektor przemysłu wykorzystujący w swojej produkcji barwniki generuje barwne ścieki, które muszą zostać zutylizowane. Ścieki przemysłowe są zazwyczaj gromadzone w osadnikach, a następnie doprowadzane do oczyszczalni ścieków, część z nich jest zrzucana bezpośrednio do odbiornika. W wyniku oczyszczania powstający osad ściekowy jest gromadzony na składowiskach odpadów, z których, jeśli nie są dobrze zabezpieczone, barwniki mogą przenikać przez glebę do wody gruntowej. Sytuacja taka może mieć również miejsce, kiedy z osadu ściekowego produkowany jest nawóz rozprowadzany następnie na polach użytkowych. Oczyszczone ścieki zrzucane są do odbiornika skąd trafiają bezpośrednio do środowiska wodnego, z którego czerpana jest również woda pitna dla ludzi (Rys.1). Opublikowane do tej pory prace potwierdzają występowanie barwników azowych oraz trifenylometanowymi w wodzie (Węglarz-Tomczak i Górecki 2012; Zhang 2012).

Istotnym problemem są hodowle rybackie, w których nielegalnie stosowane są barwniki. Zrzucanie wody z takiej hodowli bezpośrednio do odbiornika może być przyczyną zanieczyszczenia innych sąsiadujących hodowli rybackich, do których woda doprowadzana jest w sposób otwarty.

Również konsumpcja ryb z hodowli rybackich gdzie stosowane są barwniki jest dla człowieka ryzykowna ze względu na ich potencjał kancerogeny (Mitrowska 2015). Ponadto, ogromna ilość powstających w gospodarstwach rybackich osadów, jeśli są składowane w nieodpowiedni sposób, może stanowić zagrożenie dla wód podziemnych, a ich wykorzystanie do nawożenia pól stwarza ryzyko wtórnego zanieczyszczenia barwnikami (Prądkońska 2004).

Różne są drogi rozprzestrzeniania barwników w środowisku wodnym; wynika to zarówno z właściwości fizyko-chemicznych samych barwników jak i warunków panujących w poszczególnych ekosystemach wodnych. Zarówno biotransformacja form macierzystych barwników azowych do amin aromatycznych jak i barwników trifenylometanowych do form leuko prowadzi do ich bioakumulacji w organizmach wodnych; przechodząc pomiędzy poszczególnymi ogniwami łańcucha pokarmowego dochodzi do biomagnifikacji tych związków w łańcuchu troficznym. W ekosystemach wodnych barwniki ulegają powolnej biodegradacji pod wpływem działania promieniowania słonecznego oraz mikroorganizmów (Rys.2).



Rys. 2. Drogi rozprzestrzeniania się oraz biotransformacji barwników w środowisku wodnym.

Zagrożenie biologiczne wynikające z występowania barwników w środowisku wodnym wynika z charakteru i trwałości form leuko barwników trifenylometanowych, kancerogennego potencjału produktów transformacji barwników azowych, właściwości toksycznych tych związków oraz długiego czasu ich biodegradacji (Węglarz-Tomczak i Górecki 2012; Mitrowska 2015). Z powodu zdolności barwników do bioakumulacji oraz biomagnifikacji w łańcuchu troficznym ich obecność w środowisku wodnym może zaburzać prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów wodnych, w następstwie czego stanowić zagrożenie dla zdrowia ludzi.

8. Podsumowanie

Dane na temat obecności barwników w wodzie, osadach dennych oraz organizmach wodnych są ograniczone stąd prace badawcze w tym zakresie powinny być prowadzone aby móc oszacować skalę problemu zanieczyszczenia środowiska tymi związkami, zbadać drogi przedostawania się tych związków do ekosystemów wodnych oraz prześledzić drogi ich przemieszczania pomiędzy poszczególnymi ogniwami łańcucha troficznego jak również elementami biosfery. Uzyskane informacje w zakresie prowadzonych prac badawczych mogłyby stanowić ważną podstawę do opracowywania nowych metod oczyszczania ścieków barwnych oraz eliminowania barwnych odpadów poprodukcyjnych co byłoby pożądanym efektem dla ochrony środowiska wodnego i zapewnienia zdrowia ludzkiego.

9. Finansowanie

Sfinansowano ze środków dotacji KNOW Konsorcjum Naukowego "Zdrowe Zwierzę - Bezpieczna Żywność", decyzja Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr 05-1/KNOW2/2015.

10. Literatura

- Bamfield P (2001) *Chromic Phenomena, The Technical Application of Colour Chemistry*. The Royal Society of Chemistry.
- Carneiro PA, Umbuzeiro GA, Oliveira DP i in. (2010) Assessment of water contamination caused by a mutagenic textile effluent/dyehouse effluent bearing disperse dyes. *Journal of Hazardous Materials* 174(1): 694-699.
- Czajkowski W (2008) Toksykologiczne aspekty stosowania barwników w przemyśle włókienniczym. *Barwniki, środki pomocnicze* 1: 20-30.
- de Aragao Umbuzeiro GA, Freeman HS, Warren SH i in. (2005) The contribution of azo dyes to the mutagenic activity of the Cristais River. *Chemosphere* 60(1): 55-64.
- Domański W, Surgiewicz J (2001) Zagrożenia chemiczne w przemyśle garbarskim. *Bezpieczeństwo pracy: nauka i praktyka* 4: 6-9
- Gasik A, Mitek M (2007) Syntetyczne barwniki organiczne w technologii żywności. *Przemysł Spożywczy* 61: 48-53.
- Kant R (2012) Textile dyeing industry an environmental hazard. *Natural science* 4(1): 22-26.
- Kot-Wasik A, Dębska J, Namieśnik J (2003) Przemiany, stężenia i oznaczanie pozostałości środków farmaceutycznych w środowisku. *Nowe horyzonty i wyzwania w analityce i monitoringu środowiskowym* 34:723-745.
- Jędrzejczak M, Wojciechowski K (2016) Skuteczność oczyszczania ścieków farbiarskich. *Chemik* 70 (3):150-157.
- Maguire RJ (1992) Occurrence and persistence of dyes in a Canadian river. *Water Science and Technology* 25(11): 270-270.
- Mitrowska K (2015) Toksyczność i pozostałości barwników trifenylometanowych u ryb słodkowodnych. *Ochrona zdrowia ryb w aspekcie jakości i bezpieczeństwa żywności* 108-113.
- Nelson CR, Hites RA (1980) Aromatic amines in and near the Buffalo River. *Environmental Science & Technology* 14(9): 1147-1149.
- Oliveira DP, Carneiro PA, Sakagami MK i in. (2007) Chemical characterization of a dye processing plant effluent—identification of the mutagenic components. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 626(1): 135-142.
- Prądyńska D (2004) Próba oceny oddziaływania stawów hodowlanych na środowisko przyrodnicze (na przykładzie gminy Malechowo). *Problemy Ekologii Krajobrazu* 13: 221-226.
- Reyns T, Belpaire C, Geeraerts C i in. (2014) Multi-dye residue analysis of triarylmethane, xanthene, phenothiazine and phenoxazine dyes in fish tissues by ultra-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography B* 953: 92-101.
- Szadowski J (2012) Barwniki w lecznictwie i w diagnostyce medycznej. *Informator Chemika Kolorysty* 17: 5-12.
- Schuetze A, Heberer T, Juergensen S (2008) Occurrence of residues of the veterinary drug malachite green in eels caught downstream from municipal sewage treatment plants. *Chemosphere* 72(11): 1664-1670.
- Schuetze A, Heberer T, Juergensen S (2008) Occurrence of residues of the veterinary drug crystal (gentian) violet in wild eels caught downstream from municipal sewage treatment plants. *Environmental Chemistry* 5(3): 194-199.
- Tripathi M, Khanna SK, Das M (2007) Surveillance on use of synthetic colours in eatables vis a vis Prevention of Food Adulteration Act of India. *Food Control* 18(3): 211-219.
- Węglarz-Tomczak E, Górecki Ł (2012) Barwniki azowe–aktywność biologiczna i strategię syntezy. *Chemik* 66(12): 1298-1307.
- Zhang Z, Zhou K, Bu YQ i in. (2012) Determination of malachite green and crystal violet in environmental water using temperature-controlled ionic liquid dispersive liquid–liquid microextraction coupled with high performance liquid chromatography. *Analytical Methods* 4(2): 429-433.

5. Fotokataliza w technologii oczyszczania wody

Photocatalysis in water purification technology

Kuźmiński Kamil

Katedra Inżynierii Sanitarnej, Wydział Budownictwa i Architektury, Zachodniopomorski

Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

Opiekun naukowy: dr hab. inż. Janus Magdalena, Prof. ZUT

Kuźmiński Kamil: Kuzminski.kamil@zut.edu.pl

Artykuł przeglądowy

Słowa kluczowe: zaawansowane metody utleniania, oczyszczanie wody

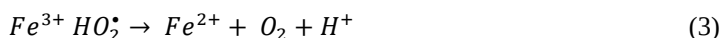
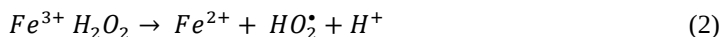
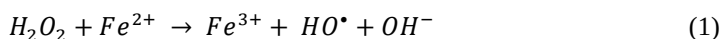
Streszczenie

Celem artykułu jest omówienie jednej z alternatywnych metod oczyszczania wody, należącej do metod pogłębionego utleniania, wykorzystującej potencjał fotoooksydacyjny materiałów o właściwościach fotokatalitycznych. W pracy przedstawione zostały klasyczne mechanizmy reakcji fotokatalizy oraz podstawowe, wykorzystywane w technologii oczyszczania wody i ścieków reaktory opierające swoje działanie o katalizę inicjowaną oraz napędzaną promieniowaniem z zakresu światła widzialnego i UV. Jako przykładowy fotokatalizator wykorzystany został najpopularniejszy z nich, tlenek tytanu(IV).

1. Wstęp

Oczyszczanie wód z zanieczyszczeń organicznych jest jednym z głównych problemów technologicznych w zagadnieniu oczyszczania wody, w szczególności wtedy, gdy zanieczyszczone są one małowartościowymi substancjami toksycznymi, z którymi znaczne problemy mają konwencjonalne (tradycyjne) metody oczyszczania. Nowoczesnymi rozwiązaniami, które są wykorzystywane w procesach oczyszczania wody z trudnusuwalnych związków są między innymi zaawansowane metody utleniania (ang. Advanced Oxidation Processes – AOP), do których należy fotokataliza.

Jak większość zjawisk wykorzystujących w swoim działaniu skuteczność generowanych podczas zachodzących reakcji rodników hydroksylowych ($\cdot\text{OH}$), metoda ta skutkuje (przy prędkości reakcji zależnej od rodzaju substancji eliminowanej) pełną mineralizacją obecnych w wodach zanieczyszczeń, tj. prowadzi do ich całkowitego utlenienia. Końcowymi produktami takich reakcji są CO_2 , H_2O i ewentualna pozostałość mineralna jeżeli takowa znajdowała się w składzie związków stanowiących zanieczyszczenie. Do innych należących do zaawansowanych metod utleniania procesów zaliczyć możemy techniki powodujące powstawanie reaktywnych form tlenu (RFT), jak na przykład reakcja fentona (odczynnik fentona - $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) przedstawiona w równaniu (1), oraz jej dalszy przebieg w równaniach (2) i (3) (Chong, Jin, Chow i in. 2010):



Innymi tego typu reakcjami są reakcje oparte o rozpad cząsteczek ozonu (O_3) przy udziale promieniowania nadfioletowego (UV-C 253,7 nm, lub falami o niższej częstotliwości, z czym wiąże się wyższa skuteczność działania samej fotolizy na rozkład zanieczyszczeń i niższa intensywność rozpadu ozonu), rozpad cząsteczek O_3 w wodzie, tym szybszy im wyższe pH (O_3/OH^-), czy też metody polegające bezpośrednio na wysokim potencjale utleniającym np. ozonu czy też nadtlenu wodoru (H_2O_2). Zasadniczą wadą wszystkich z tych procesów jest bezwzględny wymóg stałego

dostarczania substratów w celu podtrzymania trwania sekwencji oczyszczania wody. Nie dotyczy to jednak fotokatalizy.

Do metod zaawansowanego utleniania dodać należy również procesy zdecydowanie rzadziej wykorzystywane w wielkoskalowych oczyszczalniach wody i ścieków (głównie ze względu na wymagane wysokie nakłady finansowe spowodowane kosztami energetycznymi i relatywnie niską wydajnością, przy stosunkowo wąskim spektrum zastosowań), bazujące na mechanicznym rozkładzie substancji poprzez wywołane pękaniem pęcherzyków kawitacyjnych fale uderzeniowe, inicjowane przez drgania wzbudzone falami dźwiękowymi (ultradźwięki o wysokim natężeniu rzędu 1 V/cm^2) albo wiązki elektronowe o mocy $1 - 5 \text{ MeV}$, te z kolei wykorzystywane jednak zdecydowanie częściej w procesach oczyszczania spalin. Niezaprzeczalnie najbardziej wydajnymi metodami są systemy mieszane, wykorzystujące synergiczny potencjał sumy procesów wyżej wymienionych (Venkatadi i Peters 2003). Z powodu poziomu skomplikowania technologicznego większość z systemów opartych na synergicznym skutku oddziaływania trzech, lub większej liczby technologii znajduje się obecnie w fazie badawczej. Ogólny podział zaawansowanych procesów utleniania przedstawiono w tabeli 1.

Tab. 1. Zaawansowane procesy utleniania (Venkatadi i Peters 2003).

Faza	Światło	Proces
Homogeniczna	obecne	O_3/UV $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ wiązka elektronowa ultradźwięki $\text{H}_2\text{O}_2/\text{ultradźwięki}$
	brak	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ O_3/OH^- $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{3+2+}$
Heterogeniczna	obecne	$\text{TiO}_2/\text{O}_2/\text{UV}$ $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$
	brak	elektro-Fenton

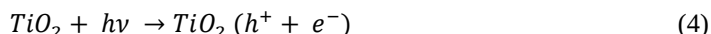
2. Opis zagadnienia

Fotokataliza heterogeniczna jest dziedziną nauki nakleżącą do interdyscyplinarnych, obejmującą takie działy jak chemia, fizyka, a także w niewielkim stopniu fotobiologia (w przypadku zachodzących w naturze jak i badanych w warunkach laboratoryjnych reakcji fotolitycznych). Fotokataliza heterogeniczna historycznie opierała się na czterech podstawowych filarach: heterogenicznej katalizie, spektroskopii molekularnej absorbujących cząsteczek i spektroskopii w fazie stałej, a także badaniu powierzchni półprzewodników

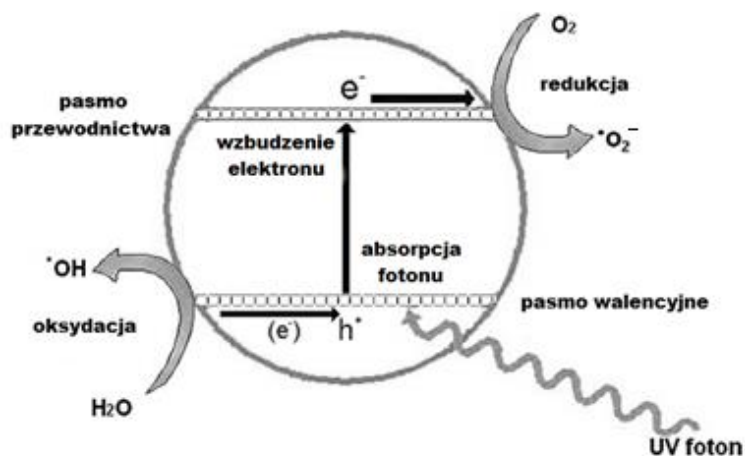
Słowo fotokatalizator zostało stworzone w 1913 roku przez M. Landau. Obecnie terminem „fotokataliza” opisywana jest zmiana szybkości reakcji chemicznej lub jej inicjowanie pod wpływem działania promieniowania elektromagnetycznego.

Główny mechanizm działania reakcji fotokatalizy opiera się na przeniesieniu elektronu z pasma walencyjnego do pasma przewodzenia fotokatalizatora, którymi są najczęściej półprzewodniki szerokopasmowe, w tym głównie tlenek tytanu(IV) ceniony za swą wysoką stabilność chemiczną, dużą odpornością chemiczną, wysoką twardością (około 6 w skali Mohsa), niską toksycznością i rozpuszczalnością w wodzie, co z punktu widzenia jego docelowego zastosowania jest niezwykle istotne. Wykorzystywane są jednak także inne półprzewodniki takie jak

np. siarczek kadmu (CdS), siarczek cynku (ZnS) czy też tlenek cynku (ZnO). Katalityczna aktywność półprzewodników pochodzi z ich struktury elektronowej i właściwości fotoelektrycznych. TiO_2 ma pasmo walencyjne i pasmo przewodzenia, a pomiędzy tymi pasmami pasmo wzbronione. Energia pasma wzbronionego wynosi od 3 - 3,2 eV. Kiedy powierzchnia ditlenku tytanu jest napromieniowana światłem, którego energia jest równa lub większa niż energia pasma wzbronionego TiO_2 , jego powierzchnia zostanie pobudzona i tworzy parę ładunków elektrycznych h^+ (dziura w paśmie walencyjnym) oraz e^- (elektron przeniesiony z pasma walencyjnego do pasma przewodzenia) które mają zdolność utleniania i redukcji. Wyrażone to jest równaniem (4).

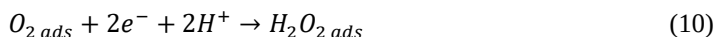


Wytworzony h^+ może utleniać grupy wodorotlenowe OH i cząsteczki wody na powierzchni TiO_2 do $\cdot OH$, a $\cdot OH$ może utleniać wszystkie zanieczyszczenia zaadsorbowane na powierzchni TiO_2 . Ilość wytworzonych na powierzchni katalizatora rodników hydroksylowych jest jedną z kilku metod służących określaniu jego potencjału fotooksydacyjnego (Ward, White, Bard 1983). Główną funkcją elektronu e^- w paśmieprzewodnictwa fotokatalizatora jest redukcja związków przyspieszających utlenianie zanieczyszczeń. Rolę akceptora elektronu w procesie fotokatalizy najczęściej pełnią O_2 lub O_3 , tworzące w reakcji redukcji reaktywne rodnikowe formy tlenu, wpływające na zwiększenie prędkości utleniania zanieczyszczeń: $O_2^{\cdot -}$ lub $O_3^{\cdot -}$ (Mehrojoui, Muller, Moller 2015). Mechanizm reakcji fotokatalizy przedstawiony został na rys. 1.



Rys. 1. Schemat reakcji fotokatalizy.

Proces ten, przebiegający w środowisku wodnym przedstawić można za pomocą poniższych równań:



gdzie *ads* oznacza cząsteczkę zaadsorbowaną na powierzchni, co pokazuje, że reakcje zachodzą przede wszystkim na powierzchni fotokatalizatorów. Jednym z produktów reakcji utleniania (5) oraz substratem w reakcjach redukcji (9) i (10) jest kation wodoru (jon hydroniowy), czego teoretycznym

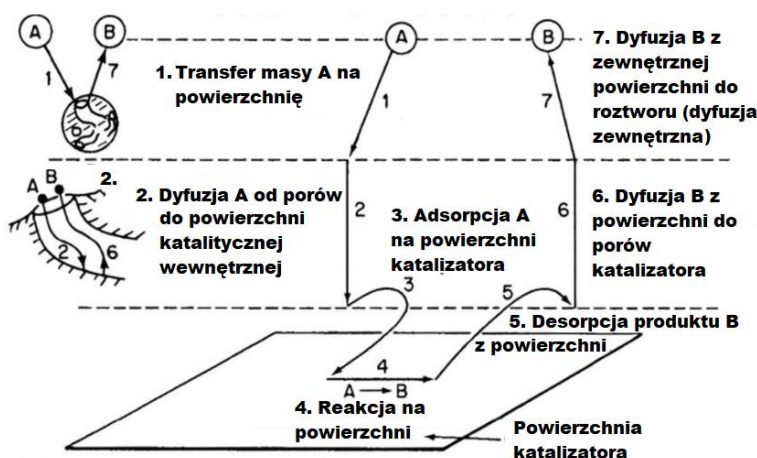
skutkiem (przy pominięciu odczynu produktów rozkładu zanieczyszczeń) powinno być podwyższanie się pH roztworu. Jednak jeśli uwzględnimy reakcję nadtlenu wodoru z wodą:



to sumaryczny efekt prowadzący odczyn ku zasadowemu będzie znikomy.

Niezwykle istotny dla możliwości utleniających fotokatalizatora jest proces adsorpcji związków organicznych na jego powierzchni. Jak udowodnili Y. Liu i inni (Liu Y, Liu CY, Wei i in. 2010) w badaniach nad rozkładem acetonu, to właśnie na powierzchni półprzewodnika dochodzi do najbardziej gwałtownej degradacji struktury substancji organicznych. Zanieczyszczenia zaadsorbowane na powierzchni katalizatora ulegają szybszemu utlenieniu poprzez większą wydajność reakcji elektronowych. Wynika z tego, że zarówno powierzchnia właściwa fotokatalizatora, ilość miejsc aktywnych zdolnych do adsorpcji związków organicznych jak i stosunek masy substancji zaadsorbowanej do całkowitego jej stężenia w oczyszczanej fazie może mieć kluczowy wpływ na kietykę utleniania zanieczyszczeń.

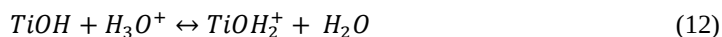
Heterogeniczne reakcje fotokatalityczne oprócz początkowego procesu fotowzbudzenia pary elektron-dziura, generalnie przebiegają zgodnie ze wszystkimi etapami klasycznych heterogenicznych reakcji katalitycznych (Hermann 1999), co przedstawiono na rys. 2.



Rys. 2. Poszczególne etapy heterogenicznej reakcji katalitycznej.

Etap 4 - w przypadku reakcji fotokatalitycznej, obejmuje procesy absorpcji fotonów przez fotokatalizator, generowanie par redox oraz procesy rekombinacji pomiędzy wzbudzonymi centrami a adsorbatami (rys. 1). Zazwyczaj kroki 1, 2, 6 i 7 przebiegają szybko, 3, 4 i 5 muszą być dokładnie przeanalizowane i zależą przede wszystkim od rodzaju katalizatora oraz właściwości fizykochemicznych oczyszczanego medium.

Oczyszczenie wody i ścieków wiąże się z dużymi różnicami w pH poszczególnych cieków i zbiorników, co stanowi bardzo ważną kwestię dla fotokatalizy wykorzystywanej w celu oczyszczania jej. Cząsteczki tlenków metali rozproszone w roztworze wodnym znane są ze swojej amfoteryczności. Na przykładzie TiO_2 , funkcjonalną amfoteryczność opisuje przede wszystkim grupa $TiOH$. Grupy hydroksylowe na powierzchni ditlenku tytanu charakteryzują się utrzymywaniem równowagi kwasowo-zasadowej, w zgodzie z równaniami (12) i (13) (Konstantinou, Albanis 2004):



Jak wynika z powyższych równań ładunek elektryczny na powierzchni katalizatora zależy od pH roztworu oraz punktu izoelektrycznego półprzewodnika (pH_{PZC}), czyli od wartości pH przy której ładunek całkowity fotokatalizatora wynosi zero. Powierzchnia będzie obdarzona ładunkiem

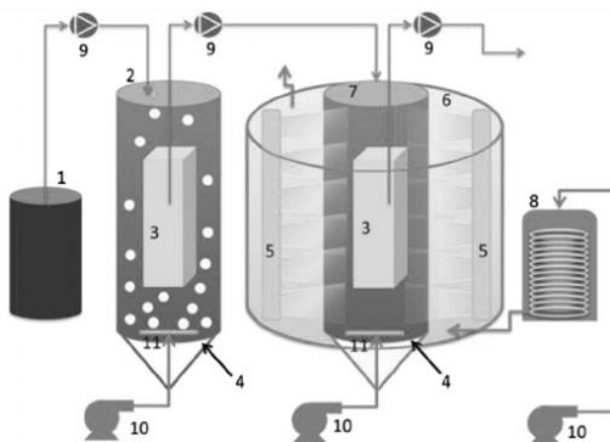
negatywnym w $\text{pH} > \text{pH}_{\text{PZC}}$, fotokatalizatora zaś pozytywnym w $\text{pH} < \text{pH}_{\text{PZC}}$ tego samego fotokatalizatora. W ten sposób wyższym stopniem pokrycia powierzchni fotokatalizatora naładowanej negatywnie charakteryzują się związki organiczne obdarzone jednostronnym ładunkiem dodatnim, zaś powierzchni naładowanej pozytywie substancje obdarzone ładunkiem ujemnym. Jak wynika z powyższych rozważań, dla pewnych określonych właściwości fizykochemicznych wody (głównie odczynu i rodzaju substancji rozpuszczonej), niektóre katalizatory, których wartość punktu izoelektrycznego będzie zbyt wysoka lub zbyt niska mogą się całkowicie nie sprawdzić, podczas gdy dla innego rodzaju wód mogą być doskonałym źródłem taniego rozwiązania proekologicznego nie wymagającego wysokich nakładów finansowych.

3. Przegląd literatury

3.1 Reaktory fotokatalityczne

Reaktory fotokatalityczne mogą być klasyfikowane w oparciu o umiejscowienie fotokatalizatora, tj. zawieszony w cieczy lub immobilizowany na którejś z części reaktora. Reaktory fotokatalityczne mogą wykorzystywać sztucznie wytworzone promieniowanie UV lub emitowane przez słońce. Wydajne fotokatalityczne reaktory wzbudziły duże zainteresowanie efektywnością degradacji zanieczyszczeń organicznych w wodzie. Tego rodzaju reaktory można podzielić na reaktory zagęszczające lub niekoncentrujące (de Lasa, Serrano, Salaices 2005). Oba rodzaje reaktorów mają oczywiste zalety i wady. Reaktory niekoncentrujące, w których fotokatalizator może występować zarówno w formie rozproszonej jak i immobilizowanej, mają nieznaczne straty absorpcji promieniowania i dlatego mogą wykorzystywać bezpośrednie i rozproszone promieniowanie słoneczne, ale mają większy rozmiar w porównaniu z reaktorami koncentracyjnymi i posiadają wysokie straty ciśnienia poprzez tarcia (de Lasa, Serrano, Salaices 2005).

Do niedawna reaktory zawieszinowe były najczęściej stosowane w technologii uzdatniania wody. Wykazują one największą aktywność fotokatalityczną w porównaniu z unieruchomionym na złożu fotokatalizatorem i zapewniają dużą całkowitą powierzchnię fotokatalizatora na jednostkę objętości cieczy, co jest jednym z najważniejszych czynników konfigurujących reaktor fotokatalityczny (Chong, Jin, Chow i in. 2010). Jednak te reaktory wymagają oddzielenia nanokrystalicznych cząstek TiO_2 od oczyszczonej wody, co bardzo komplikuje proces. Zaproponowano kilka technik w celu uzyskania separacji po obróbce, takich jak choćby zastosowanie osadników lub zewnętrzny system filtracji krzyżowej (Chong, Jin, Chow i in. 2010). Jednak stosowanie systemów filtracji zwiększa zdecydowanie koszt całego procesu oczyszczania.



Rys. 3. Eksperymentalny układ sekwencyjnego fotokatalitycznego reaktora membranowego (PMR) i zintegrowanego z nim bioreaktora membranowego (FMBR); 1. Ścieki kanalizacyjne, 2. reaktor ze szkła Pyrex (FMBR), 3. Moduł membranowy, 4. Filtr przeciwwłamkowy, 5. Lampy UVA, 6. Pokrywa do izolowania światła, 7. Reaktor szklany Pyrex (PMR), 8. Naczynie chłodzące, 9. Pompa perystaltyczna, 10, 11. Dmuchawa powietrza (Deveci, Dizge, Yatmaz i in. 2016).

Drugi typ reaktorów - z unieruchomionym fotokatalizatorem czyli takie, w których katalizator jest przymocowany do któregoś z elementów reaktora fotokatalitycznego fizycznymi siłami powierzchniowymi lub wiązaniami chemicznymi. Przewagą tego typu reaktorów jest brak potrzeby odzyskiwania katalizatora przez co umożliwiając ciągle jego stosowanie (stałą pracę) (Rajeshwar, Ibanez 1997). Hybrydowe fotokatalityczne reaktory membranowe zostały opracowane, aby osiągnąć cel późniejszej separacji fotokatalizatora. Przykładowy schemat fotokatalitycznego reaktora membranowego z zintegrowanym bioreaktorem przedstawiony został na rys. 3.

Fotokatalityczne reaktory membranowe można uogólnić na dwie kategorie: pracującego przez naświetlanie modułu membranowego oraz poprzez naświetlanie zbiornika zasilającego, zawierającego fotokatalizator w formie zawiesiny (Molinari R, Drioli E, Palmisano 2002). W tym celu można stosować różne membrany, takie jak mikrofiltracyjne, ultrafiltracyjne i membrany do nanofiltracji, w zależności od wymagań dotyczących jakości uzyskanej wody (Chong, Jin, Chow i in. 2010). Fotokatalityczne reaktory membranowe zostały z powodzeniem zastosowane np. do fotodegradacji trichloroetyleny (Artale, Augugliaro, Drioli i in. 2000). Jednak te reaktory mają wady, takie jak niskie stosunki powierzchni do objętości, fouling (zapychanie membran ceramicznych) i znaczny spadek ciśnienia na membranach. Innym problemem związanym z membranowymi reaktorami fotokatalitycznymi jest dyfuzja związków organicznych na powierzchnię katalizatora, która jest powolna, szczególnie gdy stężenie związków organicznych jest niskie (Augugliaro, Litter, Palmisano i in. 2006). Jednym z możliwych rozwiązań powolnej dyfuzji jest zastosowanie porów w rozmiarze nano, aby umożliwić fotokatalizatorowi przeprowadzenie selektywnej permeacji i wytworzenie utlenionego strumienia permeatu (Herz 2004). Kontynuacja badań nad projektowaniem i energetyczną efektywnością reaktorów fotokatalitycznych mogą sprawić, że proces fotokatalitycznego utleniania stanie się bardziej korzystny dla przyszłych zastosowań w uzdatnianiu wody. Hybrydowe fotoreaktory membranowe wydają się obiecującą alternatywą dla konwencjonalnych fotoreaktorów, a więcej badań w tej dziedzinie może pomóc w rozwiązywaniu niektórych problemów związanych z użyciem reaktorów konwencjonalnych.

3.2. Zastosowanie reaktorów fotokatalitycznych

Prace nad zastosowaniem fotokatalizatorów w procesach oczyszczania wody z zanieczyszczeń prowadzone były od wielu lat. Wykorzystanie fotokatalitycznych właściwości TiO_2 do oczyszczania wody i ścieków znaleźć można w publikacjach z 1977 roku. W swoich badaniach Frank i in (Frank, Bard 1977) udowodnili, iż zawiesina ditlenku tytanu w zanieczyszczonej wodzie znacznie przyspiesza konwersję cyjanku do cyjanianu, powodując usunięcie bardziej niebezpiecznych związków chemicznych z wody. Tlenek tytanu(IV), z powodu swoich właściwości, wydawał się być katalizatorem znacznie usprawniającym procesy degradacji niepożądanych substancji. Należy jednak zaznaczyć, że praktycznie wszystkie udokumentowane tego typu badania prowadzone były w skali laboratoryjnej. Oczyszczono ścieki pochodzenia przemysłowego (Kositzi, Antoniadis, Poullos i in. 2004), rolniczego (Pérez, Peñuela, Maldonado i in. 2006) i miejskiego (Kositzi, Poullos, Malato i in. 2004) z wykorzystaniem instalacji pilotażowej (rys. 4) wykorzystując zawieszinę dwutlenku tytanu. Rozkład zanieczyszczeń prowadzony był pod wpływem naświetlania promieniowaniem słonecznym.



Rys. 4. Reaktor fotokatalityczny Solar del Almaria.

Tematem dość szeroko poruszonym w literaturze przedmiotu jest usuwanie pestycydów z wody (Zaleska, Hupka 1999). Coraz częściej reaktory fotokatalityczne wykorzystywane są również do usuwania z wody pozostałości hormonów, leków i sterydów (Mai, Sun, Xiong i in. 2008).

4. Podsumowanie

Fotokataliza heterogeniczna w technologii oczyszczania wody i ścieków stanowi bardzo dobrą alternatywę dla metod konwencjonalnych lub innych metod zaawansowanego utleniania. Do skutecznej pracy wymaga jedynie źródła promieniowania o odpowiedniej energii oraz akceptora wzbudzonego elektronu. Przy zastosowaniu filtracji i modułów membranowych możliwe jest uzyskanie wody zużytej o jakości bezpiecznej do wielokrotnego użytku. Obecnie pracę nad tą technologią rozwijają się bardzo dynamicznie, jednakże wciąż istnieje wiele problemów, które skutecznie utrudniają szerokie wdrożenie fotokatalitycznych reaktorów zintegrowanych w dużych oczyszczalniach ścieków lub stacjach uzdatniania wody.

5. Literatura

- Artale MA, Augugliaro V, Drioli E, Golemme G, Grande C, Loddo V, Molinari R, Palmisano L, Schiavello M. (2000) Preparation and Characterisation of Membranes with Entrapped TiO_2 and Preliminary Photocatalytic Tests. *Annali di Chimica* 91: 127–136.
- Augugliaro V, Litter M, Palmisano L, Soria J (2006) The Combination of Heterogeneous Photocatalysis with Chemical and Physical Operations: A tool for Improving the Photoprocess Performance. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photo- chemistry Reviews* 7: 127–144
- Chong MN, Jin B, Chow WK, Saint C (2010) Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review, *Water Research* 44: 2997–3027
- de Lasa H, Serrano B, Salaices M (2005) *Photocatalytic Reaction Engineering*. Springer Science: USA
- Deveci EU, Dizge N, Yatmaz HC, Aytepe Y (2016) Integrated process of fungal membrane bioreactor and photocatalytic membrane reactor for the treatment of industrial textile wastewater, *Biochemical Engineering Journal* B 105: 420–427
- Frank SN, Bard AJ (1977) Heterogeneous photocatalytic oxidation of cyanide and sulfite in aqueous solutions at semiconductor powders, *Journal of Physical Chemistry* 81: 1484
- Herrmann JM (1999) Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants, *Catalysis Today* 53: 115
- Herz RK (2004) Intrinsic Kinetics of First-order Reactions in Photocatalytic Membranes and Layers. *Chemical Engineering Japan* (99) 237–245
- Konstantinou IK, Albanis TA (2004) TiO_2 -Assisted Photocatalytic Degradation of Azo Dyes in Aqueous Solution: Kinetic and Mechanistic Investigations: A Review. *Applied Catalysis B* 49: 1 - 14
- Kositzi M, Antoniadis A, Poullos I, Kiridis I, Malato S (2004) Solar photocatalytic treatment of simulated dyestuff effluents, *Solar Energy* 77: 591
- Kositzi M, Poullos I, Malato S, Caceres J, Campos A (2004) Solar photocatalytic treatment of synthetic municipal wastewater, *Water Research* 38: 1147–1154
- Liu Y, Liu CY, Wei JH, Xiong R, Pan CX, Shi J (2010) Enhanced adsorption and visible-light-induced photocatalytic activity of hydroxyapatite modified Ag-TiO_2 powders, *Applied Surface Science* 256: 6390–6394
- Mai JX, Sun WL, Xiong L, Liu Y, Ni JR (2008) Titanium dioxide mediated photocatalytic degradation of 17β -estradiol in aqueous solution, *Chemosphere* 73: 600 - 606
- Mehrjouei M, Muller S, Moller D (2015) A review on photocatalytic ozonation used for the treatment of water and wastewater, *Chemical Engineering Journal* 263: 209 – 219.
- Molinari R, Drioli E, Palmisano L, Schiavello M (2002) Studies on Various Reactor Configurations for Coupling Photocatalysis and Membrane Processes in Water Purification. *Journal of Membrane Science* 206: 399–415.

- Pérez MH, Peñuela G, Maldonado MI, Malato O, Fernández-Ibañez P, Oller I, Genjakk W, Malato S (2006) Degradation of pesticides in water using solar advanced oxidation processes, *Applied Catalysis B* 64: 272-281
- Rajeshwar K, Ibanez J (1997) *Environmental Electrochemistry, Fundamentals and Fundamentals in Pollution Abatement*. Academic Press, San Diego
- Venkatadri R, Peters W (1993) Chemical oxidation technologies: Ultraviolet light/hydrogen peroxide, Fenton's reagent and Titanium dioxide-assisted photocatalysis, *Hazardous Waste & Hazardous Materials* 10(2): 107-148
- Ward MD, White JM, Bard AJ (1983) Electrochemical Investigation of the Energetics of Particulate Titanium Dioxide Photocatalysis-The Methyl Viologen-acetate System, *Journal of the American Chemical Society* 105: 27
- Zaleska A, Hupka J (1999) Problem of disposal of unwanted pesticides deposited in concrete tombs, *Waste Management and Research*. 17: 220 -226

6. Czynniki decydujące o oddziaływaniu wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) na organizmy glebowe

Factors determining the impact of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on soil organisms

Grela Marlena, Klimkowicz-Pawlas Agnieszka

Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy, tel. (81) 4786914

Marlena Grela e-mail: mgrela@iung.pulawy.pl

Słowa kluczowe: zanieczyszczenia gleb, oddziaływanie zanieczyszczeń, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, ekotoksykologia

Streszczenie

Gleba stanowi kluczowy element środowiska naturalnego. Występowanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w środowisku związane jest głównie ze źródłami antropogenicznymi, a w mniejszym stopniu z naturalnymi. Obecność WWA w glebie może mieć niekorzystny wpływ na mikroorganizmy ją zasiedlające. W niniejszej pracy dokonano przeglądu piśmiennictwa naukowego z zakresu czynników decydujących o oddziaływaniu WWA na organizmy glebowe. Poziom oddziaływania WWA w glebie jest uzależniony od kilku istotnych czynników: właściwości węglowodorów, parametrów fizykochemicznych gleb, czasu oddziaływania na badane organizmy oraz obecności innych substancji chemicznych.

1. Wstęp

Gleba jako podstawa produkcji rolnej powinna podlegać szczególnej ochronie. Ochrona gleb jest jednym z najważniejszych zagadnień w polityce Unii Europejskiej. Zagadnienia ochrony gleb użytkowanych rolniczo zostały również włączone do Wspólnej Polityki Rolnej oraz Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich. Wśród głównych zagrożeń dla funkcji gleb można wymienić między innymi zanieczyszczenia chemiczne, które ogólnie można podzielić na organiczne i nieorganiczne. Spośród zanieczyszczeń nieorganicznych najczęściej w literaturze opisywany jest wpływ metali ciężkich na środowisko glebowe (Kabata-Pendias 2011; Klimkowicz-Pawlas 2005).

Ostatnio jednak, coraz bardziej zaczęto zwracać uwagę na trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO) w środowisku, które mają istotne znaczenie dla ekosystemu.

Do TZO zalicza się:

- polichlorowane bifenyle (PCB),
- chloroorganiczne pestycydy (OCP),
- polichlorowane dibenzofurany (PCDF),
- polichlorowane dibenzo-p-dioksyny (PCDD),
- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA).

Związki te, wykazują silne właściwości toksyczne, mutagenne i kancerogenne. Są również odporne na degradację oraz trudno rozkładane przez mikroorganizmy glebowe, dlatego wysokie stężenie tych zanieczyszczeń może utrzymywać się w glebie przez kilka lat (Smreczak i in. 2013).

WWA mogą pochodzić ze źródeł naturalnych i antropogenicznych. Naturalnymi źródłami tych związków mogą być: erupcje wulkanów, pożary lasów, przemiany biogeniczne związane z tworzeniem się ropy naftowej oraz przemiany mikrobiologiczne związków próchnicznych w glebie (Klimkowicz-Pawlas 2005). Obecność w środowisku wysokich stężeń WWA jest jednak przede wszystkim związana z działalnością człowieka, m.in. przemysłem (co jest związane ze spalaniem ropy naftowej i węgla), opalaniem pomieszczeń, transportem oraz spalaniem odpadów miejskich i przemysłowych. Ponadto źródłem WWA w glebach użytkowanych rolniczo mogą być osady ściekowe i komposty stosowane w celach nawozowych, a także paliwo i smary stosowane do maszyn rolniczych. Do gleb WWA przedostają się za pośrednictwem opadów atmosferycznych

i pyłów. Część pyłów osadza się na nadziemnych częściach roślin, a po ich obumarciu zanieczyszczenia wraz z nimi dostają się do gleby (Maliszewska-Kordybach i in. 2000; Klimkowicz-Pawlas 2009).

Ocena ryzyka środowiskowego (ORŚ) pozwala oszacować potencjalny negatywny wpływ substancji chemicznych na rośliny, zwierzęta i funkcjonalność całych ekosystemów. Celem nadrzędnym ORŚ jest określenie prawdopodobieństwa wystąpienia negatywnych skutków środowiskowych, wynikających z wprowadzenia substancji toksycznych do środowiska (Niklińska i in. 2005; Traczewska 2011; Klimkowicz-Pawlas i in. 2013). Informacje na temat oddziaływania WWA w środowisku glebowym są bardzo istotne przy ocenie ryzyka oraz w wyznaczeniu zawartości, które nie powodują negatywnego wpływu na bioróżnorodność organizmów w glebie.

Celem niniejszego opracowania jest analiza podstawowych czynników decydujących o zakresie oddziaływania WWA na organizmy glebowe.

2. Opis zagadnienia

Oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na mikroorganizmy, bezkręgowce i rośliny jest przedmiotem badań wielu naukowców jednak uzyskiwane wyniki są niejednoznaczne. WWA mogą działać hamująco, stymulująco lub nie wykazywać żadnego wpływu na organizmy testowe. Zakres tego oddziaływania jest uwarunkowany takimi czynnikami (Smreczak i in. 2013; Klimkowicz-Pawlas 2009), jak:

- fizykochemiczne właściwości węglowodorów oraz ich zawartość w glebie,
- abiotyczne i biologiczne właściwości gleb,
- obecność innych substancji w glebie,
- czas oddziaływania na badane organizmy,
- rodzaje organizmu testowego
- biodostępność zanieczyszczeń.

W celu szczegółowej oceny ilościowej wpływu substancji toksycznych i ich mieszanin na organizmy żywe wykorzystuje się testy toksyczności (Traczewska 2011). Wybór testów ekotoksykologicznych do badań powinien opierać się na analizie kilku czynników, m.in.: powtarzalności i odtwarzalności testu, jego czułości oraz łatwości zastosowania. Ponadto istotnym czynnikiem jest dobór właściwych organizmów testowych, zaleca się stosowanie przynajmniej jednego testu dla każdej grupy troficznej organizmów (Klimkowicz-Pawlas 2009; Traczewska 2011).

W badaniach nad oddziaływaniem WWA najczęściej wykorzystuje się mikroorganizmy (Lipińska i in. 2013; Maliszewska-Kordybach i Smreczak 2003), bezkręgowce (Traczewska 2011) i rośliny (Smreczak i in. 2007; Klimkowicz-Pawlas 2005). Czułym wskaźnikiem stresu chemicznego wywołanego zanieczyszczeniami są pomiary aktywności życiowej mikroorganizmów glebowych. Najczęściej wykorzystuje się ogólną liczebność bakterii, grzybów i pierwotniaków, oddychanie oraz biomasę mikroorganizmów glebowych, aktywność enzymatyczną (dehydrogenaz, ureazy, amylazy, proteaz, lipazy, katalazy, fosfatazy kwaśnej i zasadowej) oraz aktywność bakterii nityfikacyjnych (Klimkowicz-Pawlas 2005; Lipińska i in. 2013; Baldantoni i in. 2017).

Badania dotyczące roślin związane z oddziaływaniem WWA dotyczą z reguły roślin w początkowej fazie rozwoju, w której wykazują one szczególną wrażliwość na działanie substancji szkodliwych (Smreczak i in. 2007; Klimkowicz-Pawlas 2009).

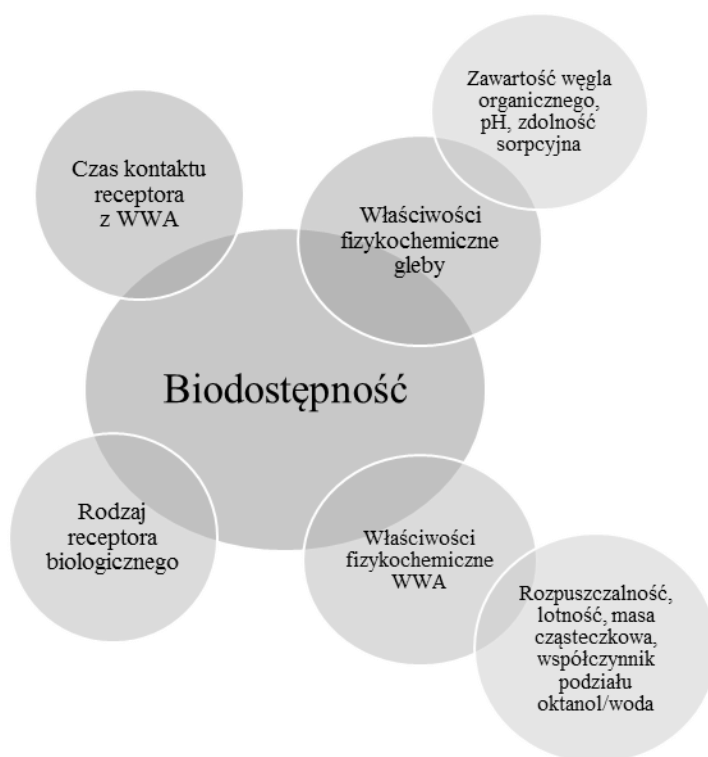
3. Przegląd literatury

Problemem związanym z obecnością związków z grupy WWA w glebie jest ich wpływ na środowisko. Zakres oddziaływania WWA jest uzależniony od kilku istotnych czynników, takich jak: właściwości samych związków, właściwości gleb, czas oddziaływania na badane organizmy i obecność innych substancji.

Właściwości wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne o niższej masie cząsteczkowej, zawierające do 3 pierścieni benzenowych w cząsteczce (naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren,

antracen) mogą być wykorzystywane przez mikroorganizmy jako jedyne źródło węgla i energii. Pozostałe węglowodory aromatyczne ulegają rozkładowi głównie na drodze kometyzmu, jednak ich część może również stanowić źródło węgla i energii (Lipińska i in. 2013; Qasemian i in. 2012). Wysoką rozpuszczalnością w wodzie charakteryzują się związki zawierające 2 oraz 3 pierścienie aromatyczne, co wiąże się z większą zdolnością przechodzenia tych związków do roztworu glebowego, większą ich biodostępnością oraz zdolnością do ulatniania (Frischer i in. 2003). Klimkowicz-Pawlas (2005) w badaniach nad ekotoksycznym oddziaływaniem WWA wykazała, że najsilniejsze efekty hamowania potencjału nityfikacji występowały w glebach zanieczyszczonych antracem i fenatrem, a znacznie słabsze przy obecności chryzenu, węglowodoru o wyższej masie cząsteczkowej, słabej rozpuszczalności w wodzie i wysokiej wartości współczynnika podziału oktanol/woda ($\log K_{ow}$). Oddziaływanie chryzenu było najsilniej związane z właściwościami gleb, co wiąże się z sorpcją związków o wyższej masie cząsteczkowej do mineralnej i organicznej frakcji gleb (Hidayat i in. 2012; Maliszewska-Kordybach i Smreczak 2003). Silna sorpcja WWA na cząsteczkach gleby może prowadzić do zmniejszenia ich biodostępności (Smreczak i in. 2013), a w konsekwencji do redukcji oddziaływania tych związków (Klimkowicz-Pawlas 2009). Na biodostępność WWA w glebach ma wpływ kilka czynników (Rys.1): właściwości gleby, właściwości węglowodorów, rodzaj receptora biologicznego oraz warunki klimatyczne.



Rys. 1. Czynniki wpływające na biodostępność wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie (opracowanie własne na podstawie: Harmsen 2007; Smreczak i in. 2013)

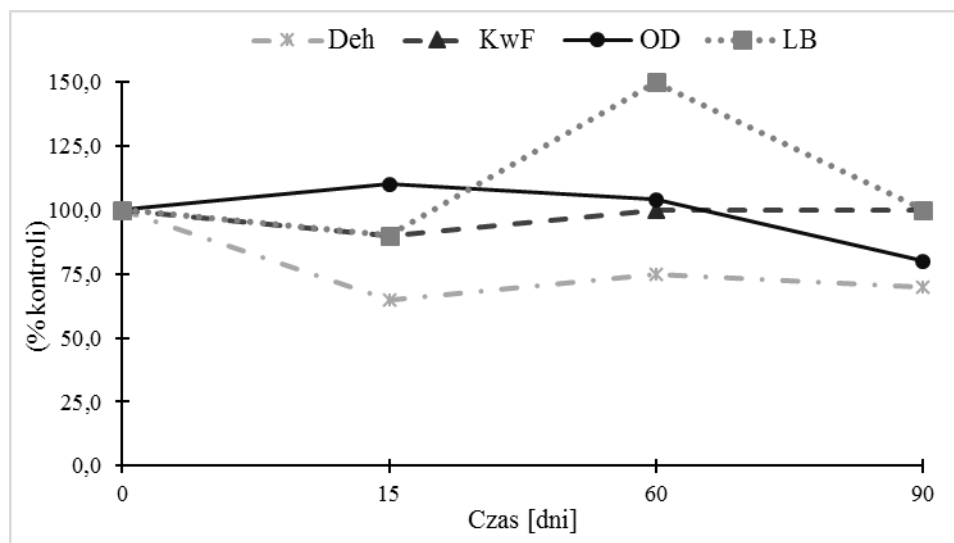
Właściwości gleb

Właściwości gleb są czynnikiem wpływającym na zakres oddziaływania WWA (Maliszewska-Kordybach i in. 2000; Klimkowicz-Pawlas 2005; Smreczak i in. 2007). Reakcja mikroorganizmów glebowych może być zależna od kwasowości gleb, zawartości węgla organicznego, składu granulometrycznego (głównie zawartości frakcji koloidalnej) oraz stężenia WWA w glebie (Maliszewska-Kordybach i in. 2000; Smreczak i in. 2007; Klimkowicz-Pawlas 2005; Klimkowicz-Pawlas i in. 2013).

Klimkowicz-Pawlas (2005) prowadziła badania nad oddziaływaniem WWA na rośliny i mikroorganizmy w glebach o zróżnicowanych właściwościach (zawartość węgla organicznego: 5,5 – 32,1 g kg⁻¹, zawartość iłu koloidalnego: 2 – 35%, pH_{KCl}: 4,5 – 7,0). Po upływie 7 i 15 dni autorka (Klimkowicz-Pawlas 2005) oceniała oddziaływanie: antracenu, fenantrenu, pirenu i chryzenu w zakresie stężeń 0 – 1000 mg kg⁻¹ na aktywność nityfikacji, aktywność dehydrogenaz oraz intensywność oddychania. W badaniach tych stwierdzono, że WWA wykazują znacznie silniejszą toksyczność w stosunku do mikroorganizmów w lekkich glebach kwaśnych, mało zasobnych w materię organiczną, ponadto charakteryzujących się niską aktywnością biologiczną. Niekorzystne warunki glebowe przyczyniają się do obniżenia aktywności biologicznej, co wpływa na zwiększenie wrażliwości mikroorganizmów na działanie dodatkowych czynników stresowych, takich jak zanieczyszczenia. Ponadto w glebach lekkich, ze względu na niską zawartość materii organicznej oraz frakcji koloidalnej, sorpcja WWA jest ograniczona, a więc większa ilość tych związków jest dostępna dla organizmów glebowych. Natomiast w glebach zasobnych w OM lub wzbogaconych kompostem zaobserwowano zmniejszenie negatywnych skutków oddziaływania WWA na rośliny (Maliszewska-Kordybach i in. 2000; Smreczak i in. 2007) oraz organizmy glebowe (Klimkowicz-Pawlas 2005; Lipińska i in. 2013; Baldantoni i in. 2017).

Czas narażenia

Reakcja receptora na obecność zanieczyszczeń zależy nie tylko od czynników środowiskowo-glebowych i właściwości związku chemicznego, lecz również od czasu kontaktu (Maliszewska-Kordybach i in. 2000; Klimkowicz-Pawlas 2009).



Rys. 2. Wpływ WWA na niektóre mikrobiologiczne właściwości gleby w zależności od czasu: Deh – aktywność dehydrogenaz, KwF – aktywność fosfatazy kwaśnej, OD – intensywność oddychania, LB – liczebność bakterii (opracowanie własne na podstawie: Maliszewska-Kordybach i Smreczak 2003, za Klimkowicz-Pawlas 2009)

Istotnym czynnikiem jest czas narażenia (Rys.2), jednak w badaniach jest on rzadko określany, a dostępne wyniki dotyczące eko- lub fitotoksyczności zanieczyszczeń obejmują testy o zróżnicowanym czasie kontaktu organizm – zanieczyszczenie. Obserwowano zarówno brak wpływu czasu na reakcję mikroorganizmów w glebach zanieczyszczonych WWA (Klimkowicz-Pawlas 2005), jak i zmniejszenie efektów toksycznych po wydłużeniu czasu tych węglowodorów z glebą (Maliszewska-Kordybach i Smreczak 2003; Klimkowicz-Pawlas i Maliszewska-Kordybach 2003). Wydłużenie czasu narażenia może skutkować obniżeniem ekotoksyczności, co może być związane ze zmniejszeniem się biodostępnej frakcji zanieczyszczenia w glebie, jak również

wytworzeniem mechanizmów odporności oraz przystosowaniem się organizmów do obecności zanieczyszczeń (Klimkowicz-Pawlas i Maliszewska-Kordybach 2003; Orwin i Wardle 2004; Griffiths i Philippot 2013; Smreczak i in. 2013). W glebach historycznie zanieczyszczonych, czyli takich, które pochodzą z terenów przemysłowych i są poddawane działaniu substancji toksycznych przez dłuższy czas, organizmy glebowe mogą wykazywać adaptację do specyficznych warunków środowiskowych (Macleod i Semple 2002)). Natomiast w niezanieczyszczonych glebach użytkowanych rolniczo może wzrastać wrażliwość organizmów na obecność substancji szkodliwych przy wprowadzeniu nowego ładunku zanieczyszczenia do gleby (Klimkowicz-Pawlas i Maliszewska-Kordybach 2003).

Słabszy efekt toksyczny w stosunku do dehydrogenaz glebowych po dłuższym czasie oddziaływania antracenu i pirenu w glebie zaobserwowały Klimkowicz-Pawlas i Maliszewska-Kordybach (2003). Obniżenie toksyczności WWA obserwowane po dłuższym czasie (30 dni) wiązało się ze zmniejszeniem (w wyniku sorpcji lub rozkładu) zawartości biodostępnej frakcji tych związków w glebie. Natomiast adaptacja organizmów glebowych może być związana z indukcją lub zwiększeniem ilości specyficznych enzymów, transferem genów, mutacjami oraz namnażaniem się organizmów bardziej odpornych na WWA, mających zdolność biodegradacji tych związków (Macleod i Semple 2002; Klimkowicz-Pawlas 2009).

Tempo i zakres rozkładu WWA w glebach zależą od fizykochemicznych właściwości gleb i czasu pozostawiania zanieczyszczenia w glebie (Maliszewska-Kordybach i Smreczak 2003; Klimkowicz-Pawlas 2005; Lipińska i in. 2013; Baldantoni i in. 2017).

Obecność innych substancji

Na toksyczne oddziaływanie WWA w glebie może wpływać również obecność innych substancji chemicznych (Maliszewska-Kordybach i Smreczak 2003). Jednak ze względu na niewielką ilość danych literaturowych trudno jest jednoznacznie określić wpływ tego czynnika.

Można wymienić kilka typów interakcji pomiędzy substancjami chemicznymi:

- synergizm – zjawisko wzajemnego wzmocnienia działania kilku substancji wtedy, gdy występują razem w danym środowisku,
- antagonizm – efekt wspólnego działania jest mniejszy niż wynikałoby to z sumy toksyczności składników mieszaniny,
- addytywność – toksyczność mieszaniny jest prawie równa sumie toksyczności poszczególnych składników (Klimkowicz-Pawlas 2009).

Maliszewska-Kordybach i Smreczak (2003) wykazały nasilenie toksycznego oddziaływania WWA na mikroorganizmy w glebach zanieczyszczonych dodatkowo metalami ciężkimi (Pb, Cd i Zn). Natomiast WWA (fluoren, antracen, piren, chryzen) oddzielnie wprowadzone do gleb nie wywoływały efektów toksycznych lub powodowały nieznaczne zahamowanie aktywności badanych organizmów.

Klimkowicz-Pawlas (2005) zaobserwowała w swoich badaniach, że efekty toksyczne powodowane przez mieszaninę 3 lub 4 węglowodorów były niższe, niż suma efektów toksycznych powodowanych przez indywidualne związki WWA. Wyniki te wskazują raczej na znoszenie się efektów toksycznych WWA w mieszaninie, a więc na ich działanie antagonistyczne, niż na addytywność toksyczności.

4. Podsumowanie

Zanieczyszczenia chemiczne gleb, takie jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, mogą w istotny sposób wpływać na organizmy glebowe. Ocena oddziaływania tych zanieczyszczeń w glebie opiera się na badaniach ekotoksykologicznych uwzględniających różne testy. Zakres oddziaływania WWA jest uzależniony od wielu czynników, takich jak: właściwości węglowodorów, abiotyczne i biologiczne właściwości gleb, czas oddziaływania na badane organizmy, rodzaj organizmu testowego czy obecność innych substancji. Reakcja organizmów glebowych jest również zależna od poziomu zanieczyszczenia tych gleb.

W literaturze naukowej brakuje informacji o zakresie oddziaływania mieszanin związków z grupy WWA z innymi zanieczyszczeniami np. metalami. Niewiele jest również doniesień o oddziaływaniu WWA w glebach o zróżnicowanej historii zanieczyszczenia z uwzględnieniem ich właściwości oraz czasu narażenia.

5. Literatura:

- Baldantoni D, Morelli R, Bellino A, Prati MV, Alfani A, De Nicola F (2017) Anthracene and benzo(a)pyrene degradation in soil is favoured by compost amendment: Perspectives for a bioremediation approach. *Journal of Hazardous Materials* 339: 395-400.
- Frische T, Mebes KH, Filser J (2003) Assessing the bioavailability of contaminants in soils: a review on recent concepts. *Research Report 201 64 614*, Federal Environmental Agency, Berlin: 128.
- Griffiths BS, Philippot L (2013) Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS Microbiol Rev.* 37: 112-129.
- Harmsen J (2007) Measuring bioavailability: from scientific approach to standard method. *J. Environ. Qual.* 36: 1420-1428.
- Hidayat A, Tachibana S, Itoh K (2012) Determination of chrysene degradation under saline conditions by *Fusarium* sp. F092, a fungus screened from nature. *Fungal Biology* 116 (6): 706-714.
- Kabata-Pendias A (2011) Trace elements on soils and plants. Fourth edition. CRC Press, Taylor&Fracis Group.
- Klimkowicz-Pawlas A (2005) Wpływ wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na aktywność mikrobiologiczną gleb i na rośliny. *IUNG-PIB, Puławy*: 106.
- Klimkowicz-Pawlas A (2009) Oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na siedliskową funkcję gleby. *Monografie i rozprawy naukowe*, 22, IUNG-PIB, Puławy: 92.
- Klimkowicz-Pawlas A, Maliszewska-Kordybach B (2003) Effect of anthracene and pyrene on dehydrogenases activity in soils exposed and unexposed to PAHs. *Water Air Soil Poll* 145: 169-186.
- Klimkowicz-Pawlas A, Maliszewska-Kordybach B, Smreczak B (2013) Metody oceny ryzyka ekologicznego terenów narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń organicznych (w:) *Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo- wybrane zagadnienia*. IUNG-PIB, Puławy 35(9): 155-180.
- Lipińska A, Kucharski J, Wyszowska J (2013) Urease Activity in Soil Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Pol. J. Environ. Stud.* 22 (5): 1393-1400.
- Macleod CJA, Semple KT (2002) The adaptation of two similar soils to pyrene metabolism. *Environ. Poll.* 119: 357-364.
- Maliszewska-Kordybach B, Smreczak B (2003) Habitat function of agricultural soils as affected by heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons contamination. *Environment International* 28: 719-728.
- Maliszewska-Kordybach B, Smreczak B, Martyniuk S (2000) Wpływ wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na mikrobiologiczne właściwości gleb o zróżnicowanej kwasowości i zawartości substancji organicznych. *Rocz. Glebozn.* 51(3-4): 5-18.
- Niklińska M, Chodak M, Laskowski R (2005) *Ekologiczne metody oceny skutków zanieczyszczenia gleb*. Kraków.
- Orwin KH, Wardle DA (2004) New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1907-1912.
- Qasemian L, Guiral D, Ziarelli F, Ruauzel F, Farnet A-M (2012) Does anthracene affect microbial activities and organic matter decomposition? A comparative study in *Pinus halepensis* litters from Mediterranean coastal and inland areas. *Chemosphere* 89: 548-555.
- Smreczak B, Klimkowicz-Pawlas A, Maliszewska-Kordybach B (2013) Biodostępność trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) w glebach na przykładzie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) (w:) *Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo- wybrane zagadnienia*. IUNG-PIB, Puławy, 35(9): 137-154.

- Smreczak B, Maliszewska-Kordybach B, Klimkowicz-Pawlas A (2007) Influence of phenanthrene on tomato seedlings in soils with different physico-chemical properties. Ecol. Chem. Eng. 14: 541-548.
- Traczewska TM (2011) Biologiczne metody oceny skażenia środowiska. Oficyna Wyd. Pol. Wrocławskiej. Wrocław.

7. Trendy przyrostu zasklepienia gleb w odniesieniu do ich jakości

Trends in the soil sealing's growth and its relations to soils quality

Poręba Ludwika, Bartosiewicz Beata

Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów, IUNG PIB, Puławy

Opiekun naukowy: dr Grzegorz Siebielec

Poręba Ludwika: lporeba@iung.pulawy.pl

Słowa kluczowe: funkcje gleby, urbanizacja, zagrożenia glebowe

Streszczenie

Gleba jest podatna na degradację przez wiele różnych procesów. Jednym z nich jest urbanizacja, która niekorzystnie wpływa na środowisko poprzez zasklepianie gleb, czyli niszczenie wierzchniej warstwy gleby lub jej całego profilu lub pokrycie gleb budynkami, konstrukcjami i warstwami całkowicie lub częściowo nieprzepuszczalnej sztucznej materii (na przykład asfaltem), które skutkuje ograniczeniem funkcji retencyjnych. Tereny zasklepione są zdegradowane nieodwracalnie, w związku z tym ważne jest racjonalne wykorzystywanie gruntów w pobliżu miast, a planowanie ich dalszego rozwoju przestrzennego, powinno być jak najmniej szkodliwe dla zrównoważonego rozwoju społeczeństwa.

1. Wstęp

Gleba, czyli powierzchniowa warstwa skorupy ziemskiej, powstająca w wyniku wzajemnego oddziaływania klimatu, skały macierzystej, stosunków wodnych, biosfery, działalności człowieka oraz czasu, jest źródłem składników pokarmowych, biomasy oraz różnych surowców (Woch 2015). Jest złożonym i dynamicznym tworem środowiska naturalnego, w którym zachodzą ciągłe procesy rozkładu i syntezy związków mineralnych i organicznych. Każda gleba posiada swoiste cechy, które stwarzają odpowiednie warunki do życia dla roślin i zwierząt (Zawadzki 1999).

Gleba w środowisku przyrodniczym spełnia wiele funkcji. Bierze udział w obiegu energii i materii oraz w mineralizacji i humifikacji materii organicznej. Ponadto stanowi środowisko życia dla roślin, mikroorganizmów i fauny glebowej oraz jest producentem biomasy. Gleba posiada również właściwości samoregulacyjne – zatrzymuje zanieczyszczenia i różne odpady. Ważne są również właściwości retencyjne gleby, czyli czasowe zatrzymywanie wody opadowej, związków węgla, pierwiastków i innych związków chemicznych, w tym składników pokarmowych dla roślin oraz nasion. Oprócz tego pokrywa glebowa jest wykorzystywana jako grunty budowlane oraz kopalnie surowców naturalnych i stanowi ważne źródło wiedzy paleontologicznej i archeologicznej na temat historii Ziemi. Gleba jest również elementem krajobrazu (Zawadzki 1999).

Powstawanie gleby jest procesem złożonym i długotrwałym, można więc powiedzieć, że zasoby glebowe są w zasadzie nieodnawialne. Równocześnie gleba jest bardzo podatna na degradację w wyniku szeregu procesów. W Europie najważniejszymi zagrożeniami dla pedosfery są: erozja wodna, erozja wietrzna, ubytek materii organicznej w glebach organicznych i mineralnych, zagęszczanie, zasklepianie, zanieczyszczenie, zasolenie, pustynnienie, powodzie i osuwiska oraz utrata bioróżnorodności (Stolte i in. 2016). W większości przypadków, na degradację gleby ma wpływ działalność człowieka. Należy również pamiętać, że skutki niszczenia gleb są często nieodwracalne, zaś zrekultywowanie zniszczonej pokrywy glebowej zajmuje wiele lat. Jednakże temat ochrony gleb jest wciąż zbyt rzadko poruszany publicznie, w przeciwieństwie do ochrony powietrza czy wody.

Dużym zagrożeniem dla pokrywy glebowej jest urbanizacja. Polega ona na migracji ludności ze wsi do miast i stałym wzroście udziału mieszkańców miast w stosunku do całej populacji oraz na przestrzennym rozroście miast poprzez intensyfikację zabudowy (Szymańska 1995). Proces urbanizacji jest naturalnym następstwem rosnącej liczby ludności. Pierwsze osiedla ludzkie powstawały na żyznych glebach, w dolinach rzecznych lub w pobliżu złóż surowców mineralnych i są zamieszkałe do dziś. Zasiedlane były najczęściej tereny równinne sprzyjające uprawie

i w konsekwencji, to gleby o dużej przydatności rolniczej są teraz najczęściej degradowane w wyniku powstawania autostrad, linii kolejowych oraz zabudowy mieszkaniowej i przemysłowej (Famielec i in. 2007). Efektem urbanizacji jest zasklepienie gleb, rozumiane jako niszczenie wierzchniej warstwy gleby lub jej całego profilu lub pokrycie gleb budynkami, konstrukcjami i warstwami całkowicie lub częściowo nieprzepuszczalnej sztucznej materii (Stolte i in. 2016). Zasklepienie jest najbardziej dostrzegalną formą przekształcania gleb przez człowieka.

2. Materiał i metody

W niniejszej pracy przedstawiono wpływ procesów urbanizacyjnych na funkcje retencyjne gleb oraz opisano trendy zasklepiania gleb dla wybranych obszarów – miasta Gdańsk, Poznań i Wrocław wraz z otaczającymi je gminami. Do wykonania analiz wykorzystano warstwę CORINE Land Cover – pokrycie terenu w 2012 roku oraz zmiany w użytkowaniu ziemi na przestrzeni lat 2006-2012 oraz mapę glebowo-rolniczą w skali 1:25000.

CORINE (CO-ordination of Information on Environment) jest to program powstały w roku 1985 przez Wspólnotę Europejską. Jego celami było zgromadzenie informacji o stanie środowiska geograficznego w zakresie priorytetowych tematów dla wszystkich krajów Wspólnoty, skoordynowanie wysiłków w zakresie gromadzenia danych i organizacji informacji na szczeblu krajów członkowskich i międzynarodowym oraz zagwarantowanie spójności informacji i zapewnienie kompatybilności danych. Informacje zebrane w ten sposób miały służyć do ujednolicenia polityki środowiskowej i rolnej w krajach członkowskich Wspólnoty. W skład programu CORINE wchodziły podprogramy: CORINE Land Cover (CLC) – kartowanie pokrycia terenu, CORINE Biotopes – inwentaryzacja biotopów oraz CORINAIR – ujednolicenie informacji o emisji szkodliwych substancji do atmosfery (clc.gios.gov.pl).

Program CLC ma za zadanie dostarczać aktualnej informacji o pokryciu terenu/ użytkowaniu ziemi na obszarze całej Europy w regularnym cyklu oraz zmianach zachodzących między kolejnymi cyklami. Do tej pory powstały bazy danych dla lat 1990, 2000, 2006 i 2012 oraz bazy danych dla zmian pomiędzy tymi latami. Pokrycie terenu zostało określone na podstawie wysoko rozdzielczych zdjęć satelitarnych i podzielone zostało na 44 klasy. Jako minimalne jednostki przyjęto 25 ha dla obiektów powierzchniowych i 100 m dla obiektów liniowych (land.copernicus.eu).

Koncepcja stworzenia map glebowo-rolniczych powstała w latach 60-tych XX wieku. Mapy glebowo-rolnicze przedstawiają podział przestrzeni produkcyjnej na grupy gleb o podobnych własnościach fizykochemicznych i użytkowych, mogące zaspokoić potrzeby żywieniowe i wydające optymalny plon określonych roślin uprawnych zebranych w kompleksy przydatności rolniczej. Zasadniczą treść tych map stanowią kompleksy przydatności rolniczej oraz jednostki glebowe. Pierwotne cele map glebowo-rolniczych skupiały się na rejonizacji upraw dla najlepszego wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej, ustaleniu właściwych systemów upraw roli w zależności od występujących warunków środowiskowych, dostosowanie ilości nawozów do charakteru i jakości gleb oraz odpowiednim zastosowaniu maszyn rolniczych, w zależności od warunków glebowych (Jadczyszyn, Smreczak 2017). Mimo tego, że mapy te powstały już wiele lat temu, to nadal są podstawowym źródłem informacji o rolniczej przestrzeni produkcyjnej oraz zasobach glebowych naszego kraju. Ponadto mapy glebowo-rolnicze są wykorzystywane przy planowaniu przestrzennym, scalaniu gruntów oraz ocenie stanu gruntów i ochronie środowiska. Mapy glebowo-rolnicze mogą być bazą wyjściową dla wielu różnych analiz, ponieważ zawierają informacje o budowie profilu glebowego, uziarnieniu oraz o stosunkach wodnych, rzeźbie terenu i klimacie.

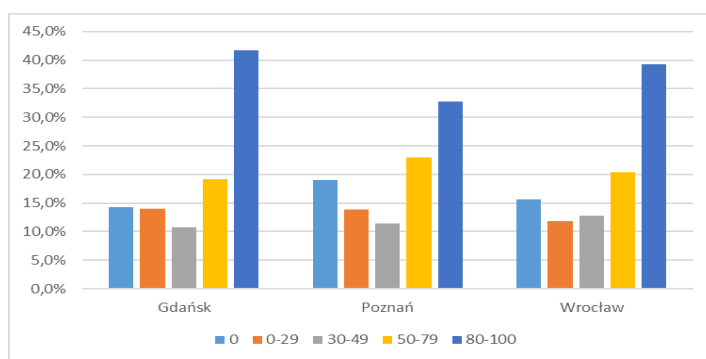
Analiza powyższych warstw została zrobiona w programie ArcMap. Przeanalizowano jakie antropogeniczne formy terenu dominują oraz jaki rodzaj terenów naturalnych był najczęściej zabudowywany. Następnie przecięto warstwę CORINE z mapą glebowo-rolniczą i na tej podstawie określono na jakich glebach doszło do urbanizacji. Pod uwagę wzięto jakość gleb, typ, rodzaj i gatunek gleby. Jakość gleb wyznaczono wg waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej i podzielono na trzy klasy: gleby wysokiej jakości – kompleksy pszenne bardzo dobre, pszenne dobre, żytni bardzo dobry i użytki zielone bardzo dobre i dobre, gleby średniej jakości – kompleksy pszenne wadliwy, żytni dobry, zbożowo-pastewny mocny i użytki zielone średnie oraz gleby niskiej

jakości – kompleksy żytnej słaby, żytnej bardzo słaby, zbożowo-pastewny słaby, gleby orne przeznaczone pod użytki zielone, użytki zielone słabe i bardzo słabe oraz nieużytki.

3. Wyniki

Przeanalizowano następujące obszary: Gdańsk wraz z 24 przyległymi gminami o łącznej powierzchni 2632,5 km², Poznań wraz z 25 przyległymi gminami o łącznej powierzchni 3092,6 km² oraz Wrocław wraz z 18 przyległymi gminami o łącznej powierzchni 2648,1 km² na przestrzeni lat 2006-2012. W 2012 roku powierzchnia zasklepiena we wszystkich badanych rejonach stanowiła około 10% całości.

Zasklepienie najbardziej intensywnie zachodziło w okolicy terenów już zurbanizowanych. W omawianych miastach największa gęstość zasklepienia występowała w promieniu do 5 km od centrum miasta. W Gdańsku i Wrocławiu gęstość powyżej 80% zajmowała około 2/5 tego zasięgu, w Poznaniu zaś około 1/3 (rys. 1). Im dalej od środka miasta, tym gęstość zasklepienia była mniejsza, zaś same obszary zasklepiene były bardziej rozproszone.



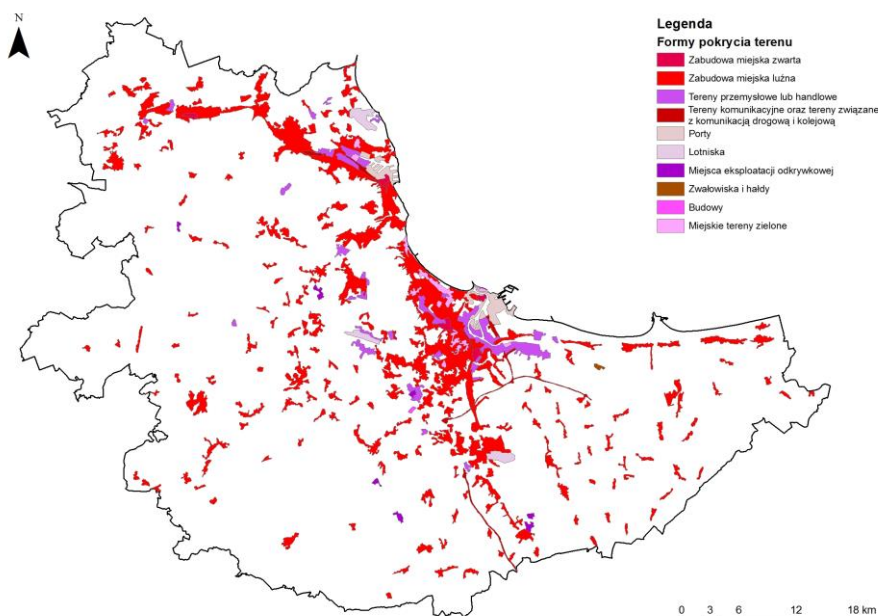
Rys. 1. Gęstość zasklepienia na badanych obszarach w promieniu 5 km od centrum miasta (opracowanie własne).

W Gdańsku przekształceniom ulegały grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających – 52,1% ogółu zmian, łąki i pastwiska – 6,9% oraz tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem terenów naturalnych – 8,5%. W Poznaniu najczęściej przekształcano grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających - 56,3% ogółu zmian oraz budowy - 16,3%. We Wrocławiu sytuacja była podobna do Gdańska – przekształceniom najbardziej uległy grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających - 56,6% ogółu zmian oraz łąki i pastwiska - 9,8%.

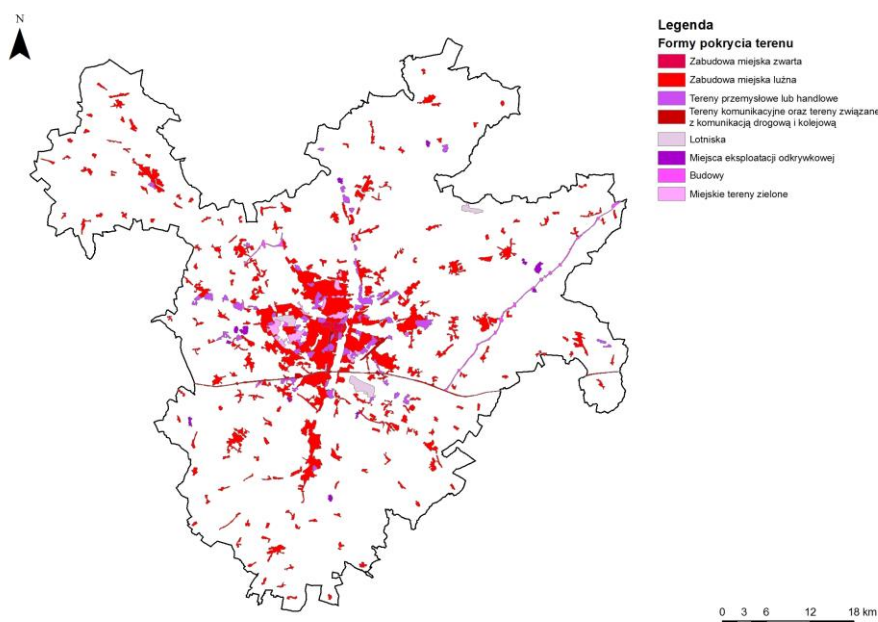
W Gdańsku tereny naturalne najczęściej zajmowane były pod luźną zabudowę miejską (38,3%), tereny przemysłowe lub handlowe (14,9%) oraz tereny komunikacyjne (12,8%) (rys. 2), w Poznaniu pod tereny przemysłowe lub handlowe (28,1%), oraz luźną zabudowę miejską (25,2%) (rys. 3), zaś we Wrocławiu pod tereny komunikacyjne (25,4%) oraz luźną zabudowę miejską (23%) (rys. 4).

Na omawianych terenach zasklepianiu najczęściej ulegają grunty orne na glebach o wysokiej lub średniej jakości (rys. 5). Są to gleby bardzo dobre i dobre, bogate w składniki pokarmowe, o dużej zawartości próchnicy i mające dobrą strukturę. Wysokiej jakości gleby są przepuszczalne i magazynują duże ilości wody przynosząc wysokie i przewidywalne plony, natomiast te średniej mogą być okresowo za suche lub wilgotne, jednak uregulowanie ich stosunków wodnych poprawia wielkość plonów. Są to gleby o dużej przydatności rolniczej i wykorzystywanie ich pod urbanizację jest nieracjonalne, tym bardziej, że zmiany zachodzące w środowisku glebowym przez nią wywołane, są z reguły nieodwracalne.

Zasklepieniu uległa duża powierzchnia gleb brunatnych (Gdańsk i Poznań), gleb biellicowych (Poznań i Wrocław), czarnych ziem (Poznań i Wrocław) oraz mad (Gdańsk i Wrocław) (tab. 1).

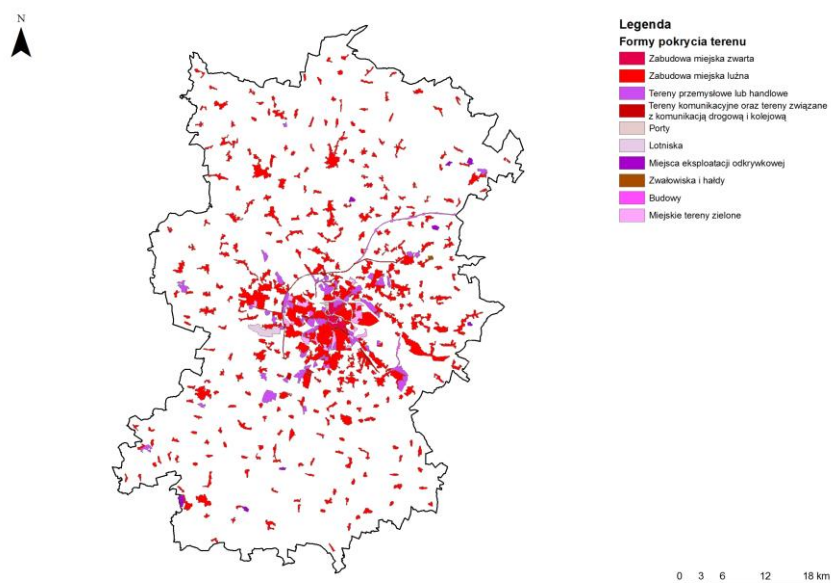


Rys. 2. Rozmieszczenie terenów antropogenicznych w 2012 roku w Gdańsku (opracowanie własne).

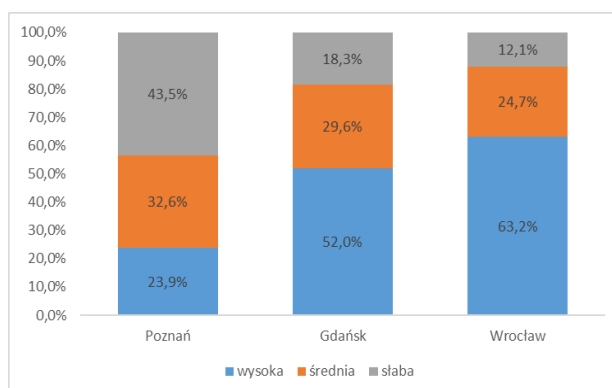


Rys. 3. Rozmieszczenie terenów antropogenicznych w 2012 roku w Poznaniu (opracowanie własne).

Jeżeli chodzi o rodzaje gleb, w Gdańsku zdegradowaniu uległy głównie gleby wytworzone z piasków (prawie 3/4 całości), w szczególności z piasków gliniastych mocnych i lekkich oraz wytworzone z glin (około 1/5). W Poznaniu zasklepione gleby były prawie w całości wytworzone z piasków (głównie z piasków gliniastych lekkich, słabo gliniastych i luźnych). We Wrocławiu zniszczeniu uległy gleby wytworzone z glin (prawie połowa), z piasków (niecała 1/3) oraz z pyłów (około 1/4) (tab. 2).



Rys. 4. Rozmieszczenie terenów antropogenicznych w 2012 roku we Wrocławiu (opracowanie własne).



Rys. 5. Udział klas jakości zasklepionych gleb na badanych obszarach (opracowanie własne).

Tab. 1. Typy zasklepionych gleb na badanych obszarach

Gdańsk	Poznań	Wrocław
Gleby brunatne – 65,5%	Gleby biellicowe – 45,1%	Czarne ziemie – 40,6%
Mady – 15,2%	Gleby brunatne – 33,8%	Gleby biellicowe – 29,2%
	Czarne ziemie – 7,8%	Mady – 12,9%

Tab. 2. Rodzaje zasklepionych gleb na badanych obszarach

	Gdańsk	Poznań	Wrocław
Żwiry	0,4%	0%	0%
Piaski	74,5%	97,4%	29,6%
Gliny	20,6%	1,3%	46,0%
Pyły	1,6%	0,7%	23,5%
Iły	0,2%	0%	0,8%
Organiczne	2,7%	0,6%	0%

4. Podsumowanie

Na przeanalizowanych obszarach, zasklepienie ma tendencję wzrostową. Wiąże się to ze stałym rozrostem miast. Ludność przenosi się z centrum miast na peryferia, zabudowując tereny podmiejskie. Tam gdzie pojawia się nowa zabudowa mieszkalna, od razu powstaje również infrastruktura drogowa do niej, a w okolicy wyrastają obiekty handlowo-przemysłowe. Równocześnie rozszerzają się granice miast, wchłaniając sąsiadujące gminy wiejskie. Jest to naturalna konsekwencja ciągłego rozwoju cywilizacji i rosnącej liczby ludności.

Zasklepienie niesie ze sobą wiele zagrożeń dla funkcji pokrywy glebowej. Przede wszystkim ogranicza funkcje retencyjne gleb, przyczyniając się do przyspieszania spływów powierzchniowych, a tym samym do zwiększenia ryzyka powodziowego oraz nasilenia procesów erozyjnych. Na zabudowanych obszarach zmniejszona zostaje infiltracja. Skutkuje to obniżeniem poziomu wód podziemnych, przez co w miastach brakuje wody pitnej, a rośliny mają do niej utrudniony dostęp. Wpływa to również na częstsze występowanie zjawiska suszy. Oprócz tego niższy poziom wód gruntowych przyczynia się do osuszania gleb organicznych i przyspiesza ich mineralizację. Z kolei na obrzeżach terenów zasklepionych dochodzi do zanieczyszczenia wód gruntowych. Zasklepienie wpływa negatywnie również na obieg pierwiastków i związków chemicznych, w tym składników pokarmowych dla roślin. Spadek ilości związków węgla wiąże się z utratą glebowej pokrywy organicznej (Stolte i in. 2016).

Ograniczone zostają również funkcje siedliskowe i ekologiczne. Zachodzą zmiany w bioróżnorodności – spada ilość organizmów glebowych, gatunków roślin i zwierząt. Dochodzi do lokalnego wymierania gatunków oraz eliminacji rodzimych gatunków, które są zastępowane przez gatunki obce, co stanowi zagrożenie dla biologicznej unikalności ekosystemów. Zasklepienie powierzchni przerywają korytarze ekologiczne i utrudniają migrację roślin i zwierząt (Stolte i in. 2016).

Zmienia się także lokalny klimat. Zasklepienie powierzchni absorbuje ciepło, podwyższając w ten sposób temperaturę powietrza nad i wokół nich. Zwiększony spływ na terenach urbanizacyjnych powoduje zmniejszenie ewaporacji, która ma chłodzący efekt w miastach. Powstają tak zwane „miejskie wyspy ciepła” (Stolte i in. 2016).

Gleby mają zdolność filtrowania, zatrzymywania i unieszkodliwiania organicznych i nieorganicznych zanieczyszczeń – głównie przemysłowych i miejskich ścieków oraz pyłów. Na terenach zurbanizowanych właściwości te są zredukowane lub nieodwracalnie utracone (Stolte i in. 2016).

Oprócz skutków środowiskowych zasklepienie może mieć również następstwa ekonomiczne. Badania przeprowadzone w Niemczech na przykładzie miasta Stuttgart pokazują, że zasklepienie nawet 1 ha gleby może mieć katastrofalne konsekwencje. Gleba ma naturalną właściwość zatrzymywania w sobie nadmiaru wody. W momencie jej zasklepienia, woda opadowa nie wsiąka w głąb, ale spływa powierzchniowo i musi być odprowadzana do rzeki przez kanalizację. Niemieccy naukowcy wyliczyli, że dla Stuttgartu, zarządzanie takim systemem kosztuje około 6500 € na rok. Do tego objętość wody uciekającej kanalizacją wynosi 1260 m³. Wielkość ta jest wystarczająca do zaopatrzenia w wodę 28 osób na okres roku (Höke i in. 2011).

Zespół niemieckich badaczy oszacował również aktualną zdolność produkcyjną gleb. Przy założeniu, że do wykarmienia dorosłego człowieka potrzeba 2383 m², tereny naturalne Stuttgartu (około 101 180 000 m²) są w stanie wyżywić jedynie 1 na 14 mieszkańców miasta. Oznacza to, że istniejące rolnictwo w pobliżu miast musi zostać zintensyfikowane poprzez nawożenie – wiąże się to jednak z zanieczyszczeniem wody pitnej oraz pokrywy glebowej. Zabieranie użytków rolnych pod urbanizację zwiększa również zależność od importu żywności do miast, a co za tym idzie, jej cena rośnie. W dalszej przyszłości może doprowadzić to do politycznych konfliktów lokalnych, a nawet globalnych (Höke i in. 2011).

Zasklepienie stanowi narastający problem. Powoduje utratę zdolności produkcyjnej (zagrożenie brakiem żywności), zmniejszenie retencji wodnej gleb (ryzyko powodziowe) oraz fragmentację krajobrazu (utrata bioróżnorodności). W związku z tym tereny uprawowe zostają przesunięte poza granice miast. Jednak przenoszenie się ludzi z centrum na peryferia, skutkuje

powstawaniem nowych osiedli mieszkaniowych, a wraz z nimi budowana jest infrastruktura drogowa oraz przemysłowo-handlowa. Prowadzi to do powierzchniowej rozbudowy miast oraz ponownego zmniejszenia terenów produkcyjnych.

Problemu zasklepienia gleb nie da się uniknąć ani zatrzymać, ponieważ wiąże się on z ciągłym rozwojem cywilizacyjnym. Należy również pamiętać, że gleba ulegająca temu procesowi, jest zdegradowana nieodwracalnie. Powinno się zatem racjonalnie wykorzystywać grunty i przy planowaniu przestrzennym miast, różnego rodzaju zabudowę umieszczać na glebach słabej jakości, natomiast gleby lepsze pozostawić pod uprawę.

5. Literatura

- Famielec J, Górka K, Stuczyński T i in. (2007) Oszacowanie kosztów wynikających z wdrażania w Polsce wymagań zawartych w projekcie dyrektywy Parlamentu Europejskiego i rady ustanawiającej ramy dla ochrony gleb oraz zmieniającej dyrektywę 2004/35/WE, 62-70
- Höke S, Lazar S, Kaufmann-Boll C (2011) Environmental impact of urban soil consumption, 6-10, 13-15
- Jadczyż J, Smreczak B (2017) Mapa glebowo rolnicza w skali 1:25000 i jej wykorzystanie na potrzeby współczesnego rolnictwa, *Studia i raporty* (51), 9-28
- edit. Stolte J, Tesfai M, Öygarden L et al. (2016) Soil threats in Europe, EUR 27607 EN, doi:10.2788/488054 (print), doi:10.2788/828742 (online), 79-80, 85-88
- Szymańska D (1995) Zjawisko urbanizacji i jej konsekwencje, *Badania środowiska, Materiały podyplomowego Studium Pronat na Uniwersytecie Mikołaja Kopernika w Toruniu* (red. J.Turło), 71- 79
- red. Woch F (2015) Wademekum klasyfikatora gleb
- red. Zawadzki S (1999) *Gleboznawstwo*
- <http://clc.gios.gov.pl/index.php/clc-informacje-ogolne> (28.11.2017)
- <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> (28.11.2017)

8. Mapa glebowo-rolnicza oraz jej wykorzystanie

Soil and agriculture map

Beata Bartosiewicz, Ludwika Poręba

Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach

Opiekun naukowy: dr Jan Jadczyzyn

Beata Bartosiewicz: bbartosiewicz@iungpulawy.pl

Słowa kluczowe: gleba, kompleksy przydatności rolniczej,

Streszczenie

Mapy glebowo-rolnicze są unikatowym zbiorem danych o glebach. Zawierają naniesione kontury kompleksów przydatności rolniczej gleb oraz obrazują rolniczą przestrzeń produkcyjną według zasad racjonalnego gospodarowania ziemią. Mimo że od czasu ich opracowania upłynęło wiele dziesięcioleci, nadal mają ogromną przydatność, zarówno w rolnictwie jak i w innych dziedzinach gospodarki przestrzennej. Współczesne narzędzia pozwalają w łatwy sposób przekształcać dane zawarte na mapie i włączać je do modeli symulujących zjawiska zachodzące w przyrodzie, określać trendy, prognozować zmiany w przestrzeni i w czasie.

1. Wstęp

Trudna sytuacja żywnościowa w powojennej Polsce doprowadziła do próby oceny potencjału produkcyjnego, zarówno dla potrzeb fiskalnych jak i racjonalnego wykorzystania zasobów przyrodniczych kraju (Jadczyzyn i Smreczak 2017). 5 maja 1956 r. Prezydium Rządu podjęło uchwałę nr 224/56 o przeprowadzeniu gleboznawczej klasyfikacji gruntów. Biorąc pod uwagę fakt, iż podczas klasyfikacji zostanie zebrana ogromna ilość danych o glebach, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze (PTG) rozpoczęło rozważania nad wykorzystaniem ich do stworzenia mapy gleb Polski w skali 1:25 000. Wnioski z dyskusji Zarząd Główny PTG przesłał do Ministerstwa Rolnictwa, które zleciło próbne wykonanie mapy. Przykładowe opracowanie dokonane zostało przez gleboznawców Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG) w siedmiu powiatach różnych województw naszego kraju, na powierzchni 140 000 ha (Witek 1965). Prace zakończono w grudniu 1959 r. (Truszkowska 1961), a ich wyniki były na tyle obiecujące, że w 1960 r. gleboznawcza klasyfikacja gruntów objęła teren całego kraju (Siuta 1965). Podczas prac kartograficznych w IUNG stwierdzono, iż powstałą dokumentację można wykorzystać do stworzenia mapy glebowo-rolniczej, a tym samym do racjonalnej organizacji produkcji rolniczej (Jadczyzyn i Smreczak 2017; Siuta 1965). Ustalając treść mapy glebowo-rolniczej brano pod uwagę cel jej opracowania oraz możliwości wykonania. Uznano, że mapa powinna zawierać tylko te elementy, które mają znaczenie praktyczne i dlatego na przełomie roku 1961/62 zdecydowano, iż zasadniczą treścią będą kompleksy rolniczej przydatności gleb oraz jednostki glebowe (Witek 1965). Ponieważ prace kartograficzne miały obejmować teren całego kraju stworzono „Instrukcję w sprawie wykonania map glebowo-rolniczych w skali 1:5000 i 1:25 000 oraz map glebowo-przyrodniczych w skali 1:25 000” (Strzemski i in. 1965). Bazowe mapy glebowo-rolnicze w skali 1:5000 opracowane zostały na podkładzie map ewidencyjnych, w oparciu o wyniki badań terenowych oraz analiz fizyko-chemicznych profili reprezentatywnych dla pokrywy glebowej kartowanego obszaru. Dla mapy w skali 1:5 000 opracowano aneks zawierający ogólny opis fizjografii terenu. Mapy glebowo-rolnicze w skali 1:25 000 i 1:100 000 są wynikiem generalizacji treści mapy w skali 1:5 000, w wyniku czego część konturów glebowych pominięto (Jadczyzyn i Smreczak 2017).

2. Treść mapy glebowo-rolniczej

Kompleksy przydatności rolniczej są zespołami różnych jednostek taksonomicznych gleb, które wykazują podobne właściwości rolnicze i mogą być użytkowane w podobny sposób. Nazwy kompleksów nawiązują do gatunków roślin zalecanych do uprawy w danym siedlisku, mianowicie

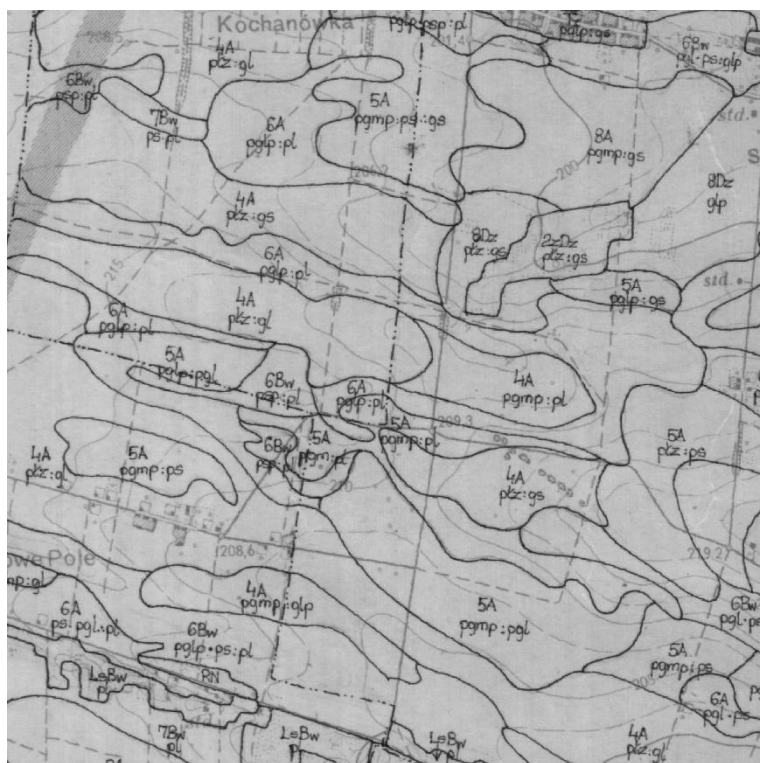
pszenicy i żyta w przypadku terenów nizinnych i wyżynnych oraz dodatkowo owsa w przypadku gleb terenów górskich (Woch 2015). Podczas przydzielania gleb do odpowiednich kompleksów, zgodnie z ówczesną systematyką uwzględniano następujące informacje: typ, podtyp, rodzaj, gatunek, właściwości fizyczne i chemiczne gleby, warunki klimatyczne, rzeźbę terenu, właściwości wodne oraz przydatność bądź nieprzydatność rolniczą gleb. Mapa glebowo-rolnicza zawiera 14 kompleksów gleb ornych. Dla terenów wyżynnych i nizinnych kompleksy oznaczono cyframi od 1 do 9. 1 – kompleks pszeniczny bardzo dobry, 2 – kompleks pszeniczny dobry, 3 – kompleks pszeniczny wadliwy, 4 – kompleks żytni bardzo dobry, 5 – kompleks żytni dobry, 6 – kompleks żytni słaby, 7 – kompleks żytni bardzo słaby, 8 – kompleks zbożowo-pastewny mocny, 9 – kompleks zbożowo-pastewny słaby. Dla terenów górskich nadano kompleksy oznaczono cyframi od 10 do 13. 10 – kompleks pszeniczny górski, 11 – kompleks zbożowy górski, 12 – kompleks owsiano-ziemniaczany górski, 13 – kompleks owsiano-pastewny górski. Dla terenu całego kraju wydzielono kompleks 14, oznaczający grunty orne, które ze względu na nadmierne uwilgotnienie powinny być przeznaczone pod użytki zielone (Jadczyzsyn i Smreczak 2017, Woch 2015). Do kompleksu 14 zalicza się także gleby położone na stromych stokach, na których uprawa jest utrudniona a gleba jest narażona na erozję. Treść mapy zawiera również 3 kompleksy użytków zielonych, które wykazują znaczne zróżnicowanie pod względem siedliskowym. 1z – kompleks użytków zielonych bardzo dobrych i dobrych, 2z – kompleks użytków zielonych średnich oraz 3z – kompleks użytków zielonych słabych i bardzo słabych (Woch 2015). Im wyższy numer kompleksu, tym gleby mniej urodzajne, o niższej przydatności rolniczej. Każdy z kompleksów ma odpowiednio dobrane rośliny wskaźnikowe i współwskaźnikowe, których uprawa uwarunkowana była względami glebowymi oraz ekonomicznymi. Rośliny wskaźnikowe musiały być charakterystyczne dla trwałego systemu zagospodarowania oraz musiały stanowić jedno z podstawowych ogniw rotacji w płodozmianie (Jadczyzsyn i Smreczak 2017).

Jednostkami glebowymi są typy i podtypy gleb. Legenda mapy glebowo-rolniczej wydziela 18 jednostek glebowych, do których zaliczamy: (Strzemski i in. 1965) A – gleby bielcowe i pseudobielcowe, B – gleby brunatne właściwe, Bw – gleby brunatne wylugowane i brunatne kwaśne, C – czarnoziemy właściwe, Cz – czarnoziemy zdegradowane i gleby szare, D – czarne ziemie właściwe, Dz – czarne ziemie zdegradowane i gleby szare, G – gleby glejowe, E – gleby mułowo-torfowe, M – gleby murszowo-mineralne i murszowate, T – gleby torfowo i murszowo-torfowe, F – mady, Fb – mady brunatne, Fc – mady czarnoziemne, FG – gleby aluwialne glejowe, R – rędziny o słabo wykształconym profilu, Rb – rędziny brunatne, Rc – rędziny próchniczne.

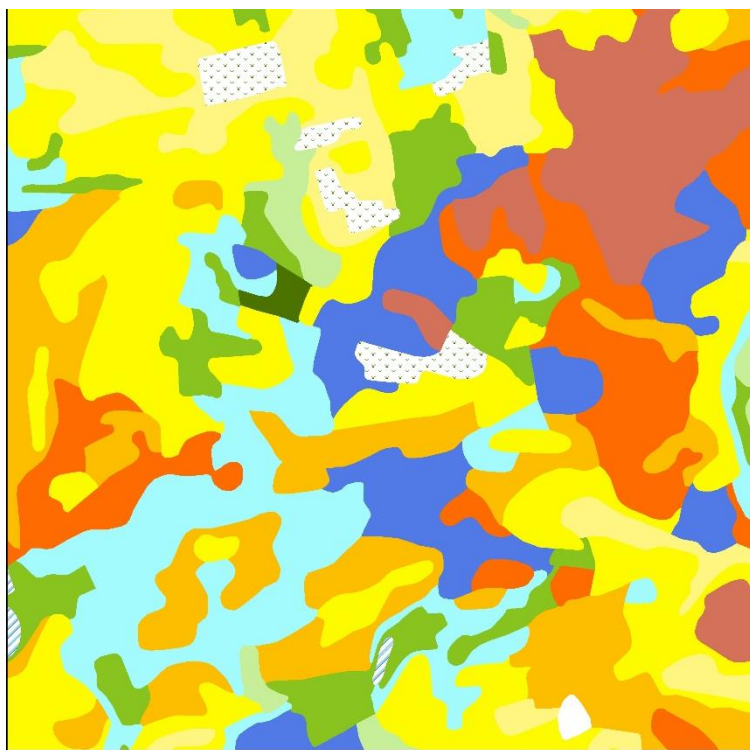
Informacje zawarte na mapie pozwalają odtworzyć budowę profilu gleby, wyodrębnić poziomy genetyczne, opisać skład granulometryczny i miąższość poziomów do głębokości 1,5 m (Strzemski 1985).

3. Przekształcanie analogowej mapy glebowo-rolniczej do wersji cyfrowej

Wartość merytoryczna mapy glebowo-rolniczej jest ogromna ze względu na szczegółowość i jednolitość opracowania w skali kraju. Jednak aby jej rozpowszechnianie i praktyczne wykorzystanie było nadal możliwe, postanowiono przetworzyć analogową mapę glebowo-rolniczą (Rys.1) do wersji cyfrowej (Rys.2) (Jadczyzsyn i Stuczyński 2008). Metoda przekształcania opracowana została w Zakładzie Gleboznawstwa Eroзии i Ochrony Gruntów IUNG-PIB w Puławach pod kierunkiem dr Tomasza Stuczyńskiego i dr Jana Jadczyzsyna we współpracy z Instytutem Geodezji i Kartografii. Utrudnieniem podczas przetwarzania był brak siatki kartograficznej oraz matematycznie zdefiniowanego odwzorowania kartograficznego. Metodę transformacji matematycznej opracowano w IUNG. Prace trwały od 2002 do 2010 r. i obejmowały trzy główne etapy: 1 – skanowanie arkuszy mapy analogowej i zapis w formacie rastrowym, 2 – kalibrację mapy rastrowej do matematycznie zdefiniowanego układu współrzędnych, 3 – wektoryzację konturów glebowych oraz tworzenie bazy danych. (Jadczyzsyn i Smreczak 2017).



Rys. 1. Fragment analogowej mapy glebowo-rolniczej w skali 1:25 000 (IUNG-PIB)



Rys. 2. Fragment zwektoryzowanej mapy glebowo-rolniczej w skali 1:25 000 (IUNG-PIB)

4. Przykłady wykorzystania mapy glebowo-rolniczej

Jednym z głównych zastosowań informacji zawartych na mapie glebowo-rolniczej było opracowanie Wskaźnika Waloryzacji Rolniczej Przestrzeni Produkcyjnej (WWRPP) dla gmin (Witek i Górski 1977). W ocenie uwzględniono czynniki mające wpływ na plonowanie roślin – jakość i przydatność rolniczą gleb, klimat, rzeźbę terenu oraz warunki wodne. Wskaźnik umożliwia ilościową i obiektywną wycenę przydatności danego obszaru do produkcji rolniczej (Dudzińska 2011). Wartość liczbową wskaźnika dla poszczególnych gmin w Polsce zawiera się w przedziale od 31 do 111 punktów. Niskie wartości wskaźnika świadczą, iż obszary charakteryzują się niskim potencjałem produkcyjnym, co z kolei stanowiło podstawę do zakwalifikowania ich jako obszary problemowe rolnictwa (OPR) (Filipiak i Jadczyński 2008). Wskaźnik WRRP był również podstawą do wydzielenia w ramach Programu Operacyjnego Rozwój Obszarów Wiejskich (PO ROW), obszarów o niekorzystnych warunkach gospodarowania (ONW). ONW znajdują się na terenach marginalnych pod względem demograficznym oraz produkcyjnym, są wynikiem naturalnych ograniczeń siedliskowych (www.lfa.iung.pulawy.pl).

Dokonywane podczas scalania szacowanie gruntów bazuje na kompleksach przydatności rolniczej gleb. Czynności związane z szacowaniem poprzedzone są porównaniem treści mapy glebowo-rolniczej z mapą ewidencyjną w celu wychwycenia niezgodności merytorycznych. Czynności te są konieczne, aby każdy uczestnik postępowania scaleniowego otrzymał taką samą wartość gruntu jaką posiadał przed scaleniem (Woch 2015).

Erozja wodna, pomimo że jest zjawiskiem naturalnym wywołuje szereg niekorzystnych zmian. Rozmyta wierzchnia warstwa gleby przemieszczana przez wody powierzchniowe powoduje zmniejszenie poziomu próchnicznego, wymycie składników pokarmowych oraz degradację gruntów. W celu przedstawienia struktury przestrzennej oraz wyznaczenia stopnia zagrożenia erozją wodną potencjalną poszczególnych obszarów kraju, posłużono się min. numeryczną mapą glebowo-rolniczą, WWRPP, wynikami analiz przestrzennych monitoringu gleb oraz danymi za spisu rolnego dla gmin. Z analiz tych wynika, że z racji silnego urzeźbienia i dużego udziału gleb podatnych na spłukiwanie, na erozję wodną narażona jest 1/3 obszaru Polski (Jadczyński 2008; Nowocień 2015).

Znajomość składu granulometrycznego warstw profilu glebowego stanowiła podstawę do opracowania mapy kategorii glebowych; kategoria I – gleby bardzo lekkie, kategoria II – gleby lekkie, kategoria III – gleby średnie, kategoria IV – gleby ciężkie. Informacje o kategorii gleby na danym obszarze w połączeniu z innymi danymi np. o odczynie gleby, pozwala na określanie potrzeb wapnowania i nawożenia. Kategorie agronomiczne gleb mają również zastosowanie w wyznaczeniu obszarów narażonych na suszę (Jadczyński i Stuczyński 2008). Od 2008 r. w IUNG-PIB w Puławach prowadzony jest System Monitoringu Suszy Rolniczej, którego zadaniem jest wskazać obszary, na których w wyniku niedoboru wody wystąpiły straty w uprawach. Podstawą wyznaczenia obszarów objętych suszą jest Klimatyczny Bilans Wodny (KBW) oraz możliwości retencyjne gleb, wyrażone w kategoriach podatności gleby na suszę. Dzięki temu uwzględniony został fakt silnego zróżnicowania gleb Polski na skutki niedoboru wody (Doroszewski i in. 2012; www.susza.iung.pulawy.pl).

Kluczowym elementem wykorzystania informacji znajdujących się na mapie glebowo-rolniczej są narzędzia GIS, pozwalające na równoczesną analizę wielu warstw tematycznych, ułatwiając tym samym realizację zadań z zakresu: ochrony środowiska, zarządzania przestrzenią (Białousz, Chmiel i Fijałkowska 2012) waloryzacji zasobów przyrodniczych, analiz regionalnego zróżnicowania obszarów wiejskich, analiz przestrzennych dla potrzeb wdrażania programu Wspólnej Polityki Rolnej (WPR), wyznaczania obszarów cennych przyrodniczo, szacowania wartości nieruchomości rolnych, projektowania melioracji, kształtowania granicy rolno-leśnej, ochrony gleb organicznych oraz oceny szkód w glebach na terenach przemysłowych (Jadczyński 2015; Jadczyński i Smreczak 2017). Rola i znaczenie mapy wzrosły od czasu przekształcenia do wersji cyfrowej, jednak jej aktualność sięga najczęściej lat sześćdziesiątych ubiegłego wieku. Rozwój infrastruktury oraz nasilenie procesów socjoekonomicznych, których skutkiem jest zajmowanie terenów rolniczych przez lasy spowodował dezaktualizację geometryczną, dlatego wymagana jest weryfikacja i aktualizacja jej treści. (Wężyk i in. 2012).

5. Podsumowanie

Gleba to jeden z najważniejszych zasobów przyrody, stanowiący środowisko życia mikroorganizmów, roślin, zwierząt oraz człowieka, dlatego powinniśmy skupić się na jej racjonalnym użytkowaniu. Dzięki ogromnej pracy wykonanej przez gleboznawców i kartografów kilkadziesiąt lat temu, posiadamy bazę informacji bezpośrednio odnoszących się do jakości i przydatności rolniczej gleb Polski. Narzędzia analityczne pozwalają łączyć informacje zawarte na mapie glebowo-rolniczej z danymi monitoringu gleb, danymi charakteryzującymi warunki przyrodnicze, ekonomiczne oraz społeczne i określać optymalne kierunki gospodarowania ziemią, a tym samym racjonalnie kształtować rolniczą przestrzeń produkcyjną. Ponieważ gleba jest nieodnawialnym zasobem przyrody musimy przeciwdziałać degradacji, dewastacji oraz nadmiernemu wykorzystywaniu na cele nierolnicze, zwłaszcza gleb najlepszych.

6. Literatura:

- Białousz S, Chmiel J, Fijałkowska A (2012) Przykład wykorzystania istniejących map, zdjęć satelitarnych i narzędzi Gis do weryfikacji i aktualizacji małoskalowych baz danych o glebach. *Roczniki Geomatyki*, 2(52): 7-16.
- Doroszewski A, i in. (2012) Podstawy Systemu Monitoringu Suszy Rolniczej. Woda-Środowisko- Obszary Wiejskie. t. 12 z. 2(38): 77-91.
- Dudzińska M (2011) Czynniki oceniające rolniczą przestrzeń produkcyjną. Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie. 1/2011: 173-185.
- Filipiak K, Jadczyzsyn J (2008) Kryteria wyboru i ocena obszarów problemowych rolnictwa w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 12: 103-111.
- Jadczyzsyn J (2015) Wykorzystanie systemu GIS i przestrzennych baz danych w procesie gleboznawczej klasyfikacji gruntów. Wademekum klasyfikatora gleb. Praca zbiorowa pod red. Wocha. IUNG-PIB Puławy 429-445.
- Jadczyzsyn J (2008) Ocena warunków przyrodniczo-ekonomicznych gospodarstw na obszarach zagrożonych erozją wodną w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 12: 155-164.
- Jadczyzsyn J, Smreczak B (2017) Mapa glebowo rolnicza w skali 1:25 000 i jej wykorzystanie na potrzeby współczesnego rolnictwa. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 51(5): 9-27.
- Jadczyzsyn J, Stuczyński T (2008) Wykorzystanie numerycznej mapy glebowo-rolniczej do analizy obszarów wiejskich. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 12: 55-63.
- Nowocień E (2008) Erozja wodna i wietrzna w Polsce. Wademekum klasyfikatora gleb. Praca zbiorowa pod red. F. Wocha. IUNG-PIB Puławy 342-366.
- Siuta J (1965) Zakres prac analitycznych wykonywanych do map glebowych w skalach 1:5 000 i innych oraz wykorzystanie tej dokumentacji dla syntez problemowych. *Roczniki Gleboznawcze*, 15(dod.): 119-128.
- Strzemiński M (1985) Zastosowanie map glebowo-rolniczych w podziale użytków ornych na pola. *Roczniki Gleboznawcze*, 36(1): 113-118.
- Strzemiński M, i in. (1965) Instrukcja w sprawie wykonania map glebowo-rolniczych w skali 1:5 000 i 1:25 000 oraz map glebowo-przyrodniczych w skali 1:25 000. Ministerstwo Rolnictwa, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, Warszawa ss153.
- Truszkowska R (1961) Próbné opracowanie map glebowo-bonitacyjnych w skali 1:25000 na podstawie prowadzonej przez Ministerstwo Rolnictwa klasyfikacji gruntów. *Roczniki Gleboznawcze*, 10(2): 287-290.
- Witek T (1965) Treść i metody sporządzania wielkoskalowych map glebowo-rolniczych. *Roczniki Gleboznawcze*, 15(dod.): 99-117.
- Witek T Górki T (1977) Przyrodnicza bonitacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa 1-21.
- Woch F (2015) Kompleksy przydatności rolniczej gleb. Wademekum klasyfikatora gleb. Praca zbiorowa pod red. F. Wocha. IUNG-PIB Puławy 213-221.
- Woch F (2015) Metody szacowania gruntów. Wademekum klasyfikatora gleb. Praca zbiorowa pod red. F. Wocha. IUNG-PIB Puławy 294-309.

Wężyk P, i in. (2012) Aktualizacja mapy glebowo-rolniczej z wykorzystaniem klasyfikacji obiektowej (OBIA) zobrazowań teledetekcyjnych oraz analiz przestrzennych GIS. Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji, Vol. 23: 477–488
www.lfa.iung.pulawy.pl
www.susza.iung.pulawy.pl

9. Rodzaje oraz zastosowanie wskaźników oceny stopnia zanieczyszczeń gleb metalami ciężkimi

Types and application of factors for purpose of the assessment of soil pollution by heavy metals

Rafał Rozpondek, Katarzyna Rozpondek, Małgorzata Kacprzak

Instytut Inżynierii Środowiska, Wydział Infrastruktury i Środowiska, Politechnika Częstochowska
Opiekun naukowy: prof. dr hab. inż. Małgorzata Kacprzak

Rozpondek Rafał: r.rozpondek@is.pcz.pl

Słowa kluczowe: wskaźnik wzbogacenia, ryzyko ekologiczne, tło geochemiczne, tereny zdegradowane

Streszczenie

Gleba jest dynamicznym zasobem naturalnym, niezbędnym dla przetrwania ludzkiego życia. Uważana jest za główny zbiornik trwałych związków toksycznych, w tym głównie metali ciężkich i metaloidów. Możliwość transportu zanieczyszczeń do wody gruntowej, łańcucha pokarmowego, a następnie do organizmów ludzi i zwierząt stanowi istotny problem dla prawidłowego funkcjonowania ekosystemu. W badaniach dotyczących oceny stanu oraz jakości gleb wykorzystywane są różnego typu wskaźniki między innymi: wskaźnik wzbogacenia (*ang. EF – Enrichment Factor*), wskaźnik zanieczyszczeń (*ang. CF – Contamination Factor*) oraz indeks geoakumulacji (*ang. Igeo – geoaccumulation index*). Wskaźnik wzbogacenia umożliwia określenie wpływu antropogenicznego na występujące stężenia metali ciężkich. Wyróżnia się także wskaźniki umożliwiające ocenę ryzyka zachorowania na raka (*ang. CR – Cancer Risk*) oraz indeks zagrożenia (*ang. HI – Hazard Index*). Wymienione powyżej metody dotyczą oceny wpływu stężenia pojedynczego pierwiastka śladowego. Istnieją także sposoby umożliwiające integrację grupy metali ciężkich, należą do nich wskaźnik obciążenia zanieczyszczeniem (*ang. PLI – Pollution Load Index*) oraz wskaźnik potencjalnego ryzyka ekologicznego (*ang. PER – Potential Ecological Risk Index*). Zastosowania wskaźników dotyczących zarówno stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi, jak i ryzyka dla zdrowia i życia człowieka pozwala na przeprowadzenie bardziej dokładnej ewaluacji danego terenu. Przeprowadzenie klasyfikacji wskaźników według zadanych kryteriów umożliwia wyznaczenie stref o określonym stopniu zanieczyszczenia lub ryzyka.

1. Wstęp

Naturalna zawartość metali ciężkich, takich jak cynk, ołów, kadm, chrom, nikiel i miedź w glebach jest niska – pozwala na zachowanie równowagi ekologicznej. Jednak zawartość metali ciężkich, z uwagi na liczne działania antropogeniczne (np. hutnictwo, kopalnictwo czy rolnictwo), ulega często znacznemu zwiększeniu. Podwyższona zawartość pierwiastków śladowych w glebach to powszechnie obserwowane zjawisko (Karim i in. 2014, Islam i in. 2017).

Gleba jest dynamicznym zasobem naturalnym, niezbędnym dla przetrwania ludzkiego życia. Jednak uważana jest również za główny zbiornik trwałych związków toksycznych, w tym głównie metali ciężkich i metaloidów (Luo i in. 2007, Islam i in. 2017). Nadmierna zawartość metali ciężkich i metaloidów w glebach może prowadzić do pogorszenia stanu biologicznego gleby i zaburzenia jej funkcji, a także zmian właściwości fizykochemicznych, które mogą być bezpośrednim powodem powstawania problemów środowiskowych. Gleba funkcjonuje zarówno jako zbiornik zanieczyszczeń, ale także jako ich źródło. Możliwość transportu zanieczyszczeń do wód gruntowych, łańcucha pokarmowego, a następnie do organizmów ludzi i zwierząt stanowi istotny problem dla prawidłowego funkcjonowania ekosystemu. Ze względu na niebiodegradowalny i trwały charakter zanieczyszczeń, metale ciężkie stanowią ciągle i stale rosnące zagrożenie (Islam i in. 2017). Emisja zanieczyszczeń, a w tym metali ciężkich, występuje za pośrednictwem szerokiej gamy procesów np. spalania, wydobywania, przetwarzania, transportu czy składowania. Ze względu na znaczną rozpuszczalność związków metali ciężkich (np. Pb, Zn) mogą one stanowić zagrożenie nie tylko dla wierzchniej warstwy gleby, ale także dla wód powierzchniowych i podziemnych (Järup 2003, Islam

i in. 2017). Zanieczyszczenia gleb charakteryzują się wysokim stopniem zmienności przestrzennej z powodu licznych procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, które działają z różną intensywnością i w różnych skalach (Singh i in. 2011, Rozpondek i in. 2017).

Obszary przemysłowe i górnicze są regionami charakteryzującymi się silnym wpływem działalności człowieka. Na tych terenach bezpieczeństwo ludzi jest głównym czynnikiem w procesie przeprowadzania oceny ryzyka zanieczyszczenia gleby. Jakość gleby w tych rejonach należy podzielić według kryterium naturalnego (geologicznego) oraz wpływu antropogenicznego – jest to trudne zagadnienie, ze względu na fizyczne zaburzenia i bardzo wysoką niejednorodność stężeń zanieczyszczeń w glebach (Hudson i in. 1997, Gałuszka i in. 2015). Normy prawne w wielu krajach, w tym w Polsce, różnią się w zależności od poszczególnych kategorii gleb, rodzaju zagospodarowania terenu i prowadzonej działalności człowieka (np. gleby zurbanizowane, gleby rolnicze, gleby zalesione itp.) (Gałuszka i in. 2015).

Różnice w sposobie użytkowania gruntów, intensywność działalności człowieka, historia zanieczyszczeń i odległość do źródeł emisji mogą wpływać na zanieczyszczenie gleby w różnym stopniu (Tume i in. 2016). W celu dokładniejszej oceny badanego terenu, można przeprowadzić klasyfikację użytkowania terenu. Z uwagi na ryzyko ekologiczne często stosuje się trzy główne klasy użytkowania terenu: komercyjne, mieszkaniowe i przemysłowe. Podział ten wynika z założenia, że każda z klas w różnym stopniu stwarza możliwości kontaktu człowieka z czynnikami zanieczyszczającymi (Tume i in. 2016). Jednym ze sposobów oceny wpływu antropogenicznego na zanieczyszczenia terenu jest określenie wskaźnika wzbogacenia. Prawidłowe rozróżnianie między naturalną antropogeniczną zawartością metali ciężkich w glebie ma kluczowe znaczenie dla oceny zanieczyszczenia (Tume i in. 2016).

2. Opis zagadnienia

W wyniku stale zwiększającej się świadomości ekologicznej społeczeństwa badania dotyczące oceny ryzyka ekologicznego, związanego między innymi z obecnością metali ciężkich w glebach, stają się coraz bardziej powszechne. Postępująca urbanizacja i rozwój przemysłu powodują powstawanie wspomnianego ryzyka ekologicznego. We współczesnych badaniach wykorzystywane są metody oceny stopnia zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi. Możemy tutaj wyróżnić między innymi wskaźnik wzbogacenia (*ang.* *EF* - *Enrichment Factor*), wskaźnik zanieczyszczeń (*ang.* *CF* – *Contamination Factor*) oraz indeks geoakumulacji (*ang.* *I_{geo}* – *geoaccumulation index*).

Na obszarach miejskich metale ciężkie dostają się do organizmu człowieka głównie poprzez spożycie skażonych produktów, wdychanie lub poprzez kontakt ze skórą. Ocena ryzyka zdrowotnego szacowana jest wobec ekspozycji na metale ciężkie. Dotyczy ona ilościowego określenia zarówno rakotwórczego, jak i nie rakotwórczego ryzyka dla ludzi w wyniku kontaktu z metalami ciężkimi (Wu i in. 2015, Mehr i in. 2017, Islam i in. 2017). Wyróżnia się dwa główne wskaźniki umożliwiające ocenę ryzyko zachorowania na raka (*ang.* *CR* – *Cancer Risk*) oraz indeks zagrożenia (*ang.* *HI* – *Hazard Index*). Wymienione powyżej metody dotyczą oceny wpływu stężenia pojedynczego pierwiastka śladowego. Opracowano także metody umożliwiające integrację grupy metali ciężkich, należą do nich wskaźnik obciążenia zanieczyszczeniem (*ang.* *PLI* – *Pollution Load Index*) oraz wskaźnik potencjalnego ryzyka ekologicznego (*ang.* *PER* – *Potential Ecological Risk Index*) (Karim i in. 2014, Gałuszka i in. 2015, Islam i in. 2017).

W celu uzyskania dodatkowej informacji, w badaniach dotyczących jakości gleb powszechnie stosowany jest System Informacji Geograficznej (*ang.* *GIS*- *Geographical Information System*) wraz z zagadnieniem geostatystyki (Tume i in. 2016, Rozpondek i in. 2017, Mehr i in. 2017). Podstawą tego systemu jest element przestrzenny umożliwiający reprezentację badanego zjawiska w świecie rzeczywistym. Element przestrzenny został obrazowo wyrażony przez Toblera w popularnym i powszechnie znanym tzw. pierwszym prawie geografii. Prawo to mówi, że wszystkie elementy powierzchni Ziemi są ze sobą powiązane, ale leżące bliżej siebie są powiązane mocniej od znajdujących się dalej. Geostatystyka, natomiast umożliwia przeprowadzenie procesu interpolacji. Działanie to polega na estymacji wartości dla całego badanego obszaru na podstawie punktów źródłowych czyli przykładowo punktów, w których został pobrany materiał glebowy (Tume i in.

2016, Rozpondek i in. 2017, Mehr i in. 2017). Geoinformacja jest powszechnie stosowana we współczesnych badaniach nad środowiskiem. Zainteresowanie wspomnianą tematyką potwierdza ciągle wzrost liczby artykułów naukowych opisujących wykorzystanie elementów Systemu Informacji Geograficznej i geostatystyki. W przeważającej części badań środowiskowych implementacja systemu GIS sprowadza się do wygenerowania rozkładu przestrzennego. Rozkłady te przyczyniają się do wyznaczenia stref o najwyższym stopniu zanieczyszczenia. Pełnią istotną rolę w procesie diagnostyki, remediacji oraz rekultywacji. Pozwalają niewątpliwie na znacznie dokładniejsze planowanie działań związanych z wyznaczaniem kierunków poprawy stanu środowiska naturalnego (Rozpondek i in. 2017).

3. Przegląd literatury

Indeks geoakumulacji (I_{geo}) jest obliczany na podstawie poniższego równania (Islam i in. 2017):

$$I_{geo} = \log_2(C_i/1.5C_b)$$

gdzie C_i to wartość uzyskana w wyniku analiz badanego materiału, natomiast C_b to przybliżona wartość tła geochemicznego na badanym obszarze. Tło geochemiczne określa zakres wartości w zbiorze danych geochemicznych, który jest uważany za naturalny zakres stężenia określonej substancji w badanych materiale, na którą nie wpływa aktywność antropogeniczna. Tło geochemiczne jest wyrażane, jako pojedyncza wartość liczbowa (Reimann i Garret 2005). Wartości leżące poza tym zakresem (tak zwane wartości odstające) są uważane za ujemne lub dodatnie anomalie geochemiczne. Z różnych technik statystycznych, które są wykorzystywane do oceny zakresów tła geochemicznego (Matschullat i in. 2000, Reimann i Garret 2005, Gałuszka i in. 2015), iteracyjna technika 2σ została uznana za wiarygodną i realistyczną (Matschullat i in. 2000, Gałuszka i in. 2015). Metoda ta opiera się na założeniu, że wszystkie wartości powyżej średniej powiększonej o dwie wartości odchylenia standardowego są pomijane w zbiorze danych, a nowy zakres (średnia plus dwa odchylenia standardowe) jest obliczany przy użyciu zredukowanych danych. Procedura ta jest powtarzana, dopóki wszystkie wartości zestawu danych nie mieszczą się w tym zakresie (zbliżając się do rozkładu normalnego). Na podstawie klasyfikacji wartości indeksu geoakumulacji przeprowadzonej przez Müller (1969) możemy wyróżnić następujące klasy: jeżeli $I_{geo} \leq 0$, teren jest niezanieczyszczony, jeżeli $0 < I_{geo} \leq 1$ teren charakteryzuje się niskimi wartościami zanieczyszczeń, jeżeli $1 < I_{geo} \leq 2$ teren jest umiarkowanie zanieczyszczony, jeżeli $2 < I_{geo} \leq 3$ na terenie występują umiarkowane lub wysokie wartości zanieczyszczeń, jeżeli $3 < I_{geo} \leq 4$ teren uznawany jest za silnie zanieczyszczony, jeżeli $4 < I_{geo} \leq 5$ teren jest bardzo silnie zanieczyszczony (Müller 1969, Sutherland 2000, Islam i in. 2017).

Wskaźnik wzbogacenia (EF) opiera się na standaryzacji testowanego elementu względem elementu odniesienia. Element odniesienia jest elementem charakteryzującym się niską zmiennością występowania. Najpowszechniej używanymi pierwiastkami odniesienia są skand, mangan, tytan, glin i żelazo (Loska i in., 2004). Wskaźnik wzbogacenia opisuje poniższe równanie:

$$EF = [C_i/C_{Fei}] / [C_b/C_{Feb}]$$

gdzie C_i to stężenie badanego pierwiastka, C_{Fei} to wartość stężenia elementu odniesienia (np. żelaza), C_b jest wartością referencyjną lub wartością tła geochemicznego elementu otrzymanego metodą iteracyjną 2σ , a C_{Feb} to wartość referencyjna lub wartość tła geochemicznego elementu odniesienia (np. Fe). Wartości współczynników wzbogacenia można podzielić na pięć kategorii: niedobór do minimalnego wzbogacenia ($EF < 2$), umiarkowane wzbogacenie ($2 < EF < 5$), znaczne wzbogacenie ($5 < EF < 20$), bardzo wysokie wzbogacenie ($20 < EF < 40$), wyjątkowo wysokie wzbogacenie ($EF > 40$).

Wskaźnik zanieczyszczenia (CF) jest wyznaczany na podstawie poniższego równania:

$$C_f = C_i/C_b$$

gdzie C_i jest stężeniem badanego pierwiastka w glebie, a C_b to wartość tła geochemiczna dla badanego obszaru wyznaczonego metodą iteracyjną- 2σ (Hakanson 1980). Zbiór wartości C_f można podzielić na następujące klasy: niskie zanieczyszczenie ($C_f < 1$), umiarkowane zanieczyszczenie ($1 <$

$C_f < 3$), znaczne zanieczyszczenie ($3 < C_f < 6$) i bardzo wysoki współczynnik zanieczyszczenia ($C_f > 6$) (Hakanson 1980, Tume i in. 2016, Islam i in. 2017).

Wskaźnik obciążenia zanieczyszczeniem (PLI) umożliwia przeprowadzenie oceny jakości gleby, poprzez zintegrowanie wskaźników obciążenia zanieczyszczeniem C_f . PLI określa się, jako n-ty pierwiastek multiplikacji czynnika zanieczyszczenia (Guo i in. 2010, Islam i in. 2017):

$$PLI = (C_{f1}^i \times C_{f2}^i \times C_{f3}^i \times \dots \times C_{fn}^i)^{1/n}$$

PLI określa zintegrowany wpływ zawartości metali ciężkich w badanym materiale glebowym na jakość gleby.

Potencjalny wskaźnik obciążenia ryzykiem ekologicznym (PER) służy do oceny stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi (Guo i in. 2010, Islam i in. 2017). Wskaźnik PER wyznaczany jest na podstawie poniższych równań:

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i \quad E_r^i = T_r^i \times C_d^i \quad PER = \sum_{i=1}^m E_r^i$$

gdzie, T_r jest biologicznym czynnikiem toksycznym pojedynczego metalu. Wartości T_r są określone dla poszczególnych metali ciężkich (np. Cr – 2, Cd – 30, Pb – 5, Ni – 6, Cu – 5) (Hakanson 1980, Guo i in. 2010, Islam i in. 2017).

Szacowanie ryzyka dla zdrowia ludzkiego spowodowanego obecnością metali ciężkich w wierzchniej warstwy gleby jest szeroko stosowane w procesie wyznaczania ryzyka rakotwórczego i nie rakotwórczego. Do organizmu człowieka metale ciężkie dostają się przez powietrze, skażoną wodę i zatrute produkty żywnościowe (Qing i in. 2015, Benhaddya i in. 2016, Mehr i in. 2017). Średnie dzienne dawki (ADD) otrzymane dzięki trzem drogami (spożyciu, wdychaniu i kontaktowi skórному) poszczególnych metali można obliczyć w następujący sposób:

$$ADD_{ing} = C \times \frac{IR_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

$$ADD_{inh} = C \times \frac{IR_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

$$ADD_{dermal} = C \times \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

gdzie C jest stężeniem metali ciężkich w glebie. IR_{ING} to stopień spożycia, IR_{INH} , to częstość wdychania, PEF to współczynnik emisji cząstek, SA to odsłonięty obszar skóry, ABS to skórny współczynnik absorpcji, ED to czas trwania narażenia, EF to częstość narażenia, BW to średnia waga człowieka, AT to średnia żywotność metali ciężkich. Wyżej wymienione współczynniki zostały wyznaczone przez organizację USEPA (ang. *US Environmental Protection Agency*).

Kolejno, aby wyznaczyć wskaźnik ryzyka oraz wskaźnik ryzyka zachorowania na raka uwzględnia się dodatkowo dawkę referencyjną oraz *slope factor* (SF):

$$HI = \sum HQ_i = \sum \frac{ADD_i}{RfD_i}$$

$$CR = ADD_i \times SF_i$$

Wartość SF reprezentuje prawdopodobieństwo rozwoju raka w stosunku poziomu narażenia wyrażonego w miligramach na kilogram na dzień. HI mniejsze od 1 nie wskazują na występowanie ryzyka dla zdrowia człowieka, natomiast większe od 1 wskazują na istotne zagrożenie. Ryzyko raka (CF) szacowane jest, jako przyrost prawdopodobieństwa rozwoju raka u człowieka a czas narażenia na działania potencjalnego czynnika rakotwórczego. Ryzyko wystąpienia raka spowodowanego obecnością metali ciężkich w glebie podlega następującej klasyfikacji: jeśli wartości są większe od 10^{-4} – występuje wysokie ryzyko zachorowania na raka, przy wartościach w przedziale od 10^{-4} do 10^{-6} ryzyko to jest niewielkie (Kong i in. 2011, Wu i in. 2015, Mehr i in. 2017).

1. Podsumowanie

Ze względu na istotny i coraz bardziej powszechny problem zanieczyszczeń gleb (głównie przez metale ciężkie) istnieje potrzeba wykonywania poprawnej oceny terenów zanieczyszczonych. Problem narażenia człowieka na toksyczne oddziaływanie metali ciężkich znajdujących się w glebach ma szczególne znaczenie na terenach zurbanizowanych. Metale ciężkie mogą przedostać się do organizmu człowieka nie tylko poprzez spożycie skażonych pokarmów, ale także drogą wziewną jak i przez kontakt ze skórą. Metale kumulują się w tkankach tłuszczowych, wpływają na układ nerwowy, odpornościowy i hormonalny. Działają negatywnie na układ krwionośny a także zaburzają funkcje i metabolizm komórkowy.

Zastosowania wskaźników dotyczących zarówno stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi jak i ryzyka dla zdrowia i życia człowieka umożliwia przeprowadzenie bardziej dokładnej ewaluacji. Dotyczy to zarówno wpływu pojedynczych metali ciężkich (np. wskaźnik wzbogacenia, zanieczyszczenia oraz indeks geoakumulacji), ale także ich zintegrowanego wpływu (np. wskaźnik obciążenia zanieczyszczeniem lub potencjalny wskaźnik obciążenia ryzykiem ekologicznym). Przekłada się to bezpośrednio na możliwości planowania oraz podejmowania działań mających na celu neutralizowanie zanieczyszczeń jak i zapobieganiu ich powstawania.

System GIS oraz geostatystyka w połączeniu ze wskaźnikami zanieczyszczeń i ryzyka ekologicznego mogą być kluczowym rozwiązaniem w przypadku zachowania równowagi i zrównoważonego rozwoju ekosystemu ze szczególnym uwzględnieniem zdrowia człowieka.

4. Podziękowania

Badania finansowane były z wydziałowego grantu BS/MN-401-301/16 Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

5. Literatura

- Benhaddya ML, Boukhelkhal A, Halis Y, Hadjel M (2016) Human health risks associated with metals from urban soil and road dust in an oilfield area of Southeastern Algeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(3): 556-571.
- Gałaszka A, Migaszewski Z, Dołęgowska S i in. (2015), Geochemical background of potentially toxic trace elements in soils of the historic copper mining area: a case study from Miedzianka Mt., Holy Cross Mountains, south-central Poland, *Environmental Earth Sciences*, 74(6): 4589-4605.
- Guo W, Liu X, Liu Z i in. (2010) Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2:729-736.
- Hakanson L (1980) An ecological risk index for aquatic pollution-control — a sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975-1001.
- Hudson TL, Borden JC, Russ M, Bergstrom PD (1997) Controls on As, Pb, and Mn distribution in community soils of an historic mining district, southwestern Colorado. *Environmental Geology*, 33:25–42.
- Islam Md. Saiful, Ahmed Md. Kawser, Md. Habibullah-Al-Mamun i in.(2017, w druku), Sources and Ecological Risk of Heavy Metals in Soils of Different Land Uses in Bangladesh, *Pedosphere*.
- Järup L (2003) Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin* 68: 167-182.
- Karim Z, Qureshi BA, Mumtaz M, Qureshi S (2014) Heavy metal content in urban soils as an indicator of anthropogenic and natural influences on landscape of Karachi—A multivariate spatio-temporal analysis, *Ecological Indicators*, 42: 20-31.
- Kong S, Lu B, Ji Y i in. (2011) Levels, risk assessment and sources of PM 10 fraction heavy metals in four types dust from a coal-based city. *Microchemical Journal*, 98(2): 280-290.
- Loska K, Wiechuła D, Korus I (2004) Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*, 30: 159-165.

- Luo W, Lu Y, Gisey JP i in. (2007) Effects of land use on concentrations of metals in surface soils and ecological risk around Guanting Reservoir, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 29: 459-471.
- Matschullat J, Ottenstein R, Reimann C (2000) Geochemical background—can we calculate it? *Environmental Geology*, 39:990–1000
- Mehr MR, Keshvarzi B, Moore F i in. (2017) Distribution, source identification and health risk assessment of soil heavy metals in urban areas of Isfahan province, Iran, *Journal of African Earth Sciences*, 132: 16-26.
- Müller G (1969) Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 108-118.
- Qing X, Yutong Z, Shenggao L (2015) Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120: 377-385.
- Reimann C, Garret RG (2005) Geochemical background—concept and reality. *Science of the Total Environment*, 350:12–27
- Rozpondek R, Rozpondek K, Kacprzak M (2017) Metale ciężkie w glebach - analizy przestrzenne z wykorzystaniem oprogramowania GIS, *Badania i Rozwój Młodych Naukowców w Polsce. Nauki przyrodnicze. Cz.7 2017* (red.) Nyćkowiak Jędrzej, Leśny Jacek, 113-118.
- Singh R, Gautam N, Mishra A i in. (2011) Heavy metals and living systems: An overview, *Indian Journal of Pharmacology* 43(3): 246-253.
- Sutherland RA (2000) Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39: 611-627
- Tume P, Gonzalez E, King Robert i in. (2016, w druku), Spatial distribution of potentially harmful elements in urban soils, city of Talcahuano, Chile. *Journal of Geochemical Exploration*.
- Wu S, Peng S, Zhang X i in. (2015) Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 148: 71-78.

10. Platforma sygnalizacji agrofagów - internetowe narzędzie dla praktyków i doradców rolnych

Pest signaling platform – a internet tool for practitioners and agricultural advisors

Marcin Baran, Anna Tratwal

Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy w Poznaniu

Marcin Baran: M.Baran@iorpib.poznan.pl,

Anna Tratwal: A.Tratwal@iorpib.poznan.pl

Słowa Kluczowe: monitoring, integrowana ochrona, agrofag, stan fitosanitarny, ochrona roślin

Streszczenie

Jednym ze sposobów realizacji założeń Krajowego Planu Działania na rzecz ograniczenia ryzyka związanego ze stosowaniem środków ochrony roślin są Programy Wieloletnie realizowane przez Instytut Ochrony Roślin PIB w Poznaniu, Instytut Ogrodnictwa w Skierniewicach oraz Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa PIB w Puławach. Krajowy Plan Działania zakłada upowszechnianie ogólnych zasad integrowanej ochrony roślin. Jednym z była potrzeba utworzenia i utrzymania platformy internetowej poświęconej integrowanej ochronie roślin. Wobec powyższego w dniu 01.09.2016 w Instytucie Ochrony Roślin – PIB uruchomiono portal Platforma Sygnalizacji Agrofałów (www.agrofał.com.pl). Nad stworzeniem, działaniem i usprawnianiem platformy sygnalizacji agrofagów pracuje zespół naukowców oraz specjalistów z zakresu integrowanej ochrony roślin, doradztwa rolniczego oraz rolnictwa ekologicznego, z bogatą wiedzą literaturową jak i terenową. Platforma nie powstałaby bez udziału wielu partnerów, którzy współpracując stworzyli kompendium wiedzy dostępnej w jednym miejscu, w wygodnej formie, gdzie poprzez konstrukcję strony możliwy jest kontakt z danym specjalistą oraz partnerem platformy. Internetowa Platforma Sygnalizacji Agrofałów jest wielostronnym narzędziem wykorzystującym najnowsze technologie informacyjne stworzonym przez profesjonalistów w danym zakresie wiedzy, którzy opracowali poszczególne panele odwołujące się do elementów składowych integrowanej ochrony roślin. Jako elementy składowe platformy można wymienić: sygnalizację i zwalczanie agrofagów, doradztwo rolnicze i rolnictwo ekologiczne oraz bogatą bazę atlasów, metodyk i poradników przydatnych do poszerzania swojej wiedzy.

1. Wstęp

W uprawie rolniczej zadaniem ochrony roślin jest zabezpieczenie roślin przed organizmami szkodliwymi, tak, aby ograniczyć straty w plonie. Oznacza to, że przy braku wystąpienia agrofaga lub w jego małym nasileniu zabieg ochrony roślin ze względów praktycznych i ekonomicznych jest zbędny. Natomiast brak ochrony w przypadku masowego pojawienia się szkodliwego gatunku, może doprowadzić nawet do całkowitej utraty plonu i zysku, tym samym poniesionych przez rolników nakładów na prowadzenie uprawy. Taka sytuacja pozwala zrozumieć znaczenie prowadzenia systematycznych obserwacji nad wystąpieniem i nasileniem występowania agrofagów roślin uprawnych. Uzyskiwane z takich obserwacji dane są podstawą do podejmowania decyzji o potrzebie wykonywania zabiegów chemicznych jak i różnego rodzaju niechemicznych. Prowadzenie stałych obserwacji wymaga posiadania odpowiedniej wiedzy zarówno teoretycznej jak i praktycznej z zakresu chorób i szkodników występujących na monitorowanej uprawie. Obserwacje pojawiania się i nasilenia agrofagów jest obecnie szczególnie bardzo ważne, gdyż obok uniknięcia strat w plonie pod uwagę należy brać czynnik ekonomiczny, środowiskowy oraz obowiązek prowadzenia ochrony roślin w oparciu o zasady integrowanej ochrony roślin. W tym celu stworzono bazę danych składającą się z kompendium wiedzy w zakresie ochrony roślin dla wszystkich użytkowników portalu, którzy pragną poszerzyć swoją wiedzę w danym zakresie oraz zapoznać się z wynikami monitorowania najważniejszych agrofagów roślin uprawnych.

Dzięki na bieżąco wykonywanemu monitorowaniu agrofagów roślin uprawnych możliwe jest określenie aktualnego stanu fitosanitarnego roślin uprawnych dla potrzeb prognozowania

optymalnego terminu wykonania zabiegu ochronnego, sygnalizacji zabiegów chemicznych. Umiejętne wykorzystanie wyników obserwacji występowania agrofagów, przyczynia się do zminimalizowania ryzyka ewentualnych szkód i wyeliminowania często nadmiernego i niepotrzebnego zużycia środków chemicznych.

2. Opis zagadnienia

Monitorowanie agrofagów i udostępnianie jego wyników szerszej społeczności przyczynia się do podjęcia decyzji o wykonaniu zabiegu chemicznego w optymalnym terminie, z uwzględnieniem wartości progu ekonomicznej szkodliwości. Skuteczność monitorowania wiąże się z przekazaniem informacji o zagrożeniu lub jego braku największej liczbie użytkowników w określonym czasie. Najszybszym, dostępnym narzędziem komunikacji w czasach powszechnej cyfryzacji jest Internet z dużą ilością informacji, często nieprawdziwych, niezawierających przez specjalistów. Zaistniała więc potrzeba stworzenia narzędzia wielostronnego i profesjonalnego, tak aby odbiorca wspomagany wiedzą mógł podjąć prawidłowe działania z zakresu integrowanej ochrony roślin. Powstało więc narzędzie które sprostaby stawianym przed nim zadaniom, wspomagając i kształtując schemat działań w praktyce rolniczej skierowany do każdego odbiorcy zajmującego się szeroko pojętą ochroną roślin. Platforma Sygnalizacji Agrofagów jest serwisem internetowym (Rys. 1) obsługiwanym przez wszystkie najpopularniejsze przeglądarki internetowe na komputerach klasy PC oraz dostępna na urządzeniach mobilnych. Składa się z intuicyjnego interfejsu, gdzie z panelu głównego zagłębiając się w kolejne poziomy i podpoziomy portalu można odnaleźć wiadomości, które umieszczono w układzie logicznym. Podstrony kierują użytkownika do odpowiednich tematycznie paneli systemów posortowanych w grupy zainteresowań wspierających podejmowanie decyzji w ochronie roślin oraz prognoz długo i krótkoterminowych dla wybranych agrofagów. Na stronach zawarto także bogaty zbiór poradników, metodyk do sygnalizacji i monitorowania agrofagów oraz panele kierujące użytkownika w stronę rolnictwa ekologicznego. Baza danych portalu składa się z około 600 plików (metodyki do monitorowania i sygnalizacji agrofagów, integrowanej ochrony roślin, zalecenia ochrony roślin, poradniki itd.) w formatach .pdf oraz obsługiwanym przez przenośne urządzenia mobilne. Panel główny posiada także szereg przekierowań (40 linków) do stron instytucji zajmujących się konkretną dziedziną z zakresu doradztwa rolniczego oraz integrowanej ochrony roślin. Baza danych na bieżąco aktualizowana jest przez specjalistów danych paneli. Tworzona jest ona poprzez umieszczanie danych z monitoringu terenowego zbieranych przez instytucje/stacje/oddziały terenowe (Tab. 1), gdzie zaraz po wprowadzeniu widoczne są lokalizacje działań i stopień zagrożenia agrofagiem dla rzeszy użytkowników platformy internetowej.

Aktualizowane w czasie rzeczywistym dane dostarczają informacji o zagrożeniu wynikającym z nasilenia występowania konkretnego agrofaga w danej lokalizacji. Po przekroczeniu przez niego progu ekonomicznej szkodliwości zawartego w metodykach, proponowane jest wykonanie zabiegu chemicznego, wspomagając decyzję użytkownika. Na bieżąco publikowany jest zbiór informacji i komunikatów specjalistycznych dla użytkowników profesjonalnych (producenci, doradcy, praktycy) o występujących zagrożeniach obserwowanych w terenie lub doświadczeniach laboratoryjnych.

Narzędzie jakim jest *Platforma Sygnalizacji Agrofagów*, uruchomiona 1 września 2016, umożliwia wszystkim zainteresowanym jednostkom i organizacjom szeroką oraz spójną współpracę w obszarze ochrony roślin. Głównym celem działania *Platformy Sygnalizacji Agrofagów* jest upowszechnianie ogólnych zasad integrowanej ochrony roślin oraz zapobieganie zagrożeniom związanym ze stosowaniem środków ochrony roślin. W ramach działań platformy wykonano dotychczas szereg prac zmierzających osiągnięcia założonego celu. Szczególnego podkreślenia wymaga aktywne włączenie Wojewódzkich Ośrodków Doradztwa Rolniczego, jednostek naukowych, administracji państwowej, jak i organizacji branżowych (Tratwal i Baran 2016).

Platforma Sygnalizacji Agrofagów jest narzędziem dynamicznym, tworzonym także przez użytkowników serwisu, którego elementy są stale rozwijane, wychodząc naprzeciwko potrzebom potencjalnych odbiorców.



Rys. 1. Interfejs Platformy Sygnalizacji Agrofagów.

Tab .1. Liczba punktów monitoringu w roku 2017 w poszczególnych Wojewódzkich Ośrodkach Doradztwa Rolniczego/Instytucjach

Województwo/ODR	Ilość punktów
małopolskie/ MODR w Karniowicach	26
kujawsko-pomorskie/ KPODR w Minikowie	19
wielkopolskie/ WODR w Poznaniu	19
opolskie/ OODR w Łosiuwie	12
mazowieckie/ MODR w Warszawie	12
warmińsko-mazurskie/ W-MODR w Olsztynie	13

Województwo/ODR	Ilość punktów
podkarpackie/ PODR w Boguchwale	5
lubuskie/ LODR w Kalsku	4
podlaskie/ PODR w Szepietowie	5
pomorskie/ PODR w Lubaniu	17
śląskie/ ŚODR w Częstochowie	3
Łódzkie/ ŁODR w Bartoszewicach	13
lubelskie/ LODR w Końskowoli	3
stacje COBORU (Centralny Ośrodek Badania Odmian Roślin Uprawnych)	28

3. Dyskusja i wnioski

Wzrost stężenia gazów cieplarnianych w atmosferze jest główną przyczyną zmiany klimatu od czasów prehistorycznych do czasów współczesnych. Wielu klimatologów i prawie wszyscy naukowcy na podstawie swoich badań prowadzonych na przestrzeni ostatnich lat zgromadziło liczne dowody na poparcie tej teorii. Obserwowane zmiany stężeń gazów cieplarnianych (CO₂, CH₄, N₂O) podyktowane są warunkami fizycznymi, reakcjami chemicznymi i biologicznymi, wiążą się z zaburzeniami składu atmosfery i tym samym wpływają na zmianę klimatu (IPCC 2013). W ostatnich 20 latach w polskim rolnictwie zmieniło się prawie wszystko, poprzez zmiany w strukturze uprawianych roślin, modelu gospodarstw, intensywności produkcji, poziomu nawożenia, mechanizacji rolnictwa, poziomu ochrony roślin (Mrówczyński i in. 2017). Pojawianie się oraz nasilenie występowania agrofagów w sezonie wegetacyjnym na obszarze poszczególnych miejscowości, powiatów czy województw może następować w różnych terminach, w zależności od czynnika regionalnego i jego mikroklimatu (Walczak i in. 2007). W skali kraju różnice w występowaniu agrofagów mogą być znaczne, nawet do miesiąca, dlatego duże znaczenie ma monitorowanie agrofagów odnoszące się do małych obszarów a nawet konkretnej plantacji. Zabiegi sygnalizacyjne są często niedoceniane przez producentów czy doradców rolniczych mogą one podczas prostej lustracji pola dostarczyć informacji o pojawieniu się agrofaga. Wykrycie objawów chorobowych na plantacji w przypadku niektórych chorób jest sygnałem, że ochrona plantacji nie została wykonana prawidłowo lub zastosowane środki ochrony nie spełniły oczekiwanych rezultatów. W takiej sytuacji nie możliwe jest zatrzymanie jednostki chorobowej i tylko odpowiednia informacja i działania mogą uchronić inne uprawy przed dalszym zarażeniem (Korbas i in. 2008). Platforma Sygnalizacji Agrofagów oferuje swoje bazy danych w czasie rzeczywistym, gdzie na bieżąco sygnalizowane jest pojawienie się i wzmożona aktywność agrofagów roślin uprawnych. Sygnalizacja opiera się głównie na krótkoterminowych prognozach rozwoju chorób i szkodników, które oceniają tempo rozwoju tych zjawisk z uwzględnieniem terminu wystąpienia agrofaga oraz kryteriów ekonomicznych (próg ekonomicznej szkodliwości). Polega ona, na umiejętności właściwej interpretacji wyników obserwacji w celu określenia optymalnego terminu zwalczania chemicznego. Dobra praktyka ochrony roślin wyraźnie podkreśla, jak ważna jest wiedza dotycząca stanu fitosanitarnego roślin uprawnych, które mają być chronione nie tylko chemicznie. Zatem ogromne znaczenie mają badania naukowe, w wyniku których opracowuje się, modernizuje i udoskonala metody obserwacji i ograniczania występowania agrofagów roślin uprawnych. Dostępność wyników badań oraz publikacji naukowych w jednym portalu pozwala na szybkie zweryfikowanie oraz pogłębienie swojej wiedzy z zakresu monitorowania. Dostrzeżenie realnych zagrożeń i prawdopodobieństwo realnego nasilenia występowania w czasie rzeczywistym ze strony agrofaga na monitorowanych podobnych uprawach wspomaga podjęcie decyzji o stosowaniu zabiegu chemicznego na swojej uprawie. Wyznaczenie optymalnego terminu zabiegu chemicznego nie jest łatwe. Przed wykonaniem zabiegu chemicznego muszą być spełnione pewne warunki. Optymalny

terminu zabiegu wymaga wiedzy o występujących na roślinach agrofagach, poznania ich biologii i ekologii, rejonów występowania czy uwarunkowań klimatycznych, wpływających na tempo ich rozwoju, umiejętności oceny liczebności szkodnika lub nasilenia występowania choroby. Zatem ogromne znaczenie mają badania naukowe w wyniku których opracowuje się, modernizuje i udoskonala metody obserwacji agrofagów roślin uprawnych, które publikowane są w formie instrukcji, metodyk i poradników (Pruszyński i Walczak 2006; Walczak i in. 2010).

Narzędzie jakim jest Platforma Sygnalizacji Agrofagów umożliwia zainteresowanym jednostkom oraz organizacjom współpracę w obszarze ochrony roślin, monitorowania sygnalizacji agrofagów, integrowanej produkcji roślin, zaleceń dla ochrony roślin, w tym dotyczących rolnictwa ekologicznego (Tratwal i Baran 2016). Potrzebę istnienia i funkcjonalność serwisu ocenić można przez przydatność jego dla potencjalnego konsumenta. Pomocna w tej ocenie będzie prowadzona statystyka wejść na stronę, która umożliwia śledzenie popularności serwisu. W roku 2017 z serwisu skorzystało ponad 211 tysięcy użytkowników, co może świadczyć o dużym zainteresowaniu wiadomościami zamieszczonymi na portalu.

4. Podsumowanie

Według zasad integrowanej ochrony roślin należy wykorzystywać wszystkie dostępne metody ułatwiające znalezienie kompromisu pomiędzy wymaganiami konsumenta a możliwościami producentów rolnych. Wszystkie czynniki środowiskowe zmieniające się tak dynamicznie w ostatnich latach oraz istotne ograniczenie środków ochrony roślin wymusza stosowania coraz bardziej wyrafinowanych metod ochrony. Producenci rolni, praktycy oraz doradcy doskonalą się w walce o najlepszy produkt konsumencki, muszą sprostać nowym zagrożeniom ze strony nowych agrofagów oraz zmianą intensywności ich występowania. Wymagana jest w tym przypadku wiedza z zakresu rozwoju chorób i oceny ich nasilenia, biologii szkodników i oceny ich liczebności, a także wykorzystanie podstawowych narzędzi wspomagających decyzję doradcy, praktyka czy producenta. Skumulowanie w jednym miejscu narzędzi wspomagających podejmowanie decyzji o ochronie roślin w integrowanej produkcji daje wiele możliwości ich wykorzystania a także poszerzenia swojej wiedzy przy podejmowaniu decyzji odnośnie ochrony roślin w integrowanej produkcji (Tratwal i Baran 2016). Wiedza o agrofagach roślin rolniczych, szczególnie o możliwościach ochrony przed nimi bardzo szybko powiększa się (Fiedorow i in. 2001). Towarzyszyć temu zjawisku musi przepływ aktualnych i rzeczowych informacji o nowych zagrożeniach a także sposobach im przeciwdziałania. Narzędziem skupiającym w sobie szereg sprawdzonych informacji, dostępnym i dynamicznym wychodzącym naprzeciw wymaganiom jest między innymi *Platforma Sygnalizacji Agrofagów*.

5. Literatura

- Fiedorow Z, Gołębiak B, Weber Z (2001) Choroby roślin rolniczych. Instytut Ochrony Roślin - PIB, Poznań, 208 ss. ISSN 83-7160-262-6
- IPCC, Working Group I (WG I), (2013) Ciais P, Sabine C, Bala G, Bopp L, Brovkin V, Canadell J, Chhabra A, DeFries R, Galloway J, Heimann M, Jones C, Le Quéré C., Myneni RB, Piao S and Thornton, Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker TF, Qin D., Plattner GP, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V and Midgley PM (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Korbas M, Pruszyński S, Horoszkiewicz-Janka J, Jajor E, Matysiak K, Mrówczyński M, Olejarski P, Paradowski A, Pruszyński G, Tratwal A, Wachowiak H, Zielińska W, Zych J (2008) Integrowana ochrona pszenicy. Instytut Ochrony Roślin - PIB, Poznań, 118 ss. ISBN 978-83-98967-37-7.
- Mrówczyński M, Czubiński T, Klejdysz T, Kubasik W, Pruszyński G, Strażyński P, Wachowiak H (2017) Atlas szkodników roślin rolniczych dla praktyków. TopAgrar, Poznań 368 ss. ISBN 978-83-61078-69-2.
- Pruszyński S, Walczak F (2006) Rola regionalnej sygnalizacji w wyznaczaniu optymalnego terminu zwalczania agrofagów. Prog. Plant Protection/Post. Ochr. Roślin 46 (1): 169–175.

- Tratwal A, Baran M (2017) Nowe, multimedialne narzędzie wspomagające podejmowanie decyzji w integrowanej ochronie roślin. Rolnictwo XXI wieku – Problemy i wyzwania 2017. (red. Pentoś K) Idea Knowledge Future, Wrocław, 225 ss. ISBN 978-83-945311-2-6.
- Tratwal A, Jakubowska M, Roik K, Baran M, Wielkopolan B, Strażyński P (2016) Stan fitosanitarny roślin uprawnych w Polsce w roku 2016 i spodziewane wystąpienie agrofagów w 2017. (red. Tratwal A.). Instytut Ochrony Roślin - PIB, Poznań, 123 ss. ISSN 1898-7419.
- Walczak F, Beres P, Korbas M, Węgorzek P, Złotkowski J (2007) Poradnik sygnalizatora ochrony zbóż. Instytut Ochrony Roślin, Poznań, 111 ss. ISBN 978-83-89867-90-2.

11. Wpływ kadmu na bioróżnorodność i funkcjonowanie roślin oraz bakterii glebowych

The influence of cadmium on the functioning and biodiversity of plants and soil microorganisms

Paulina Lipa, Marta Kozieł, Magdalena Kopycińska

Zakład Genetyki i Mikrobiologii, Wydział Biologii i Biotechnologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

Opiekun naukowy: dr hab. Monika Janczarek, prof. UMCS

Paulina Lipa: paulina.lipa56@gmail.com

Streszczenie

Przemysłowa eksploatacja metali ciężkich w krótkim czasie doprowadziła do nieuchronnego i znaczącego skażenia gleb na świecie. Wzrost zawartości tych pierwiastków wpłynął niekorzystnie na prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów rolniczych, doprowadzając do skażenia roślin uprawnych i zaburzenia ich interakcji z mikroorganizmami glebowymi. Kadm to niezwykle toksyczny metal ciężki, który już w niskich stężeniach jest szkodliwy dla roślin, zwierząt, drobnoustrojów, a także ludzi. Akumulacja tego pierwiastka w organach roślin uprawnych doprowadziła do zaklasyfikowania kadmu jako jednego z potencjalnych czynników rakotwórczych człowieka. W dobie narastającego skażenia środowiska wiele organizmów musiało przystosować się do obecności metali ciężkich w glebie i wykształcić mechanizmy pozwalające na ograniczenie jego toksycznego działania. Sposoby niwelowania negatywnych skutków kadmu oraz niezwykła tolerancja części organizmów doprowadziła do rozwoju licznych badań, mających na celu wykorzystywanie tych roślin i mikroorganizmów jako narzędzie do fitoremediacji skażonych ekosystemów.

1. Wprowadzenie

Znaczący wzrost skażenia środowiska przez metale ciężkie datuje się na okres rewolucji przemysłowej mającej miejsce na przełomie XIX i XX w. Wspierana przez człowieka narastająca industrializacja przyczyniła się do zanieczyszczenia wielu ekosystemów odpadami pochodzenia antropologicznego (odpady pochodzące z poszukiwania, wydobywania, przeróbki i magazynowania złóż, ścieki z fabryk przemysłowych, odpady z elektrowni i innych zakładów energetycznego spalania paliw, itd.) (Asgher i in. 2015). Spośród 90 naturalnie występujących w przyrodzie pierwiastków ponad połowa (ok. 53) to metale ciężkie. Ze względu na pełnione funkcje część z nich została zaklasyfikowana jako mikroelementy niezbędne do prawidłowego rozwoju wielu organizmów żywych, np. żelazo (Fe), molibden (Mo) czy mangan (Mn). Zapotrzebowanie na inne metale takie jak: cynk (Zn), nikiel (Ni), miedź (Cu), kobalt (Co), wanad (V) czy chrom (Cr) zależy w dużej mierze od przyjmowanego stężenia tego pierwiastka przez organizm, a przekroczenie wartości progowych, może wywoływać niepożądane działanie toksyczne. Znane są również metale ciężkie, które nie są zaliczane do składników odżywczych, takie jak argon (Ag), rtęć (Hg), kadm (Cd) czy ołów (Pb), których obecność w środowisku jest toksyczna dla roślin, zwierząt oraz mikroorganizmów (Benavides i in. 2005).

Na szczególną uwagę zasługuje kadm, który został zaklasyfikowany przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (ang. *The United States Environmental Protection Agency*, US-EPA) w 1994 r. jako jeden ze 126 czynników odpowiedzialnych za skażenie wielu ekosystemów. Obecnie zajmuje on 7 miejsce wśród 20 najsilniejszych toksyn występujących w środowisku. Ponadto został on również zaliczony przez Program Środowiskowy Organizacji Narodów Zjednoczonych (ang. *United Nations Environment Programme*, UNEP) jako potencjalny czynnik rakotwórczy dla ludzi (Asgher i in. 2015).

2. Występowanie kadmu w środowisku

Kadm został odkryty przez Stromeyer'a w 1817r. i od tego momentu został wykorzystywany na szeroką skalę w wielu gałęziach przemysłu. Znalazł on zastosowanie w przemyśle metalurgicznym, telekomunikacyjnym (jako elementy składowe telefonów oraz kabli linii telefonicznych), chemicznym (jako środki antykorozyjne) oraz w reaktorach nuklearnych jako element kontrolujących absorpcję neutronów. Jego całkowita zawartość w skorupie Ziemi wynosi $2 \times 10^{-5}\%$ całkowitej masy Ziemi. Okres biologicznego półtrwania kadmu w środowisku naturalnym jest stosunkowo długi i wynosi ponad 20 lat. W glebie pierwiastek ten występuje w postaci prostych lub złożonych związków chemicznych, a w postaci jonów np. CdOH^+ , CdHCO_3^- , CdCl^- , Cd(OH)_4^{2-} , $\text{Cd(NH}_3)_6^{4+}$, Cd(CN)_4^{2-} jest pobierany przez rośliny i mikroorganizmy (Khan i in. 2016).

Według Światowej Organizacji Zdrowia obecność kadmu w środowisku glebowym waha się w przedziale 0,07-1,1 mg na kg gleby. Ze względu na ten fakt rozpoczęto intensywne badania pozwalające na określenie zawartości tego pierwiastka w różnych glebach zwłaszcza wykorzystywany pod uprawę roślin jadalnych (Asgher i in. 2015). Według Państwowego Instytutu Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach (IUNG) w Puławach gleby skażone metalami ciężkimi zostały podzielone na 6 klas (Siebielec i in. 2012):

- 0- Gleba naturalna (0,03-1 mg Cd kg⁻¹)
- I- Gleba o podwyższonym poziomie metalu (1-3 mg Cd kg⁻¹)
- II- Gleba słabo skażona (2-5 mg Cd kg⁻¹)
- III- Gleba umiarkowanie skażona (3-10 mg Cd kg⁻¹)
- IV- Gleba skażona (5-20 mg Cd kg⁻¹)
- V- Gleba silnie skażona (ponad 20 mg Cd kg⁻¹)

W glebach skażonych obecnością kadmu, metal ten występuje w granicach 3-10 mg Cd na kg⁻¹. Wykazano, że w przypadku pól uprawnych zawartość kadmu może przekraczać zakres progowy i osiągać ilość nawet 100 mg Cd na kg⁻¹. Wzrost skażenia gleb jest spowodowany przez nadmierną ingerencję człowieka w środowisko naturalne, zwłaszcza na skutek stosowania przez rolników nawozów fosforanowych. Stosowanie nawozów fosforanowych zawierających do 4,77 µg Cd na g⁻¹ nawozu uznaje się za jedną z głównych przyczyn skażenia upraw ryżu tym metalem. Kolejnym aspektem przyczyniającym się do wzrostu zanieczyszczenia gleb jest przedostawanie się osadów ścieków komunalnych do podłoża. Szacuje się, że do środowiska rocznie trafia nawet 30 000 ton Cd, z czego około 13 000 ton związane jest z działalnością człowieka. Skażenie gleb bezpośrednio rzutuje na zanieczyszczenie roślin przez kadm (Asgher i in. 2015; Khan i in. 2016). Średnie stężenia kadmu w trawach wynosi ok. 0,07-0,27 mg na kg, wartości obserwowane w przypadku ziaren zbóż to 0,013 do 0,22 mg na kg oraz dla roślin strączkowych od 0,08 mg na kg do 0,28 mg na kg (Nazar i in. 2012). Nie tylko zawartość tego pierwiastka w glebie rzutuje na znaczne skażenie upraw. Z przeprowadzonych przez Smolders'a doświadczeń wynika, że zawartość kadmu w powietrzu (średnio 1,3 ng na m³) również znacząco wpływa na poziom skażenia roślin. W wyniku przeprowadzonych prac stwierdzono, że procentowo akumulacja pochodzącego z atmosfery kadmu w roślinie, wahała się w zakresie od 0 do 48% (średnio 20%) i zależała od rodzaju badanej uprawy oraz typu gleby. Udział atmosferycznego kadmu w nienasłonecznionych częściach roślin był niższy nawet o 10% (Smolders 2001). Spożywanie roślin skażonych metalem, doprowadza do akumulacji tego pierwiastka w organizmie zwierząt, głównie w takich organach jak: nerki, wątroba oraz organy rozrodcze. Ze względu na ten fakt poziom Cd w produktach żywnościowych jest stale monitorowany, ale największe odsetki skażenia tym pierwiastkiem obserwuje się dla mięsa pozyskiwanego ze zwierząt należących do rodziny koniowatych, skorupiaków, a także ryb oraz grzybów (Kirkham 2006).

3. Transport i akumulacja kadmu przez rośliny

Pobieranie kadmu z gleby następuje za pomocą korzeni organizmu roślinnego i zależy od szeregu czynników glebowych, takich jak: stężenie kadmu, biodostępność metalu, wartości pH

i temperatury gleby oraz poziomu materii organicznej w podłożu. Zawartość składników odżywczych reguluje proces absorpcji metalu i tworzenia kompleksów ze związkami organicznymi. Wpływ wydzieliny korzeniowej na biodostępność i toksyczność kadmu jest konsekwencją zmiany nie tylko wartości pH w okolicy korzenia, ale także potencjału redoks oraz liczby i aktywności drobnoustrojów glebowych znajdujących się w ryzosferze. Obecność kadmu w glebie wpływa nie tylko na bioróżnorodność roślin w danym ekosystemie, ale także na różnorodność mikroorganizmów glebowych oraz wpływa na ich wzajemne interakcje (Nazar i in. 2012).

Jony kadmu wykorzystują identyczne przenośniki membranowe jak inne składniki odżywcze, tj.: potas (K), wapń (Ca), magnez (Mg), żelazo (Fe), mangan (Mn), miedź (Cu), cynk (Zn), czy nikiel (Ni), co sprawia że konkurują one o miejsce razem z niezbędnymi do prawidłowego wzrostu substancjami. Pierwszą linią obrony przed kadmem jest błona komórkowa korzeni, która odgrywa kluczową rolę w utrzymywaniu prawidłowej homeostazy i zapobiega dalszemu przemieszczaniu się wielu metali ciężkich (Benavides i in. 2005). Kadm potrafi zaburzyć prawidłowe funkcjonowanie membran komórkowych na skutek oddziaływania z obecnymi w błonach grupami sulfhydrylowymi białek i enzymów. Po naruszeniu integralności błon komórkowych, kadm jest pobierany z gleby za pomocą H^+ -ATP-azy (aktywność H^+ -ATP-azy u roślin bobowatych jest znacznie niższa niż u roślin dyniowatych, które znacznie lepiej tolerują obecność kadmu w glebie). Ze względu na niezwykle mobilność kadmu w glebie z łatwością penetruje on komórki korzenia i podąża w głąb tkanek korowych, skąd rozpoczyna się jego translokacja do pozostałych części rośliny. W momencie wnikięcia pierwiastka do korzeni może on podlegać transportowi przez roślinne tkanki naczyniowe (ksylem) na drodze apoplastycznej lub symplastycznej wraz z pobraną wodą i innymi składnikami odżywczymi. Zazwyczaj kadm jest transportowany w postaci związanej z licznymi ligandami takimi jak: kwasy organiczne lub fitochelatyny. Większa część pobranego kadmu pozostaje jednak w tkankach korzeniowych, gdzie jego stężenie jest największe, skażenie innych części rośliny ma tendencję malejącą i obejmuje łodygi, liście, owoce oraz nasiona (Nazar i in. 2012; Benavides i in. 2005; Lux i in. 2009) (Rys.1.).

U roślin kadm jest akumulowany w przeważającej części w wakuolach lub białkach makrofagowych związanych z naturalną odpornością organizmu (ang. *Natural Resistance-Associated Macrophage Proteins*, NRAMP), które związane są z transportem kationów dwuwartościowych, dzięki aktywności transporterów typu ABC. Białka te wykazują niezwykle wysokie podobieństwo w sekwencji aminokwasowej względem ludzkich białek, wynoszące 46% dla drożdży, 58% dla roślin oraz 73% dla owadów (muchy) (Nevo i Nelson 2006). Ilość akumulowanego w roślinie kadmu jest ograniczana przez kilka czynników:

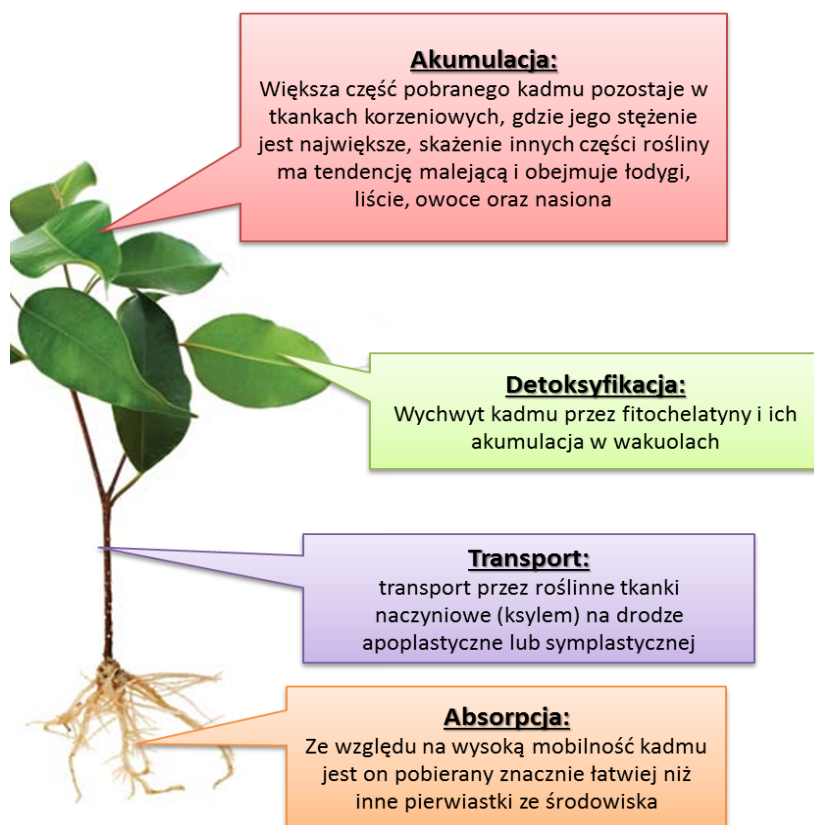
- (I) biodostępność w ryzosferze metalu ciężkiego,
- (II) szybkość transportu jonów metalu do korzenia za pośrednictwem szlaków apoplastycznych i symplastycznych,
- (III) zawartości kadmu związanego z fitochelatynami obecnego w wakuolach komórek korzenia,
- (IV) translokacją kadmu przez ksylem,
- (V) pojemnością kationowymienną ścian komórek korzenia (ang. *Cation-exchange capacity*, CEC) (Nazar i in. 2012; Lux 2009).

Pojemność kationowymienna ścian komórek korzenia jest związana z wartością netto pobieranego z podłoża metalu. Wysoka CEC oznacza również wysoką adsorpcję metalu w ścianach komórek korzenia, dzięki czemu jony tego pierwiastka są bardziej dostępne dla transportu membranowego przez co dochodzi do zwiększenia zawartości metalu w cytoplazmie, wpływając tym samym na jego tolerancję przez organizm roślinny (Nazar i in. 2012).

4. Toksyczne działanie kadmu na rośliny i mikroorganizmy glebowe

Zakumulowany przez rośliny kadm prowadzi do szeregu zmian fizjologicznych, biochemicznych, a także molekularnych w narażonym na jego działanie organizmie. U roślin dotyczą one głównie zaburzeń wzrostu oraz zahamowania prawidłowego przebiegu procesu fotosyntezy. Zaobserwowano występowanie korelacji pomiędzy wzrostem zawartości kadmu w tkankach roślinnych, a zmniejszeniem fotochemicznej wydajności fotosystemu II (PSII), któremu towarzyszyło zmniejszenie aktywności karboksylazy rybulozo-1,5-bisfosforanu (ang. *ribulose biphosphate*

carboxylase-oxygenase, RuBisCO) odpowiedzialnej za reakcję przyłączenia cząsteczki dwutlenku węgla do rybulozo-1,5-bisfosforanu (RuBP) podczas fazy ciemnej fotosyntezy. Wykazano, że kadm znacznie silniej oddziałuje na zahamowanie fotosyntetycznych reakcji świetlnych w organizmie roślinnym niż na cykl Calvina. Ponadto pierwiastek ten odpowiada za zaburzenia prawidłowego przepływu elektronów w łańcuchu transportu elektronów z PSII na PSI (Khan i in. 2016).



Rys. 1. Absorpcja, transport, akumulacja i detoksyfikacja kadmu u roślin (opracowanie własne).

Zmniejszenie wydajności szlaku asymilacji CO₂ jest spowodowane przez rozkład struktury chloroplastów, barwników fotosyntetycznych i kompleksów białkowych chlorofilu w wyniku nagromadzenia się jonów kadmu. Pierwiastek ten utrudnia jonom magnezu prawidłowe podstawienie do cząsteczki protoporfirynogenu oraz wpływa na szlak biosyntezy komponentów białkowych chlorofilu na skutek zahamowania przemian kwasu 5-aminolewulinowego. Związek ten jest niebiałkowym aminokwasem, pełniącym u roślin funkcję prekursora chlorofilu, którego akumulacja wpływa na modulację wytwarzania reaktywnych form tlenu, co skutkuje zaburzeniem potencjału redoks oraz homeostazy organizmu roślinnego (Asgher i in. 2015; Nazar i in. 2012). Udokumentowano wpływ tego metalu na zahamowanie aktywności szeregu enzymów mitochondrialnych takich jak: dehydrogenaza α -ketoglutaranu, dehydrogenaza izocytrynianowa, dehydrogenaza bursztynianowa czy jabłczanowa (Asgher in. 2015). Innym aspektem negatywnego wpływu kadmu jest zakłócanie pobierania i transportu wielu istotnych dla prawidłowego funkcjonowania organizmu roślinnego pierwiastków mineralnych takich jak: Ca, Mg, P, K, Fe, oraz zakłócanie metabolizmu przemian węgla czy azotu (Benavides i in. 2005). Zaabsorbowany kadm wywołuje również wpływ genotoksyczny. Doprowadza do pęknięcia nici DNA, wpływa na sieciowanie DNA-białko oraz prowadzi do oksydacyjnego uszkodzenia materiału genetycznego. W konsekwencji dochodzi do nagromadzenia się aberracji chromosomowych oraz rozregulowania ekspresji genów,

prowadzących do zwiększenia proliferacji komórek i obniżonej zdolności do apoptozy uszkodzonych komórek (Khan i in. 2016).

Prawidłowe funkcjonowanie roślin uzależnione jest także od obecności mikroorganizmów glebowych. Wiele z nich w sposób bezpośredni lub pośredni wpływa na wzrost i rozwój organizmu roślinnego. Takie drobnoustroje nazywamy bakteriami promującymi wzrost roślin (ang. *plant growth-promoting rhizobacteria*, PGPR). Mikroorganizmy te cechuje zdolność wytwarzania sideroforów, rozpuszczania fosforanów oraz wiązania azotu atmosferycznego. W środowisku naturalnym mogą także pełnić one rolę ochronną przed fitopatogenami i owadami oraz stymulować produkcję roślinnych fitohormonów. PGPR odpowiedzialne są również za detoksykację metali ciężkich oraz biorą udział w procesie degradacji pestycydów (de Sousa i in. 2015). Obecność kadmu w glebie wpływa niekorzystnie na mikroorganizmy glebowe i na ich interakcje z roślinami. Pierwiastek ten doprowadza do:

- (I) licznych zaburzeń procesów metabolicznych drobnoustrojów,
- (II) denaturacji białek,
- (III) zakłócania integralności błon komórkowych, co doprowadza do lizy komórek bakteryjnych i pośredniczy w zmniejszaniu populacji i bioróżnorodności tych organizmów,
- (IV) hamowania procesów przemian związków azotowych w glebie (spadek nitrifikacji do 86,1% oraz denitrifikacji do 44,2%) (Renella i in. 2003).

Występowanie kadmu w ekosystemie glebowym zakłóca podstawowe procesy funkcjonowania mikroorganizmów na skutek zaburzeń interakcji z innymi drobnoustrojami (np. zaburzenia procesu koniugacji czy zdolności tworzenia agregatów) oraz organizmami roślinnymi (np. spadek adhezji do komórek korzenia czy obniżenie zdolności do nawiązywania efektywnej symbiozy). Zmiany w obrębie metabolizmu mikroorganizmu narażonego na działanie kadmu obejmują przede wszystkim spadek biomasy drobnoustroju, obniżenie prawidłowej aktywności enzymów szlaków metabolicznych (np. spadek aktywności dehydrogenaz, katalazy czy alkalicznej fosfatazy) oraz zakłócenie procesu oddychania komórkowego (np. zaburzenie produkcji bakteryjnych białek oddechowych oraz ich denaturacja). Nadmierne nagromadzenie się kadmu (hiperakumulacja) powoduje również zaburzenie prawidłowego funkcjonowanie komórki bakteryjnej na skutek występowania reaktywnych form tlenu (Yuangen i in. 2006; Khan i in. 2016).

5. Tolerancja obecności kadmu przez rośliny i mikroorganizmy

Dynamicznie zmieniające się warunki panujące w środowisku glebowym (zmiana poziomu składników odżywczych, wilgotności, temperatury, wartości pH gleby) oraz obecność skażenia metalami ciężkimi, spowodowała zmiany adaptacyjne organizmów bytujących w tych ekosystemach. Mechanizmy adaptacyjne wykształcone przez rośliny i mikroorganizmy wpłynęły również na ich wzajemne interakcje, umożliwiając jeszcze pełniejszą współpracę w celu przeciwdziałania lub też niwelowania toksycznego efektu kadmu.

Ze względu na występowanie kadmu w środowisku, rośliny możemy podzielić na trzy grupy. Pierwszą grupę stanowią hiperakumulatory czyli organizmy zdolne do tolerowania wysokiego stężenia kadmu w glebie, do których zaliczymy rośliny należące do rodziny kapustowatych (np. *Thlaspi caerulescens*). Kolejna grupa obejmuje rośliny tolerujące obecność metalu ciężkiego w środowisku (akumulatory), jak przedstawiciele rodziny goździkowatych (np. *Silene vulgaris*). Ostatnią grupą są organizmy wrażliwe na obecność kadmu w glebie i zaliczymy do nich takie rośliny jak: Rzodkiewnik pospolity (*Arabidopsis thaliana*), Rzodkiew zwyczajna (*Raphanus sativus*), Kukurydza zwyczajna (*Zea mays*), Pszenica twarda (*Triticum durum*) czy Herbata chińska (*Camelia sinensis*) (Lux i in. 2009).

Rośliny będące hiperakumulatorami lub też tolerujące obecność kadmu w środowisku wykształciły kilka strategii chroniących je przed niekorzystnym działaniem tego pierwiastka lub też niwelującym skutki jego toksyczności. Jedną z takich strategii jest wykorzystanie przez organizm roślinny czynników regulujących wzrost (ang. *Plant growth regulators*, PGR). Najczęściej do PGR zaliczamy hormony roślinne takie jak: auksyny, gibereliny, cytokiny, kwas abscysynowy, etylen, kwas jasmonowy oraz wiele innych związków takich jak tlenek azotu, fitohormony steroidowe czy poliaminy (Asgher i in. 2015). Obecność kadmu w glebie oraz jego transport przez rośliny powoduje reakcję stresową i aktywację kaskady przekazywania sygnału regulowaną przez PGR. Modulacja poziomów PGR w organizmie roślinnym odbywa się za pomocą procesów fizjologicznych oraz wielu mechanizmów molekularnych. Sygnalizacja ta jest ściśle związana z poziomem endo- i egzogennych związków o charakterze PGR i ma na celu złagodzenie skutków obecności kadmu w organizmie. Pierwsza droga obejmuje zwiększenie procesu asymilacji siarki przez roślinę, która powoduje zwiększenie stężenia glutationu (pełniącego rolę przeciwutleniacza) w komórce oraz uregulowanie potencjału redoks. Dzięki obecności reaktywnej grupy –SH w cząsteczce glutationu dochodzi do reakcji z wolnymi rodnikami. Jest on także prekursorem fitochelatyn (PC), których biosynteza (przy udziale syntazy fitochelatyny) jest indukowana przez jony metali ciężkich, przedostające się do cytoplazmy. Charakterystycznym elementem tych polipeptydów są wielokrotnie powtórzone



Rys. 2. Mechanizmy obniżania poziomu toksyczności kadmu u roślin na skutek działania roślinnych czynników regulatorowych (opracowanie własne).

połączenie reszty kwasu glutaminowego i cysteiny. W cząsteczce fitochelatyn obecny jest również trzeci aminokwas, którym może być glicyna, glutamina bądź alanina. W celu detoksykacji organizmu

dochodzi do chelatowania obecnego w komórkach kadmu za sprawą fitochelatyn i jego akumulacji w wakuolach (Yadav 2010). Drugą strategią niwelowania negatywnych skutków obecności kadmu jest utrzymywanie prawidłowego poziomu mineralnych składników odżywczych w organizmie roślinnym. Niedobory wielu makroelementów (N, P, S, Ca), mikroelementów (Zn, Fe, Mn) oraz krzemu powodują zwiększony pobór i akumulację kadmu. Aktywacja transporterów składników odżywczych w roślinie zwiększa poziom substancji mineralnych oraz zmniejsza wychwyt metalu ze środowiska (Sawar i in 2010; Gomes i in. 2013). Trzecią strategią ochrony przed toksycznym działaniem kadmu jest aktywacja kaskady kinazy aktywowanej mitogenem (ang. *Mitogen-activated protein kinase*, MAPK). Kaskady MAPK biorą udział w sygnalizacji wielu reakcji obronnych, w tym biosyntezie hormonów obronnych roślin, generowaniu reaktywnych form tlenu (ROS), zamknięciu aparatów szparkowych, aktywacji genów obronnych, biosyntezie fitoaleksyn, wzmacnianiu ściany komórkowej, reakcji nadwrażliwości (HR) czy śmierci komórki. W przypadku obecności kadmu dochodzi do aktywacji genów związanych z właściwościami antyoksydacyjnymi, które wpływają na utrzymanie prawidłowego potencjału redoks oraz usunięcia reaktywnych form tlenu, które powodowałyby nadmierne utlenienie białek czy lipidów, prowadzące do mutagenezy (Rys. 2) (Meng i Zhang 2013).

Każdy drobnoustrój glebowy reaguje inaczej na obecność w ekosystemie skażenia wywołanego metalami ciężkimi, co przekłada się na bioróżnorodność środowiska glebowego. Najbardziej podatne na działanie kadmu są bakterie kopiotroficzne, czyli te mikroorganizmy, które bytują w środowisku bogatym w składniki odżywcze (głównie węgiel) oraz promieniowce. W znacznie mniejszym stopniu zahamowanie podziałów komórkowych oraz zaburzeń w prawidłowym funkcjonowaniu i metabolizmie drobnoustrojów jest obserwowane dla bakterii oligotroficznych, czyli mikroorganizmów żyjących w środowisku ubogim w substancje odżywcze (Tab. 1) (Wyszkowska i Kucharski, 2003).

Tabela 1. Wrażliwość mikroorganizmów na metale ciężkie (zmienione na podstawie Wyszkowska i Kucharski 2003)

Grupa mikroorganizmów	Wrażliwość na obecność metali ciężkich
Bakterie oligotroficzne	Ni > Pb > Cr > Cu > Zn > Cd
Bakterie kopiotroficzne	Cd > Ni > Cr > Zn > Cu
Bakterie amonifikacyjne	Ni > Pb > Cr > Cd > Zn > Hg
Promieniowce	Hg > Cd > Cu > Zn > Ni > Pb

Obecność kadmu w środowisku wymusiła na wielu mikroorganizmach zmiany adaptacyjne pozwalające na zwiększenie tolerancji tego pierwiastka. Obecnie znanych jest kilka tego typu adaptacji:

- (I) wykształcenie specyficznego rodzaju transportu jonów metali ciężkich, obejmujących zlokalizowaną w błonie komórkowej permeazę, dzięki której możliwy jest transport metalu na zewnątrz komórki bakteryjnej,
- (II) synteza i wydzielanie do środowiska związków chelatujących jony metali ciężkich,
- (III) enzymatyczna transformacja kadmu do postaci związków nietoksycznych dla mikroorganizmów,
- (IV) niespecyficzna akumulacja kadmu, obejmująca jego absorpcję przez śluz i zewnątrzkomórkowe polisacharydy,
- (V) obecność plazmidów zawierających geny oporności na toksyczne metale ciężkie (Khan i in. 2016).

6. Podsumowanie

Odpady przemysłowe doprowadzają do skażenia coraz większych obszarów gleb na całym świecie. Dlatego walka z tym narastającym problemem stała się niezwykle istotna z punktu widzenia ochrony środowiska (zagrożenie dla bioróżnorodności), ale także zdrowia publicznego (skażenie upraw). Kosztowne zabiegi oczyszczania gleb stały się nie tylko mało wydajne, ale także uciążliwe dla właścicieli pól oraz firm odpowiedzialnych za wytwarzanie toksycznych odpadów. Z tego powodu rozpoczęto prace nad wykorzystaniem wielu roślin oraz mikroorganizmów im towarzyszących w procesach fitoremediacji. Oczyszczanie zanieczyszczonych gleb za pomocą organizmów o wysokiej tolerancji na zawartość metali ciężkich w glebie, bądź też zdolnych do ich akumulacji okazało się skutecznym i ekonomicznym rozwiązaniem tego problemu. Poznanie mechanizmów oporności wykształconych przez organizmy narażone na toksyczne działanie kadmu pozwoliło na rozwój badań mających na celu usprawnienie procesu fitoremediacji, jak również przybliżenie wpływu bioróżnorodności mikroorganizmów ryzosfery w adaptacji roślin do warunków stresowych wywołanych obecnością metali ciężkich.

7. Literatura

- Asgher M, Khan MI, Anjum NA, et al. (2015) Minimising toxicity of cadmium in plants-role of plant growth regulators. *Protoplasma*. 252:399-413.
- Benavides MP, Gallego SM, Tomaro ML (2005) Cadmium toxicity in plants. *Braz. J. Plant Physiol.* doi.org/10.1590/S1677-04202005000100003.
- de Souza R, Ambrosini A, Passaglia LM (2015) Plant growth-promoting bacteria as inoculants in agricultural soils. *Genet. Mol. Biol.* 38:401-419.
- Gomes MP, Marques TC, Soares A.M. (2013) Cadmium effects on mineral nutrition of the Cd-hyperaccumulator *Pfaffia glomerata*. *Biologia*. 68:223–230.
- Khan NA, Asgher M, Per TS, et al. (2016) Ethylene potentiates sulfur-mediated reversal of cadmium inhibited photosynthetic responses in mustard. *Front Plant Sci.* 7:1628.
- Kirkham MB (2006) Cadmium in Plants on Polluted Soils Effects of Soil Factors, Hyperaccumulation, and Amendments. *Geoderma*. 137:19-32.
- Lux A, Lackovič A, Van Staden J, et al. (2009) Cadmium translocation by contractile roots differs from that in regular, non-contractile roots. *Ann Bot.* 115: 1149–1154.
- Meng X, Zhang S (2013) MAPK cascades in plant disease resistance signaling. *Annu Rev Phytopathol.* 51:245-66.
- Nazar R, Iqbal N, Masood A, et al. (2012) Cadmium toxicity in plants and role of mineral nutrients in its alleviation. *Am J Plant Sci.* 3:1476-1489.
- Nevo Y, Nelson N (2006) The NRAMP family of metal-ion transporters. *Biochim Biophys Acta* 1763:609–620.
- Renella G, Ortigoza A, Landi L et al. (2003) Additive effects of copper and zinc on cadmium toxicity on phosphatase activities and ATP content of soil as estimated by the ecological dose (ED50). *Soil Biol Biochem* 35:1203-1210.
- Sarwar N, Saifullah S, Malhi S (2010) Role of mineral nutrition in minimizing cadmium accumulation by plants. *J Sci Food Agric.* 90:925–937.
- Siebielce G, Smreczak B, Klimowicz-Pawlas A, et al. (2012) Monitoring of soil chemistry in Poland 2010-2012. *Inspekcja Ochrony Środowiska- Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa.
- Smolders E (2001) Cadmium uptake by plants. *Int J Occup Med Environ Health.* 14:177-183.
- Wyszkowska J, Kucharski J (2003) Counts of microorganisms in soil polluted with heavy metals. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 492:427-433.
- Yadav SK (2010) Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *S Afr J Bot.* 76:167–179.
- Yuagen Y, Campbell CD, Clark L, et al. (2006) Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. *Chemosphere.* 63:1942-1952.

12. Rhizobia jako bakterie promujące wzrost roślin (PGPR)

Rhizobia as plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR)

Paulina Lipa, Marta Koziół, Magdalena Kopycińska

Zakład Genetyki i Mikrobiologii, Wydział Biologii i Biotechnologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

Opiekun naukowy: dr hab. Monika Janczarek, prof. UMCS

Paulina Lipa: paulina.lipa56@gmail.com

Słowa kluczowe: PGPR, bakterie glebowe, *Rhizobium* spp., biologiczne wiązanie azotu

Streszczenie

Bakterie promujące wzrost roślin (PGPR) to grupa mikroorganizmów glebowych, która na skutek posiadanych właściwości jest zdolna w sposób bezpośredni lub pośredni oddziaływać na organizm roślinny, stymulując jej wzrost i prawidłowy rozwój. Jedną z rozpowszechnionych grup drobnoustrojów zasiedlających ryzosferę są bakterie należące do rodzaju *Rhizobium*, które są zaangażowane w proces biologicznego wiązania azotu. Bakterie te nawiązują symbiozę z roślinami bobowatymi, takimi jak: groch, fasola, soja, koniczyna i wyka, których plony są niezwykle istotne dla rolnictwa. Ponadto, bakterie PGPR znalazły swoje zastosowanie jako bionawozy, dzięki ich zdolności do rozpuszczania fosforanów obecnych w glebie, syntezy sideroforów warunkujących zwiększoną biodostępność żelaza oraz w fitoremediacji skażonych gleb.

1. Wprowadzenie

Gleba stanowi niezwykle bogaty rezerwuár wielu różnorodnych mikroorganizmów. Największe zagęszczenie glebowych drobnoustrojów występuje w pobliżu ryzosfery roślin. W części włóśnikowej korzenia może znajdować się od 10^7 do 10^9 jtk bakterii (Compant i in. 2010). Gęstość zasiedlania tej strefy jest ściśle skorelowana z translokacją roślinnych składników odżywczych do korzenia, które wydzielane są do środowiska zewnętrznego w postaci heterogennych wydzielin korzeniowych. Dane literaturowe podają, że od 5 do 21% fotosyntetycznie związanego węgla jest transportowane do ryzosfery w postaci wydzielin korzeniowych (Ahemad i Kibret 2013). Ich skład zależy przede wszystkim od odmiany i wieku rośliny, ale także od stanu fizjologicznego organizmu (np. narażenie na stres spowodowane niekorzystnymi warunkami środowiskowymi czy choroby). W porównaniu do części dystalnych korzenia to w obrębie strefy włóśnikowej występuje największa koncentracja wydzielanych związków. Różnice w składzie wydzieliny korzeniowej przyczyniają się w dużej mierze do stopnia kolonizacji danej ryzosfery (Compant i in. 2010). Część z wydzielanych substancji modyfikuje właściwości fizyczne gleby i tym samym reguluje strukturę populacji drobnoustrojów ryzosfery. Związki wydzielane przez korzenie mogą działać jako chemiczne atraktanty lub repelenty dla wielu różnych i aktywnie metabolizujących mikroorganizmów glebowych.

Bakterie występujące w okolicach włóśników korzeniowych lub też zasocjowane z powierzchnią korzenia (ryzobakterie) są zaangażowane w procesy przekształcania, mobilizacji oraz solubilizacji składników odżywczych, w sposób znacznie efektywniejszy niż pozostałe niezwiązane z roślinami mikroorganizmy występujące w glebie. Związki organiczne (m.in. aminokwasy, kwasy organiczne, cukry oraz witaminy) są wykorzystywane przez mikroorganizmy jako źródło pierwiastków (głównie węgla i azotu), które są niezbędne do wzrostu drobnoustrojów (Tabela 1). Inne związki są wychwytywane przez bakterie i po przemianach metabolicznych uwalniane do środowiska zewnętrznego, tak aby roślina mogła z nich ponownie skorzystać. Taki recykling składników pokarmowych przez drobnoustroje glebowe przyczynia się do poprawy żyzności gleby.

W tak dynamicznie zmieniającym się ekosystemie glebowym występuje szczególna grupa mikroorganizmów zwanych bakteriami promującymi wzrost roślin (ang. *plant growth-promoting rhizobacteria*, PGPR). Bakterie te charakteryzują się trzema istotnymi cechami, takimi jak: (I) efektywna kolonizacja powierzchni korzenia bądź ryzosfery, (II) zdolność do przeżywania

i namnażania się w środowisku glebowym oraz konkurencyjność z innymi mikroorganizmami ryzosfery, (III) aktywność promująca wzrost roślin (Ahemad i Kibret 2013). Za PGPR uważane są również bakterie bytujące wewnątrz organizmu rośliny. (Vessey 2003). Znana jest również alternatywna klasyfikacja PGPR opierająca się na funkcjach pełnionych przez te drobnoustroje.

Tab. 1. Składniki wydzielane przez korzenie roślin (Ahemad i Kibret 2013)

Grupa związków wydzielanych przez korzenie roślinne	Przykłady
Aminokwasy	Alanina, arginina, asparagina, cysteina, cystyna, fenyloalanina, glicyna, glutaminian, histydyna, homoseryna, izoleucyna, leucyna, lizyna, metionina, ornityna, prolina, seryna, treonina, tryptofan, walina
Kwasy organiczne	Kwas bursztynowy, kwas cytrynowy, kwas fumarowy, kwas glikolowy, kwas glutarowy, kwas jabłkowy, kwas malonowy, kwas masłowy, kwas mlekowy, kwas mrówkowy, kwas octowy, kwas pirogronowy, kwas szczawiowy, kwas walerianowy
Węglowodany	Arabinoza, deoksyryboza, fruktoza, galaktoza, glukoza, ksyloza, maltoza, oligosacharydy, rafinoza, ramnoza, ryboza,
Witaminy	Biotyna, niacyna, kwas pantotenowy, ryboflawina, tiamina
Enzymy	Alkaliczna fosfataza, amylaza, proteaza
Nieorganiczne jony	HCO ₃ ⁻ , OH ⁻ , H ⁺

Somers i in. (2004) klasyfikują mikroorganizmy PGPR pod względem pełnionych funkcji na 4 grupy: (I) bionawozy - na skutek zwiększania dostępności składników odżywczych dla roślin; (II) fitostymulatory - promowanie wzrostu roślin za pośrednictwem fitohormonów; (III) rizoremediatory - na skutek degradacji organicznych zanieczyszczeń występujących w glebie; (IV) biopestycydy - poprzez zwalczanie chorób, na skutek produkcji antybiotyków i metabolitów o charakterze fungicydów.

Ze względu na miejsce występowania bakterii PGPR w stosunku do korzenia roślinnego możemy je podzielić na:

- zewnątrzkomórkowe (ang. *extracellular plant growth-promoting rhizobacteria*, ePGPR), występujące w ryzosferze wolno żyjące bakterie (np. *Azotobacter chroococcum*, *Mesorhizobium ciceri*), występujące na powierzchni włóśników korzeniowych (zasocjowane) oraz w przestrzeniach pomiędzy komórkami kory korzenia (endofity) (np. *Agrobacterium*, *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Caulobacter*, *Erwinia*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Serratia*),
- wewnątrzkomórkowe (ang. *intracellular plant growth-promoting rhizobacteria*, iPGPR), które są zlokalizowane wewnątrz komórek korzenia (bakterie symbiotyczne) (np. *Azorhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Mesorhizobium*, *Rhizobium*) (Gray i Smith 2005; de Souza i in. 2015).

2. Mechanizm działania PGPR

Do cech ryzobakterii wpływających na promowanie wzrostu organizmu roślinnego zaliczamy: zdolność do detoksykacji metali ciężkich, odporność na pestycydy lub zdolność ich degradacji, kontrolę biologiczną przed fitopatogenami i owadami, stymulację produkcji fitohormonów, wytwarzanie sideroforów, zdolność rozpuszczania fosforanów oraz wiązanie azotu atmosferycznego (de Souza i in. 2015). W dynamicznie zmieniających się warunkach środowiskowych, bakterie PGPR mogą promować wzrost roślin w sposób bezpośredni, ułatwiając pozyskiwanie substancji niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania organizmu (np. dostępności azotu, fosforu oraz innych składników mineralnych, czy przez modulację poziomu roślinnych

hormonów) lub w sposób pośredni (jako środki kontroli biologicznej przed fitopatogenami) (Glick 2012).

2.1 Wiązanie azotu atmosferycznego

Azot jest jednym z najważniejszych składników odżywczych niezbędnych do prawidłowego i wydajnego wzrostu roślin. Chociaż w atmosferze znajduje się go blisko 78%, to azot w postaci cząsteczkowej nie może zostać wykorzystany przez florę roślinną, ze względu na brak możliwości jego asymilacji. Kluczową rolę pełnią mikroorganizmy glebowe (diazotrofy), które są zdolne do przekształcania azotu atmosferycznego w związki łatwo przyswajalne przez rośliny. W obrębie mikroorganizmów zdolnych do wiązania azotu atmosferycznego wyróżniamy trzy typy drobnoustrojów glebowych:

- a) bakterie żyjące w symbiozie z roślinami bobowatymi (motylkowatymi), np. *Rhizobium*, które osiągają największy wskaźnik wiązania azotu (~ 50-400 kg azotu/ha/rok),
- b) bakterie zasocjowane z roślinami, np. *Azospirillum*, które osiągają wskaźnik wiązania azotu w granicach 10-200 kg azotu/ha/rok,
- c) wolno żyjące bakterie, np. *Rhodospirillum* czy *Azotobacter*, których wskaźnik wiązania azotu jest najniższy i wynosi 10-80 kg azotu/ha/rok.

Symbiotyczne interakcje makrosymbionta z bakteriami należącymi do rodziny *Rhizobiaceae* charakteryzuje wysoka specyficzność. Część mikroorganizmów posiada szeroki zakres gospodarzy, z którymi jest w stanie wejść w symbiozę. Zaliczymy tu między innymi niektóre gatunki z rodzaju *Rhizobium*, np. *R. leguminosarum* bv. *viciae*, który oddziałuje z takimi roślinami, jak: wyka, groch czy soczewica. Drugą grupę stanowią bakterie o wąskim zakresie gospodarzy, np. *R. leguminosarum* bv. *trifolii*, który tworzy symbiozę tylko z koniczyną. Dzięki powstałej specyficzności oddziaływań pomiędzy roślinami bobowatymi a bakteriami brodawkowymi nie jest możliwe nawiązanie symbiotycznych interakcji pomiędzy niezgodnymi partnerami. Istnieją też rośliny, u których indukcja symbiozy zachodzi z różnymi gatunkami bakterii brodawkowych. Symbiozę z roślinami fasoli mogą tworzyć *R. leguminosarum* bv. *phaseoli*, *R. etli*, *R. gallicum*, *R. tropici* *Ensifer americanum* i *Bradyrhizobium* (Ramachandian i in. 2011).

Proces włączania azotu cząsteczkowego przez bakterie do własnego metabolizmu nazywany jest diazotrofią. Diazotrofy wydając energię w postaci ATP przekształcają azot cząsteczkowy do łatwo przyswajalnego dla roślin amoniaku. Niezbędnym elementem w tym procesie jest kompleks enzymatyczny zwany nitrogenazą. Kompleks ten składa się z dwóch metaloprotein: białka żelazowego, zwanego reduktazą dinitrogenazy, które jest dostarczycielem elektronów do redukcji azotu oraz białka żelazowo-molibdenowego zwanego dinitrogenazą, które wykorzystuje elektrony do redukcji azotu cząsteczkowego do amoniaku. Oba białka wyposażone są w żelazowo-siarkowe (Fe-S) centra aktywne. Reduktaza dinitrogenazy jest homodimerem o masie cząsteczkowej około 60 kDa, która jest zaangażowana w przenoszenie elektronów ze zredukowanej ferredoksyny na białko żelazowo-molibdenowe, któremu towarzyszy hydroliza ATP. Natomiast dinitrogenaza jest tetramerem ($\alpha_2\beta_2$) o masie około 240 kDa (Masson-Boivin i in. 2009). Zawiera ona dwa rodzaje ugrupowań: (I) ugrupowanie żelazowo-siarkowe, zwane ugrupowaniem P oraz (II) ugrupowanie żelazomolibdeno-siarkowe, zwane koenzymem żelazo-molibdenowym, które jest miejscem wiązania azotu. Koenzym żelazowo-molibdenowy składa się z dwóch ugrupowań [M-3Fe-3S], które są połączone przez trzy atomy siarki. Molibden zajmuje miejsce M w jednym ugrupowaniu, natomiast żelazo w drugim. Dochodzi do obniżenia bariery aktywacji dla redukcji azotu poprzez zachodzenie wielokrotnych interakcji Fe-N. Molibden może być zastąpiony przez wanad, mangan lub chrom, jeżeli występuje jego niedobór. Jednak takie rozwiązanie jest mniej wydajne i zachodzi wtedy większa produkcja wodoru. Budowa oraz działanie tego enzymu jest podobne u wielu bakterii, co wskazuje, że geny kodujące jego komponenty mogły ulec horyzontalnemu transferowi (Anderson i in. 2013).

Rizobiowe geny *nif* i *fix* odpowiadają za syntezę oraz prawidłową aktywność kompleksu nitrogenazy. Białka strukturalne są kodowane przez 3 geny: *nifH* kodujący reduktazę nitrogenazy, a geny *nifD* i *nifK* odpowiedzialne za syntezę podjednostek α i β dinitrogenazy. Geny *nifEN* kodują białka wiążące kofaktor żelazo-molibdenowy, natomiast *nifB* koduje białko syntetyzujące prekursor

koenzymu żelazowo-molibdenowego, który zawiera centra Fe-S. W operonach *nif* możemy także znaleźć gen regulatorowy *nifA* oraz geny o niezidentyfikowanych jeszcze funkcjach, m.in. geny *nifSWX*, których obecność warunkuje prawidłową aktywności nitrogenazy (Masson-Boivin i in. 2009; Brencic i Winans 2005). Geny *fixABCX* mogą kodować białka uczestniczące w łańcuchu transportu elektronów do nitrogenazy. Głównym sygnałem kontrolującym ekspresję genów *fix* i *nif* jest stężenie tlenu. Z jednej strony stężenie tlenu musi być bardzo niskie ze względu na dużą wrażliwość nitrogenazy na tlen, z drugiej strony bakterie potrzebują go do wytwarzania ATP - potrzebnego w dużych ilościach do wiązania azotu. W układach symbiotycznych makrosymbiont wytwarza białko zwane leghemoglobią, które ma podobne właściwości do hemoglobiny. Rolą leghemoglobin jest buforowanie oraz kontrola stężenia tlenu, do którego ma duże powinowactwo (10 razy większe niż ludzka hemoglobina). Wśród mikroorganizmów glebowych występuje różna liczba genów *nif*. Na przykład *Bradyrhizobium* sp. posiada zestaw 15 genów, a *R. leguminosarum* zawiera tylko 8 genów, co czyni je organizmami z najmniejszą liczbą genów wśród bakterii wiążących azot (Anderson i in. 2013).

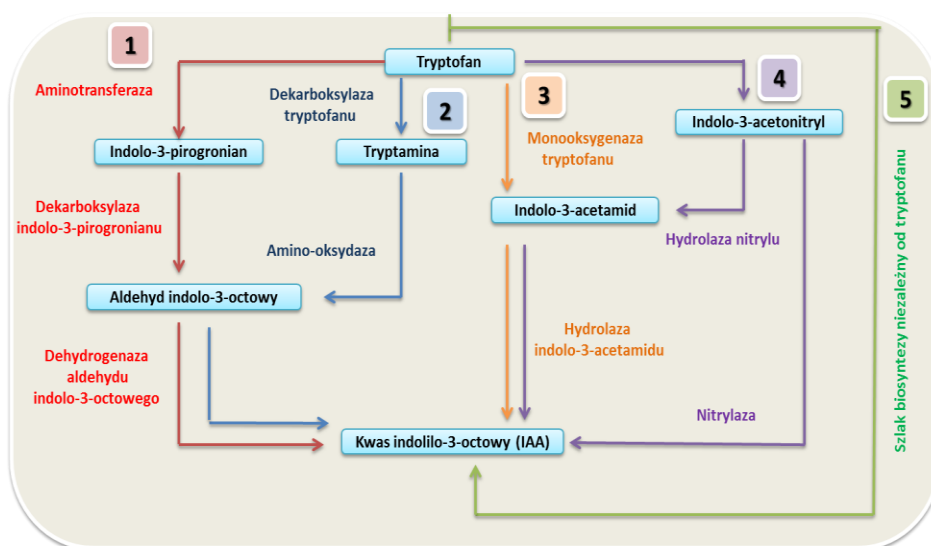
Szacuje się, że proces biologicznego wiązania azotu stanowi obecnie ok. 2/3 globalnego związanego azotu występującego w przyrodzie. Aktywność tych organizmów dostarcza znacznie więcej związanego azotu niż produkcja abiotyczna oraz produkcja nawozów drogą przemysłową (która dodatkowo wymaga dużych nakładów energetycznych w postaci paliw kopalnych, co generuje coraz wyższe koszty). Dlatego też BNF jest bardzo istotnym elementem obiegu azotu w przyrodzie (Wagner 2011).

2.2 Zwiększanie dostępności fosforanów

Drugim pierwiastkiem niezwykle istotnym dla prawidłowego wzrostu rośliny jest fosfor. W glebie występuje on w dwóch postaciach: w formie organicznej oraz nieorganicznej. Jednak pomimo dużego rezerwuaru fosforu w glebie jego biodostępność dla roślin jest dosyć niska, ze względu na jego występowanie w formie nierozpuszczalnej. Makrosymbionty przyswajają ten pierwiastek tylko w dwóch rozpuszczalnych postaciach: $H_2PO_4^-$ i $H_2PO_4^{2-}$. Nierozpuszczalnym źródłem fosforu w glebie są skały mineralne zawierające apatyt lub niektóre związki organiczne, takie jak fosforan inozytolu oraz mono- i trifosforanoestry (de Sousa i in. 2015; Ahemad i Kilbret 2013). Niedobory fosforanów w glebie bardzo często są uzupełniane przez nawozy. Jednak pierwiastek w nich zawarty jest tylko w niewielkiej ilości przyswajalny przez rośliny, a pozostała część stosunkowo szybko jest ponownie przekształcana do formy nierozpuszczalnej. Ze względu na niską efektywność działania nawozów fosforanowych oraz ich wysokie koszty stosowania, zaczęto poszukiwać nowych rozwiązań ekologicznego i ekonomicznego wzbogacania gleb w fosfor. W tym celu rozpoczęto badania nad wykorzystywaniem mikroorganizmów glebowych, które wykazywałyby zdolności do rozpuszczania występujących w środowisku pokładów nierozpuszczanego fosforu, które nazwano PSM (ang. *phosphate solubilizing microorganisms*). Spośród wielu mikroorganizmów zasiedlających ryzosferę, za obiecujące drobnoustroje pełniące funkcję „naturalnych nawozów fosforanowych” uznaje się: *Azotobacter* sp., *Bacillus* sp., *Enterobacter* sp., *Burkholderia* sp., *Erwinia* sp., *Flavobacterium* sp., *Pseudomonas* sp., *Rhizobium* sp. oraz *Serratia* sp. Mechanizm udostępniania nowych zasobów fosforu w glebie polega na wytwarzaniu przez te mikroorganizmy kwasów o niskiej masie cząsteczkowej, które odpowiadają za rozpuszczanie nieorganicznego fosforu. Innym mechanizmem jest mineralizacja przez bakterie fosforu organicznego, na skutek wytwarzania enzymów o charakterze fosfataz, które są odpowiedzialne za hydrolizę estrów fosforanowych (Turan i in. 2016). Co więcej, oba te procesy nie wykluczają się wzajemnie i mogą funkcjonować w jednym szczepie bakteryjnym. Oprócz zwiększania biodostępności fosforu w glebie, bakterie te promują wzrost roślin poprzez dodatkowe stymulowanie procesu biologicznego wiązania azotu oraz zwiększenie dostępności pierwiastków śladowych (Cd, Cr, Ni, Cu, Pb, Zn, Mn) na skutek syntezy dodatkowych substancji stymulujących wzrost roślin (Ahemad i Kilbret 2013). Chociaż mikroorganizmy te dość powszechnie występują w glebie to są one narażone na działanie szeregu czynników stresowych, które zmniejszają liczebność populacji takich drobnoustrojów w środowisku.

2.3 Produkcja fitohormonów

Fitohormony (inaczej hormony roślinne) to grupa związków chemicznych wpływających na wzrost i prawidłowe funkcjonowanie roślin. Zaangażowane są one w procesy tworzenia owoców partenokarpicznych oraz adaptacji do zmieniających się warunków środowiskowych (geotropizm i fototropizm). Auksyny to najczęściej występująca grupa hormonów, która oprócz właściwości fitohormonów pełni również rolę morfogenów (substancji zaangażowanych w proces morfogenezy roślin). Związki te możemy podzielić ze względu na pochodzenie na dwie klasy: związki naturalne (np. kwas indolilo-3-octowy (IAA); kwas indolilo-3-masłowy (IBA); kwas fenylooctowy (PAA); kwas 3-indolilopirogronowy (IPA)) oraz syntetyczne regulatory wzrostu (np. kwas naftylo-1-octowy (NAA); kwas 2,4-dichlorofenoksyoctowy; kwas 2,4,5-trichlorofenoksyoctowy). Jednym z najlepiej poznanych związków jest IAA, który jest związany z praktycznie każdym aspektem wzrostu i rozwoju rośliny, z uwzględnieniem jej reakcji obronnych (Turan i in. 2016). IAA wpływa na podział i różnicowanie się komórek, stymuluje kiełkowanie nasion, kontroluje procesy wegetatywnego wzrostu, inicjuje formowanie się korzeni oraz jest zaangażowane w szereg innych procesów związanych z prawidłowym funkcjonowaniem organizmu roślinnego. Większość bakterii izolowanych z gleb pól uprawnych (około 80%) posiada zdolność do syntezy i wydzielania do środowiska auksyn jako metabolitów wtórnych. Obecnie znanych jest 5 szlaków syntezy IAA przez drobnoustroje glebowe: (I) synteza IAA z kwasu indolilo-3-pirogronowego i aldehydu indolilo-3-octowego przez mikroorganizmy należące do: *Agrobacterium* sp., *Pseudomonas* sp., *Erwinia* sp., *Bradyrhizobium* sp. *Rhizobium* sp.; (II) konwersja tryptofanu w aldehyd indolilo-3-octowy przez: *Pseudomonas* sp., *Azospirillum* sp.; (III) biosynteza IAA z wykorzystaniem indolo-3-acetamidu (proces ten jest charakterystyczny dla bakterii fitopatogennych); (IV) biosynteza IAA przez cyjanobakterie, która obejmuje konwersję tryptofanu w indolo-3-acetonitryl; (V) szlak biosyntezy niezależny od tryptofanu, szeroko rozpowszechniony wśród roślin oraz niektórych bakterii, takich



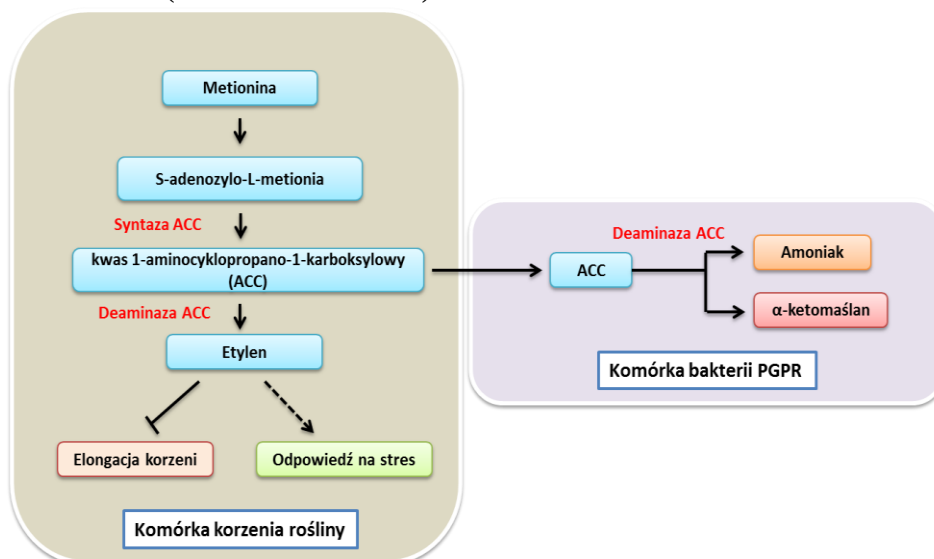
Rys. 1. Szlaki biosyntezy IAA przez bakterie PGPR (opracowanie własne)

jak: cyjanobakterie oraz *Azospirillum* sp. (Ahemad i Kilbret 2013) (Rys 1.). Poziom biosyntezy IAA u bakterii jest zależny od różnych czynników środowiskowych (np. kwasowe pH, nieprawidłowe ciśnienie osmotyczne oraz niedobór węgla) oraz genetycznych (lokalizacja genów odpowiedzialnych za syntezę auksyn oraz typ ekspresji). W przypadku *Rhizobium* sp. produkcja IAA jest niezwykle istotna dla nawiązania prawidłowej interakcji symbiotycznej z kompatybilnym makrosymbiontem. IAA zaangażowany jest w procesy niezbędne do wykształcenia brodawki korzeniowej (podział

i różnicowanie komórek oraz tworzenie wiązań naczyniowych). Bakteryjny IAA odpowiada za zwiększenie powierzchni korzenia, co zapewnia roślinie dodatkowy dostęp do składników odżywczych oraz rozluźnia ścianę komórek korzenia, zwiększając ilość związków wydzielanych przez korzenie do ryzosfery (Glick i in. 2012).

2.4 Deaminaza ACC

Prawidłowe funkcjonowanie roślin związane jest również z obecnością ważnego fitohormonu, jakim jest etylen. Związek ten jest produkowany przez wszystkie rośliny i bierze udział w indukowaniu różnych procesów fizjologicznych w organizmie roślinnym. Oprócz pełnienia funkcji regulatora wzrostu, bierze on również udział w procesie odpowiedzi na stres. Warunki stresowe dla roślin związane są przede wszystkim z czynnikami środowiskowymi, takimi jak: susza, nadmierne zasolenie gleby, obecność metali ciężkich oraz fitopatogenów (Turan i in. 2016). W takich przypadkach poziom endogennego etylenu znacząco wzrasta, co wpływa na wzrost i funkcjonowanie roślin, zmniejszając plony. Niektóre szczepy bakteryjne zasiedlające ryzosferę wykształciły mechanizm pozwalający na przekształcenie wydzielanego do środowiska prekursora etylenu, tj. kwasu 1-aminocyklopropano-1-karboksyowego (ACC) do α -ketomaślanu i amoniaku, dzięki obecności enzymu deaminazy ACC (Rys. 2.). Aktywność deaminazy ACC posiadają takie mikroorganizmy jak: *Acinetobacter* sp., *Azospirillum* sp., *Bacillus* sp., *Burholderia* sp., *Pseudomonas* sp., *Serratia* sp. oraz *Rhizobium* sp. Enzym ten nie jest wydzielany przez bakterie do środowiska, lecz jest zlokalizowany w jej cytoplazmie. Poziom aktywności deaminazy ACC jest różny i zależy w dużej mierze od gatunku drobnoustroju (najwyższą aktywnością charakteryzuje się *Pseudomonas* sp. oraz *Rhodococcus*, najniższą jak dotąd wykazano u bakterii *Rhizobium* sp.) (Hontzeas i in. 2005). Działanie deaminazy ACC przynosi szereg korzyści dla organizmu roślinnego. Po pierwsze w wyniku przekształcenia ACC zostaje uwolniona do środowiska dodatkowa ilość łatwo przyswajalnego amoniaku, po drugie dochodzi do blokowania syntezy etylenu, co obniża jego poziom, nie zakłócając tym samym przebiegu metabolizmu w organizmie roślinnym. Ponadto, pobudza to odporność rośliny na warunki stresowe (Ahemad i Kilbret 2013).



Rys. 2. Mechanizm działania deaminazy ACC u bakterii PGPR (opracowania własne).

2.5 Produkcja sideroforów

Żelazo jest niezbędnym składnikiem odżywczym dla wszystkich form życia na Ziemi. W glebie żelazo występuje w związkach organicznych oraz nieorganicznych, z których tylko część jest dostępna dla roślin i mikroorganizmów. U roślin pierwiastek ten pełni niezwykle istotne funkcje,

takie jak: tworzenie chloroplastów, składnik wielu enzymów, udział w procesie oddychania komórkowego czy podział komórek. Niedobory żelaza wpływają również na procesy transportu innych substancji odżywczych niezbędnych do prawidłowego wzrostu organizmu, takich jak fosfor lub też mogą powodować jednostki chorobowe roślin (np. chlorozę). Natomiast w dużych stężeniach żelazo jest toksyczne dla wszystkich bakterii ryzosfery. Siderofory są to związki chemiczne wydzielane przez mikroorganizmy, które odpowiadają za proces chelatowania jonów żelaza ze środowiska. W glebie jony żelaza występują w postaci Fe^{3+} , które nie mogą być wykorzystywane przez rośliny (Ahmad i Kilbret 2013). Zadaniem sideroforów jest wychwytywanie tych jonów i tworzenie z nimi kompleksów, które na drodze transportu aktywnego mogą być pobierane, a następnie redukowane do Fe^{2+} i uwalniane z kompleksu do komórki. Siderofory działają jak „związki rozpuszczające żelazo” z minerałów lub związków organicznych w warunkach ograniczonego dostępu tego pierwiastka w glebie. Rośliny asymilują żelazo z bakteryjnych kompleksów w procesach bezpośredniego pobierania z takich kompleksów lub przez wymianę ligandów w kompleksie. W przypadku bakterii z rodzaju *Rhizobium* żelazo odgrywa również istotną rolę w procesie symbiozy. Interakcje symbiotyczne są zależne od żelaza, gdyż pierwiastek ten uczestniczy w procesie syntezy leghemoglobiny, jest elementem składowym kompleksu nitrogenazy oraz jest zaangażowane w tworzenie brodawek korzeniowych. Ponieważ część cyklu życiowego *Rhizobium* wymaga infekcji korzeni roślin bobowatych, wzrostu i różnicowania w tkankach roślinnych gospodarza, rola sideroforu w pozyskiwaniu żelaza jest ważna dla prawidłowych interakcji roślina-bakteria (Datta i Chakrabarty 2014).

2.6. Mechanizmy pośrednie

Do mechanizmów pośrednich stosowanych przez mikroorganizmy PGPR należy przede wszystkim szeroko rozumiana ochrona organizmu roślinnego przez infekcjami fitopatogenów. Jednym z takich mechanizmów jest wydzielanie czynników ochrony roślin, do których zaliczymy: antybiotyki, słabe kwasy organiczne oraz enzymy o aktywności chitynazy, celulazy, proteazy i lipazy. W środowisku glebowym wiele mikroorganizmów konkuruje ze sobą o składniki odżywcze i kolonizację potencjalnego organizmu gospodarza, a wydzielane do środowiska substancje stają się cennym „narzędziem walki” z konkurencyjnymi szczepami oraz drobnoustrojami patogennymi (np. *Botrytis cinerea*, *Sclerotium rolfsii*, *Fusarium oxysporum* czy *Rizoctonia solani*) (Turan i in. 2016).

W przypadku kiedy nie uda się ograniczyć obecności fitopatogenów i dochodzi do zainicjowania infekcji, system odpornościowy roślin odgrywa istotną rolę. W odporności organizmu roślinnego możemy wyróżnić mechanizmy odpornościowe konstytutywne (czyli bariery morfologiczno-anatomiczne oraz fizjologiczne właściwości rośliny) oraz indukowane (odpowiedź rośliny na obecność patogena). W pierwszej kolejności, po zainicjowaniu kontaktu z fitopatogenem dochodzi do wytworzenia się lokalnej reakcji nadwrażliwości, która ma na celu ograniczenie rozprzestrzeniania się czynnika infekcyjnego do pozostałych zdrowych tkanek, co objawia się martwicą tkanek zainfekowanych. Oprócz wymienionych zmian lokalnych, dochodzi również do zmian na poziomie metabolizmu, warunkujących nabywanie odporności systemicznej. Tego rodzaju odporność możemy podzielić na dwie kategorie: nabytą odpowiedź systemiczną (ang. *systemic acquired resistance*, SAR) oraz indukowaną odpowiedź systemiczną (ang. *induced systemic resistance*, ISR). Podstawową różnicą pomiędzy tymi dwoma typami odpowiedzi jest sposób ich nabywania przez organizm roślinny. Odpowiedź SAR jest indukowana na skutek obecności kwasu salicylowego i jego metabolitów, produkowanych przez obecnego w tkankach fitopatogena. Drugi typ odporności, ISR jest indukowany przez takie czynniki, jak: kwas jasmonowy, kwas arachidowy, kwas abscysynowy czy etylen oraz obecność niepatogennych bakterii kolonizujących korzenie roślinne. Ważnym aspektem jest utrzymywanie odporności ISR za pomocą PGPR przez długi okres czasu, nawet kiedy aktywująca je populacja bakterii już nie występuje w pobliżu korzeni bakteryjnych. Odpowiedź ta jest utrzymywana nie tylko przez długi okres czasu, ale także jest skierowana na wiele różnorodnych fitopatogenów. Do bakteryjnych sygnałów wywołujących ISR zaliczyć można, oprócz hormonów roślinnych, także: lipopolisacharyd, siderofory, bakteryjne flagelle, wydzielane antybiotyki (np. piocyjanina) czy substancje lotne (np. 2,3-butanodiol) (Borges i Sandalio 2015).

3. Podsumowanie

Ze względu na duże zróżnicowanie i zmienność niszy ekologicznej jaką jest gleba, wysoka produktywność roślin jest często efektem bardzo trudnym do uzyskania we współczesnym rolnictwie. Rosnące zanieczyszczenie środowiska, obecność fitopatogenów zagrażająca uprawom oraz niedobory składników odżywczych stały się jednym z powodów, dla których rolnicy coraz częściej stosują chemiczne środki ochrony roślin oraz liczne nawozy. Z punktu widzenia ekologii oraz ekonomii produkcji, ważne stało się poszukiwanie nowych metod zwiększających produktywności upraw. Jednym z takich rozwiązań okazało się zastosowanie bakterii PGPR. Należy brać pod uwagę że wpływ mikroorganizmów należących do PGPR różni się w zależności od stosowanych metod, prób szklarniowych czy terenowych oraz od różnic klimatycznych, w jakich testy zostały przeprowadzane. Jednak wszystkie uzyskane wyniki potwierdzają skuteczność tych drobnoustrojów w procesie stymulacji wzrostu roślin. Należy pamiętać, że opisywane mechanizmy promowania wzrostu roślin nie działają niezależnie od siebie, ale są to sposoby wspomagające prawidłowe funkcjonowanie organizmu roślinnego w warunkach środowiskowych, czego objawem jest poprawienie produktywności upraw. Zastosowanie na szeroką skalę mikroorganizmów PGPR może zmniejszyć globalne stosowanie środków chemicznych. Ponadto, technologia ta staje się coraz łatwiej dostępna dla rolników, zarówno w krajach rozwiniętych, jak i rozwijających się.

4. Literatura

- Ahemad M, Kilbret M (2013) Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria: Current perspective. *Journal of King Saud University – Science* 26: 1-20.
- Anderson JS, Rittle J, Peters JC (2013) Catalytic conversion of nitrogen to ammonia by an iron model complex. *Nature* 501: 84–7.
- Borges AA, Sandalio LM (2015) Induced resistance for plant defense. *Front. Plant Sci.* 6: 109.
- Brencic A, Winans SC (2005) Detection of and response to signals involved in host-microbe interactions by plant-associated bacteria. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 69: 155–194.
- Compant S, Clément C, Sessitsch A (2010) Plant growth-promoting bacteria in the rhizo- and endosphere of plants: Their role, colonization, mechanisms involved and prospects for utilization. *Soil Biol. Biochem.* 42: 669-678.
- Datta B, Chakrabarty PK (2013) Siderophore biosynthesis genes of *Rhizobium* sp. isolated from *Cicer arietinum* L. 3 *Biotech.* 4: 391–401.
- de Souza R, Ambrosini A, Passaglia LM (2015) Plant growth-promoting bacteria as inoculants in agricultural soils. *Genet. Mol. Biol.* 38: 401-419.
- Glick R (2012) *Plant Growth-Promoting Bacteria: Mechanisms and Applications*. Scientifica, ID 963401.
- Gray EJ, Smith DL (2005) Intracellular and extracellular PGPR: Commonalities and distinctions in the plant-bacterium signaling processes. *Soil Biol. Biochem.* 37: 395–412.
- Hontzeas N, Richardson AO, Belimov A, et al. (2005) Evidence for Horizontal Transfer of 1-Aminocyclopropane-1-Carboxylate Deaminase Genes. *Appl. Environ. Microbiol.* 71: 7556–7558.
- Masson-Boivin C, Giraud E, Perret X, et al. (2009) Establishing nitrogen-fixing symbiosis with legumes: how many rhizobium recipes? *Trends Microbiol.* 17: 458-66.
- Ramachandran VK, East AK, Karunakaran R, et al. (2011) Adaptation of *Rhizobium leguminosarum* to pea, alfalfa and sugar beet rhizospheres investigated by comparative transcriptomics. *Genome Biol.* 201112:R106.
- Somers E, Vanderleyden J, Srinivasan M (2004) Rhizosphere bacterial signalling, a love parade beneath our feet. *Crit Rev Microbiol.* 30: 205–235.
- Turan M, Kıtır N, Alkaya U, et al. (2016) Making Soil More Accessible to Plants: The Case of Plant Growth Promoting Rhizobacteria. *Agricultural and Biological Sciences-Chapter 5*, ISBN 978-953-51-2772-7.
- Vessey JK (2003) Plant growth promoting rhizobacteria as biofertilizers. *Plant Soil* 255: 571–586.
- Wagner SC (2011) Biological Nitrogen Fixation. *Nature Education Knowledge* 3:15.

13. Ocena wpływu ozonowania i warunków przechowywania na zdrowotność i jakość owoców borówki wysokiej (*Vaccinium corymbosum* L.)

Evaluation of the effect of ozone and storage conditions on health and quality of highbush blueberry fruit (*Vaccinium corymbosum* L.)

Arleta Kruczek⁽¹⁾, Roman Strzelecki⁽¹⁾, Marcelina Krupa-Mańkiewicz⁽²⁾

Katedra Ogrodnictwa⁽¹⁾, Katedra Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin⁽²⁾

Opiekun naukowy: dr inż. Marcelina Krupa-Mańkiewicz

Marcelina Krupa-Mańkiewicz: mkrupa@zut.edu.pl, ochir@go2.pl

Słowa kluczowe: chłdnia KA, jędrność, shelf life, ubytki masy, *Vaccinium corymbosum*

Key words: blueberry, CA storage, firmness, shelf life, weight loss, *Vaccinium corymbosum*

Streszczenie

Owoce borówki wysokiej są bogatym źródłem antocyjanów, flawonoidów, kwasów fenolowych. Ze względu na ich wysoką wartość odżywczą i smak, popularność borówki wciąż wzrasta. W doświadczeniu określono wpływ ozonowania owoców borówki wysokiej i warunków przechowywania na ich zdrowotność i jędrność. Badaniami objęto owoce odmiany Draper. Owoce ozonowane lub bez ozonowania przechowywano w chłodni KA lub w symulowanych warunkach sklepowych (*shelf life*). Niezależnie od sposobu przechowywania, owoce ozonowane były w mniejszym stopniu porażone przez szarą pleśń (*Botrytis cinerea*). Charakteryzowały się również mniejszym ubytkiem masy i jędrności.

Summary:

Vaccinium corymbosum L. fruits are a rich source of anthocyanins, flavanols, phenolic acids. Due to the high nutrition value and taste, the popularity of blueberries is still growing. In experience was determined the influence of fruits ozonation and storage conditions on their health and firmness. The studies were conducted on Draper fruits cultivar. Both the fruits after ozonation and not ozonation were stored in KA freezer or simulated store conditions (*shelf life*). Regardless of the storage method ozonated fruits were lesser extent affected by gray mold (*Botrytis cinerea*). They were also characterized by smaller loss of mass and firmness.

1. Wstęp

Borówka wysoka (*Vaccinium corymbosum* L.) jest krzewem najczęściej sadzonym na całym świecie, szczególnie w Chile, Kanadzie, USA, Australii, czy Nowej Zelandii, również kraje europejskie zajmują się uprawą borówki wysokiej (Strik 2006). Jest ona również bardzo popularna w Polsce, obecnie powstaje dużo nowych gospodarstw specjalizujących się w jej uprawie. Polska zajmuje pierwsze miejsce w Europie pod względem powierzchni nasadzeń krzewów jak i ilości zbieranych owoców - ponad 8600 ha (Podymniak 2013).

Zachowanie jak najlepszej jakości oraz zdrowotności przechowywanych owoców to nadrzędny cel który przyświeca producentom (Ochmian i in. 2015). Ograniczenia w stosowaniu środków ochrony roślin zmuszają do poszukiwań alternatywnych sposobów zabezpieczania owoców przed patogenami. Bada się metody, które powinny być nieszkodliwe dla środowiska. Jednym ze sposobów przedłużenia czasu przechowywania owoców jest ich ozonowanie. Ozon jest odmianą tlenu, występującą we wszystkich stanach skupienia. W stanie gazowym jest niebieskim, nietrwałym gazem, który posiada krótki czas rozkładu. Powszechnie stosowany jest do usuwania zanieczyszczeń chemicznych, w dezynfekcji pomieszczeń, w procesie uzdatniania wody lub jako czynnik odkażający w przemyśle spożywczym. Ozon nie pozostawia żadnych pozostałości w żywności. Po utlenieniu zanieczyszczeń ozon przekształca się w zwykły tlen, nie wytwarzając niebezpiecznych dla zdrowia produktów ubocznych. W ciągu kilku lat ozonowanie stało się jedną z najpopularniejszych, bezpiecznych metod dezynfekcji. W przyszłości ozon może uchronić producentów przed stratami spowodowanymi pojawieniem się w produktach bakterii odpornych na tradycyjną dezynfekcję, np. chlorem. Atakując i utleniając ściany komórkowe organizmów, ozon niszczy patogeny. Do

podstawowych zalet dezynfekcyjnych można zaliczyć jego silne i szybkie działanie na bakterie chorobotwórcze, jak: *Salmonella*, *E. Coli*, *Clostridium*, *Cryptosporidium*. Wykazuje on także duże zdolności unieszkodliwiania spor, cyst i innych mikroorganizmów (Kryża i in. 2017).

Ozonowanie to technologia, w której uzyskuje się krótkotrwałą dezynfekcję powierzchni produktów, warzyw i owoców (dochodzi do ich sanityzacji). Wykorzystuje się w tym celu silne właściwości dezynfekcyjne ozonu, jego wysoką reaktywność, małą zdolność do penetracji i szybką, samoistną przemianę do tlenu. Ozon korzystnie wpływa na wydłużenie czasu przechowywania brokułów, ogórków, jabłek, winogron, pomarańczy, gruszek, malin czy truskawek. Poprawę trwałości uzyskuje się wskutek zmniejszenia populacji szkodliwych mikroorganizmów i utlenienia etylenu (Kim i in. 1999). Ozon, jako jeden z nielicznych związków, może być od 1997 roku po zbiorczo stosowany przy produkcji żywności, gdyż nie wpływa na jej smak, jest nietrwały i szybko rozkłada się do tlenu (Food and Drug Administration 1997). Zaletą ozonu jest brak produktów ubocznych w trakcie szybkiego procesu rozpadu do czystego tlenu (Rice 2005), jest on długi i wynosi około 12 godzin (Wysok i in. 2006). Rozpuszczony w wodzie rozpada się znacznie szybciej. Jednak ozon nie jest gazem obojętnym dla ludzi. W trakcie kontaktu błon śluzowych górnych dróg oddechowych, pojawia się suchość w ustach, nosie i gardle. Ozon powoduje łzawienie i puchnięcie oczu, w momencie długotrwałego działania może doprowadzić do zgonu. Dopuszczalne stężenie ozonu w środowisku w którym przebywa człowiek nie powinno przekraczać 0,1 ppm (Miller 2005).

Prawidłowo zaprojektowane i zrealizowane specjalistyczne obiekty przechowalnicze gwarantują skuteczne przechowywanie owoców czy warzyw. Pozwalają one na pełne uniezależnienie całego procesu przechowywania, uszlachetniania i obrotu towarem od warunków klimatu zewnętrznego. Przechowalnie i chłodnie tworzą obecnie wysoce wyspecjalizowaną grupę obiektów zaplecza rolno-spożywczego. Czynniki mikroklimatu decydującymi o warunkach przechowywania są: temperatura, wilgotność względna powietrza, skład gazowy atmosfery i ruch powietrza w pomieszczeniu składowym. Właściwe przechowywanie, pozwalające na zachowanie wartości odżywczych, walorów smakowych i estetycznego wyglądu produktów, możliwe jest jedynie w specjalnie do tego celu przygotowanych i wyposażonych obiektach. Na ostateczne rozwiązanie technologicznego ciągu przechowywania wpływ wywiera zakres wstępnej i końcowej obróbki surowca. W obiektach przechowalniczych zauważa się wyraźne uzależnienie formy architektonicznej, rozwiązań konstrukcyjno-materiałowych i instalacyjnych od realizowanych w obiekcie procesów technologicznych (Chądzyński i Piróg 2013).

Podczas przechowywania owoców i warzyw występują straty ilościowe powodujące obniżenie zawartości poszczególnych składników masy oraz zmiany jakościowe, które obniżają wartość konsumpcyjną i odżywczą (np. strata witamin, zmiana tekstury, barwy czy smaku) (Adamicki i Czerko 2002). Tempo starzenia się owoców i warzyw zależy od wielu czynników takich jak: temperatura, wilgotność względna powietrza, skład gazowy w atmosferze przechowalniczej oraz światło (Rogosińska 1997). O utrzymaniu odpowiednich warunków podczas przechowywania decyduje przede wszystkim rodzaj przechowalni (Jóźwiak 2005). Obiektami stosowanymi do przechowywania owoców są nowoczesne przechowalnie, komory chłodnicze oraz chłodnie z kontrolowaną atmosferą. Fizjologia owoców, warzyw i ziemniaków po zbiorze oraz w czasie długotrwałego przechowywania stanowi podstawę do sformułowania biologicznych i mikroklimatycznych zasad projektowania i eksploatacji obiektów przechowalniczych. Cechą wspólną kierowanych do przechowania surowców roślinnych jest ich nietrwałość, a więc duża naturalna podatność na ciągłe przemiany fizyczne, biochemiczne i mikrobiotyczne. Po zbiorze, surowce roślinne pozostają nadal żywymi organizmami. Przejawem ich metabolizmu są między innymi procesy oddychania, odparowywania wody (transpiracja) i dojrzewania. Podczas przechowywania surowców roślinnych zachodzą w nich zmiany jakościowe i ilościowe (Ochmian i Kozos 2015). Ubytki masy, oprócz parowania, są spowodowane stratami suchej masy substancji w skutek oddychania. Opisanych procesów życiowych nie można zupełnie zahamować w czasie przechowywania. Warunki przechowywania powinny zapewnić minimalny poziom przebiegu procesów życiowych, aby owoce, warzywa, czy ziemniaki zbytnio nie traciły na jędrności, gdyż wpływa to ujemnie na ich wygląd, prowadzi do powstania ubytków naturalnych i zmniejsza odporność na porażenia chorobami (Adamicki 1994). Celem podjętych badań było określenie

wpływu ozonowania owoców borówki wysokiej i warunków ich przechowywania na zdrowotność i jędrność.

2. Materiał i Metody

Doświadczenie przeprowadzone zostało w Stacji Badawczej Katedry Ogrodnictwa Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego w Szczecinie. Badany był wpływ ozonowania i warunków przechowywania owoców borówki wysokiej na ich jakość. Badaniami objęto owoce zebrane z krzewów odmiany Draper, które zbierano na plantacji zlokalizowanej w okolicy Szczecina, specjalizującej się w uprawie tego gatunku. Materiał pozyskano z uprawy prowadzonej metodami konwencjonalnymi. Plantacja zlokalizowana jest na terenie Puszczy Goleniowskiej. Podłożem jest naturalny torf kwaśny (pH 3,9-4,3) o miąższości 150–200 cm. Teren plantacji wchodzi w skład obszaru Natura 2000. Rośliny posadzono w rozstawie 3,0 x 1,2 m, w międzyrzędziach utrzymywano murawę. Zawartość składników mineralnych w glebie była na średnim lub wysokim poziomie.

Owoce w trakcie zbioru podzielono na 4 części, po 8 opakowań o masie 125 g (łącznie 1 kg dla każdej kombinacji), według schematu:

- dwa sposoby przechowywania
 - chłodnia KA (1,5:1,5); temperatura 1,5°C, wilgotność 96%
 - warunki *shelf life* (symulowane warunki sklepowe): temperatura 18-20°C, wilgotność ok 90%
- dwa sposoby przygotowania owoców
 - ozonowane
 - bez ozonowania.

Owoce były zbierane i przechowywane w perforowanych opakowaniach jednostkowych, wykonanych z tworzywa PP (polipropylen), dedykowanych do transportu i sprzedaży borówki wysokiej. Czas przechowywania wynosił 6 dni w warunkach *shelf life*, i 6 tygodni w chłodni KA.

Owoce ozonowane były przez 2 godziny. Wydajność generatora wynosi 3,5 g h⁻¹ ozonu, przy wydajności pompy gwarantującej przepływ 15 litrów powietrza w ciągu minuty. Każda z kombinacji była przetrzymywana w osobnym, pojemniku, poddanym każdorazowo dezynfekcji przed rozpoczęciem doświadczenia, poprzez mycie środkami dezynfekującymi i ozonowanie.

W trakcie doświadczenia wykonano następujące obserwacje i pomiary: co 24 godziny na owocach przechowywanych w warunkach *shelf life* była dokonywana ocena wizualna stopnia porażenia przez patogeny. Zliczano owoce z widocznymi objawami infekcji (owoce z objawami infekcji nie były usuwane). Bezpośrednio po zbiorze oraz po okresie przechowywania była określona jędrność owoców za pomocą nieniszczyjącego urządzenia połączonego z komputerem FirmTech2. Określona została również odporność na uszkodzenia skórki owocu, stemplem o średnicy 2 mm. W celu określenia różnic została przeprowadzona analiza wariancji, a następnie wykonana ocena istotności różnic przy użyciu testu Tukey'a. Analizy statystyczne były przeprowadzone za pomocą oprogramowania STATISTICA 12.5.

3. Wyniki i dyskusja

Z danych przedstawionych w tabeli nr 1 można zaobserwować, iż owoce przechowywane w chłodni przez sześć tygodni były w podobny sposób porażone przez szarą pleśń jak owoce przechowywane przez sześć dni w warunkach *shelf life*. Badanie owoców po sześciu tygodniach wykazało różnicę między owocami ozonowanymi a nie ozonowanymi. W pierwszym przypadku owoców porażonych było mniej. W przypadku owoców przechowywanych systemem *shelf life* już w trzecim dniu pojawiły się owoce porażone. W szóstym dniu obserwacji owoców zarażonych szarą pleśnią było więcej niż owoców przechowywanych w chłodni w szóstym tygodniu. Również była widoczna różnica między owocami ozonowanymi a nie ozonowanymi. Bez ozonowania owoców porażonych szarą pleśnią było ponad dwa razy więcej. Stosowanie ozonu również ograniczyło stopień porażenia malin przez grzyby z rodzaju *Botrytis cinerea*. Jednak stopień porażenia owoców był znacznie wyższy niż owoców borówki w doświadczeniu własnym. Po 3 dniach przechowywania

100% owoców nieozonowanych było porażonych. Owoce ozonowane były zainfekowane w 11,5% (Chwaszcz i in. 2015). Również ozonowanie owoców jeżyny bezkolcowej zahamowało rozwój grzybów, głównie pleśni z rodzaju *Botrytis cinerea*. Po 12 dniowym okresie przechowywania w atmosferze bez ozonu około 20% owoców wykazywało objawy porażenia przez patogeny (Rice 2005).

Tabela 1. Stopień porażenia przez szarą pleśń owoców ozonowanych i nie poddanych ozonowaniu w zależności od warunków przechowywania (%).

Table 1. Degree of gray mold infection of ozonated and non ozonated fruit during the storage conditions (%).

Dzień pomiaru Measurerent day	Warunki przechowywania – Method of storage			
	chłodnia KA 2°C freezer CA 2 °C		shelf life 18-20°C	
	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized
1	-	-	0,0	0,0
2	-	-	0,0	0,0
3	-	-	0,0	0,3
4	-	-	0,1	0,7
5	-	-	0,3	1,1
6	-	-	0,4A	1,4B
42	0,4a	1,2b	-	-

*średnie oznaczone tą samą literą nie różnią się istotnie według testu Tukey'a na poziomie istotności $\alpha = 0,05$ - statystycznie weryfikowano stopień porażenia owoców ostatniego dnia doświadczenia

Tabela 2. Ubytki masy owoców borówki wysokiej ozonowanych i nie poddanych ozonowaniu w zależności od warunków przechowywania (%).

Table 2. Weight loss of ozonated and not ozonated blueberry fruit depending on the storage conditions (%).

Dzień pomiaru Measurerent day	Warunki przechowywania – Method of storage			
	chłodnia KA 2°C freezer CA 2 °C		shelf life 18-20°C	
	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized
1	-	-	0,0	0,0
2	-	-	0,0	0,0
3	-	-	0,1	0,3
4	-	-	0,5	0,9
5	-	-	0,8	1,5
6	-	-	1,1A	2,4B
42	1,15a	2,06b	-	-

*oznaczenia patrz tab. 1

W szóstym tygodniu obserwacji ubytki masy były podobne jak u owoców przechowywanych w systemie shelf life w szóstym dniu obserwacji (Tab. 2). W systemie shelf life ubytki masy pojawiły

się już w trzecim dniu obserwacji. Stwierdzono znacznie większy ubytek masy dla malin nieozonowanych sięgający ponad 51%, natomiast w ozonowanych stanowił niespełna 6,6%. Ta drastyczna różnica również przemawia na korzyść zastosowania gazowego ozonu w przechowywaniu malin. Stwierdzono, że zastosowanie procesu ozonowania jednoznacznie korzystnie wpływa na przechowywanie malin. Utrata masy plonu w trakcie przechowywania jest procesem nieodwracalnym i przyczynia się do spadku rentowności. Stwierdzono, że owoce ze wstępnym schładzaniem traciły mniej masy (3,2%), niż owoce bez schładzania. Największe ubytki masy stwierdzono w owocach nie poddanych procesowi wstępnego schładzania i przechowywanych w chłodni zwykłej (5,2%). Ubytki masy w czasie przechowywania zależą również od temperatury - 0°C straty wynosiły 0,93%, 4°C–1,20% (Paniagua i in. 2014). Podobnym tempem strat masy w trakcie przechowywania charakteryzowały się owoce truskawek (Ochmian i Grajkowski 2008).

Tabela 3. Jędrność owoców borówki wysokiej ozonowanych i nie poddanych ozonowaniu w zależności od warunków przechowywania (G/mm ugięcia).

Table 3. Firmness of ozonated and not ozonated blueberry fruit depending on the storage conditions (G/mm deflection).

Dzień pomiaru Measurerent day	Warunki przechowywania – Method of storage			
	chłdnia KA 2°C freezer CA 2 °C		shelf life 18-20°C	
	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized
1	-	-	440	426
2	-	-	443	421
3	-	-	438	410
4	-	-	422	404
5	-	-	408	392
6	-	-	393B	370A
42	357A	342A	-	-

Schładzanie owoców powinno następować jak najszybciej po zbiorze, ponieważ w wyższej temperaturze następuje pogorszenie ich jakości; spadek jędrności, ale również masy, zmiany barwy oraz składników odżywczych (Kozos i in. 2014). Badanie jędrności owoców przechowywanych w chłodni przez sześć tygodni obserwacji nie wykazały istotnych różnic między owocami ozonowanymi, a nie ozonowanymi (Tab. 3). W owocach przechowywanych metodą *shelf life* przez pierwsze pięć dni nie stwierdzono znacznych różnic między owocami ozonowanymi, a nie ozonowanymi. W szóstym dniu obserwacji owoce ozonowane przechowywane metodą *shelf life* miały istotnie większą jędrność, w porównaniu z owocami nie ozonowanymi.

Badanie siły potrzebnej do przebicia owoców borówki wysokiej wykazało, iż ozonowanie miało istotny wpływ na ten parametr (Tab. 4). Owoce przechowywane w chłodni i w symulowanych warunkach sklepowych poddane ozonowaniu potrzebowały istotnie większej siły do przebicia skórki. W innych przeprowadzonych badaniach siła przebicia skórki owocu borówki wysokiej wynosiła od 73 do 153 G mm (Kozos i in. 2014; Ochmian i Kozos 2014).

Tabela 4. Przebicie owoców borówki wysokiej ozonowanych i nie poddanych ozonowaniu w zależności od warunków przechowywania (G/mm).

Table 4. Puncture peel of ozonated and not ozonated blueberry fruit depending on the storage conditions (G/mm).

Dzień pomiaru Measurment day	Warunki przechowywania – Method of storage			
	chłodnia KA 2°C freezer CA 2 °C		shelf life 18-20°C	
	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized	ozonowane ozonated	bez ozonowania not ozonized
1	-	-	160	160
2	-	-	163	153
3	-	-	154	145
4	-	-	149	133
5	-	-	134	120
6	-	-	113B	99A
42	148b	117a	-	-

4. Wnioski

1. Przechowywanie owoców borówki wysokiej w chłodni z kontrolowaną temperaturą wydłuża do kilku tygodni czas, w jakim owoce utrzymują wysoką wartość handlową. Owoce przechowywane w symulowanych warunkach *shelf life* już w trzecim dniu wykazywały objawy porażenia przez szarą pleśń, a po sześciu znaczne pogorszenie jakości.
2. Niezależnie od sposobu przechowywania, owoce ozonowane utrzymywały lepszą jakość, w porównaniu z owocami nie ozonowanymi. Stosowanie ozonu ograniczyło stopień porażenia owoców przez grzyby z rodzaju *Botrytis cinerea*, charakteryzowały się mniejszymi ubytkami masy i jędrności.

5. Spis literatury

- Adamicki F (1994) Jak uniknąć nadmiernych strat w czasie przechowywania. Owoce Warzywa Kwiaty.
- Adamicki F, Czerko Z (2002) Przechowalnictwo warzyw i ziemniaka. PWRiL, Poznań. ISBN 83-09-01766-9.
- Chądzyński A, Piróg M (2013) Technologia procesu przechowywania owoców, warzyw i ziemniaków a układy funkcjonalno-przestrzenne obiektów. Budownictwo i Architektura 12(4): 21–28.
- Chwaszcz B, Józefczyk R, Bilek M, i in. (2015) Ozonowanie jako metoda przedłużania trwałości przechowalniczej owoców maliny w warunkach niechłodniczych. Technologiczne Kształtowanie Jakości Żywności 15–26.
- Food and Drug Administration. Substances generally recognized as safe, proposed rule. U.S. FDA 1997, Federal Register 62 (74): 18937–18964.
- Jóźwiak Z (2005) Wyposażenie techniczne chłodni i komór KA. Hasło Ogrodnicze (7): 23–24.
- Kim JG, Yousef AE, Dave S (1999) Application of ozone for enhancing the microbiological safety and quality of foods: a review. Journal of Food Protection 62(9): 1071–1087.
- Kozos K, Ochmian I, Chełpiński P (2014) The effects of rapid chilling and storage conditions on the quality of Brigitta Blue cultivar highbush blueberries (*Vaccinium corymbosum* L.). Folia Horticulturae 26(2): 147–153.

- Kryża K, Bielowiec P, Szczepanik G, Błaszkieicz P (2017) Zastosowanie techniki ozonowania w przechowywalnictwie żywności. <http://rme.cbr.net.pl/index.php/archiwum-rme/29-maj-czerwiec-nr-43/wiadomosci-rolnicze/35-zastosowanie-techniki-ozonowania-w-przechowywalnictwie-zywnosci>
- Miller J (2005) Ozon – właściwości, metody oznaczania. W: Występowanie i właściwości ozonu. Polska Akademia Nauk, Łódź 29–63.
- Ochmian I, Kozos K, Chelpinski P, i in. (2015) Comparison of berry quality in highbush blueberry cultivars grown according to conventional and organic methods. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 39(2): 174–181.
- Ochmian I, Kozos K (2015) Influence of foliar fertilisation with calcium fertilisers on the firmness and chemical composition of two highbush blueberry cultivars. *Journal of Elementology* 20(1): 185–201.
- Ochmian I, Kozos K (2014) Fruit quality of highbush blueberry (*Vaccinium corymbosum* L.) cv. 'Duke' depending on the method of cultivation. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis. Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica* 312(31): 117–126.
- Ochmian I, Grajkowski J (2008) Influence of storage on mass loss and firmness changes of two strawberry cultivars. *Acta Agrophysica* 11(1): 141–145.
- Paniagua AC, East AR, Heyes JA (2014) Interaction of temperature control deficiencies and atmosphere conditions during blueberry storage on quality outcomes. *Postharvest Biology and Technology* 95: 50–59.
- Podymniak M (2013) Polska borówka wysoka – gdzie jesteśmy? <http://www.jagodnik.pl/technologie-uprawy/borowka-wysoka/1162-polska-borowka-gdzie-jestesmy> - dostęp z dnia 8.09.2017
- Rice RG (2005) Etapy rozwoju i aktualne zastosowania ozonu w przetwórstwie żywności. W: Zastosowanie ozonu. Polska Akademia Nauk, Łódź 279–322.
- Rogozińska I (1997) Przechowywalnictwo i towaroznawstwo surowców roślinnych. Wyd. II AT-R, Bydgoszcz. ISSN 0208-6352 Strawberry Quality. *J. Agric. Food Chem.* 47: 1652–1656.
- Strik B (2006) Blueberry production and research trends in North America. *Acta Hort.* 715: 173-184
- Wysok B, Uradziński J, Gomółka-Pawlicka M (2006) Ozone as an alternative disinfectant-a review. *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences* 15/56(1): 3–8.

14. Wpływ nanosrebra na cechy morfologiczne kolcowoju pospolitego (*Lycium Barbarum* L.) w kulturach *in vitro*

The effects of nano-silver on goji berry (*Lycium barbarum* L.) morphological features in *in vitro* culture

Arleta Kruczek⁽¹⁾, Marcelina Krupa-Mańkiewicz⁽²⁾, Ireneusz Ochmian⁽¹⁾

⁽¹⁾Katedra Ogrodnictwa, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

⁽²⁾Katedra Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

Opiekun naukowy: dr inż. Marcelina Krupa-Mańkiewicz

Marcelina Krupa-Mańkiewicz : mkrupa@zut.edu.pl

Słowa kluczowe: cząsteczki nanosrebra, *Lycium barbarum*, kultury tkankowe,

Key words: silver nanoparticles, goji berry, tissue culture

Streszczenie

Nanosrebro jest materiałem, który obecnie cieszy się dużym zainteresowaniem w świecie naukowym. Wykorzystywany jest w dziedzinie biotechnologii, między innymi do usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych. W doświadczeniu zbadano wpływ cząsteczek nanosrebra na cechy morfologiczne kolcowoju pospolitego (*Lycium barbarum* L.) w kulturach *in vitro*. W zależności od zastosowanej pożywki w kulturach *in vitro*, rośliny charakteryzowały się różną masą korzeni, intensywnością barwy liści, określoną parametrami CIE L*a* i b*. Eksplantaty uzyskane na pożywce z dodatkiem cząsteczek nanosrebra wytworzyły znacznie większą masę korzeni, niż na pożywce o podstawowym składzie MS.

Summary

Nanosilver is a material that currently enjoys great interest in the scientific world. It is used in the field of biotechnology, including the removal of microbiological contaminants. The experiment investigated the effect of nanosilver molecules on morphological traits of common wolfberry (*Lycium barbarum* L.) in *in vitro* cultures. Depending on the medium used in *in vitro* cultures, the plants were characterized by different root mass, intensity of leaf color, specific parameters CIE L*a* and b*. Explants obtained on the medium with the addition of nanosilver particles created a much greater mass of roots than on the medium with the basic composition of MS.

1. Wstęp

Jagody goji są owocami kolcowoju pospolitego pochodzącego z Azji. Przynależy do rodziny *Solanaceae*. Autorem nazwy gatunkowej *Lycium barbarum* jest Carl Linnaeus w 1753 roku. Goji znana jest również pod nazwą wilcza jagoda (wolfberry). Owoce odgrywały bardzo ważną rolę w tradycyjnej medycynie chińskiej przez ponad 2000 lat z uwagi na ich bogaty skład związków biologicznie czynnych. Nie bez powodu otrzymały one miano „superfruit” (Kulczyński i Gramza-Michałowska 2016). Korzyści dla ludzkiego zdrowia oraz cechy terapeutyczne jagód goji wiążą się z dużą ilością występujących w owocach między innymi aminokwasów oraz antyoksydantów takich jak: beta-karoten oraz zeaksantyna. Jagody są również bogatym źródłem witaminy C, witaminy E oraz kompleksu witaminy B. Są również źródłem minerałów, które są niezbędne do prawidłowego funkcjonowania organizmu człowieka (Ca, Mg, K, P, Fe, Zn, Cu, Se) (Gogoasa i in. 2014). Do bardzo cennych związków biologicznie czynnych znajdujących się w jagodach zaliczamy również polisacharydy. Wśród nich można wyróżnić dobrze znaną grupę unikalnych, rozpuszczalnych w wodzie glikokonjugatów, które określane są terminem *Lycium Barbarum* polysaccharides (Istrati i in. 2013). W tradycyjnej medycynie chińskiej wykorzystywano również liście, które nazywano „tianjingcao” (witalność i wigor z natury). Robiono z nich głównie herbaty oraz stanowiły dodatek do leków ziołowych. Obecnie w wielu krajach Azjatyckich liście kolcowoju są podstawowym składnikiem używanym w kuchni. Przyszczepiane są między innymi zupy (Mocan i in. 2016).

W związku ze wzrastającą popularnością tego gatunku poszukuje się alternatywnych metod uprawy, pozwalających zwiększyć efektywność i uzyskać większą ilość materiału roślinnego w stosunkowo krótkim czasie. Taką korzystną alternatywą dla konwencjonalnej uprawy są dynamicznie rozwijające się roślinne kultury *in vitro* (Gawroński i in. 2013). Badania z ostatnich 40 lat obrazują metody pozwalające na mikrorozmnażanie wielu gatunków roślin, nie tylko zielnych ale także drzew i krzewów (Ilczuk i in. 2013). Produkcja roślin poprzez kultury tkankowe *in vitro* jest dużo bardziej wydajna w porównaniu do tradycyjnych metod uprawy roślin. W technologii tej wykorzystuje się niewielkie fragmenty roślin, eksplantaty, które są uprawiane na syntetycznych pożywkach, w sterylnych, ściśle kontrolowanych warunkach (Kulus 2014).

Występuje bardzo wiele czynników ograniczających mikrorozmnażanie roślin. Najbardziej istotnym czynnikiem ograniczającym powodzenie kultur tkankowych są zanieczyszczenia wywołane przez grzyby oraz infekcje bakteryjne (Rostami i Shahsavar 2009). Wewnętrzne i zewnętrzne skażenia tkanek roślinnych okazują się dominującym problemem, ponieważ mikroorganizmy, głównie grzyby i bakterie, mogą rosnąć znacznie szybciej niż komórki roślinne i przyjmować wszystkie składniki odżywcze co uniemożliwia wzrost roślin (Mahna i in. 2013). Istnieje kilka metod, które umożliwiają wyeliminowanie zanieczyszczeń występujących w kulturach *in vitro*. Jednak niektóre z nich są mało efektywne i toksyczne dla eksplantatów roślinnych, ludzi oraz dla środowiska. W ostatnich latach do eliminowania niechcianych zanieczyszczeń stosowano między innymi antybiotyki oraz AgCl (Rostami i Shahsavar 2009). Nanotechnologia jest dziedziną nauki wykorzystywaną w wielu sferach życia człowieka. Znalazła zastosowanie między innymi w medycynie, przemyśle tekstylnym i spożywczym, produkcji opakowań, a także w ogrodnictwie. Obecnie nanomateriały, a w szczególności nanokoloidy srebra wzbudziły duże zainteresowanie naukowców (Grzegorzewska i Kowalska 2013). Nanosrebro jest nowym materiałem, który wykazuje wysokie właściwości w eliminowaniu mikroorganizmów takich jak: grzyby, bakterie i wirusy. Materiał ten nie wykazuje właściwości toksycznych (Rostami i Shahsavar 2009). Srebro występujące w nanoskali wykazuje nietypowe właściwości fizyczne, chemiczne oraz biologiczne. Doskonała funkcjonalna trwałość, odporność na ciepło, łatwość stosowania, szeroki zakres użyteczności, szeroki zakres spektrum przeciwbakteryjnego, brak bakterii opornych, nietoksyczność dla środowiska, ekonomiczny proces produkcji oraz dostępność są istotnymi cechami NS (Mahna i in. 2013). Efekt stosowania nanosrebra nie jest do końca poznany/znany (Aghdaei i in. 2012). Niektóre badania wskazują, że nanocząsteczki metali można stosować jako stymulatory wzrostu (Olchowik i in. 2017). W dostępnej literaturze można znaleźć doniesienia o tym, że eksplantaty rosnące na pożywce z dodatkiem nanokoloidów są relatywnie bardziej zdrowsze od roślin kontrolnych (Aghdaei i in. 2012). Kolor liści oznacza stan odżywienia oraz zdrowia rośliny. Określany jest poprzez zawartość chlorofilu, karotenoidów oraz innych pigmentów (Hu i in. 2010). Najbardziej preferowaną metodą do pomiaru koloru liści jest CIE System $L^*a^*b^*$. Zmiana barwy liści może być spowodowana degradacją zielonego barwnika, czyli chlorofilu, a także zmianą stosunku zawartości chlorofilu a do chlorofilu b, co skutkuje przesunięciem barwy z zielonej w kierunku zielono-żółtym (Polak 2008). Celem pracy było określenie wpływu cząsteczek nanosrebra na cechy morfologiczne eksplantatów w kulturach *in vitro*.

2. Materiał i metody

Badania prowadzono w Katedrze Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin w Zachodniopomorskim Uniwersytecie Technologicznym w Szczecinie. Materiał roślinny pochodził ze sterylnych kultur tkankowych, zainicjowanych z roślin pobranych z Sadu Doświadczalnego Katedry Ogrodnictwa.

Eksplantat roślinny – kolcowój pospolity odmiany Number One. W warunkach sterylnych eksplantaty pasażowano na pożywki o dwóch kombinacjach. Pożywką kontrolną była pożywka MS (Murashige and Skoog 1962) o podstawowym składzie makro- i mikroskładników uzupełnioną o 30 g dm⁻³ sacharozy, 8 g dm⁻³ agaru oraz 100 mg dm⁻³ inositolu. Drugą kombinacją była wyżej wspomniana pożywka MS z dodatkiem 100 mg dm⁻³ nanosrebra. Za pomocą HCL lub NaOH ustalono pH pożywek na poziomie 5.7. Pożywki autoklawowano w temperaturze 121°C przez 19 minut. Po wyłożeniu eksplantatów, nowo założone kultury tkankowe były inkubowane w fitotronie

z zachowaniem odpowiednich warunków: temperatura powietrza wynosiła $24\pm^{\circ}\text{C}$, doświetlanie przez 16 godzin.

Po 28 dniach od momentu wyłożenia eksplantatów, wykonano pomiary, w których ocenie podlegała wysokość roślin, masa korzeni, masa pędów, wierzchnia oraz spodnia barwa liści. Pomiary barwy oraz ich współrzędne oznaczono w międzynarodowym konwencjonalnym systemie kolorymetrycznym CIE $L^*a^*b^*$, gdzie: L^* określa barwę białą (100) i czarną (0), a^* określa barwę zieloną (-100) i czerwoną (+100), b^* określa barwę niebieską (-100) i żółtą (+100). Stosowano typ obserwatora 10° oraz iluminant D65, a średnica otworu pomiarowego wynosiła 3 mm. Przeprowadzono analizę statystyczną uzyskanych wyników za pomocą testu Tukey'a, na poziomie istotności $\alpha = 0,05$.

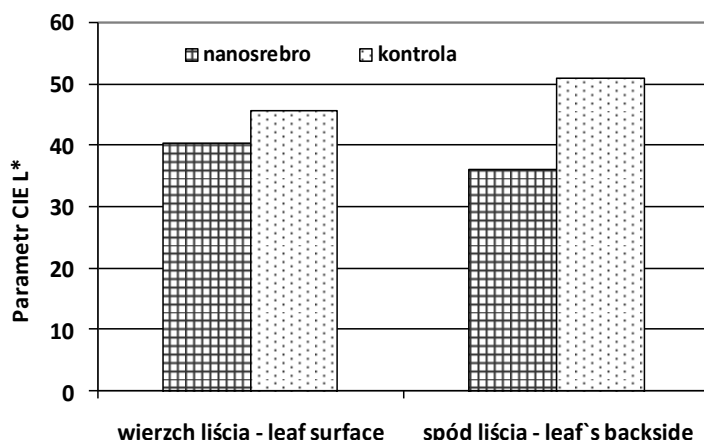
3. Wyniki i dyskusja

Wykazano istotność wpływu (na poziomie istotności $\alpha=0,05$) dodatku do pożywki nanocząsteczek srebra na masę korzeni roślin oraz na parametry $L^*a^*b^*$ barwy liści kolcowoju pospolitego w warunkach *in vitro*. Ukorzenianie roślin *in vitro* jest bardzo istotnym etapem w procesie mikrorozmnażania (Świstowska i Kozak 2004). Tworzenie korzeni w kulturach *in vitro* jest uzależnione od zastosowanych pożywek, regulatorów wzrostu oraz ich stężenia. Auksyny są podstawowymi regulatorami tego procesu (Świstowska i Kozak 2004). W literaturze są doniesienia dotyczące nanosrebra dotyczące dezynfekcji materiału siewnego. Natomiast brak jest dostępnych doniesień dotyczące wpływu nanosrebra na wzrost eksplantatów oraz ich korzeni. Rośliny o większej masie korzeni uzyskano stosując pożywkę MS z dodatkiem nanosrebra. Wpływ nanosrebra na cechy morfologiczne jęczmienia jarego został opisany przez Krupę-Mańkiewicz i in. (w wydaniu). Wykazali oni, że dodatek nanosrebra do pożywki MS stymulował wzrost pędów oraz przyrost korzeni sadzonek jęczmienia. Niektóre środki chemiczne stosowane w kulturach *in vitro* mają toksyczne działanie na materiał namnażający, powodując zahamowanie wzrostu i rozwój roślin/eksplantatów. Nanosrebro jest materiałem nietoksycznym, który nie powoduje zahamowania rozwoju roślin. W badaniach innych autorów wykazano pozytywny wpływ nanokolloidów srebra między innymi na indukcję kalusa, liczbę uzyskanych pędów oraz ich długość (Hwan-Kim i in. 2017).

Tab. 1. Cechy morfologiczne roślin w zależności od zastosowanej pożywki.

Tab. 1. The morphological properties of plants according to medium used.

cechy morfologiczne - morphological properties	nanosrebro - nano-silver	kontrola - control	NIR
wysokość roślin (cm) - height of plants	15,7	16,1	n.i.
masa korzeni (g) - mass of roots	1,09	0,74	0,28
masa pędu (g) - mass of shoot	0,97	0,76	n.i.
parametry $L^*a^*b^*$ mierzone na wierzchu liści $L^*a^*b^*$ parameters measured on top of the leaves			
L^*	40,55	45,65	1,67
a^*	-7,40	-9,91	0,97
b^*	13,72	27,01	4,16
parametry $L^*a^*b^*$ mierzone na spodzie liści - $L^*a^*b^*$ parameters measured at the bottom of the leaves			
L^*	36,19	51,03	2,55
a^*	1,315	-8,23	1,86
b^*	4,81	21,25	6,24

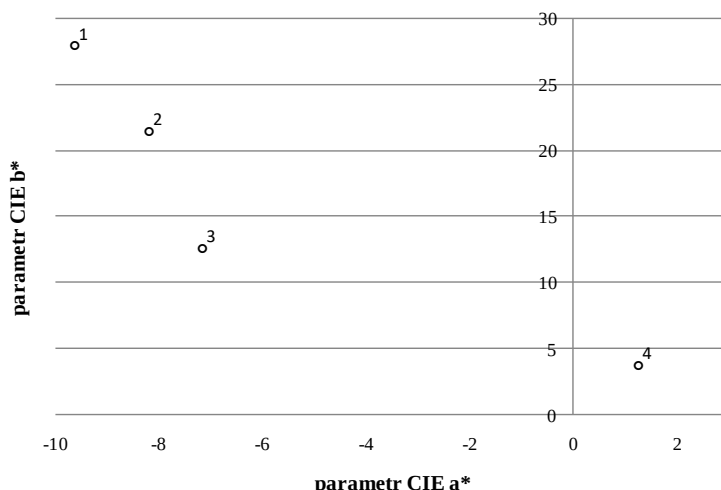


Rys.1. Parametr CIE L* określający jasność liści roślin w zależności od zastosowanej pożywki.

Fig. 1. Parameter CIE L* determining the lightness value of plant leaves according to medium used.

Wyniki pomiarów wykazały zmiany parametrów barwy, zarówno na wierzchu jak i na spodzie liści. W systemie CIE L*a*b* zmniejszenie wartości L* oznacza zmniejszenie ilości światła odbitego od badanego materiału, wynikiem czego jest jego pociemnienie (Rys. 1). Dodatek nanosrebra do pożywki spowodował spadek wartości parametru L* mierzonego zarówno na wierzchu jak i na spodzie liścia.

Wartości parametrów a* i b*, gdzie -a* barwa zielona, +a* barwa czerwona, -b* barwa niebieska, +b barwa żółta, wskazują, że liście były w zakresie barw od zielonej do żółtej (Rys. 2). Analizując wyniki, stwierdzono dużą zmienność wybarwienia liści roślin z poszczególnych pożywek. Zróżnicowanie zmian współrzędnej a* mierzonej na spodzie liścia związane jest z dodatkiem do pożywki nanosrebra. NS powoduje zmianę barwy a* o 6,91 co w systemie barwy CIELab wskazuje na utratę tonu zielonego. Górna powierzchnia liści roślin kontrolnych były intensywnie zielone. Dodatek nanokolloidów srebra do pożywki powodował zmniejszenie wartości parametru b* liści zarówno górnej jak i dolnej powierzchni. W systemie CIELab wskazuje to na utratę tonu żółtego. Parametr barwy b* mierzony na spodniej stronie liści roślin, które



Rys. 2. Składowe parametry barwy CIE a*b* badanych liści.

Fig. 2. Compound colour values CIE a*b* of leaves examined.

pasażowane były na pożywkach z dodatkiem nanocząsteczek srebra charakteryzował się niższymi parametrami zarówno a^* i b^* . Na wierzchniej stronie liści roślin kontrolnych parametr b^* wskazywał na większą zawartość żółtej barwy. Parametry barwy liści CIE a^* i b^* zebranych z krzewów tej samej odmiany rosnących w sadzie znacznie odbiegały od wartości zmierzonych na liściach z kultur *in vitro*. Były one bardziej zielone (parametr a^* wynosił od -43,2 do 48,5) (Kruczek i Ochmian 2016). W innych przeprowadzonych badaniach określających wpływ nanosrebra na barwę liści jęczmienia jarego, stwierdzono wzrost wartości parametru barwy a^* oraz zwiększenie parametru b^* co wskazuje na zwiększenie intensywności barwy żółtej (Krupa-Mańkiewicz i in. w wydaniu).

Na rycinie 2 cyframi oznaczone zostały kombinacje: 1 – pożywka kontrolna, pomiar barwy wykonany na górnej stronie liścia, 2 – pożywka kontrolna, pomiar wykonany na spodniej stronie liścia, 3 – pożywka z dodatkiem nanosrebra, pomiar wykonany na wierzchniej stronie liścia, 4 – pożywka z dodatkiem nanosrebra, spód liścia



Rys. 3. Korzenie kolcowoju pospolitego wytworzone na pożywkach: a - MS, b - MS z dodatkiem nanosrebra

Fig. 3. The roots of *Lycium barbarum* grew on the mediums: a - MS, b - MS with nano-silver



Rys. 4. Pędy i korzenie kolcowoju pospolitego wytworzone na pożywkach: a - MS, b - MS z dodatkiem nanosrebra.

Fig. 4. The shoots and roots of *Lycium barbarum* grew on the mediums: a - MS, b - MS with nano-silver.

4. Wnioski

Nanocząsteczki srebra okazały się dobrym dodatkiem uzupełniającym pożywkę MS, o podstawowym składzie makro- i mikroelementów. W kulturach *in vitro* nanosrebro miało pozytywny wpływ na wytworzenie masy korzeniowej pomimo podobnej wielkości roślin. Uzyskane eksplantaty charakteryzowały się znacznie większą masą korzeniową. Błazka liściowa kolcowoju pospolitego w zależności od składu pożywki miała zróżnicowane wybarwienie. Ciemniejsze były liście roślin namnażanych na pożywce z dodatkiem nanosrebra.

5. Literatura

- Aghdaei M, Salehi H, Sarmast M K (2012) Effects of silver nanoparticles on *Tecomella undulate* (Roxb.) Seem. Micropropagation. Adv. Hort. Sci. 26(1): 21–24.
- Gawroński J, Żebrowska J, Kaczmarska E, i in. (2013) Analiza wzrostu i rozwoju siewek jagody kamczackiej (*Lonicera caerulea* L. var. *kamtschatica* Sevest.) w kulturze *in vitro*. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska Lublin, 23(4): 1–10.
- Gogosa I, Alda L, Rada M, et al. (2014) Goji berries (*Lycium barbarum*) as a source of trace elements in human nutrition. Journal of Agroalimentary Processes and Technologies, 20(4): 369–372.
- Grzegorzewska M, Kowalska B (2013) Wpływ nanokolloidów srebra i miedzi oraz nadtlenku wodoru na niektóre patogeny grzybowe warzyw.
- Hu H, Liu H, Zhang H, i in. (2010) Assessment of chlorophyll content based on image color analysis, comparison with SPAD 502.
- Hwang Kim D, Gopal J, Sivanesan I (2017) Nanomaterials in plant tissue culture: the disclosed and undisclosed. The Royal Society of Chemistry, 7: 36492–36505.
- Ilczuk A, Jeygrad E, Jagiełło-Kubiec K, i in. (2013) Rozmnażanie *in vitro* roślin drzewiastych – perspektywy i problemy.
- Istrati D, Vizireanu C, Chescu G I, i in. (2013) Physico-chemical characteristic and antioxidant activity of goji fruits jam and jelly Turing storage. The Annals of the University Dunarea de Jos of Galati Fascicle VI – Food Technology, 37(2): 100–110.
- Kruczek A, Ochmian I (2016) The shrubs cutting method influence on yielding and quality of the goji berries (*Lycium barbarum*). Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis, 330(40)4: 131–138.
- Krupa-Małkiewicz M, Ochmian I, Mijowska K, et al. The effects nano-silver on contamination of spring barley ‘Eunova’ *in vitro*. Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis. Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica 338(44)4:69-76
- Kulczyński B, Gramza-Michałowska A (2016) Goji berry (*Lycium barbarum*): composition and health effects – a review. Polish Journal of Food and Nutrition Sciences, 66(2): 67–75.
- Kulus D (2014) Mikrorozmnażanie roślin ozdobnych w Polsce i na świecie. Selected aspects of ornamental plants micropropagation. Nauki Przyrodnicze, 4(10): 10–25.
- Mahna N, Vahed S. Z, Khani S (2013) Plant *in vitro* culture goes nano: nanosilver – mediated decontamination of ex vitro explants. Journal Nanomedicine Nanotechnology, 4–2.
- Mocan A, Zengin G, Simirgiotis M, et al. (2016) Functional constituents of wild and cultivated Goji (*L. barbarum* L) leaves: phytochemical characterization, biological profile, and computation studies. Journal of Enzyme Inhibition and Medicinal Chemistry, 32.
- Olchowik J, Bzdyk R. M, Studnicki M et al. (2017) The effect of silver and copper nanoparticles on the condition of English oak (*Quercus robur* L.) seedlings in a container nursery experiment. Journal Forests, 8, 310.
- Polak R (2008) Wpływ parametrów sublimacyjnego suszenia na zmianę współrzędnych barwy suszu z liści selera. Acta Sci. Pol. Technica Agraria, 7(2-1): 9–18.
- Rostami A. A, Shahsavari A (2009) Nano-silver particles eliminate the *in vitro* contaminations of olive ‘Mission’ explants. Asian Journal of Plant Sciences.
- Świstowska A, Kozak D (2004) Wpływ auksyn na ukorzenianie mikrosadzonek i adaptację roślin *Columnea hirta* Klotzsch et Hanst. Cz. I. w kulturze *in vitro*. Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus, 3(2): 229–238.

15. Rozwój zrównoważony rolnictwa – ocena stopnia zrównoważenia na poziomie gospodarstw rolnych

Sustainable development of agriculture – assessment on a farm level

Berbec Adam Kleofas

Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, Państwowy Instytut Badawczy w Puławach

Adam K. Berbec: aberbec@iung.pulawy.pl

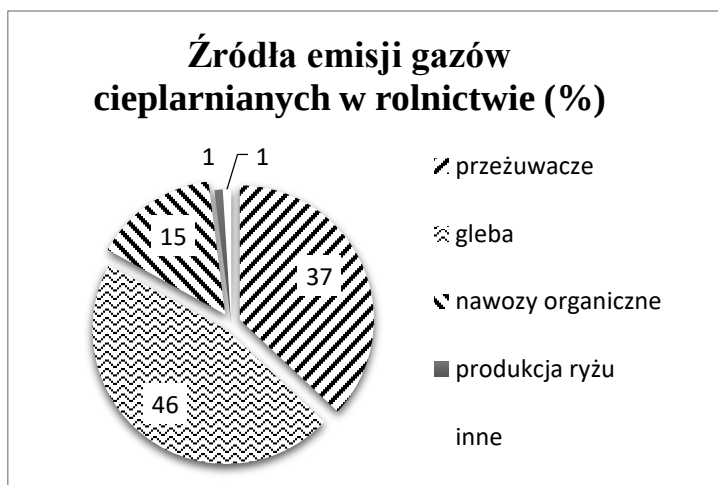
Słowa Kluczowe: rolnictwo zrównoważone, ekologiczny, konwencjonalny, system gospodarowania

Streszczenie

Rolnictwo jest podstawowym działem gospodarki umożliwiającym zrównoważony rozwój ludzkości poprzez zapewnianie bezpieczeństwa żywnościowego. Rolnictwo zrównoważone to gospodarowanie w sposób nie zagrażający środowisku przyrodniczemu, łączące cele produkcyjne, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne. Wdrożenie idei zrównoważonego rozwoju do rolnictwa jest jednym ze sposobów ograniczenia negatywnego wpływu tej dziedziny gospodarki na środowisko naturalne. Obecnie istnieje przynajmniej 48 narzędzi służących do oceny stopnia zrównoważenia produkcji (np.: RISE, SAFA, PG, IDEA), jednak jedynie część z nich została skonstruowana z myślą o wykorzystaniu w gospodarstwach rolnych. Ocena zrównoważenia rolnictwa i wprowadzenie strategii rozwoju musi uwzględniać szereg czynników charakterystycznych dla danego gospodarstwa, takich jak: lokalne uwarunkowania przyrodniczo-klimatyczne, uwarunkowania organizacyjne (struktura i powierzchnia użytków, park maszynowy, system gospodarowania), otoczenie społeczne oraz sytuację ekonomiczną gospodarstwa. Wybór systemu gospodarowania, głównego kierunku produkcji, technik uprawy czy innych ścieżek rozwoju powinien być zawsze dostosowany do indywidualnych uwarunkowań gospodarstwa, przez co możliwe będzie osiągnięcie stanu zrównoważenia.

1. Wstęp

Istnienie i rozwój społeczeństwa i gospodarki zależne jest od bogactwa zasobów naturalnych i dostępności usług ekosystemowych. Ich nadmierna eksploatacja może przyczynić się w przyszłości do degradacji tempa rozwoju. Zachowanie zasobów i usług ekosystemowych dla potrzeb przyszłych pokoleń przynajmniej na obecnym poziomie jest więc warunkiem rozwoju zrównoważonego.



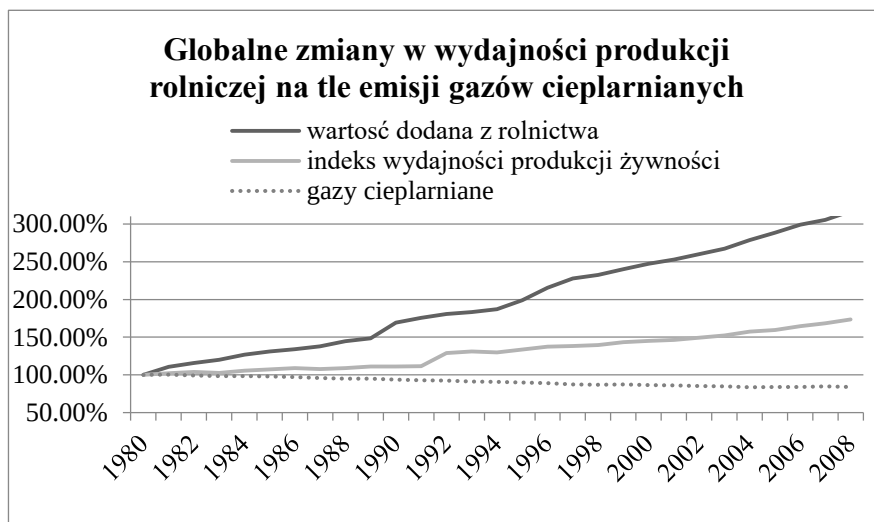
Rys. 1. Udział emisji gazów cieplarnianych z różnych źródeł pochodzenia rolniczego. Źródło: OECD (2014).

Rolnictwo jest jednym z przejawów działalności człowieka który odgrywa szczególnie ważną rolę w rozwoju gospodarki. Według danych banku światowego (worldbank.org 2017), w 2014 roku udział powierzchni łądów przeznaczonych pod rolnictwo wynosił ponad 37%. Rolnictwo jest więc działem gospodarki wyjątkowo silnie powiązanym ze środowiskiem naturalnym i jego zasobami. Z jednej strony odczuwa ono skutki zmian środowiska, w tym zmian klimatu, wymaga przystosowania do nich, a także jest w dużej mierze odpowiedzialne za te zmiany. Szacuje się że około 17% wszystkich gazów cieplarnianych (GC), a więc czynnika najsilniej powiązanego ze zmianami środowiska, emitowanych jest przez rolnictwo (OECD 2014). Oczywiście zróżnicowana jest także struktura emisji GC w samym rolnictwie (Rys. 1)

Zmiany pozwalające na dostosowanie rolnictwa do dynamicznie zmieniających się uwarunkowań zewnętrznych są konieczne, a rolnictwo zależne jest nie tylko od otoczenia środowiskowo-klimatycznego. Nie bez znaczenia jest otoczenie polityczne oraz gospodarcze tego sektora. Uwarunkowania te sprawiają, że coraz silniej widoczna jest rosnąca rola wdrażania strategii zrównoważonego rozwoju, zarówno na poziomie globalnym, regionalnym, krajowym jak i na poziomie poszczególnych gospodarstw. Rządy na całym świecie pracują nad zasadami, rekomendacjami i strategiami wspierającymi przekształcanie gospodarki rolnej w kierunku bardziej zrównoważonej. Wynikiem tych prac są takie dokumenty jak: Europejska Strategia dla Zrównoważonego Rozwoju, Agenda 21 - spójny program osiągnięcia zrównoważonego rozwoju oraz wiele innych.

2. Przegląd literatury

Wraz z rozwojem ludzkości oraz zwiększającą się populacją ludzi, wzrasta także zapotrzebowanie na produkty pochodzenia rolniczego. Według prognoz (Underwood i in. 2013), w połowie XXI wieku rolnictwo będzie musiało wykarmić nawet do 10 miliardów ludzi. Konieczność zwiększonej produkcji wymusi zwiększenie efektywności produkcji. Jednocześnie, mając na uwadze główne cele zrównoważonego rozwoju rolnictwa, konieczne będzie niedopuszczenie do pogorszenia stanu środowiska w wyniku wymuszonego zwiększenia produkcji. Według danych Banku Światowego (worldbank.org 2017) w okresie ostatnich czterdziestu lat, w wyniku rozwoju rolnictwa jego produktywność wyrażona wartością dodaną brutto (\$) wzrosła o około 300%. W tym samym czasie indeks wydajności produkcji żywności w rolnictwie wzrósł o około 170%. Jednocześnie nie odnotowano wzrostu emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa, a wręcz udało się zredukować ich emisję o około 15%, przy czym widoczne jest szczególne ograniczenie emisji w ostatnich latach



Rys. 2. Porównanie stopnia zmian emisji gazów cieplarnianych oraz produktywności rolnictwa. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Banku Światowego (worldbank.org 2017).

(Rys.2). Głównymi czynnikami odpowiadającymi za wzrost efektywności produkcji rolniczej jest postęp hodowlany, rozwój bardziej precyzyjnych i skutecznych metod nawożenia oraz ochrony roślin, ograniczanie zużycia paliwa dzięki bardziej wydajnym maszynom i urządzeniom, wprowadzenie uproszczonych metod uprawy gleby czy skuteczniejsza ochrona roślin przed patogenami i integrowanie nie chemicznych metod ochrony roślin. Jest to także efekt prac nad wprowadzeniem kompleksowych systemów produkcji rolniczej, integrujących proekologiczne metody produkcji w tzw. systemy gospodarowania. Efektem wprowadzenia tych zmian jest redukcja negatywnego wpływu na środowisko, między innymi poprzez ograniczenie emisji gazów cieplarnianych.

W rolnictwie, obok systemu konwencjonalnego (intensywnego), cechującego się maksymalizacją zysków poprzez wysoką wydajność produkcji roślinnej i zwierzęcej, osiąganą kosztem wysokiego zużycia przemysłowych środków produkcji, wyróżnia się także system ekologiczny (biologiczny, organiczny), szeroko wykorzystujący środki nieprzetworzone technologicznie oraz wzmacniający naturalne procesy w celu utrzymania żyzności gleby oraz system integrowany (zrównoważony), łączący nowoczesne techniki wytwarzania z wdrażaniem postępu biologicznego i doskonaleniem procesu zarządzania. Systemy te mają odmienny wpływ na środowisko naturalne, a którego głównym efektem jest stopień uzależnienia od przemysłowych środków produkcji. Co więcej, możliwości rozwoju gospodarstw rolnych uzależnione są od warunków przyrodniczych i organizacyjno-ekonomicznych, które często są silnie zróżnicowane regionalnie, czego przykładem może być rozwój gospodarstw rolnych w Polsce.

Regionalizacja rolnictwa w Polsce. Rozwój rolnictwa w Polsce nie jest równomierny. Silnie zaznaczają się procesy specjalizacji i koncentracji produkcji. Objawiają się one wyspecjalizowaniem produkcji całych regionów (np. chów bydła w północno-wschodnich rejonach kraju) oraz pogłębianiem różnic w intensywności produkcji pomiędzy regionami. Różnice pomiędzy regionami wynikają z różnych warunków przyrodniczo-klimatycznych gospodarowania, ale także są efektem uwarunkowań historycznych, co w szczególnym stopniu miało wpływ na kształtowanie struktury agrarnej (arealu) gospodarstw. Duże, silnie rozwijające się, wysokonakładowe gospodarstwa zlokalizowane są najczęściej w zachodnich, a w szczególności północno-zachodnich rejonach kraju, podczas gdy w Polsce południowo-wschodniej dominują gospodarstwa mniejsze, o niskiej intensywności produkcji. Udział gospodarstw małych, tj. do 5 ha, jest największy w województwach małopolskim i podkarpackim, w których przekracza 80%. Część południowo-wschodnia kraju, charakteryzująca się niekorzystną strukturą agrarną, uznawana jest za wyjątkowo cenną przyrodniczo. Cechuje się ona wysoką bioróżnorodnością gatunków dzikich, w tym zagrożonych wyginięciem zarówno na terenie kraju, jak i w całej Europie (Kuszevska i Fenyk 2010). Bogactwo gatunków dzikich często związane jest bezpośrednio z tradycyjnym, ekstensywnym sposobem gospodarowania, który sprzyja zachowaniu gatunków, szczególnie tych przystosowanych do charakterystycznego, rozdrobnionego krajobrazu rolniczego. Ograniczona efektywność ekonomiczna gospodarstw najmniejszych często uniemożliwia im rozwój w oparciu o wzrost skali i intensywności produkcji. Z drugiej strony w regionach gdzie rolnictwo jest najbardziej dochodowe, proces powiększania gospodarstw i intensyfikacja produkcji będzie dalej postępować. Proces regionalizacji i różnicowania produkcji w regionach o najlepszej i najgorszej strukturze agrarnej będzie więc ulegał nasileniu, przez co regiony o najsilniej rozdrobnionej strukturze agrarnej rolnictwa, coraz dotkliwiej odczuwać będą dyspersję ekonomiczno-produkcyjną. Ważnym aspektem zrównoważonego rozwoju jest ochrona środowiska. W warunkach intensywnego gospodarowania, różnorodność gatunków towarzyszących produkcji (np. chwastów) ulega ograniczeniu. Model rozwój rolnictwa musi być dostosowany do regionów o zróżnicowanych uwarunkowaniach przyrodniczo-produkcyjnych. Dużym wyzwaniem rozwoju rolnictwa jest z jednej strony ekstensyfikacja i ochrona bioróżnorodności w rejonach o dominującym udziale rolnictwa wysokonakładowego, a z drugiej strony zapewnienie możliwości rozwoju gospodarstw najmniejszych, ekstensywnych. Atrakcyjną ścieżką rozwoju tych gospodarstw może być wspieranie rolnictwa ekologicznego. Uznaje się, że rolnictwo ekologiczne, w którym kładzie się silny nacisk na wytwarzanie żywności wysokiej jakości bez wykorzystania chemicznych środków produkcji jest jednym z systemów gospodarowania, który jest postrzeganych jako najbliższy

idei zrównoważonego rozwoju. W systemie tym kładzie się silny nacisk na ochronę środowiska rolniczego jako podstawowego dobra, ale także jako elementarnej części łańcucha żywnościowego. W systemie tym, dzięki teoretycznie lepszym cenom skupu, a także dopłatom, powinno być możliwe spełnienie celów ekonomicznych zrównoważonego rozwoju, co zapewniało by także prawidłowy rozwój społeczny gospodarstw. W szczególnych uwarunkowaniach rolnictwa południowo-wschodniej Polski rodzi się jednak pytanie czy system ten jest bliższy idei zrównoważenia niż pozostałe systemy gospodarowania, w tym wciąż popularny system niskonakładowy tzw. ekstensywny lub tradycyjny. Strategie zrównoważonego rozwoju gospodarstw rolnych powinny być dostosowane regionalnie, uwzględniając otoczenie rolnictwa. Funkcjonująca obecnie w państwach członkowskich Unii Europejskiej Wspólna Polityka Rolna (WPR), pomimo iż jest zcentralizowana, nie wyklucza możliwości regionalizacji i dostosowania do warunków poszczególnych państw członkowskich. Poziom zróżnicowania wewnętrznego poszczególnych regionów państw członkowskich jest niejednokrotnie większy niż samo zróżnicowanie rolnictwa w państwach Wspólnoty, stąd też zasadne wydaje się dostosowanie WPR tak, aby możliwy był rozwój zrównoważony rolnictwa dostosowany do warunków danego regionu (Kopiński 2017).

Ocena stopnia zrównoważenia gospodarstw. Zrównoważenie gospodarstw rolnych jest problemem złożonym na który składa się szereg czynników o charakterze ekonomicznym, ekologicznym, organizacyjnym oraz społecznym. Jednocześnie, rolnictwo zrównoważone powinno silnie akcentować rolę wiedzy i umiejętności rolników, pozwalające na lepsze osiąganie celów zrównoważonego rozwoju (Pretty 2008). Ocena stopnia zrównoważenia gospodarstw jest więc kluczowa w procesie wspierania decyzji rolników co do wyboru strategii rozwoju gospodarstwa. Wciąż rosnąca świadomość ekologiczna rolników, sprawia że poszukują oni nowych rozwiązań i strategii, które ułatwiają im dostrzeżenie potencjału własnych gospodarstw i podjęcie właściwych decyzji zgodnych z zrównoważonym rozwojem. W takich wypadkach pomocne okazują się narzędzia wspierające podejmowanie decyzji, których dostępność w ostatnich latach jest coraz większa. Narzędzia te są w stanie ocenić zarówno obecny stan gospodarstwa, jak też umożliwiają zwiększenie stopnia zrównoważenia poprzez odnajdywanie jego najsłabszych stron, dzięki czemu możliwe staje się wdrożenie planów naprawczych w najbardziej tego potrzebujących obszarach gospodarstwa. Narzędzia te często pozwalają także na porównanie podobieństw i różnic w osiąganiu celów zrównoważonego rozwoju różnych gospodarstw (Hayati i in. 2010; Feledyn-Szewczyk i Kopiński 2015a; Feledyn-Szewczyk i Kopiński 2015b; de Olde 2016a; de Olde 2016b). Wielopłaszczyznowa ocena stopnia zrównoważenia gospodarstw rolnych, przeprowadzona z uwzględnieniem wszystkich aspektów działalności gospodarstwa (ekonomicznych, ekologicznych i społecznych) powinna leżeć u podstaw ustalania możliwych strategii rozwoju gospodarstw. Wynikiem tej analizy powinna być informacja o obecnym stanie zrównoważenia gospodarstwa, z uwzględnieniem potencjału i mocnych stron gospodarstwa, ale także zagrożeń i potencjalnego ryzyka leżącego zarówno w gospodarstwie, jak i poza nim. To z kolei pozwoliłoby określić najlepszą strategię rozwoju, uwzględniając potencjalne zagrożenia w przyszłości. Shader i in. (2014) w wyniku porównania 35 narzędzi służących ocenie zrównoważenia, stwierdzili że różnią się one pomiędzy sobą pod względem złożoności analizy, precyzyjności zastosowanych wskaźników, a także samego celu oceny. Sam wybór wskaźników wybranych do analizy ma wpływ na wynik oceny, co z kolei może sprawiać, że porównanie wyników oceny wykonanych różnymi narzędziami jest niemożliwe. Z kolei Rodrigues i in. (2010) zauważyli, że różnice pomiędzy narzędziami wynikają z poziomu ich złożoności, ale także skali oceny, która może być dokonywana na poziomie np. pojedynczego pola, gospodarstwa rolnego lub w skali regionu czy kraju. Różnice te wynikają także z samej ilości zastosowanych wskaźników które sumują się na końcową ocenę zrównoważenia. Ważnym jest, aby analiza zrównoważenia gospodarstw opierała się na możliwie ujednoliconej metodyce, uwzględniającej ten sam lub zbliżony zestaw wskaźników i ocen. Krokiem w kierunku ujednolicenia metod stosowanych do oceny zrównoważenia w systemach rolniczych było opublikowanie przez Organizację Narodów Zjednoczonych do spraw Wyżywienia i Rolnictwa (ang. *Food and Agriculture Organization*, *FAO*) w roku 2012 wytycznych do oceny zrównoważenia systemów żywienia i rolniczych (ang. *Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems – sustainability*

guidelines) (FAO 2013). W wytycznych tych znalazły się 4 podstawowe wymiary zrównoważenia: dobre zarządzanie (ang. *good governance*), integralność środowiskowa (ang. *environmental integrity*), elastyczność ekonomiczna (ang. *economic resilience*) i dobrobyt społeczny (ang. *social well-being*), które z kolei dzielą się na 21 tematów i 58 podtematów. de Olde i in. (2016a) spośród dostępnych 48 narzędzi pozwalających na ocenę zrównoważenia wybrali 4, które według nich spełniały kryteria pozwalające na zastosowanie ich w gospodarstwach rolnych. Narzędziami tymi były: SAFA (ang. *Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems*), PG (ang. *Public Goods*), IDEA (fr. *Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles*) oraz RISE (ang. *Response Inducing Sustainability Evaluation*). Spośród innych wyróżniały się m.in.:

- możliwością wykonania oceny na poziomie gospodarstwa rolnego z wykorzystaniem wskaźników zrównoważenia;
- potwierdzoną wartością naukową, poprzez opublikowanie opisu narzędzia w recenzowanym artykule naukowym;
- posiadały zarówno ekonomiczne, ekologiczne jak też społeczne wskaźniki zrównoważenia pozwalające na holistyczną analizę gospodarstwa;
- pozwalały na ocenę gospodarstw utrzymujących zwierzęta oraz posiadających grunty orne.

Spośród tych narzędzi, rolnicy najczęściej wybierali RISE jako narzędzie, które dawało im najlepszy wgląd w poziom zrównoważenia własnego gospodarstwa. Narzędzie to doceniali oni m.in. za dostosowanie do specyficznego kontekstu gospodarstwa, kompleksowość oceny, ale także za łatwość obsługi samego oprogramowania. W wyniku badań stwierdzono także że, zastosowanie narzędzi pomocnych w ocenie zrównoważenia i naświetlenie głównych przyczyn problemów zrównoważenia nie zawsze wiąże się z chęcią wdrożenia działań naprawczych przez rolników. Rolnicy często wskazywali na brak możliwości poprawy stanu zrównoważenia gospodarstw, stąd też wyniki oceny zrównoważenia gospodarstw należy traktować jako potencjalny początek dyskusji i refleksji na temat sytuacji gospodarstwa.

Uważa się także, że szczególną rolę w ocenie zrównoważenia odgrywa uwzględnienie i nadanie odpowiedniej wagi ocenie wskaźników środowiskowych, ale także krajobrazowych (np. udział tzw. użytków ekologicznych, ryzyko środowiskowe związane z użyciem chemicznych środków ochrony roślin, bilanse składników nawozowych, itp.). Wskaźniki te powinny być powiązane z innymi wskaźnikami dotyczącymi zarządzania gospodarstwem, ale także społecznej, ekonomicznej i kulturowej sfery jego działalności. W kulturze zachodnich krajów rozwiniętych, szczególne znaczenie odgrywa uwypuklenie roli dobrostanu zwierząt w zrównoważeniu gospodarstw (Broom 2010). Schader in. (2014) zauważyli że aspekt ten jest często pomijany i jedynie niewielka część narzędzi służących ocenie zrównoważenia nadaje odpowiednią rangę dobrostanowi zwierząt.

Istotnym elementem oceny stopnia zrównoważenia jest informacja o wprowadzonych przez gospodarstwo certyfikowanych metodach produkcji, pozwalających zachować wysoką jakość wytwarzanych produktów. Jednym z certyfikowanych systemów gospodarowania jest system ekologiczny. Przegląd literatury wskazuje, że zależność pomiędzy ekologicznym systemem gospodarowania a zrównoważeniem gospodarstw potrafi być jednak złożona. W systemie tym wyjątkowe miejsce zajmuje certyfikacja produkcji i związane z nią regulacje prawne, silnie ograniczające możliwości stosowania chemicznych środków ochrony roślin i nawozów mineralnych, ale także kładące nacisk na samowystarczalność gospodarstw pod względem produkcji nawozów organicznych oraz ograniczona intensywność produkcji. Ma to związek z silnym akcentowaniem poszanowania dla przyrody w systemie ekologicznym. Stąd też jedni autorzy uznają ten system produkcji za modelowy (przykład systemu rolnictwa zrównoważonego), inni zaś są przeciwni takim uogólnieniom (Rigby i Cáceres 2001). Z drugiej strony, niektóre gospodarstwa będące poza certyfikowanym systemem rolnictwa ekologicznego stosują metody produkcji zbliżone do tych stosowanych w rolnictwie ekologicznym. Gospodarstwa takie zazwyczaj gospodarują na niewielkim obszarze i mają charakter ekstensywny. W takich gospodarstwach często stosowane są zabiegi agrotechniczne przyjazne środowisku (a więc preferowane są np.: zabiegi mechanicznego odchwaszczania, nad chemicznymi metodami ograniczania zachwaszczenia) co także może wpływać pozytywnie na np.: ochronę bioróżnorodności, będącej istotnym elementem zrównoważonej produkcji gospodarstw rolnych (Marini i in. 2009).

Zrównoważenie gospodarstw o różnych systemach gospodarowania. Głównymi wyróżnikami rolnictwa ekologicznego, czyniącymi go potencjalnie bardziej zrównoważonym na tle innych systemów gospodarowania, a w szczególności w porównaniu do intensywnego, wysokonakładowego systemu konwencjonalnego jest m.in.: wyższa jakość gleb, objawiająca się m.in. większą zawartością materii organicznej w glebie, co skutkuje wyższą zawartością i lepszą dostępnością wody i składników odżywczych. System ekologiczny to także często niższe zużycie paliw kopalnych, przy jednocześnie większym zapotrzebowaniu na pracę ludzi. W wyniku stosowania bardziej rozbudowanego zmianowania roślin, często zawierającego tzw. międzyplony, w systemie rolnictwa ekologicznego ograniczona zostaje także erozja, ale także wymywanie azotu i fosforu w głąb gleby. Poprawny skonstruowane następstwo roślin wpływa także korzystnie na zdrowotność roślin. W systemie ekologicznym praktycznie nie występuje także wymywanie resztek środków ochrony roślin do wód powierzchniowych i gruntowych. Co istotne, system ekologiczny cechuje się lepszym zachowaniem bioróżnorodności dzikich gatunków towarzyszącej uprawom, przez co w systemie tym większą rolę odgrywa tzw. biologiczna ochrona roślin (Fedele i in. 2014). W porównaniu do systemu konwencjonalnego, gospodarstwa ekologiczne są w mniejszym stopniu zależne od korzystania ze środków produkcji wytwarzanych poza gospodarstwem. Gospodarstwa te wykorzystują nawozy naturalne i organiczne (np.: tzw. nawozy zielone, obornik) które są dostępne w gospodarstwie co sprawia, że gospodarstwa te lepiej wpisują się w naturalne funkcjonowanie agroekosystemu. Zrównoważenie gospodarstw konwencjonalnych bywa niedostateczne szczególnie w zakresie ich oddziaływania na środowisko naturalne. Aby zmniejszyć negatywny wpływ na środowisko niektórych zabiegów rolniczych stosowanych w rolnictwie konwencjonalnym (intensywne nawożenie mineralne i chemiczna ochrona roślin) możliwe jest częściowe zastąpienie intensywnych metod produkcji metodami tradycyjnymi, bardziej ekstensywnymi, znanymi z ekologicznego systemu produkcji. Z drugiej strony, gospodarstwa ekologiczne często cechują się umiarkowaną efektywnością ekonomiczną prowadzonej działalności. Powodem tego jest wysokość osiągniętych plonów, który są często niższe niż w gospodarstwach ekonomicznych, a wyższa cena skupu surowców ekologicznych nie zawsze jest w stanie to zrekompensować. Efekty ekonomiczne działalności gospodarstw ekologicznych mogą zostać poprawione także dzięki wprowadzeniu zabiegów mających na celu poprawę zarządzania bioróżnorodnością organizmów dziko żyjących na terenie gospodarstwa (Liu i in. 2016). Zabiegi te, ukierunkowane na potrzeby konkretnych organizmów, mogą przynieść efekt w postaci poprawy właściwości gleb czy lepszej efektywności biologicznej ochrony upraw, co w efekcie skutkuje wyższymi plonami. Inni autorzy wskazują, że gospodarstwa ekologiczne mogą osiągać wyższy poziom zrównoważenia niż gospodarstwa konwencjonalne czy integrowane. Głównymi tego przyczynami są: niższe straty azotu wynikające z lepszego zarządzania żyznością gleb; niższe ryzyko środowiskowe wynikające z ograniczonego stosowania środków ochrony roślin; wyższa różnorodność upraw i gatunków utrzymywanych w gospodarstwach oraz wyższa bioróżnorodność gatunków dzikich towarzyszących uprawie roślin. W warunkach Polski uwagę zwracają problemy ze zrównoważeniem produkcji których powodem często są uproszczenia w płodozmianie. W warunkach krajowych wysycenie płodozmianu uprawą zbóż często przekracza 70%. Problem ten dotyka nie tylko gospodarstw konwencjonalnych, ale także ekologicznych. Problem dużego wysycenia płodozmianu zbożami, połączony z niską obsadą zwierząt (0,46 DJP*ha⁻¹ UR) (GUS, 2016), prowadzić może do szeregu problemów środowiskowych, poczynając od problemów fitosanitarnych, poprzez degradację materii organicznej gleb, spadek żyzności i aktywności biologicznej gleb, a kończąc na ograniczeniu bioróżnorodności całych agroekosystemów. W badaniach Feledyn-Szewczyk i Kopińskiego (2015a, 2015b) problem ten został potwierdzony za pomocą analizy poziomu zrównoważenia metodą RISE i dotyczył on zarówno gospodarstw ekologicznych jak też konwencjonalnych.

3. Podsumowanie

Podsumowując należy stwierdzić, iż nie istnieje jeden sprawdzony system gospodarowania, który pozwalałby na uniknięcie problemów i osiągnięcie stanu zrównoważenia. Intensywne systemy produkcji z reguły osiągają gorsze wyniki środowiskowe w analizie zrównoważenia, podczas gdy

w gospodarstwach ekstensywnych i ekologicznych częstym problemem jest osiągnięcie satysfakcjonującego wyniku ekonomicznego. Gospodarstwa większe obszarowo mają inne problemy niż gospodarstwa mniejsze (np. problemy z odpowiednią ilością siły roboczej w szczycie sezonu w gospodarstwach większych, brak infrastruktury ekologicznej na polach wielkoobszarowych itp.). Podobnie innego podejścia wymaga strategia rozwoju gospodarstw bezinwentarzowych oraz tych specjalizujących się w chowie zwierząt.

Osiągnięcie stanu zrównoważenia gospodarstwa rolnego jest procesem złożonym, wymagającym indywidualnego podejścia i dostosowania strategii rozwoju do aktualnych uwarunkowań produkcyjno-ekonomicznych każdego gospodarstwa. Gospodarstwa rolne, jako podmioty których produkcja odbywa się w ścisłym powiązaniu z agroekosystemem, wymagają ciągłego dostosowania się do zmieniających się warunków środowiskowych. Także zmieniające się warunki ekonomiczno-polityczne otoczenia gospodarstw (jak system płatności w ramach Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich, czy umowy międzynarodowe) także wymagają od właścicieli gospodarstw rolnych ciągłej aktualizacji strategii rozwoju, tak aby umożliwić gospodarstwu zrównoważony rozwój poprzez ciągłe doskonalenie technik produkcji umożliwiających wzrost lub co najmniej odtworzenie majątku trwałego.

4. Literatura

- Broom DM (2010) Animal Welfare: An Aspect of Care, Sustainability, and Food Quality Required by the Public. *J Vet Med Educ* 37, 83–88.
- de Olde E, Oudshoorn FW, Bokkers E i in. (2016b) Assessing the Sustainability Performance of Organic Farms in Denmark. *Sustainability*, MDPI AG 8, 957 DOI: 10.3390/su8090957
- de Olde EM, Oudshoorn FW, Sørensen CAG i in. (2016a) Assessing sustainability at farm-level: Lessons learned from a comparison of tools in practice. *Ecol. Indic.* 2016a, 66, 391–404. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.01.047
- Fedele A, Mazzi A, Niero M (2014) Can the Life Cycle Assessment methodology be adopted to support a single farm on its environmental impacts forecast evaluation between conventional and organic production? An Italian case study. *J. Cleaner Prod.* 69, 49–59. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.01.034
- Feledyn-Szewczyk B, Kopinski, J (2015a) Ocena zrównoważenia produkcji rolniczej w gospodarstwach uczestniczących w programie rolnośrodowiskowym za pomocą modelu RISE. *Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu* 17, 45–51.
- Feledyn-Szewczyk B, Kosiński, J (2015b) The comparison of sustainability of agricultural production of organic and conventional farms using the rise model. *J. Res. Appl. Agric. Engng.* 60, 28–32.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2013. Sustainability assessment in food and agriculture systems (SAFA) guidelines. Test version 1.0. Natural Resources Management and Environment Department, FAO, Rome, Italy.[online] URL: http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability_pathways/docs/SAFA_Guidelines_12_June_2012_final_v2.pdf
- Główny Urząd Statystyczny (2016). Użytkowanie gruntów i powierzchnia zasiewów w 2015 r. Warszawa, Polska.
- Hayati D, Ranjbar Z, Karami E (2010) Measuring Agricultural Sustainability. *Sustainable Agriculture Reviews* 5, 73–100. DOI: 10.1007/978-90-481-9513-8_2
- Kosiński J (2017) The comparison of changes in the implementation of production and environmental objectives of agriculture in selected groups of voivodships. *Acta Sci. Pol. Oeconomia* 16(2): 87-95
- Kuszevska K, Fenyk MA (2010) Różnorodność biologiczna w krajobrazie rolniczym. *Acta Sci. Pol.*, 9, 57–68.
- Liu H, Meng J, Bo W (2016) Biodiversity management of organic farming enhances agricultural sustainability *Sci. Rep.* 6, 23816 DOI: 10.1038/srep23816

- Marini L, Fontana P, Klimek S i in. (2009) Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. *Biol. Conserv.* 142, 394–403. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.10.034
- OECD (2014) Green Growth Indicators for Agriculture: A Preliminary Assessment, OECD Green Growth Studies, DOI: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264223202-en>
- Pretty J.(2008) Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, The Royal Society 363, 447–465 DOI: 10.1098/rstb.2007.2163
- Rigby D, Cáceres D (2001) Organic farming and the sustainability of agricultural systems *Agric. Sys.*, Elsevier BV, 68, 21–40. DOI: 10.1016/S0308-521X(00)00060-3
- Rodrigues GS, Rodrigue IA, de Almeida Buschinelli CC i in. (2010) Integrated farm sustainability assessment for the environmental management of rural activities. *Environ. Impact Assess. Rev.* 30, 229–239. DOI: 10.1016/j.ear.2009.10.002
- Schader C, Grenz, J, Meier MS (2014) Scope and precision of sustainability assessment approaches to food systems. *Ecol. Soc.* 19, 1–15.
- Underwood E, Baldock D, Aiking H I in. (2013) Options for sustainable food and agriculture in the EU. Synthesis report of the STOA Project ‘Technology Options for Feeding 10 Billion People’. Institute for European Environmental Policy, London/Brussels, ss.129.
- Worldbank.org (2017) <http://databank.worldbank.org/data/reports.aspxS> dostęp dnia; 30.11.2017

16. Rola jaką odgrywa dieta oraz stan odżywienia w regulacji funkcji reprodukcyjnych organizmu

Role of diet and nutritional status on reproduction

Hubert Buchowski

Katedra Fizjologii Zwierząt, Wydział Biologii i Biotechnologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Oczapowskiego 1A, 10-718 Olsztyn
Opiekun naukowy: dr hab. inż. Gabriela Siawrys

Hubert Buchowski: hubert.buchowski@uwm.edu.pl

Słowa kluczowe: dieta, żywienie, reprodukcja

Artykuł przeglądowy

Streszczenie

Sukces reprodukcyjny jest wypadkową wielu zmiennych. Może on zależeć zarówno od samych predyspozycji genetycznych organizmu jak i wpływu warunków środowiskowych. Od niedawna postuluje się także rolę właściwego stanu odżywienia w rozpoczęciu dojrzewania płciowego oraz podtrzymywania zdolności rozrodczych organizmu. Istnieje szereg przesłanek, że zbyt uboga kalorycznie, jak również niewłaściwie zbilansowana pod kątem substancji odżywczych, dieta może być przyczyną różnego rodzaju zaburzeń w prawidłowym funkcjonowaniu układu rozrodczego. Może to wynikać z faktu, że, szczególnie u ssaków, samice muszą ponieść duże wydatki energetyczne aby począć potomstwo i utrzymać ciążę, a po porodzie wykarmić młode do czasu aż będą zdolne samodzielnie zdobywać pokarm. Nadrzędną rolę w integracji homeostazy energetycznej oraz płodności odgrywa oś rozrodcza podwzgórze-przysadka-gonady (HPG). W warunkach dostępności pokarmu gonadoliberyna (GnRH) jest wydzielana pulsacyjnie i wpływa na prawidłowe funkcjonowanie gonad. W warunkach niedoboru pokarmu, pulsy GnRH są zaburzone co powoduje ograniczenie zdolności reprodukcyjnej organizmu. Upatruje się roli wielu hormonów związanych z metabolizmem, jako regulatorów funkcjonowania układu rozrodczego i tzw. łączników między stanem odżywienia a reprodukcją. Należy do nich: insulina, grelina oraz leptyna. Odchylenia od prawidłowych stężeń wymienionych hormonów mogą być związane z wieloma zaburzeniami funkcji rozrodczych.

1. Wstęp

Występowanie wielu chorób i nieprawidłowości w stanie zdrowia może wynikać z niewłaściwie zbilansowanego sposobu żywienia, a także spożywania żywności o niskiej jakości zdrowotnej. Szacuje się, że na etiologię i patogenezę wielu jednostek chorobowych mogą wpływać wyżej wymienione czynniki związane z żywieniem. Schorzenia te są określane jako choroby dietozależne, bądź też zaburzenia zdrowia na tle wadliwego żywienia. Obecnie upatruje się także roli żywienia

w utrzymaniu prawidłowego funkcjonowania układu rozrodczego. Czynnikiem który może stymulować proces dojrzewania płciowego jest odpowiedni stan odżywienia organizmu. Osiągnięcie krytycznej masy ciała oraz ilości tkanki tłuszczowej jest konieczne do rozpoczęcia procesu dojrzewania dziewcząt/samic i chłopców/samców. Znaczące niedobory masy ciała oraz ilości tkanki tłuszczowej mogą prowadzić do zaburzeń w cyklach menstruacyjnych, rujowych i w funkcjonowaniu męskiego układu rozrodczego. Jest to spowodowane upośledzeniem działania osi rozrodczej podwzgórze-przysadka-gonady (HPG), której funkcjonowanie regulują tzw. adipokiny – hormony wydzielane przez tkankę tłuszczową (Wolińska-Witort 2007). Ssaki, a w szczególności samice, aby osiągnąć sukces reprodukcyjny muszą zużyć mnóstwo energii. Jest to związane m.in. z dużym zapotrzebowaniem energetycznym podczas ciąży, aby zapewnić wystarczające odżywienie dla rozwijającego się płodu, koniecznością wykarmienia potomstwa (produkcja mleka), jak również opieki nad nim w trakcie wychowania, aż do momentu osiągnięcia przez nie pełnej samodzielności.

Stąd też w warunkach deficytu pożywienia, lub też niewystarczającego odżywienia (brak odpowiednich składników żywieniowych) funkcje reprodukcyjne mogą zostać stłumione (Evans i Anderson 2017).

2. Opis zagadnienia

Niniejsza praca skupia się na przedstawieniu i przedyskutowaniu roli jaką odgrywa dieta w modulowaniu funkcji rozrodczych organizmu. Stara się ona przybliżyć wiele aspektów łączących żywienie oraz reprodukcję. Artykuł podejmuje się opisanie oddziaływania diety wegetariańskiej oraz niewłaściwie zbilansowanej pod kątem kalorycznym i jakościowym (w tym udziału wybranych składników odżywczych) oraz udziału adipokin (hormonów wydzielanych przez tkankę tłuszczową, których koncentracja jest zależna w dużej mierze od poziomu tej tkanki w organizmie) w regulacji rozrodu.

3. Przegląd literatury

Oś rozrodcza podwzgórze-przysadka-gonady odgrywana nadrzędną rolę w regulacji funkcjonowania układu rozrodczego. Odbierając szereg bodźców ze środowiska zewnętrznego i wewnętrznego i integrując je, oś ta determinuje produkcję hormonów płciowych i komórek rozrodczych, a ponadto moduluje występowanie cykli rujowych/menstruacyjnych. Integruje ona również informacje pochodzące z obwodu o stanie odżywienia oraz odnosi to do zdolności rozrodczej organizmu. Pierwszym poziomem osi HPG jest podwzgórze, które w sposób pulsacyjny wydziela gonadoliberynę (GnRH). W warunkach normalnego dostępu do pożywienia, sekrecja tego hormonu przebiega w niezaburzony sposób, powodując uwalnianie hormonu luteinizującego (LH) oraz folikulotropowego (FSH) z przedniego płata przysadki (drugi poziom osi HPG). LH i FSH z kolei działając na gonady (trzeci poziom osi HPG) podtrzymują ich funkcje rozrodcze. W warunkach stresu związanego z niedostatecznym odżywieniem, występujące zmiany w wydzielaniu GnRH mogą działać supresyjnie na reprodukcję np. ograniczając wydzielanie hormonów gonadotropowych z przysadki (Evans i Anderson 2017).

Jednym z modulatorów funkcji rozrodczych organizmu może być insulina, której główną funkcją jest regulacja homeostazy energetycznej i utrzymanie prawidłowego poziomu glukozy we krwi. Hormon ten jest zbudowany z 51 aminokwasów i składa się z dwóch łańcuchów polipeptydowych, które są ze sobą połączone dwoma mostkami dwusiarczkowymi. Insulina oddziałuje po połączeniu się ze swoistym receptorem insuliny (IR), który jest tetramerem zbudowanym z dwóch podjednostek alfa i dwóch podjednostek beta, połączonych mostkami dwusiarczkowymi. Badania kliniczne na ludziach, które dotyczyły stanów niewydolności syntezy insuliny (m.in. w cukrzycy typu I) sugerują, że niedobory omawianego hormonu mogą być przyczyną opóźnionego dojrzewania, redukcji pulsów LH, a także wystąpienia hipogonadyzmu (także w przypadku dostępności odpowiedniej ilości składników energetycznych). Ponadto niskie poziomy krążącej we krwi insuliny (w stanach niedoborów energetycznych) skutkowały wyciszeniem funkcji rozrodczych u kobiet z wykazaniem zaburzeniem miesiączkowania wynikającym z niewydolności podwzgórzowo-przysadkowej (FHA). Powyższe wyniki pozwalają sądzić, że insulina bierze udział w stymulacji wydzielania GnRH i LH (Evans i Anderson 2017). W przypadku wystąpienia hiperinsulinemii (podwyższonych koncentracji insuliny we krwi) bądź też zdiagnozowanej niewrażliwości tkanek na insulinę (np. w cukrzycy typu II) obserwuje się zwiększoną częstotliwość pulsów LH. W tym przypadku istnieje także znacznie wyższe ryzyko wystąpienia zespołu policystycznych jajników (PCOS). Jednakże stosowanie leków zwiększających wrażliwość tkanek na insulinę i tym samym stwarzających możliwość do obniżenia koncentracji tego hormonu w krwi, skutkowało zniesieniem niektórych przypadłości związanych z PCOS (Evans i Anderson 2017). Również badania prowadzone na zwierzętach potwierdzają wyniki uzyskane w badaniach klinicznych. Samice myszy u których stwierdzono insulinooporność bądź też hiperinsulinemię cechowały się zaburzeniami w funkcjonowaniu osi HPG (Evans i Anderson 2017). Kolejnym hormonem związanym z odżywieniem i reprodukcją jest leptyna (OB). Jest ona białkiem zbudowanym ze 167 aminokwasów, które tworzą 4 helisy alfa (A, B, C, D), połączone jedną krótką i dwiema długimi pętlami. Głównym miejscem syntezy leptyny jest biała tkanka tłuszczowa. Do tej

pory scharakteryzowano sześć izoform receptora leptyny: izoformę długą, tzw. funkcjonalną (OB-Rb), izoformy krótkie (OB-Ra, OB-Rc, OB-Rd i OB-Rf), a także tzw. izoformę rozpuszczalną (OB-Re). Wszystkie izoformy charakteryzują się taką samą długością domeny zewnątrzkomórkowej, różnią się natomiast długością domeny wewnątrzkomórkowej (w przypadku izoformy OB-Re brak jest domeny wewnątrzkomórkowej i przezłonowej) (Iciek 2010). W ostatnich latach liczne badania wykazały udział leptyny w regulacji procesów rozrodczych. Leptyna odpowiada za indukcję dojrzewania, a także utrzymanie prawidłowego funkcjonowania układu rozrodczego. Wynika to z faktu, że białko OB może modulować funkcjonowanie osi rozrodczej na wszystkich jej poziomach. Leptyna może stymulować wydzielanie GnRH z podwzgórza, a także sekrecję LH i FSH z przysadki. Ponadto kontroluje ono proces oogenezy i owulacji, jak również jajnikową steroidogenezę (Ogura i in. 2001). Znaczący jest także udział leptyny w prawidłowym przebiegu ciąży, zaczynając od dodatniego wpływu na receptywność macicy i tym samym skuteczność implantacji zarodka, przez stymulację rozwoju łożyska, a kończąc na pozytywnym oddziaływaniu na wzrost płodu, jak i stymulacji rozwoju gruczołu mlekowego w czasie laktacji (Henson i Castorance 2006). Grelina jest peptydem składającym się z 28 aminokwasów, który posiada n-oktaacylową modyfikację na serynie w pozycji trzeciej. Głównym miejscem syntezy i sekrecji tego hormonu jest żołądek. Grelina działa na komórki docelowe jako ligand dla receptora pobudzającego wydzielanie hormonu wzrostu (GHS-R), będącego członkiem rodziny receptorów sprzężonych z białkiem G. Obecnie scharakteryzowano dwie izoformy tego receptora: izoformę 1a (GHS-R1a) zaangażowaną w proces transdukcji sygnału; oraz izoformę krótszą 1b (GHS-R1b), nie biorącą udziału w przekazywaniu sygnału do wnętrza komórki (Fernández-Fernández i in. 2005). W przeciwieństwie do insuliny i leptyny, grelina jest sygnałem niedoboru energii. Hormon ten jako czynnik oreksygeniczny może modulować funkcjonowanie osi HPG. Peptyd ten może oddziaływać na neurony GnRH-ergiczne oraz przysadkę. W badaniach na szczurach i owcach wykazano, że grelina działa hamująco na pulsę GnRH, a ponadto jest czynnikiem hamującym wydzielanie LH i FSH z przysadki (Celik i in. 2015). W warunkach prawidłowego odżywienia organizmu, krążąca we krwi kobiet grelina wykazuje okołodobowe zmiany koncentracji, zwiększając swoje stężenie w okresie oczekiwania na posiłki. Ponadto u kobiet z przewlekłym niedożywieniem obserwuje się stałą podwyższoną koncentrację greliny, która jest skorelowana z wygaszeniem funkcji rozrodczych organizmu (Evans i Anderson 2017). Doświadczenia prowadzone na ludzkich komórkach ziarnistych wykazały, że grelina może mieć działanie hamujące na sekrecję estradiolu. Inne eksperymenty wykazały, że omawiany peptyd także zmniejszał wydzielanie estradiolu oraz progesteronu u szczurów i świń (Rak-Mardyla 2013). Badania ostatnich lat wskazują na szereg składników pokarmowych, które mogą potencjalnie wpływać w modulujący sposób na funkcje układu rozrodczego. Należą one do grupy białek, tłuszczów, węglowodanów, witamin oraz mikroelementów. W przypadku białek badania prowadzone na kobietach wykazały, że obfite spożycie białek pochodzenia zwierzęcego mogło skutkować zwiększeniem ryzyka wystąpienia niepłodności owulacyjnej, zaś zastąpienie części spożywanych białek zwierzęcych białkami pochodzenia roślinnego, zmniejszało ryzyko pojawienia się tej choroby nawet o połowę (Chavarro i in. 2008). Znaczącego udziału we wpływie na funkcje rozrodcze upatruje się również w celiakii – czyli chorobie trzewnej, czyli nietolerancji na gluten (grupy białek występujących w zbożach: gliadyny, hordeiny, sekaliny oraz aweniny). Obserwacje prowadzone u młodych dziewcząt sugerują wpływ choroby trzewnej na opóźnienie wystąpienia pierwszej miesiączki, zaś u kobiet dorosłych możliwe pojawienie się wcześniejszej menopauzy (Waszczuk i Homola 2006). Węglowodany, jako główny składnik energetyczny organizmu, stały się również przedmiotem badań nad wpływem żywienia na płodność. Wykazano, że wysokie całkowite spożycie węglowodanów, a także pokarmów o wysokim indeksie glikemicznym wpływało na występowanie niepłodności owulacyjnej. Obecne w diecie produkty, które zawierają przetworzone i łatwo przyswajalne węglowodany, powodują znaczne zwiększenie stężenia glukozy we krwi. W następstwie tego we krwi zwiększa się koncentracja insulinopodobnego czynnika wzrostu 1 (IGF-1) co skutkuje podniesieniem się poziomu androgenów i zaburzeniami owulacji. Stąd też zasadnym wydaje się odpowiednia zmiana w strukturze spożycia różnych węglowodanów, z naciskiem na ograniczenie produktów żywieniowych przetworzonych o wysokim indeksie glikemicznym, na rzecz produktów mniej przetworzonych o niskim indeksie glikemicznym.

(Chavarro i in. 2009). Rozpatruje się także wpływ różnego rodzaju kwasów tłuszczowych na płodność kobiety. Dotychczasowe badania sugerują, pozytywny wpływ nienasyconych kwasów tłuszczowych na rozród. Badania na kobietach wykazały, że wysokie spożycie wielonienasyconych kwasów tłuszczowych może skutkować znacznym zmniejszeniem ryzyka zachorowania na endometriozę, sięgającym nawet 22% przypadków (Missmer 2010). Inne badania sugerują, że dieta bogata w jednonienasycone kwasy tłuszczowe może pomóc w poprawie płodności, oddziałując na poprawę wrażliwości tkanek na insulinę oraz zmniejszając występowanie stanów zapalnych. Negatywny wpływ na płodność mają izomery *trans* nienasyconych kwasów tłuszczowych, które występują przede wszystkim w przemysłowo utwardzonych olejach roślinnych. Podejrzewa się, że ich efekt na rozrodczość wynika z hamującego wpływu na aktywność receptora γ aktywowanego przez proliferatora peroksosomów (PPAR- γ), który jest zaangażowany w regulację wielu procesów związanych z rozrodem (Chavarro i in. 2007). W prawidłowo zbilansowanej diecie nie może zabraknąć odpowiedniej ilości różnych witamin i mikroelementów, których wpływ na płodność w wielu kwestiach jest znaczący. Postuluje się, że dominującą rolę w tym przypadku odgrywają: witamina A i C, witaminy z grupy B (głównie witaminy B₆, B₁₂ i kwas foliowy), witamina D, a także m.in. cynk i magnez. Główną rolą witamin A i C (tzw. witaminy antyoksydacyjne) jest utrzymanie stanu równowagi komórkowej, poprzez usuwanie wolnych rodników tlenowych. Ponadto witamina A przyczynia się do ograniczenia zakażeń dróg rodnych, reguluje przebieg cykli menstruacyjnych i wpływa na rozwój płodu (Jarosz 2012). Z kolei witamina C spożywana w dużych ilościach może wpływać dodatnio na prawidłową koncentrację hormonów płciowych (progesteronu i estrogenu) we krwi i tym samym zwiększać odsetek uzyskiwanych ciąż (Hemni i in. 2003). Główną rolą witamin z grupy B jest ich zdolność do zmniejszania stężenia we krwi homocysteiny, na skutek jej konwersji do metioniny lub cysteiny. Homocysteina jest białkiem, które może zaburzać płodność organizmu (m.in. zakłócając oddziaływania między komórką jajową i plemnikiem podczas procesu zapłodnienia, jak również negatywnie wpływając na proces angiogenezy w łożysku) (Gaskins i in. 2017). Dodatkowo podejrzewa się, że zarówno witamina B₁₂ jak i kwas foliowy uczestniczą w regulacji procesu owulacji, ponieważ niedobory tych witamin mogą skutkować nieprawidłowym jajczkowaniem (Tamura i Picciano 2006). Aktywną formą witaminy D jest kalcytriol, który może stymulować produkcję progesteronu, estronu i estradiolu w jajniku. Omawiana witamina wpływa także dodatnio na grubość błony śluzowej macicy (endometrium), a tym samym bierze udział w utrzymaniu odpowiedniego poziomu receptywności endometrium (Gaskins i in. 2017). Zarówno magnez jak i cynk pozytywnie wpływają na funkcje rozrodcze kobiety. Niedobory magnezu wiążą się z podatnością na wystąpienie zakłóceń w prawidłowym rozwoju i wzroście płodu, a ponadto mogą być przyczyną porodu przedwczesnego. Cynk z kolei zapewnia prawidłowy przebieg cyklu menstruacyjnego oraz owulacji, a ponadto warunkuje właściwy metabolizm hormonów płciowych: progesteronu, estrogenów i androgenów, zaś niedobory tego pierwiastka są jedną z przyczyn pogorszenia się jakości nasienia u mężczyzn. Dodatkowo postuluje się, że niedobory cynku mogą również odpowiadać za zaburzenia rozwoju płodu oraz zwiększenie skłonności do pojawienia się porodów przedwczesnych (Hovdenak i Haram 2012).

Do tej pory kwestia wpływu diety wegetariańskiej na zdolność do rozrodu nie została intensywnie przebadana, jednak istniejące obecnie publikacje sugerują jej negatywny wpływ na rozrodczość mężczyzn. W badaniach, w których porównywano jakość nasienia mężczyzn stosujących dietę wegańską i laktoowovegetariańską w odniesieniu do mężczyzn bez restrykcji pokarmowych, wykazano pogorszenie się jakości nasienia zarówno w grupie wegańskiej jak i laktoowovegetariańskiej. Dotyczyło to zarówno zmniejszenia koncentracji plemników w jednym mililitrze nasienia jak i ich ruchliwości. Nie wykazano natomiast różnic w morfologii plemników (Orzylowska i in. 2016). Stosowanie diet wegetariańskich przez kobiety nie ma tak negatywnego wpływu na ich rozrodczość, jednak może mieć pewne negatywne konsekwencje podczas ciąży. Głównym zagrożeniem są w tym przypadku niedobory pokarmowe mogące źle wpłynąć na zdrowie matki i płodu. Są to m.in. niedobory białek (aminokwasów endogennych), nienasyconych kwasów omega-3 oraz witamin: D i B₁₂. Stąd też niezbędna jest suplementacja brakujących składników. Noworodki matek wegetarianek rodzą się z prawidłową masą urodzeniową i zgodnie z planowanym terminem, jednakże u noworodków płci męskiej istnieje podwyższone ryzyko wystąpienia

spodziectwa (wady polegająca na zlokalizowaniu ujścia cewki moczowej na brzusznej stronie prącia). Ponadto obserwuje się różnice w składzie mleka vegetarianek i nie vegetarianek (np. mleko vegetarianek ma niższą koncentrację kwasu dokozaheksaenowego, wyższą zaś kwasu linolowego i α -linolenowego) (Brzezińska i in. 2016).

4. Podsumowanie i wnioski

Podsumowując, należy stwierdzić, że dieta oraz stan odżywienia ma znaczące oddziaływanie na funkcjonowanie układu rozrodczego organizmu. Wszelkiego rodzaju niedobory składników odżywczych mogą rzutować na zaburzenia w reprodukcji. Także niewystarczające pokrycie zapotrzebowania energetycznego organizmu może być przyczyną odstępstw od prawidłowego funkcjonowania układu rozrodczego. Skład jakościowy diety również jest jednym z czynników mogących brać udział w modulacji fizjologii gonad. Ponadto należy podkreślić udział adipokin w regulacji reprodukcji, których odchylenia stężeń od prawidłowych wartości mogą powodować występowaniem różnego rodzaju zaburzeń zdrowotnych związanych z rozrodem. Stąd też zasadnym jest edukować społeczeństwo o roli jaką odgrywa żywienie w utrzymaniu prawidłowej zdolności rozrodczej. Kolejne badania mogące poszerzyć wiedzę dotyczącą tego zagadnienia są wskazane.

5. Literatura

- Brzezińska M, Kucharska A, Sińska B (2016) Vegetarian diets in the nutrition of pregnant and breastfeeding women. *Polski merkuriusz lekarski: organ Polskiego Towarzystwa Lekarskiego* 40(238): 264-268.
- Celik O, Aydin S, Celik N, et al. (2015) Peptides: basic determinants of reproductive functions. *Peptides* 72: 34-43.
- Chavarro JE, Rich-Edwards JW, Rosner BA, et al. (2007) Dietary fatty acid intakes and the risk of ovulatory infertility. *The American journal of clinical nutrition* 85(1): 231-237.
- Chavarro JE, Rich-Edwards JW, Rosner BA, et al. (2008) Protein intake and ovulatory infertility. *American journal of obstetrics and gynecology* 198(2): 2010-2017.
- Chavarro JE, Rich-Edwards JW, Rosner BA, et al. (2009) A prospective study of dietary carbohydrate quantity and quality in relation to risk of ovulatory infertility. *European journal of clinical nutrition* 63(1): 78-86.
- Evans MC, Anderson GM (2017) Neuroendocrine integration of nutritional signals on reproduction. *Journal of molecular endocrinology* 58(2): 107-128.
- Fernández-Fernández R, Tena-Sempere M, Navarro VM, et al. (2005) Effects of ghrelin upon gonadotropin-releasing hormone and gonadotropin secretion in adult female rats: in vivo and in vitro studies. *Neuroendocrinology* 82(5-6): 245-255.
- Gaskins AJ, Jorge E, Chavarro JE (2017) Diet and Fertility: A Review. *American Journal of Obstetrics and Gynecology*. DOI: 10.1016/j.ajog.2017.08.010. [Epub ahead of print].
- Henmi H, Endo T, Kitajima Y, et al. (2003). Effects of ascorbic acid supplementation on serum progesterone levels in patients with a luteal phase defect. *Fertility and sterility* 80(2): 459-461.
- Henson MC, Castracane VD, (2006) Leptin in pregnancy: an update. *Biology of reproduction* 74(2): 218-229.
- Hovdenak N, Haram K (2012) Influence of mineral and vitamin supplements on pregnancy outcome. *European Journal of Obstetrics & Gynecology and Reproductive Biology* 164(2): 127-132.
- Iciek R (2010) Polimorfizm genu leptyny i jej receptora w ciąży powikłanej cukrzycą typu 1, Manuskrypt rozprawy doktorskiej. Uniwersytet Medyczny im. Karola Marcinkowskiego w Poznaniu, Poznań, 144 ss.
- Jarosz M (2012) Normy żywienia dla populacji polskiej–nowelizacja. wyd. IŻŻ, Warszawa.
- Missmer SA, Chavarro JE, Malspeis S, et al. (2010) A prospective study of dietary fat consumption and endometriosis risk. *Human Reproduction* 25(6): 1528-1535.
- Ogura K, Irahara M, Kiyokawa M, et al. (2001) Effects of leptin on secretion of LH and FSH from primary cultured female rat pituitary cells. *European journal of endocrinology* 144(6): 653-658.

- Orzylowska EM, Jacobson JD, Bareh GM, et l. (2016) Food intake diet and sperm characteristics in a blue zone: a Loma Linda Study. *European Journal of Obstetrics & Gynecology and Reproductive Biology* 203: 112-115.
- Rak-Mardyla A (2013). Ghrelin role in hypothalamus-pituitary-ovarian axis. *Journal of Physiology and Pharmacology* 64(6): 695-704.
- Tamura T, Picciano MF (2006) Folate and human reproduction. *The American Journal of Clinical Nutrition* 83(5): 993-1016.
- Waszczuk E, Homola W (2006) Reproductive disorders and celiac disease. *Advances in clinical and experimental medicine* 15(6): 1093-1098.
- Wolińska-Witort E (2007) The involvement of leptin in the regulation of the hypothalamus-pituitary-ovary axis. *Postępy Nauk Medycznych* 10: 420-424.

17. Wybrane choroby występujące u świni domowej (*Sus scrofa domestica*)

Selected diseases of domestic swine (*Sus scrofa domestica*)

Hubert Buchowski

Katedra Fizjologii Zwierząt, Wydział Biologii i Biotechnologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Oczapowskiego 1A, 10-718 Olsztyn

Opiekun naukowy: dr hab. inż. Gabriela Siawrys

Hubert Buchowski: hubert.buchowski@uwm.edu.pl

Słowa kluczowe: leptospiroza, zespół MMA, choroba Aujeszkiego, PRRS

Artykuł przeglądowy

Streszczenie

Świnia domowa (*Sus scrofa domestica*) jest zwierzęciem, które od ok. 7000 tysięcy lat towarzyszy człowiekowi. Jest ona przede wszystkim gatunkiem hodowlanym, wykorzystywanym w produkcji żywności. Jako zwierzę, cechuje się podatnością na zapadalność na różnego rodzaju choroby bakteryjne i wirusowe. Można do nich zaliczyć leptospirozę, bezmleczność poporodową loch, chorobę Aujeszkiego oraz zespół rozrodczo-oddechowy świni. Leptospiroza jest wywoływana przez bakterie z rodzaju *Leptospira*. Głównymi objawami ostrej postaci są: podwyższona temperatura ciała, utrata apetytu, apatia, a także występowanie ronień w końcowym okresie ciąży. Z kolei przewlekła postać choroby, nie wykazuje tak charakterystycznych objawów, jednak wciąż istnieje ryzyko ronień i zarażenia innych osobników w stadzie. W leczeniu stosuje się profilaktyczne szczepienia, jak również ogranicza się możliwość kontaktu z chorymi zwierzętami (innymi świnią lub gryzoniami). Bezmleczność poporodowa loch (zespół MMA) stanowi zbiór zaburzeń okołoporodowych u loch na które składają się: zapalenie gruczołu mlekowego, stan zapalny dróg rodnych oraz bezmleczność. Schorzenie jest wywoływane najczęściej przez pałeczkę okrężnicy (*Escherichia coli*). Zespół MMA z reguły nie stanowi dużego zagrożenia życia dla macior, jednak najdotkliwiej skutki tej choroby odczuwają prosięta, które często umierają z niedożywienia i wycieczenia. Głównymi objawami choroby są: znacznie podwyższona temperatura ciała, śluzowopny wyciek z dróg rodnych, stan zapalny gruczołu mlekowego oraz zaparcia. Leczenie polega na stosowaniu antybiotyków oraz iniekcji oksytocyny. Choroba Aujeszkiego jest wywoływana przez wirusa *Herpesvirus suis* i przez długi czas może przebiegać bezobjawowo, jednak w momencie pogorszenia się warunków zoohigienicznych w chlewni, może dojść do ujawnienia się objawów klinicznych. Podstawowymi objawami są: podwyższenie temperatury ciała, brak koordynacji ruchowej, drżenie mięśni oraz występowanie ronień. Choroba ta jest szczególnie groźna dla prosiąt u których występuje bardzo wysoka śmiertelność. Schorzenie te leczy się podając świniom szczepionki. Zespół rozrodczo-oddechowy świni (PRRS) wywołuje wirus z rodzaju *Arterivirus*. PRRS objawia się występowaniem przedwczesnych porodów jak również ronieniem. Ponadto, często obserwuje się problemy z oddychaniem oraz zapalenia płuc i stawów. Podstawową metodą leczenia tej choroby jest podawanie zwierzętom specyficznych szczepionek.

1. Wstęp

Świnia domowa (*Sus scrofa domestica*) jest zwierzęciem hodowlanym, które zostało udomowione przez człowieka ok 7000 tysięcy lat p.n.e. Jest wszystkożernym ssakiem z rzędu parzystokopytnych, u którego, przez cały rok, występują wielokrotne i regularne cykle płciowe (rujowe). Ciąża u świni trwa około 112-114 dni, zaś laktacja 21-56 dni. W jednym miocie rodzi się zazwyczaj od 8 do 14 prosiąt. Długość ciała świni domowej wraz z głową wynosi od 0,9 do 1,8 metra, zaś masa waha się od 50 do 350 kilogramów. W ciągu ok. 6 miesięcy swinia może osiągnąć wagę użytkową i zostać przeznaczona na ubój. Niestety zwierzę te jest podatne na działanie wielu patogenów, które mogą wywołać znaczącą śmiertelność wśród osobników dorosłych, jak również wśród prosiąt (Kaczorowski 2005).

2. Opis zagadnienia

Niniejsza praca stara się przybliżyć najważniejsze informacje dotyczące wybranych chorób dotykających świnię domową. Świnia domowa jest jednym z najliczniej hodowanych zwierząt trzody chlewnej w Polsce, stąd też straty wywołane przez omawiane w tej pracy choroby, w znacznym stopniu przekładają się na straty finansowe gospodarstw. W artykule tym skupiono się na opisanu głównych przyczyn występowania danego schorzenia, ponadto przedstawiono przebieg i objawy choroby, jak również scharakteryzowano metody diagnostyczne oraz sposoby skutecznego leczenia. Podjęto się omówienia następujących chorób bakteryjnych: leptospirozy i bezmleczności poporodowej loch oraz wirusowych: choroby Aujeszkiego i zespołu rozrodczo-oddechowego świni.

3. Przegląd literatury

Leptospiroza

Czynnikiem, który wywołuje leptospirozę są drobnoustroje z rodzaju *Leptospira*. Są to cienkie spiralne Gram-ujemne bakterie, których długość waha się w przedziale ok. 6-20 μm , a szerokość wynosi ok. 0,1 μm , posiadające haczykowate zakończenia na jednym lub dwóch swoich końcach. Drobnoustroje te wykazują zdolność do ruchu, dzięki osiowemu włóknu, którego zakończenia wychodzą poza komórkę, tworząc tym samym dwie polarnie ułożone rzęski (Gliński i Kostro 2013). Omawiane bakterie są tlenowcami, jednak najlepszy ich wzrost występuje w warunkach o częściowo zmniejszonej zawartości tlenu. Do zakażenia leptospirami może dojść przez kontakt z innymi chorymi zwierzętami np. gryzoniami lub nowymi świnią, wprowadzonymi do stada oraz przez kontakt z zarażonym knurem używanym do krycia (Truszczyński i Pejsak 2012). Zauważono także możliwość zakażenia prosiąt osesków w wyniku spożycia mleka chorych loch. Do zakażenia może dochodzić przez błony śluzowe: jamy ustnej, nosa, oka, pochwy jak również przez uszkodzony naskórek (Truszczyński i Pejsak 2013b). Po wnikięciu do organizmu świni, leptospiry kolonizują kanaliki nerkowe, w wyniku czego omawiane zwierzę staje się nosicielem i rozsiewa patogenne bakterie wraz z moczem (Gliński i Kostro 2013). Poza nerkami leptospiry mogą, utrzymywać się również w macicy ciężarnych loch. Leptospiroza występuje pod dwoma postaciami: ostrej oraz przewlekłej. Ostra postać choroby wiąże się z przejściową utratą apetytu, apatią oraz podwyższoną temperaturą ciała. Jednak ze względu na to, że objawy te występują zazwyczaj u niewielkiego odsetka świń w stadzie, mogą zostać niezauważone (Truszczyński i Pejsak 2013b). W tej postaci choroby obserwuje się także ronień w końcowym okresie ciąży, występowanie porodów przedwczesnych, jak również żółtaczkę u prosiąt (Truszczyński i Pejsak 2013a). Leptospiroza może przejść następnie w postać przewlekłą, podczas której nie występują już charakterystyczne objawy zewnętrzne, jednak również istnieje ryzyko wystąpienia zaburzeń w rozrodczości. Odsetek ronień jest w tej postaci niższy w porównaniu do postaci ostrej, ale w tym wypadku świnia wciąż może zarażać inne osobniki, tym samym dalej powodując rozprzestrzenianie się patogenu w stadzie (Truszczyński i Pejsak 2013b). W celu diagnostyki choroby oraz oceny dynamiki procesu chorobowego, przeprowadza się tzw. odczyn aglutynacji mikroskopowej (MAT), którego dodatnia wartość sugeruje aktualnie istniejące lub uprzednio przebyte zakażenie. W diagnostyce używa się także komercyjnych testów opartych na metodzie ELISA, pozwalających na wczesne wykrycie zakażeń (Gliński i Kostro 2013). Główną metodą, która ma na celu ograniczenie stopnia szerzenia się zakażenia, jest minimalizowanie sposobności do kontaktu z zarażonymi osobnikami (innymi lochami lub knurami używanymi do krycia) przez ich eliminację ze stada. Istotne jest utrzymywanie higieny w pomieszczeniach gdzie znajdują się zwierzęta oraz ich regularna dezynfekcja, jak również zminimalizowanie możliwości przenikania gryzoni do pomieszczeń i przeprowadzanie okresowej deratyzacji (Truszczyński i Pejsak 2012). Zastosowanie mają także profilaktyczne szczepienia przeciwko leptospirozie, jednak w tym przypadku uodpornienie na patogen obejmuje stosunkowo krótkie okresy czasu, wynoszące 3-6 miesięcy, jednak dzięki nim ograniczeniu ulega częstość ronień. Nie przeciwdziała to jednak siewstwu leptospir wraz z moczem (Truszczyński i Pejsak 2013b).

Bezmleczność poporodowa loch, tzw. zespół MMA (mastitis-metritis-agalactia), jest złożoną jednostką chorobową ponieważ stanowi zbiór zaburzeń okołoporodowych u loch. Objawia się ona przede wszystkim zmniejszonym wydzielaniem mleka lub całkowitym jego brakiem

u maciory. W skład tej choroby wchodzi: zapalenie gruczołu mlekowego (mastitis), stan zapalny dróg rodnych (metritis) oraz bezmleczność (agalactia). Głównym czynnikiem bakteryjnym wywołującym omawiane schorzenie jest pałeczka okrężnicy (*Escherichia coli*). Stwierdzono także możliwość występowania zakażeń mieszanych, gdzie obok *E. coli* mogą występować m.in.: paciorkowce (*Streptococcus agalactiae*) i gronkowce (*Staphylococcus aureus*) (Valenčák i in. 2006). Wystąpienie zespołu MMA powodują zakażenia bakteryjne i mykoplazmatyczne do których może dojść w trakcie porodu prawidłowego lub o ciężkim przebiegu, podczas którego może nastąpić zatrzymanie błon płodowych, niedostateczne zwijanie się macicy, jak również jej bezwład. Rozwój bezmleczności poporodowej loch wywołują także zakażenia do których może dojść podczas laktacji oraz infekcje i schorzenia innych organów z objawami ogólnymi, takie jak: choroby zakaźne, zapalenia dróg oddechowych lub choroby metaboliczne. Ponadto, zauważono, że na rozwój zespołu MMA mogą wpływać błędy żywieniowe o charakterze ilościowym i jakościowym występujące w okresie okołoporodowym, a mianowicie: źle zbilansowane dawki, niedobory białka i witamin, przekarmienie oraz zbyt niski udział włókna w paszy, co prowadzi do powstawania zaparć u zwierząt. Wśród czynników predysponujących do pojawienia się bezmleczności poporodowej możemy zaliczyć silny stres, który obniża odporność macior, i jest skutkiem m.in. złych warunków środowiskowych, zbyt dużego zagęszczenia stada, nieprawidłowych warunków temperaturowych i wilgotności panujących w chlewni, jak również transportu zwierząt (Chłopek 2009). Chociaż sam zespół MMA nie stanowi z reguły znacznego zagrożenia dla życia loch, to skutki tej choroby najbardziej odczuwają prosięta. Obserwuje się wysoką śmiertelność (sięgającą nawet połowy osobników) wśród prosiąt pochodzących z miotu lochy chorej na bezmleczność poporodową. Obniżona mleczność prowadzi do niedożywienia prosiąt, a nawet ich śmierci – z wycieczenia lub w wyniku osłabienia odporności biernej (w skutek zmniejszonego zaopatrzenia w przeciwciała siarowe) i zwiększenia podatności na infekcje (Valenčák i in. 2006). Skład mleka również ulega modyfikacji. Stwierdza się zmiany zawartości chlorków, wapnia, sodu, fosforu, potasu oraz laktozy jak również obserwuje się podwyższenie pH oraz zwiększenie liczby komórek somatycznych (powyżej 2 mln/ml) (Chłopek 2009). Wyróżnia się trzy postacie w jakich występuje zespół MMA: ostrą, podostrą oraz podkliniczną. Postać ostra ujawnia się jako posocznica, w której z dużą dynamiką pogarsza się stan ogólny zwierzęcia. Maciory przez większość czasu leżą na brzuchu i wykazują typowe objawy chorobowe – temperaturę sięgającą do 41°C, zapalenie gruczołu mlekowego oraz ropny wypływ z dróg rodnych, prosięta zaś demonstrują objawy głodu i w ciągu 2-3 dni padają przejawiając objawy hypoglikemii. Postać podostra ma łagodniejszy przebieg i rozwija się w sposób stopniowy. Temperatura ciała nie przekracza 40,5°C, zaś utrata apetytu jest niewielka. W tej postaci występują mniejsze obrzęki gruczołu mlekowego, obserwuje się surowiczo-krwawy wypływ z dróg rodnych i objawy głodu u prosiąt. Postać podkliniczna charakteryzuje się zachowaniem apetytu i ogólnie dobrym stanem loch. Jedynym objawem jest zróżnicowanie w rozwoju poszczególnych prosiąt oraz nieznacznie podwyższona temperatura ciała lochy sięgająca do 39,8°C (Chłopek 2009). Podstawowym sposobem wykrycia zespołu MMA jest pomiar ciepłoty ciała maciory, przeprowadzany dwa razy dziennie, od momentu zakończenia porodu – wzrost temperatury ciała powyżej 39,5°C jest sygnałem do rozpoczęcia leczenia zwierzęcia (Chłopek 2009). W leczeniu tego schorzenia najczęściej stosuje się antybiotykoterapię, połączoną z preparatami przeciwgorączkowymi, przeciwzapalnymi i unieszkodliwiającymi endotoksyny, które uwalniając się z martwych i uszkodzonych przez antybiotyki bakterii pogarszają stan kliniczny zwierzęcia. Powszechnie stosuje się także domaciczne infuzje środków przeciwbakteryjnych i immunomodulacyjnych, oraz płukanie dróg rodnych. Ponadto praktykuje się domięśniowe iniekcje oksytocyny w celu zlikwidowania bezwładu macicy i skutecznego usunięcia zalegającej w macicy wydzieliny zapalnej, jak również stosowanie środków przeczyszczających w celu usunięcia z przewodu pokarmowego zalegającej treści jelitowej, stwarzającej korzystne środowisko do namnażania chorobotwórczych bakterii (Chłopek 2009).

Czynnikiem etiologicznym, który wywołuje chorobę Aujeszkiego, czyli tzw. wściekliznę rzekomą jest *Herpesvirus suis*, zwany także świńskim wirusem opryszczki typu 1. Jest on wysoce odporny na działanie czynników fizycznych i wywołuje u świni zakażenie latentne (Rudy 2011). Do zarażenia świni tym wirusem może dojść drogą kropelkową przez błony śluzowe jamy ustnej czy nosowej, przez uszkodzoną skórę, lub też podczas krycia chorym knurem. Istnieje również szansa na

zakażenie wewnątrzmaciczne płodu od lochy (Lee i Wilson 1979). Choroba Aujeszkiego może przez długi czas przebiegać bezobjawowo, zaś sam herpeswirus krążąc w populacji przenosi się na nowe osobniki stada. Jednak gdy dojdzie do pogorszenia się warunków zoohigienicznych panujących w chlewni, może nastąpić ujawnienie się klinicznych objawów zakażenia (Rudy 2011). Należą do nich: podwyższenie temperatury ciała, brak koordynacji ruchowej, drżenie mięśni, wytrzeszcz oczu oraz bezgłos, zaś u loch dochodzi do ronień (Pejsak i Truszczyński 2014a). Skutki tej choroby najdotkliwiej odczuwają prosięta, u których śmiertelność może wahać się od 50% u starszych, do nawet 100% u młodszych osobników (Rudy 2011). Ponadto, u chorych zwierząt obserwuje się zwężenie opon mózgowych, któremu towarzyszy obrzęk i nadmiar płynu mózgowo-rdzeniowego. Mogą także wystąpić zróżnicowane zmiany zapalne i nekrotyczne w błonie śluzowej górnych dróg oddechowych i płuc, jak również często pojawiająca się martwica zlokalizowana w wątrobie, śledzionie oraz szyjnych węzłach chłonnych (Lee i Wilson 1979). W celu zdiagnozowania obecności wirusa w organizmie świni, stosuje się immunohistochemiczne testy bazujące na reakcji swoistych przeciwciał znakowanych fluorescencyjnie, które łączą się z potencjalnie obecnym wirusem w pobranych do badań fragmentach tkanek. Pobierane do badań próbki pochodzą m.in. z migdałków, błony śluzowej nosa, czy też szyjnych węzłów chłonnych, jak również ze struktur mózgowych w tym z: opuszki węchowej oraz mózdzku. Możliwe jest także przeprowadzanie testów serologicznych (Lee i Wilson 1979). Zwalczanie choroby Aujeszkiego polega na stosowaniu szczepionek zawierających atenuowane (żywe i osłabione), delecyjne szczepy wirusa choroby Aujeszkiego. Zaleca się prowadzenie szczepień u loch przed kryciem, w celu utrzymania odporności poszczepiennej do okresu końca ciąży, aby następnie przez siarę mogła zostać przekazana prosiętom. Istotne są także szczepienia knurów w celu ograniczenia rozprzestrzeniania się choroby w trakcie krycia (Pejsak i Truszczyński 2014b).

Zespół rozrodczo-oddechowy jest wywołany przez wirusa, zaliczanego do rodzaju *Arterivirus*, nazywanego wirusem zespołu rozrodczo-oddechowego świń (PRRSV). Posiada on lipidową otoczkę, co skutkuje tym, że jest on wrażliwy na działanie wysokiej temperatury, różnego rodzaju detergentów oraz pH poniżej lub powyżej zakresu 6,6-7,5. Genom wirusa PRRS składa się z pojedynczej nici RNA, co determinuje jego znaczną zmienność genetyczną (Pejsak i Truszczyński 2005a). Obecnie wyróżnia się dwa podtypy tego wirusa: podtyp europejski, który występuje przede wszystkim na obszarze Europy, chociaż sporadycznie także na terenie innych kontynentów, oraz podtyp amerykański, którego lokalizacja dotyczy Ameryki Północnej, a znacznie rzadziej obszaru Europy. Ponadto istnieje duże zróżnicowanie genetyczne w obrębie wymienionych podtypów, manifestujące się różnorodną patogennością tego wirusa (Pejsak i Truszczyński 2014c). Do zakażenia wirusem PRRS może dojść drogą kropelkową, np. przez bezpośredni kontakt z chorym zwierzęciem, które zostało świeżo wprowadzone do stada. Lochy mogą zostać zakażone także podczas krycia knurem, który jest nosicielem omawianego wirusa. Obserwuje się możliwość aerogenego zakażenia stada, ponieważ istnieją przypadki przeniesienia wirusa pomiędzy farmami zakażonymi i wolnymi od zakażenia, które znajdowały się w bliskim sąsiedztwie. Odnotowuje się także sytuacje, przenoszenia wirusa do farm dotychczas wolnych od zakażenia, na skutek braku dokładnej dezynfekcji środków transportu użytych do przewozu nowych osobników (transportowane zwierzęta mogą zostać zarażone np. w wyniku przebywania w brudnych przyczepach). Ponadto upatruje się udziału owadów (przede wszystkim much lub komarów pochodzących z chlewni z osobnikami zakażonymi) jako wektorów przenoszących wirus PRRS (Pejsak i Truszczyński 2005b). Komórkami najchętniej zasiedlanymi przez wirus PRRS są makrofagi pęcherzyków płucnych świni. Należy zwrócić uwagę na fakt, że do zakażeń może dochodzić wielokrotnie, ponieważ omawiany patogen, w wyniku pierwotnego zakażenia osiedla się w płucach, co przeciwdziała szybkiej stymulacji komórek układu odpornościowego i tym samym opóźnia odpowiedź komórkową i humoralną. Sytuacja taka może trwać nawet przez kilka miesięcy, w tym czasie czyniąc świnię wciąż podatną na kolejne zakażenia wirusem PRRS. Ponadto zjadliwa forma wirusa PRRS może działać hamująco na układ immunologiczny zakażonej świni (Pejsak i Truszczyński 2005a). Zespół rozrodczo-oddechowy świni objawia się występowaniem przedterminowych porodów oraz ronieniem prosiąt przez lochy, u noworodków zaś obserwuje się wrodzoną rozkroczność oraz ogólne osłabienie skutkujące podatnością na wtórne zakażenia. Prosięta leżą na boku i wykonują kończynami tzw. ruchy wiosłowe.

Dodatkowo u osobników dorosłych obserwuje się problemy z oddychaniem, zapalenia płuc i stawów, jak również spadek libido i pogorszenie jakości nasienia u knurów. Zakażenie bardziej wirulentnym szczepem może doprowadzić do wystąpienia charakterystycznych przebarwień uszu i ryja (Pejsak i Truszczyński 2014a). W celu diagnostyki zespołu rozrodczo-oddechowego świń stosuje się swoiste testy, w których jako antygeny używa się zakażonych wirusem PRRS makrofagów pęcherzyków płucnych, takie jak: immunoperoksydazowy test w hodowlach jednowarstwowych (IPMA), odczyn immunofluorescencji pośredniej (IFA) oraz odczyn immunoenzymatyczny (ELISA). Obecnie najczęściej stosowanym testem w celu określenia obecności swoistych przeciwciał dla wirusa PRRS, jest test ELISA, ponieważ w odniesieniu do innych metod, daje on najbardziej miarodajne wyniki (Pejsak i Truszczyński 2005a). Przeciwdziałanie zakażeniom wirusem PRRS powinno się opierać przede wszystkim na ścisłym przestrzeganiu zasad kwarantanny świń, które są wprowadzane do stada. Ponadto istotnym elementem jest utrzymanie odpowiednich warunków sanitarno-higienicznych w chlewni i środkach transportu wykorzystywanych do przewożenia zwierząt. Ważne jest także regularne przeprowadzanie dezynsekcji pomieszczeń w których przebywają zwierzęta w celu ograniczenia możliwości transferu patogenu przez owady pochodzące z innych chlewni (Pejsak i Truszczyński 2005b). Obecnie zwalczanie zespołu rozrodczo-oddechowego świń polega w znacznej mierze na stosowaniu biopreparatów z żywym zmodyfikowanym wirusem lub szczepionek inaktywowanych. Szczepienia świń przeprowadza się jednokrotnie lub dwukrotnie (jest to zależne od stopnia ryzyka zakażenia wirusem PRRS) w początkowym okresie tuczu. Lochy należy szczepić przed kryciem, jak również pod koniec ciąży. Z kolei prosięta powinny być szczepione już po zaniku odporności biernej, ponieważ w przypadku PRRS przeciwciała bierne skutecznie blokują rozwój czynnej odpowiedzi poszczepiennej (Pejsak i Truszczyński 2014b).

4. Podsumowanie i wnioski

W powyższej pracy scharakteryzowano podstawowe zagadnienia związane z wybranymi chorobami świń domowej (leptospirozą, bezmlecznością poporodową świń, chorobą Aujeszkiego oraz zespołem rozrodczo-oddechowym świń). Opisane schorzenia różnią się między sobą etiologią i przebiegiem, jak również zagrożeniem jakie stanowią dla zwierząt. Różnią się także sposobami leczenia i skutecznością samej terapii. Obecny stan wiedzy pozwala w większości przypadków na skuteczne minimalizowanie i przeciwdziałanie zagrożeniom, które są związane z tymi schorzeniami. Dlatego też bardzo ważne jest, aby znajomość chorób i czynników predysponujących do ich wystąpienia, wśród rolników i producentów trzody chlewnej, zwiększała się, tym samym przyczyniając się do zmniejszenia rozprzestrzeniania się patogenów wśród zwierząt. Dzięki temu możliwe będzie ograniczenie strat ekonomicznych ponoszonych przez gospodarstwa.

5. Literatura

- Chłopek J (2009) Bezmleczność poporodowa loch. W chlewni i oborze 243(1): 22-23.
- Gliński Z, Kostro K (2013) Leptospiroza-groźna choroba zwierząt i zoonoza. *Życie Weterynaryjne* 88(10): 835-841.
- Kaczorowski B (2005) Wielka encyklopedia PWN. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Tom 27: 83-1011.
- Lee JYS, Wilson MR (1979) A review of pseudorabies (Aujeszky's disease) in pigs. *The Canadian veterinary journal* 20(3): 65-69.
- Rudy A (2011) Sytuacja epizootologiczna choroby Aujeszkiego u świń w Polsce. *Życie Weterynaryjne* 4(86): 272-275.
- Pejsak Z, Truszczyński M (2005a) Zespół rozrodczo-oddechowy świń–nowe dane na temat właściwości wirusa, odpowiedzi immunologicznej oraz diagnostyki laboratoryjnej. *Życie Weterynaryjne* 80(6): 328-331.
- Pejsak Z, Truszczyński M (2005b) Profilaktyka i zwalczanie zespołu rozrodczo-oddechowego świń. *Życie Weterynaryjne* 80(7): 392-395.
- Pejsak Z, Truszczyński M (2014a) Choroby świń o dużej dynamice szerzenia się oraz nowo odkrywane patogeny. *Życie Weterynaryjne* 89(11): 920-922.

- Pejsak Z, Truszczyński M (2014b) Praktyczne dane o szczepionkach i szczepieniach przeciw chorobom zakaźnym świń Część II Choroby wirusowe. *Życie Weterynaryjne* 89(1): 18-21.
- Pejsak Z, Truszczyński M (2014c) Zmienność wirusa PRRS-podstawowy problem w skutecznym zwalczaniu zespołu rozrodczo-oddechowego świń. *Życie Weterynaryjne* 89(12): 997-999.
- Truszczyński M, Pejsak (2012) Nowe dane na temat rozpoznawania i zwalczania leptospirozy świń. *Życie Weterynaryjne* 87(5): 369-372.
- Truszczyński M, Pejsak Z (2013a) Praktyczne dane o szczepionkach i szczepieniach przeciw chorobom zakaźnym świń Część I Choroby bakteryjne. *Życie Weterynaryjne* 88(12): 1014-1018.
- Truszczyński M, Pejsak Z (2013b) Leptospiroza świń, z podkreśleniem aspektów praktycznych. *Życie Weterynaryjne* 88(10): 831-834.
- Valenčák Z, Štukelj M, Ščuka L (2006) Therapeutic effects of enrofloxacin in mastitis-metritis-agalactia syndrome: A review. *Acta Veterinaria Brno* 75(4): 515-522.

18. Charakterystyka procesu gnilnego zwłok powieszonych

The decomposition of hanging corpses

Agata Bisiecka, Monika Głabińska

Katedra Antropologii, Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy
we Wrocławiu

Opiekun naukowy: dr Łukasz Szleszkowski

Agata Bisiecka: agata.bisiecka@gmail.com

Słowa kluczowe: powieszenie, rozkład, szczątki, antropologia fizyczna, kryminalistyka

Streszczenie:

Samopowieszenie jest jednym z najczęściej dokonywanych aktów samobójstwa. Istnieje ryzyko dokonania pomyłki przy rozstrzyganiu, czy w danym czynie brały udział osoby trzecie, toteż konieczne jest przeprowadzenie dokładnych oględzin zwłok. Czynniki wpływające na ciało wiszące (głównie ciążenie grawitacyjne oraz warunki klimatyczne związane ze środowiskiem ekspozycji) sprawiają, że proces rozkładu przebiega w specyficzny, odmienny od klasycznie obserwowanego sposób. Współcześnie szeroko prowadzone są prace nad przebiegiem procesu gnilnego zwłok zdeponowanych w różnych warunkach, niewiele jednak istnieje prac kompleksowo analizujących rozkład zwłok powieszonych. Badania dotyczą głównie zwłok zwierzęcych, ze szczególnym uwzględnieniem organizmów modelowych (najbardziej podobnych do ciała ludzkiego), tj. świni domowej (*Sus scrofa domesticus*). Jest ona najbardziej zbliżona do człowieka pod względem budowy tkankowej, masy, stopnia otluszczenia i pokrywy włosowej. W pracy dokonano rewizji wybranych artykułów, podsumowując wnioski i analizując ich adekwatność dla potrzeb sądowo-lekarskich oględzin ludzkich zwłok powieszonych.

1. Wstęp

Jednym z częściej spotykanych przypadków śmierci gwałtownej przez uduszenie jest powieszenie definiowane jako śmierć na skutek lub zaciśnięcie narządów szyi ofiary przez pętlę (sznur, materiał tekstylny, skórzany bądź inny) z zawieszeniem całkowitym bądź częściowym (DiMaio 2003). Zaznaczyć należy, iż zjawisko powieszenia ze względu na działanie osób trzecich podzielić można na zabójstwo przez powieszenie (czyn intencjonalny sprawcy) bądź akt samobójczy (tzw. samopowieszenie). Zwłoki wiszące są powszechnie spotykanym sposobem ekspozycji ciała ujawnianego w postępowaniach kryminalistycznych. Samopowieszenie w Polsce od ponad stu lat stanowi główny mechanizm pozbawienia się życia (Kunz i Woźniak 1997; Szleszkowski i in. 2015; Sumińska-Ziemann i Bloch-Bogusławska 2013), na ogół wskutek podjęcia próby samobójczej lub działań auto-erotycznych. W każdym rozpatrywanym przypadku podczas sekcji zwłok należy sprawdzić obecność cech przyżyciowości zawiśnięcia w pętli, gdyż ich brak mogłoby wskazywać na próby mistyfikacji zdarzenia (pozorowanie powieszenia na samopowieszenie) w celu uniknięcia odpowiedzialności karnej (Lynch-Aird i in. 2015; Dembowska 2011). Dzięki dokładnemu ustaleniu czasu zgonu możliwa jest weryfikacja alibi podejrzanego, a także zeznań świadków. Ma to kluczowe znaczenie dla rzetelnego przeprowadzenia postępowania przygotowawczego, tj. wykrycia faktycznych sprawców zdarzenia i uniknięcia oskarżenia osób realnie niewinnych (Kaliszan 2012).

Określenie okoliczności zgonu oraz dokładne oszacowanie czasu zajścia jest utrudnione, gdy powieszenie miało miejsce na terenie otwartym (w miejscach takich jak park czy las), ponieważ zwłoki w takim środowisku mogą pozostać długo nieodkryte (Lynch-Aird i in. 2015). Działanie czynników środowiskowych (biotycznych oraz abiotycznych), wpływ gradientów temperatur oraz ciążenia grawitacyjnego sprawia, iż rozkład gnilny zwłok powieszonych przebiega w sposób specyficzny oraz znacznie odmienny do dekompozycji ciał np. wolno spoczywających. Obraz przemian pośmiertnych z reguły znacząco utrudnia rozpoznanie denata, a także prawidłową ocenę obrażeń współtowarzyszących. Czynniki te sprawiają, iż problematyka rozkładu zwłok powieszonych jest interesującym zagadnieniem naukowym i skupia uwagę zespołów badawczych.

2. Opis zagadnienia

Badania prowadzone nad szczątkami powieszonymi do tej pory skupiały się głównie na mechanizmie zgonu oraz poszukiwaniu cech przyżyciowości powieszenia bądź samopowieszenia, a także próbach odróżnienia obu tych zjawisk. Badania te wykazały, że mechanizm śmierci polega przede wszystkim na silnym uciśnięciu naczyń szyjnych. Sprawia to, że cechy przyżyciowości obrażeń, jak np. ślady ucisku mechanicznego pętli na szyję, mogą być niewielkie lub nawet nieobecne. Typowymi objawami śmierci wskutek powieszenia są: bruźda wisielcza (śląd kontaktowy po bezpośrednim nacisku materiału, z którego wykonano pętlę), zastój żylny powyżej bruźdy, wylewy w przyczepach dalszych mięśni mostkowo-obojczykowo-sutkowych, złamania kości gnykowej, chrząstki tarczowatej oraz wylewy krwawe w obrębie błony zewnętrznej tętnic szyjnych, tzw. objaw Martina i pęknięcia błony wewnętrznej tętnic (objaw Ammusata) (Szleszkowski i in. 2015; Sumińska-Ziemann i Bloch-Bogusławska 2013; Kunz i Woźniak 1997).

Dotychczas prowadzone badania nad określeniem tempa i procesów rozkładu przedstawione zostały w tabeli (Tab.1). Prace takie współcześnie prowadzi się przeważnie na zwłokach zwierzęcych, z wyjątkiem obiektów badawczych w Stanach Zjednoczonych (Mann i in. 1990), gdzie testuje się parametry rozkładu na zwłokach ludzkich pochodzących od świadomych dawców (tzw. "trupie farmy"). Generuje to problemy związane z adekwatnością wykonanych analiz, gdyż parametry procesu dekompozycyjnego mogą znacząco różnić się w zależności od cech organizmu (stopnia otluszczenia, masy, masy mięśniowej, pokrywy włosowej itd.). Organizmem, który zdaje się być najbardziej miarodajny, jest świnia domowa (*Sus scrofa domesticus*). Jest ona najbardziej zbliżona do człowieka pod względem składu tkankowego, otluszczenia, budowy niektórych narządów, pokrywy włosowej). Widoczny jest fakt, iż niewiele badań skupiało się na określeniu tempa i procesów rozkładu zwłok powieszonych.

3. Przegląd literatury

Badanie tempa i procesów rozkładu ciała jest zadaniem trudnym, ponieważ obejmuje szereg złożonych procesów, które ostatecznie powodują redukcję tkanek miękkich ciała aż do zeszkieleutowania, a zmiana może być spowodowana przez liczne i zróżnicowane czynniki. Dodatkowo jest to proces mozaikowy, gdzie różne części ciała rozkładają się w różnym tempie. Z tego powodu Megyesi i inni (2005) stworzyli system niezależnej oceny stopnia rozkładu głowy i szyi, tułowia oraz kończyn.

Współcześnie znane metody pozwalają także na obliczenie czasu, jaki upłynął od zgonu (PMI, *postmortem interval*), ale należy wziąć pod uwagę, iż nie powinniśmy stosować tego samego modelu obliczania tempa rozkładu ciał do wszystkich przypadków, gdyż rozkład będzie przebiegał inaczej w zależności od sposobu zdeponowania zwłok. Badania wykazały, że proces dekompozycji zwłok powieszonych przebiega odmiennie od procesów gnilnych zwłok pochowanych przede wszystkim ze względu na mniejszą ilość i odmienny skład gatunkowy owadów nekrofagicznych występujących na zwłokach oraz zwiększenie możliwości mumifikacji przez wystawienie większej powierzchni zwłok na działanie wiatru, który wysusza tkanki.

Na zwłokach powieszonych nie znajdziemy owadów pełzających po ziemi, zmniejszona zostanie także liczebność występowania much (*Diptera*, *Calliphoridae*), gdyż rzadziej znoszą one jaja na skórze zmumifikowanej.

Heaton i in. (2005) opracowali skalę do oceny PMI dla ciał utopionych, która znacząco różni się od skali opisanej przez Megyesi i współautorów dla przypadków pochowanych w ziemi. Z tego powodu należy przypuszczać, że tempo i proces rozkładu zwłok powieszonych będzie odmiennie od tempa i procesu rozkładu zwłok pogrzebanych. Teorię tę potwierdzili w 1993 roku Shalaby i inni, którzy badali tempo i proces rozkładu zwłok powieszonych. Ich badania pokazały, że każdy etap rozkładu przebiegał dłużej niż w przypadku zwłok pogrzebanych.

Wyniki ich badania należy jednak traktować z ostrożnością, ponieważ opierały się na obserwacji tylko jednej tuszy świńskiej, co może być zbyt małą próbą dla wiarygodnej weryfikacji procesu.

Tab. 1. Zróżnicowanie przebiegu rozkładu zwłok ludzkich i zwierzęcych (za: Lee 2010).

Autorzy badań	Data przeprowadzenia badań	Miejsce przeprowadzenia badań	Zwierzę wykorzystane do badania	# stadiów rozkładu
Avila i Goff	2000	Hawaje	Świnie (spalone)	5
Blacklith i Blacklith	1990	Irlandia	Ptaki, mysz	1
Bornemissza	1957	Australia	Świnka morska	5
Autorzy badań	Data przeprowadzenia badań	Miejsce przeprowadzenia badań	Zwierzę wykorzystane do badania	# stadiów rozkładu
Braack	1986	Afryka	Impala	4
Coe	1978	Afryka	Słoń	3
Cornaby	1974	Kostaryka	Ropucha rogata	1
Davis i Goff	2000	Hawaje	Świnia	5
Early i Goff	1986	Hawaje	Kot	5
Hewadikaram i Goff	1991	Hawaje	Świnia	5
Megnin	1894	Francja	Człowiek	9
Payne	1965	Karolina Płd.	Świnia	6
Reed	1958	Tennessee	Pies	4
Rodriguez i Bass	1983	Tennessee	Człowiek	4
Shalaby et al.	2000	Hawaje	Świnia	5
Shean et al.	1993	Waszyngton	Świnia (powieszona)	-
Tullisand i Goff	1987	Hawaje	Świnia	5

Kolejne badania nad tempem i procesem rozkładu zwłok powieszonych zostały przeprowadzone w Anglii w 2011 roku przez Lynch-Aird i in. Do badania użyto 20 tusz świńskich podzielonych na dwie grupy: badawczą (10 sztuk tusz świńskich, które zostały powieszono) oraz grupę kontrolną (10 sztuk). Grupa kontrolna (10 tusz) została zdeponowana na ziemi w odległości około 5 m od siebie. Obserwacje prowadzono latem 2011 roku. Dane zbierano dwa razy w tygodniu (w 3 i 7 dniu tygodnia), co łącznie dało 17 dni obserwacji. Podczas każdej wizyty fotografowano stan fizyczny świni. W czasie obserwacji oceniano osobno 3 regiony ciała (głowę i szyję, tułów oraz kończyny). Wyznaczono 12 stadiów rozkładu zwłok powieszonych dla głowy i szyi (Tab.2), 11 stadiów rozkładu zwłok powieszonych dla tułowia (Tab.3) i 9 stadiów rozkładu zwłok powieszonych dla kończyn (Tab.4). Opisane w tabelach stadia przedstawiają także ryciny (Ryc.1, Ryc. 2.)

Zaobserwowano wysoce istotną statystycznie różnicę pomiędzy tempem rozkładu zwłok badanych i kontrolnych, gdzie zwłoki powieszono rozkładały się szybciej. Zaobserwowane różnice w rozkładzie ciał samic i samców były istotne statystycznie (wartość testowa = 24.4, df = 3, $p < 0.001$) i mogły być wyjaśnione przez położenie otworu cewki moczowej. Kolejną różnicą w procesie rozkładu tusz samic i samców jest masa ciała po rozkładzie. Pierwotnie u obu płci zanotowano powolne zmniejszenie się masy, które następnie przyspieszyło, a w ostatnich fazach zwolniło. Zauważono znaczącą różnicę w masie ciała samców i samic, które może wynikać ich budowy morfologicznej skutkującej grawitacyjnym opadaniem części narządów. Różnica w masie tusz samców przed i po procesie rozkładu jest większa przez to, iż kości samców spadały na ziemię przez

powiększenie otworu w okolicy odbytu, a u samic kości zbierały się w worku stworzonym przez skórę tułowia tuszy.

Tab. 2. Stadia rozkładu głowy i szyi (za: Lynch-Aird i in. 2015).

STADIUM	OPIS
0	Zwłoki świeże; brak zmian barwy
1	Obrzęk głowy i szyi
2	Opad grawitacyjny ocieklin gnilnych, przyciemnianie skóry aż do czarnego zabarwienia, zapadanie się oczodołów, wysuszenie okolicy nosa i warg, większość ciała wciąż świeża
3	Obkurczenie się skóry szczęki, ześlizgiwanie się skóry
4	Odpadanie tkanki w okolicy nosa i gardła, wysuszona skóra i błony śluzowe jamy gębowej
5	Wypadanie włosów, wysuszenie okolicy pyska
6	Garbowanie się skóry, kości widoczne w mniej niż 10%
7	Otwory i rozdarcia skóry
8	Całkowita mumifikacja, suche, nieelastyczne uszy
9	Wytworzenie maski ze skóry pozostałej na pysku
10	Skóra pergaminowa, bardzo cienka i półprzezroczysta, utrata ciągłości tkanki
11	Widoczne ponad 50% kości czaszki, skóra formująca maskę w $\frac{3}{4}$ nie pokrywa struktur głowy
12	Suche kości, które mogą nadal wisieć, jeśli są połączone przez zmumifikowane tkanki lub w przypadku braku zmumifikowanej tkanki kości spadają na ziemię

Tab. 3. Stadia rozkładu tułowia (za: Lynch-Aird i in. 2015).

STADIUM	OPIS
0	Świeże, brak zmian barwy
1	Rozdęcie gazem, przebarwienia od czerwonego do zielonego, u samców obrzęki jąder
2	Zmiana koloru z zielonego na szary, ciemnoszary lub czarny
3	Wypadnięcie jelit, ociekanie płynu gnilnego
4	Dolna część tułowia jest bardziej spuchnięta niż górna, poszerzenie otworów pępka oraz penisa
5	Wydłużenie ciała; perforacja górnej części tułowia
6	Odbyt powiększony do średnicy 10 cm lub większy, jelita wystają przez odbyt, u samców moszna miękka i pomarszczona
7	Wysychanie, stwardnienie i brązowe przebarwienie skóry w górnej części tułowia
8	Jelita wypadają z ciała, mumifikacja skóry, u samców worek mosznowy otwiera się do tyłu w kierunku odbytu
9	Z ciała wypadają żołądek, żebra, łopatki i kręgi; boki ciała zapadnięte, skóra tłusta w dotyku
10	Duża utrata tkanki tłuszczowej w strefie ociekania (okolice odbytu), tułów pusty, wypadnięcie kości długich
11	Uwidaczniają się suche kości pod zmumifikowaną skórą, zwłoki mogą nadal wisieć

Tab. 4. Stadia rozkładu kończyn (za: Lynch-Aird i in. 2015).

STADIUM	OPIS
0	Świeże, brak zmian barwy
1	Zaczerwienienie skóry, która następnie staje się ciemnoszara, kończyny opuchnięte i odstające od ciała
2	Część skóry zsuwa się; wysychanie skóry na częściach dystalnych kończyn
3	Kolor zmienia się z szarego na czarny, kończyny przednie zwisają w zwykłej pozycji
4	Odpadanie części wolnej kończyn, rozdzielenie na wysokości karku
5	Kończyny tylne zwisają luźno, rozdzielają się na miednicy; utrata tylnych racic, wypadanie włosów
6	Mumifikacja dolnego końca kończyn, skóra koloru ciemnobrązowego, dziury i pęknięcia skóry
7	Kości wiszą w worku skórnym, dystalne części kończyn są z mumifikowane, twarde; tkanki miękkie zsuchają się z kośćmi
8	Kości kończyn górnych wypadają przez tułów, powierzchnia kończyn bardzo tłusta
9	Sucha kość widoczna pod z mumifikowaną skórą, tusza wciąż może zwisać.



Ryc. 1. Postęp rozkładu powieszonych zwłok świńskich w zależności od skumulowanych stopnioidni (Lynch-Aird i in. 2015).



Ryc. 2. Wiszące zwłoki świnii domowej płci męskiej (po lewej) i żeńskiej (po prawej). Strzałkami oznaczono drogi ekstrakcji narządów i tkanek na skutek działania grawitacji (Lynch-Aird i in. 2015).

4. Podsumowanie i wnioski

Rozkład ciał jest różny w zależności od sposobu zdeponowania zwłok. Przypadki dotyczące zwłok powieszonych są szczególnym typem zdeponowania zwłok ze względu na przebieg procesu rozkładu, jak i jego tempo. Jest to spowodowane przede wszystkim faktem, iż na ciele wiszącym można zaobserwować mniejszą sukcesję entomofauny nekrofagicznej. Dodatkowym czynnikiem wpływającym na tempo rozkładu ciał powieszonych może być częściowa mumifikacja (utrwalenie fragmentów tkanek). Do procesów tych dochodzi na skutek zjawisk fizycznych takich jak parowanie i ruchy powietrza wysuszającego skórę zwłok pozbawioną płynów fizjologicznych, które na skutek ciężenia grawitacyjnego szybko obciekają do najniżej położonych partii ciała, wywołując tam obrzęki. Skutkiem tego dolne części ciała mogą ulegać przyspieszonej dekompozycji, zaś górne, w wyniku przesuszenia, naturalnej mumifikacji. Kolejnym kłopotliwym zjawiskiem jest znaczna deformacja powłok skórnych, które pod wpływem ciężenia grawitacyjnego mogą rozciągnąć się, sprawiając, iż kształt zwłok (ich rozciągnięcie o nawet połowę) nie pozwoli na ich wizualną identyfikację (dane uzyskane z obserwacji przypadku).

Analiza wyników uzyskanych przez Lynch-Aird i in. (2015) zwraca uwagę na interesujące wnioski dotyczące potencjalnego dymorfizmu płciowego w przebiegu rozkładu ciała wiszącego. Do danych tych należy jednakowoż podchodzić z rozwagą, gdyż stopień dymorfizmu ciała świnii i człowieka różni się, podobnie jak plan organizacji budowy obu tych organizmów. Wyjaśnienia tego procesu logiczne dla tusz świńskich mogą nie być adekwatne dla organizmu o spionizowanej budowie ciała.

W innych badaniach, prowadzonych m.in. przez Adlam i Simmonsa w 2007 roku oraz Dabbsa w 2010, wykazana jest korelacja między tempem rozkładu a utratą masy ciała, jednak w przypadku opisanych badań rozkładu zwłok powieszonych może dojść do zaburzenia tej zależności z uwagi na grawitacyjny opad masywnych elementów ciała (np. kości). Wyniki tego badania (Lynch-Aird i in. 2015) są zbieżne z wynikami badań prowadzonych przez Shalaby i in. (1993).

Wyniki uzyskane we wspomnianym wcześniej badaniu prowadzonym przez Megyesi i in. (2005) nie ma zastosowania w przypadku rozkładu zwłok powieszonych, ponieważ nie uwzględnia procesów zachodzących podczas takiego sposobu zdeponowania ciała. Wyników uzyskanych za

pomocą skali opracowanej przez Lynch-Arid i in. w 2015 roku nie można odnosić do skali opracowanej przez Megyesi i in. w 2005 roku, ponieważ opisują różne wzory rozkładu. W świetle tych faktów istnieje konieczność prowadzenia dalszych prac na obszernym i zróżnicowanym materiale, aby zwiększyć dokładność szacowania czasu, jaki upłynął od zgonu osoby powieszanej. Badania pokazują, iż dodatkowym czynnikiem, nad jakim warto byłoby się pochylić, może być płeć denata (i związane z nią różnice dymorficzne). Wobec skali zjawiska (ponad 70% samobójczych zgonów w Polsce) oraz ryzyka popełnienia błędu przy ocenie ingerencji osób trzecich, prace nad przebiegiem procesu gnilnego ciała powieszonych mogą realnie podnieść skuteczność organów ścigania, które poprzez efektywniejsze egzekwowanie prawa karnego mogą podnieść poziom bezpieczeństwa oraz zdrowia publicznego.

5. Literatura

- Adlam RE, Simmons T (2007) The effect of repeated physical disturbance on soft tissue decomposition – are taphonomic studies an accurate reflection of decomposition?, *Journal of Forensic Science*, 52(5), 1007–14
- Dembowska I (2011) Zbrodnia zabójstwa pozorowana samobójstwem (studium przypadku), *Studia Erazmiańskie* 41-62
- DiMaio VJ, DiMaio D (2003) *Medycyna sądowa*, Edra Urban & Partner, Wrocław
- Heaton V, Lagden A, Moffatt C et al. (2010) Predicting the post-mortem submersion interval for human remains recovered from UK waterways, *Journal of Forensic Science*, 55(2), 302–307.
- Kaliszan M (2012) Próba określenia czasu zgonu na podstawie ograniczonych danych z miejsca ujawnienia zwłok, *Archiwum Medycyny Sądowej i Kryminologii*, LXII, 203-207
- Kunz J, Woźniak K (1997) Żyłciowość śmierci z powieszenia, *Archiwum Medycyny Sądowej i Kryminologii*, XLVII, 31-37
- Lee GM (2010) Early postmortem changes and stages of decomposition, *Experimental and Applied Acarology* 49: 21-36
- Lynch-Aird J, Moffatt C, Simmons T (2015) Decomposition Rate and Pattern in Hanging Pigs, *Journal of Forensic Science*, September 2015, Vol. 60, No. 5, 1155-1163
- Mann RW, Bass WM, Meadows L (1990) Time Since Death and Decomposition of the Human Body: Variables and Observations in Case and Experimental Field Studies, *Journal of Forensic Sciences*, JFSCA, Vol. 35, No. 1, 103-111
- Sumińska-Ziemann B, Bloch-Bogusławska E (2013) Powieszenia w materiałach Zakładu Medycyny Sądowej CM UMK w Bydgoszczy w latach 2000-2010, *Archiwum Medycyny Sądowej i Kryminologii*, LXIII, 267-271
- Szleszkowski Ł, Hałoń A, Thannhäuser A i in. (2015) Poszukiwanie nowych cech przyżyciowości powieszenia na podstawie oceny makro- i mikroskopowej przyczepu bliższego mięśnia mostkowo-obojędkowo-sutkowego i wyrostka sutkowatego kości skroniowej, *Archiwum Medycyny Sądowej i Kryminologii*, 65 (3): 1–12
- Payne JA (1965) A Summer carrion study of the baby pig *Sus scrofa linnaeus*, *Ecology*, 46(5), 592–602

19. Wielowarstwowy model numeryczny z wybranymi elementami topograficzno-geologicznymi miasta Jaworzna opracowany na podstawie map graficznych

Multilayered numerical model with selected topographic and geological elements of the city of Jaworzno, developed based on graphic maps

Zbigniew Jelonek

Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytet Śląski, PetroCoal.pl

Opiekun naukowy: dr hab. Jerzy Nita

Zbigniew Jelonek: zbigniew@jelonek.edu.pl, biuro@petrocoal.pl

Słowa kluczowe: digitalizacja, zagospodarowanie terenu, budowa geologiczna.

Streszczenie

Mapa numeryczna to obraz tradycyjnych map np. topograficznych, sozologicznych, geologicznych przedstawionych w zapisie cyfrowym. Zadaniem prezentowanej w artykule mapy numerycznej jest informowanie o szczegółach sytuacyjnych i budowie geologicznej miasta Jaworzna. Wszystkie informacje ujęte są na tzw. warstwach danych, które w zależności od zapotrzebowania informują użytkownika o zawartych na serwerze zbiorach danych tematycznych. Dla wielu dziedzin gospodarki i nauki, a także odbiorców indywidualnych, którzy chcą uzyskać kompleksową informację np. o lokalizacji terenów przeznaczonych pod inwestycje, zabudowę, zazielenienie. Wraz z danymi o budowie geologicznej pojawia się również możliwość wykorzystania topograficznych map numerycznych miasta Jaworzna, które umożliwiają szybki dostęp do danych i narzędzi typu: mapy i nakładki wektorowe z nakładkami występujących warstw geologicznych, wizualizacje danych w formie tabel, wykresów, zdjęć, obiektów, możliwość symulacji np. emisji i zasięgu zanieczyszczeń, po wprowadzeniach danych meteorologicznych, podgląd całości planu lub natychmiastowy podgląd wybranego elementu wraz z opisem, wydruk (danych, grafik, map), przesyłanie danych przez sieć lub publikacje na stronach www, wprowadzanie zmian i aktualizacja danych graficznych i tekstowych bezpośrednio w warstwach tematycznych.

1. Wstęp

Pomysł przełożenia mapy topograficznej i geologicznej w wersji „papierowej”, na wersję elektroniczną zaistniał w trakcie testów oprogramowania MapInfo podczas pisania pracy licencjackiej na przełomie milenium. Był on na tyle innowacyjny i rewolucyjny na czas (lat 1999-2001) raczkującego Internetu i cyfryzacji urzędów miejskich, że niestety nie znalazł zastosowania w praktyce. Przy czym metodologia prac przy tworzeniu map cyfrowych dawniej i dziś niewiele się zmieniła poza doskonałym oprogramowaniem i ogólnodostępnymi narzędziami skanującymi typu smartfon, tablet. Odświeżenie tematu w przypadku mapy topograficznej zostanie zminimalizowane i przedstawione w formie wspomnienia z rysem historycznym. Wybrane elementy o kluczowym znaczeniu (główne drogi krajowe, rzeki, obszary podmokłe) będą skompensowane w jednej nakładce. Natomiast zaprezentowanie gotowej cyfrowej mapy geologicznej miasta Jaworzna jak najbardziej jest na czasie, gdyż tego typu opracowanie pomimo rozwoju technologii na dzień dzisiejszy jeszcze nie powstało w tak przystępnej formie.

Przedstawienie budowy geologicznej w postaci cyfrowej z nałożoną topografią pozwoli na szybkie zlokalizowanie najważniejszych obiektów z dużymi walorami przyrodniczymi (tereny zielone, obszary zalesione, akweny wodne) podczas prac projektowych przy tworzeniu planów zagospodarowania miasta. Obecnie mapa cyfrowa ma zasadnicze znaczenie i szerokie zastosowanie przy podejmowaniu wszelkich decyzji o przestrzeni a nakładka geologiczna pozwoli uniknąć błędów w projektowaniu inwestycji na mało rozpoznanych terenach wymagających dodatkowych nakładów w konstrukcje wzmacniające czy zabezpieczające np. osuwiska, tereny podmokłe, uskoki. Nakładka geologiczna jest wykonana w postaci rastrowej, co umożliwia wykorzystanie poszczególnych warstw

we wszystkich obecnie używanych aplikacjach projektowych oraz pozwoli wytyczyć granice zalegania i wychodni poziomów stratygraficznych.

Miasto Jaworzno jest zlokalizowane w południowej Polsce, w województwie Śląskim, powiat grodzki, w widłach Przemszy i Białej Przemszy. Usytuowane jest na pograniczu dwóch regionów przyrodniczo – kulturowych: Górnego Śląska i Małopolski (Stupnicka 1997). Jaworzno rozwinęło się na skrzyżowaniu ważnych szlaków komunikacyjnych ze wschodu na zachód i z północy na południe. Przez miasto biegną drogi krajowe: nr 15 z Bielska – Białej do Warszawy i nr 914 z Bytomia do Krakowa, a także autostrada A4, która łączy Wrocław z Medyką. Stację Jaworzno – Szczakowa zaliczano do głównych węzłów kolejowych w Polsce. Jaworzno jest miastem rozległym, jednym z największych w kraju, pod względem powierzchni.

Rozległość i usytuowanie miasta czyni go łakomym kąskiem inwestycyjnym z tej przyczyny miasto stało się ogromnym terenem budowy co wymaga kosztownych ciągłych pomiarów i badań geologicznych. Proponowane rozwiązanie poprzez zastosowanie nakładek na mapę miasta z podłożem geologicznym niewątpliwie ułatwi proces decyzyjny odnośnie lokalizacji terenów pod poszczególne inwestycje.

2. Materiały i Metodyka

Digitalizacji poddano:

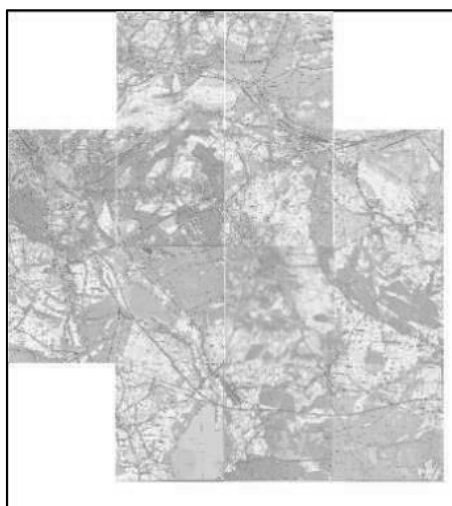
- Mapy w układzie 1942 (siatka „42” w współrzędnych „92”) z poziomu odniesienia Kronsztad w skali 1: 10 000 zostały pobrane z Wojewódzkiego Ośrodka Geodezji i Kartografii w Katowicach. Otrzymano dwanaście arkuszy map topograficznych; M-34-63-B-c-3, M-34-63-B-a-3, M-34-63-D-a-2, M-34-63-C-b-2, M-34-63-C-b-2, M-34-63-B-c-4, M-34-63-A-d-2, M-34-63-B-c-1 (Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna 1995), M-34-63-D-a-1, M-34-63-A-d-3, M-34-63-A-d-4, M-34-63-A-b-4 (Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna 1996).
- Szczegółowe mapy geologiczne Polski w skali 1: 50000 zostały pobrane z składnicy map przy Wydziale Nauk o Ziemi UŚ w Sosnowcu. Otrzymano trzy arkusze map; 944 – JAWORZNO M-34-63-B (Kurek i in. 1991), 943 – KATOWICE M-34-63-A (Biernat i Kryowska 1956), 971 – CHRZANÓW M-34-63-D (Żebro 1956).
- Plan miasta Jaworzna (Plan miasta Jaworzna 1999) w skali 1: 20 000 wydany przy współpracy z Urzędem Miasta w Jaworznie, PTTK oraz ZK „KM” na podstawie materiałów Urzędu i własnych, zakupiono w Wydawnictwie „Pod Aniołem” w Krakowie.

Do przygotowania nakładek (warstw tematycznych) zastosowano:

- Programy komputerowe „MapInfo – Professional 5.5” i „Corel” udostępnione w pracowni komputerowej KGP, ZKG przy Wydziale Nauk o Ziemi UŚ w Sosnowcu.

2.1. Przygotowanie map do postaci rastrowej, do dalszej obróbki w aplikacjach

- Organizacja pod używanymi aplikacjami kategorii, folderów, plików.
- Skanowanie map wymienionych w rozdziale 2 do postaci rastrowej w redukcji 300dpi.
- Połączenie zeskanowanych map topograficznych (944 – JAWORZNO (M-34-63-B), 943 – KATOWICE (M-34-63-A), 971 – CHRZANÓW (M-34-63-D)) w celu uzyskania warstwy z obrazem rastrowym pokrywającym cały teren miasta Jaworzna (Rys.1).
- Połączenie zeskanowanych map geologicznych (944 – JAWORZNO (M-34-63-B), 943 – KATOWICE (M-34-63-A), 971 – CHRZANÓW (M-34-63-D) w celu uzyskania warstwy z obrazem rastrowym pokrywającym cały teren miasta Jaworzna (Rys.4).
- Kalibracja, rejestracja, wprowadzenie do aplikacji obrazów rastrowych poszczególnych arkuszy map oraz planu miasta Jaworzna.
- Wykonanie warstw tematycznych, budowy geologicznej miasta Jaworzna oraz warstw z wybranymi elementami topograficznymi.



Rys. 1. Połączone mapy topograficzne (944 – JAWORZNO (M-34-63-B), 943 – KATOWICE (M-34-63-A), 971 – CHRZANÓW (M-34-63-D)).

2.2. Przygotowanie pól pracy w programie „MapInfo” i warstw w programie „Corel”

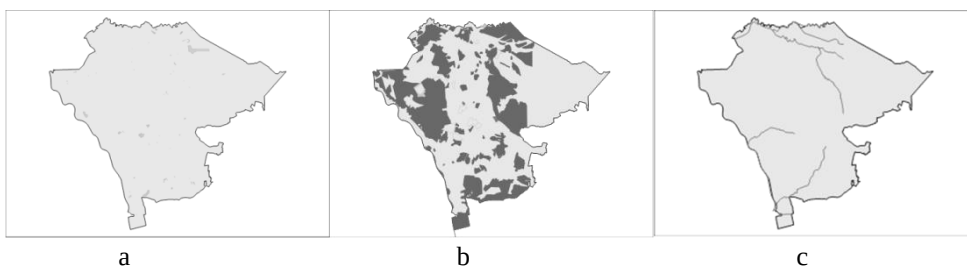
- Z planu miasta Jaworzna utworzono warstwę w celu wykonania nakładki wyznaczającej granice miasta (Rys.2.).



Rys. 2. Warstwa, Jaworzno – gmina, granice miasta.

- Z map topograficznych wykonano warstwy tematyczne zawierające wybrane cechy topograficzne (Rys.3.).

- Zbiorniki wodne, warstwa z rozszerzeniem; .tab , .dat , .id , .map , .wor , lub .cpt , .cdr
- Tereny zielone, warstwa z rozszerzeniem; .tab , .dat , .id , .map , .wor , lub .cpt , .cdr
- Rzeki warstwa z rozszerzeniem; .tab , .dat , .id , .map , .wor , lub .cpt , .cdr



a

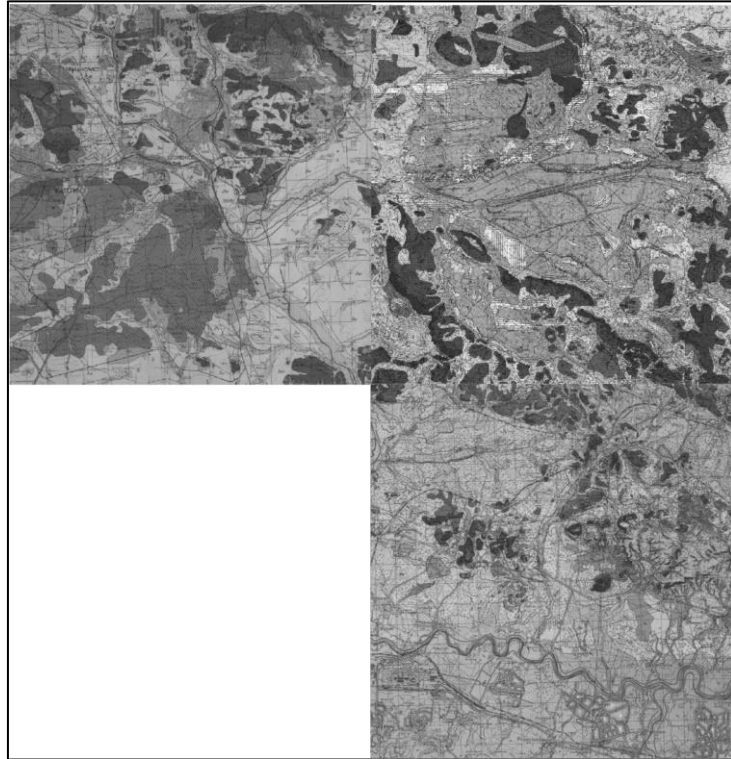
b

c

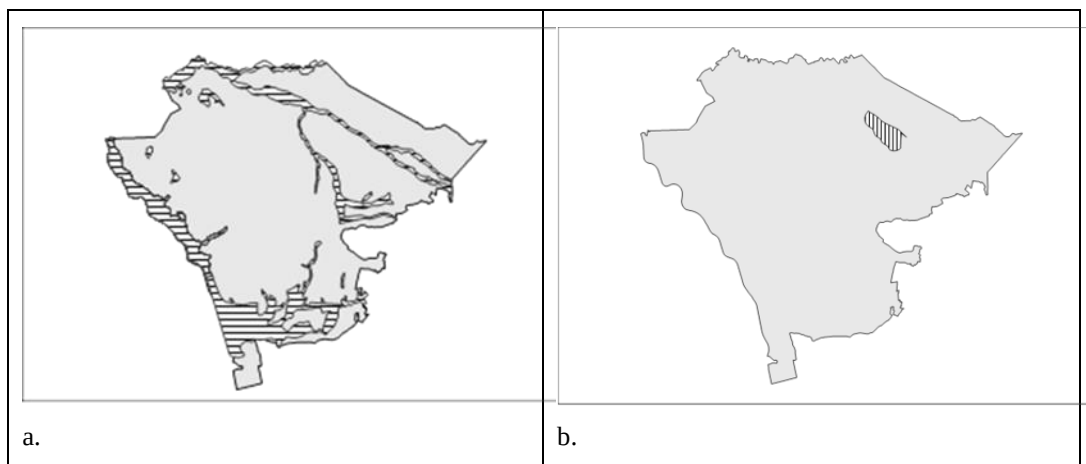
Rys. 3. Warstwy tematyczne zawierające wybrane cechy topograficzne i obiekty, a. zbiorniki wodne, b. tereny zielone, c. rzeki

- Z szczegółowych map geologicznych Polski (Rys.4.) utworzono warstwy tematyczne zawierające granice zalegania poszczególnych pięter stratygraficznych. Rozmieszczenie topograficzne występujących na terenie miasta Jaworzna oraz epok geologicznych przedstawiono na rysunkach o numerach od 5 do 8.

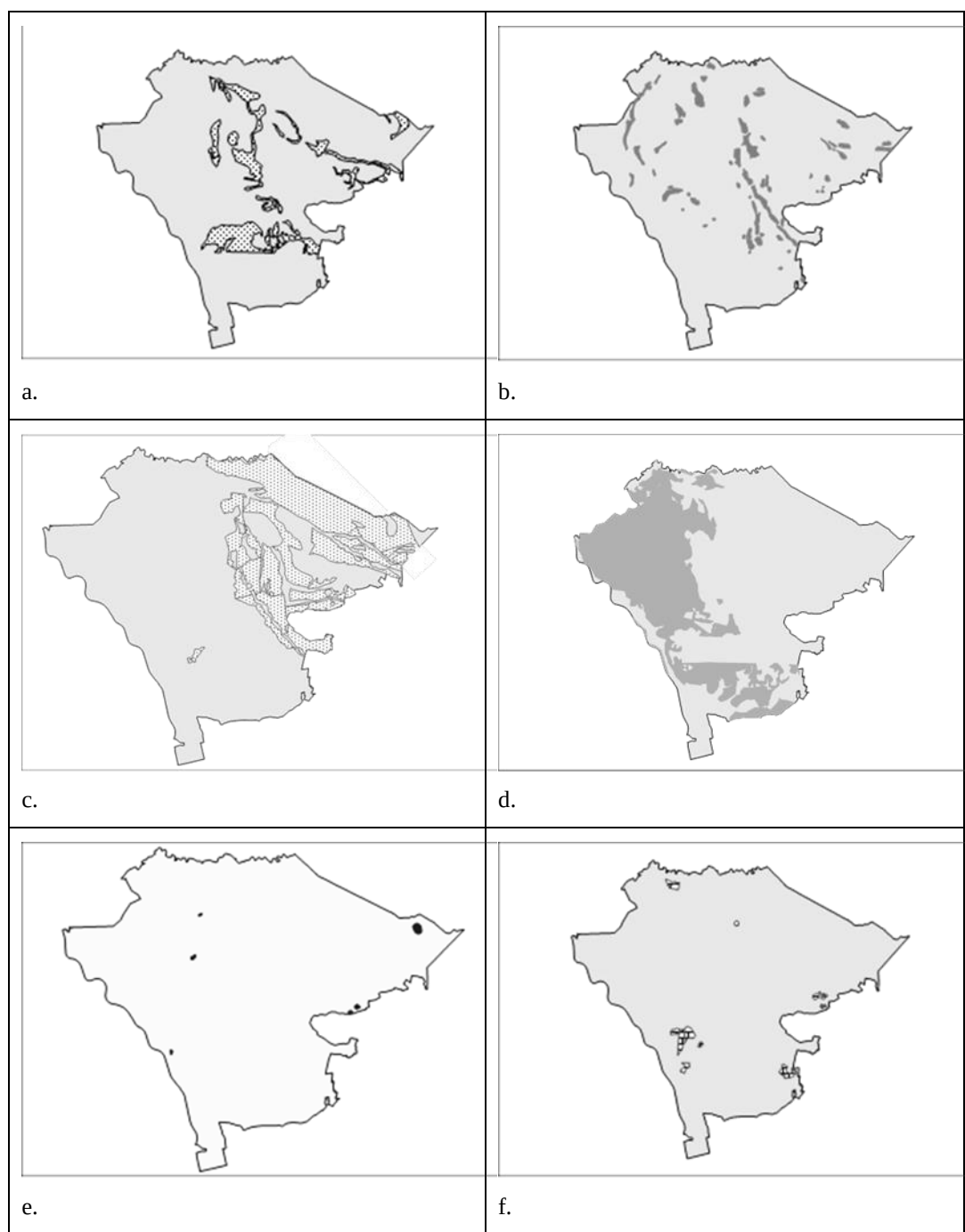
Do poszczególnych pięter geologicznych w opisach rysunków 5-8 został również dołączony wykaz skał zalegających w wybranych warstwach stratygraficznych.



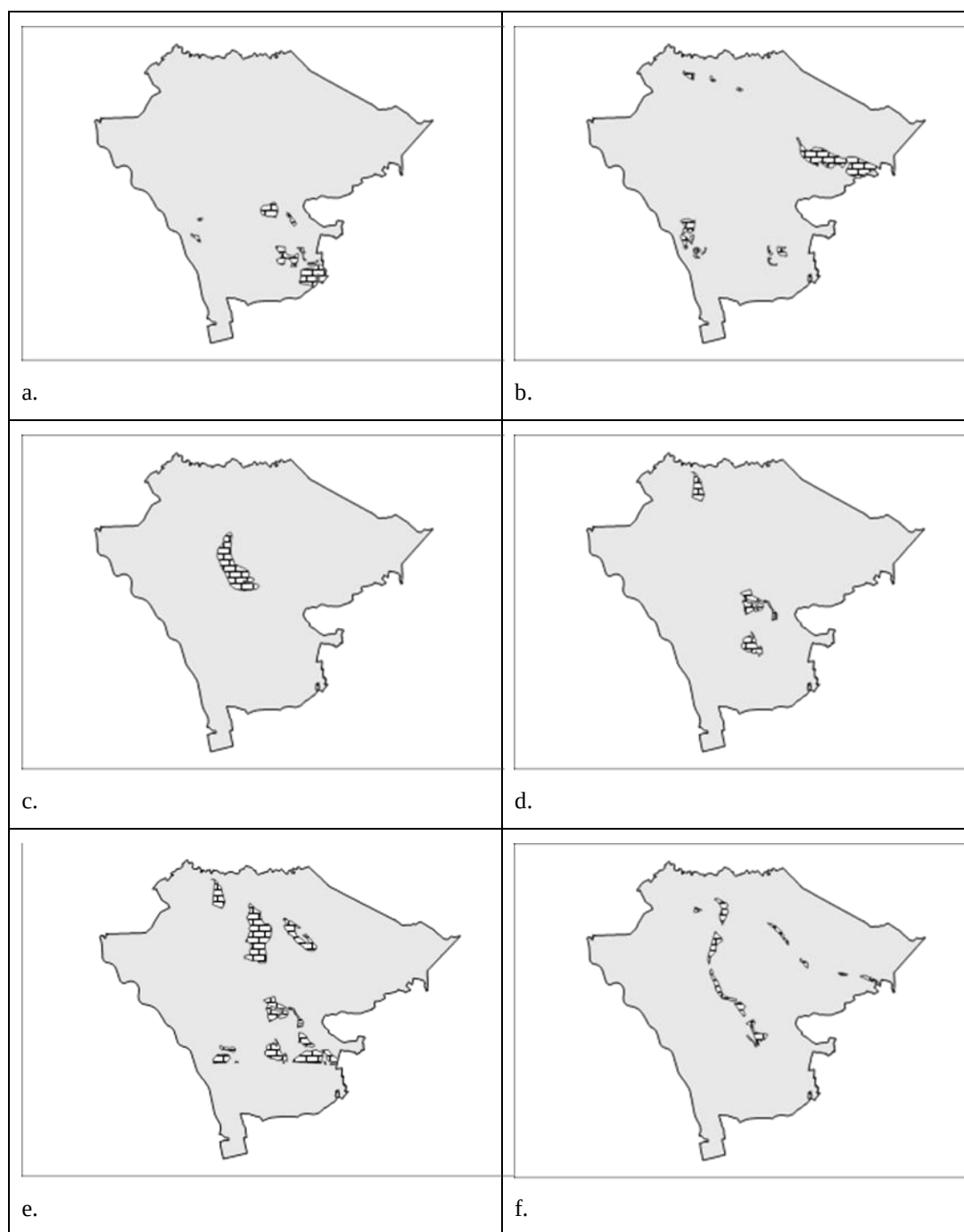
Rys. 4. Połączone mapy geologiczne (944 – JAWORZNO (M-34-63-B), 943 – KATOWICE (M-34-63-A), 971 – CHRZANÓW (M-34-63-D).



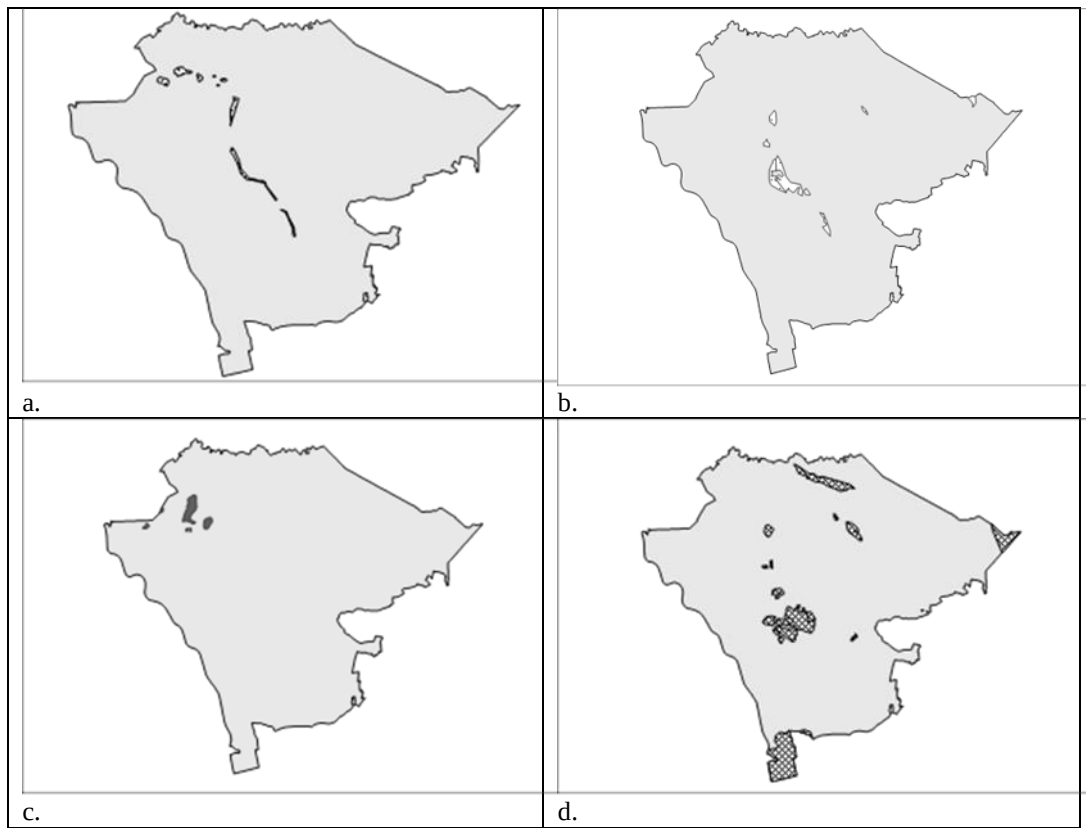
Rys. 5. Warstwy tematyczne, a. Kenozoik, holocen, ły i piaski tarasów zalewowych (Q_h^f), b. Kenozoik, holocen, namuły den dolinnych (Q_h^f).



Rys. 6. Warstwy tematyczne, a. Kenozoik, holocen, piaski i gliny z okruchami skał miejscowych, deluwialne ($-p^dQ$), b. Kenozoik, holocen, piaski eoliczne w wydmach ($-e^pQ^w$), c. Kenozoik, plejstocen, piaski stożków napływowych ($-p^sQ_{p4}$), d. Kenozoik, plejstocen, piaski i żwiry wodnolodowcowe ($-p_z^{fg}Q_{p3}$), e. Kenozoik, plejstocen, gliny zwałowe ($-g_{zw}^gQ_{p2}$), f. Mezozoik, trias, dolomity, dolomity diploporowe ($-d_oT_a$),



Rys. 7. Warstwy tematyczne, a. Mezozoik, trias, dolomity kruszczońskie ($-_{do}T_a$), b. Mezozoik, trias, wapienie, margle ($-_wT_a$), c. Mezozoik, trias, dolomity diploporowe ($-_{do}T_a$), d. Mezozoik, trias, dolomity kruszczońskie, wapienie i margle oraz wapienie zlepieńcowate, warstwy gogolińskie ($-_{do}T_a$), e. Mezozoik, trias, dolomity, dolomity diploporowe i dolomity kruszczońskie, wapienie, margle oraz wapienie zlepieńcowate, warstwy gogolińskie ($-_{do}T_a$), f. Mezozoik, trias, dolomity, margle, wapienie jamiste ($-_{do}T_{sc-a}$)



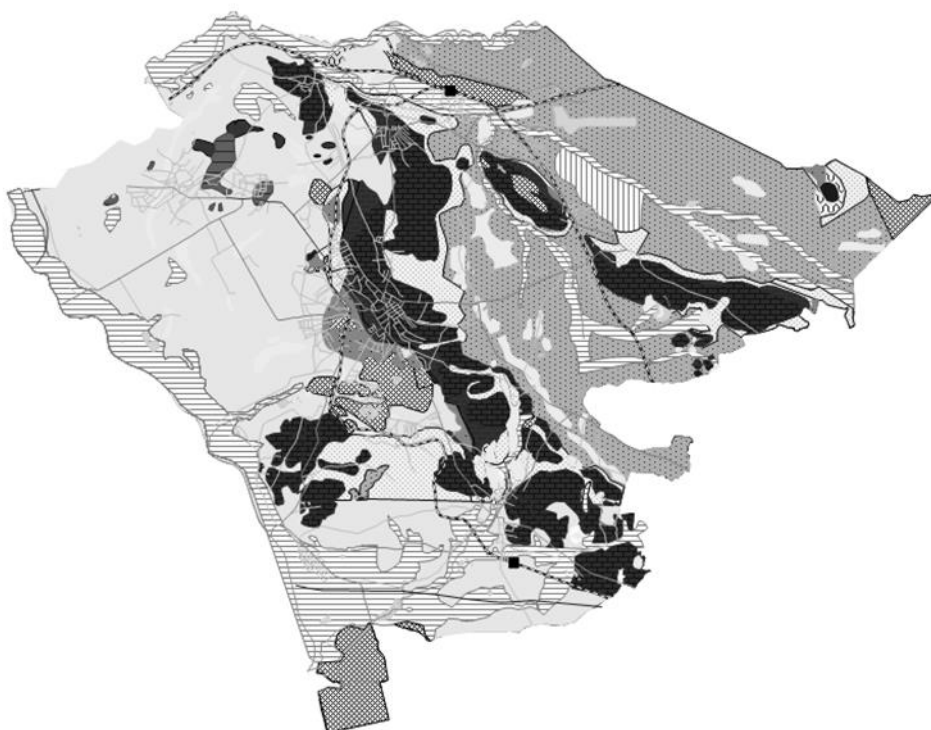
Rys. 8. Warstwy tematyczne, a. Mezozoik, trias, żwiry, zlepienie, piaski, piaskowce, iłowce i mułowce (piaskowiec pstry), ($-zT_{sc}$), b. Paleozoik, karbon, westfal, piaskowce, zlepienie, mułowce, iłowce, pokłady węgla kamiennego (warstwy libiąskie), ($-pC_w$), c. Paleozoik, karbon, westfal, mułowce, iłowce i piaskowce, łupki szare, pokłady węgla kamiennego (warstwy orzeskie), ($-mcC_w$), d. Teren nieopracowany pod względem geologicznym.

3. Wyniki

Powstałe warstwy tematyczne posłużyły do utworzenia cyfrowej mapy miasta Jaworzna (Rys.9.).

Poszczególne 18 warstw przedstawiających kluczowe piętra stratygraficzne zostały zorientowane w granicach miasta Jaworzna tworząc cyfrową geologiczną mapę miasta. Geologiczna mapa miasta Jaworzna została uzupełniona trzema głównymi elementami topograficznymi (zbiorniki wodne, tereny zielone i rzeki) mającymi poza budową geologiczną duży wpływ na planowanie zagospodarowania przestrzennego gminy.

W związku z ramami redakcyjnymi nie zostały przedstawione na oddzielnych zrzutach ekranu wykonane warstwy przedstawiające sieć dróg, łąki, lasy, ogródki działkowe, sady, tereny przemysłowe, cmentarze. Elementy te są widoczne na Rys.9. i stanowią dodatkową rozbudowaną wersję numerycznej mapy Jaworzna dostępnej w postaci edytowalnych plików do użytku na elektronicznych maszynach cyfrowych.



Rys. 9. Prezentacja połączonych wszystkich warstw tematycznych.

4. Dyskusja i wnioski

Prezentowane opracowanie stanowi przykładowy model przedstawiający możliwości projektowania i opracowywania map cyfrowych na podstawie map graficznych. Ponieważ nie było planowane komercyjne wykorzystanie wykonanego opracowania właściciele praw autorskich do zastosowanych metod i narzędzi nie zostali poproszeni o udzielenie zgód przekraczających prawa do użytku. Nie oznacza to jednak, że w przypadku zainteresowania podmiotów gospodarczych prezentowany model nie może być dostosowany do potrzeb użytkowników. Warstwy są zorientowane do siatek topograficznych, kierunków geograficznych oraz zachowane są proporcje poszczególnych obiektów do wymiarów wyskalowanych na mapach graficznych. Wszystkie dane można zainstalować pod aplikacje wektorowe i zorientować w parametrach oraz systemach GIS, GPS, po uzyskaniu stosownych zgód uwarunkowanych wymogami prawnymi.

Korzyści jakie może przynieść ewentualne wdrożenie modelu z niewielkimi modyfikacjami i uaktualnieniami (związanymi z upływem czasu) można wymienić w kilku punktach:

1. Cyfrowa mapa miasta Jaworzna pozwala na szczegółowe planowanie w zakresie infrastruktury komunalnej, planowanie budowy i remontów dróg, czyli przy sporządzaniu planu zagospodarowania przestrzennego.
2. Otworzy drogę dla wszystkich potencjalnych inwestorów (z uwzględnieniem polityki proekologicznej), przy zachowaniu lokalnych koncentracji funkcji usługowych i przemysłowo – składowych.
3. Mapa zapisana w pamięci komputera umożliwia nieograniczone uszczegółowienie i przypisanie informacji opisowych.
4. Umożliwi integrację tradycyjnych map z technologią satelitarną, fotogrametrią cyfrową, GPS.
5. Możliwość publikacji w masowych środkach przekazu np. Internet. Ułatwi przepływ specjalistycznej informacji, popularyzację wykorzystania systemu informacji przestrzennej

dla podróżników, geografów, przyrodników jak również ludzi nie związanych profesjonalnie z tematem.

5. Literatura

- Stupnicka E (1997) Geologia regionalna Polski. Wyd. UW. Warszawa. str.2.
- Biernat S, Kryowska M (1956) Mapa geologiczna Katowice, 943 – KATOWICE M-34-63-A. Wydawnictwo Geologiczne.
- Kurek S, Paszkowski M, Preidl M (1991) Mapa geologiczne, 944 – JAWORZNO M-34-63-B,. Państwowy Instytut Geologiczny.
- Żebro E (1956) Mapa geologiczna, 971 – CHRZANÓW M-34-63-D. Wydawnictwo Geologiczne.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995). Mapa topograficzna Jaworzno M-34-63-B-c-3. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1996). Mapa topograficzna Jaworzno – Byczyna M-34-63-D-a-1. Wyd. Polska Agencja Ekologiczna.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995). Mapa topograficzna Jaworzno – Cezarówka Dolna M-34-63-D-a-2. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995). Mapa topograficzna Jaworzno – Ciężkowice M-34-63-B-c-2. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995). Mapa topograficzna Jaworzno – Jeleń M-34-63-C-b-2. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995). Mapa topograficzna Jaworzno – Jezioraki M-34-63-B-c-4. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995). Mapa topograficzna Jaworzno – Osiedle Stałe M-34-63-A-d-2. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995). Mapa topograficzna Jaworzno – Szczakowa M-34-63-B-c-1. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1996). Mapa topograficzna Mysłowice – Brzezinka M-34-63-A-d-3. Wyd. Polska Agencja Ekologiczna.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1996). Mapa topograficzna Mysłowice – Dzieńkowice M-34-63-A-d-4. Wyd. Polska Agencja Ekologiczna.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1996). Mapa topograficzna Sosnowiec – Klimontów M-34-63-A-b-4. Wyd. Polska Agencja Ekologiczna.
- Państwowa Służba Geodezyjna i Kartograficzna (1995) Mapa topograficzna Sosnowiec – Maczki M-34-63-B-a-3. Wyd. OPGK Białystok Sp. z o.o.
- Plan miasta Jaworzna (1999) Wydawnictwo „Pod Aniołem” Sp. z o.o. Kraków.

20. Badania pyłów opadowych na terenie Karkonoskiego Parku Narodowego

Research of the falling dust in the Karkonosze National Park

Zbigniew Jelonek, Iwona Jelonek

Uniwersytet Śląski w Katowicach, Wydział Nauk o Ziemi, Katedra Geochemii, Mineralogii i Petrografii. PetroCoal.pl

Opiekun naukowy: Prof. UŚ dr hab. Monika Fabiańska

Zbigniew Jelonek: zbigniew@jelonek.edu.pl, biuro@petrocoal.pl

Iwona Jelonek: iwona.jelonek@us.edu.pl

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie powietrza, skład fazowy, KPN.

Streszczenie

Badania zanieczyszczeń powietrza powstających w wyniku opadowych pyłów atmosferycznych w Karkonoskim Parku Narodowym są prowadzone od wielu lat oraz opracowywane przez różne instytucje rządowe i pozarządowe a także badaczy indywidualnych. Opracowania i operaty w temacie zanieczyszczenia powietrza są jednak w większości ukierunkowane na „trucicieli” tego regionu związanych z wysoką emisją. Wskazuje się również na duży wpływ indywidualnych gospodarstw domowych wykorzystujących paliwa kopalne i bioodnawialne na stan jakości powietrza, są to jednak zanieczyszczenia, które możemy eliminować w dużym stopniu stosując odpowiednie filtry, elektrofiltry oraz paliwa dobrej jakości czy właściwe metody spalania. Nowym spojrzeniem na temat jest zbadanie wpływu infrastruktury narciarskiej na zanieczyszczenie powietrza w Karkonoskim Parku Narodowym. Analizy związane z określeniem zagrożeń jakie niesie za sobą rozwój zaplecza narciarskiego dla jakości powietrza w rejonie bezpośredniego aktywnego wypoczynku mogą wskazać na maksymalne dopuszczalne zagęszczenie tego typu obiektów na danym terenie. Zmniejszenie wydzielania się szkodliwych pyłów podczas eksploatacji stoków narciarskich poprzez zastosowanie metod sprawdzających się w przemyśle czy niskiej emisji jest mało prawdopodobne dlatego celowym wydaje się przybliżone określenie ich emitowanych ilości w przypadku działalności rekreacyjnej w sezonie zimowym.

1. Wstęp

Badania pyłów opadowych zostały przeprowadzone na terenie Karkonoskiego Parku Narodowego w ramach otrzymanych licencji (Rys.1) na przełomie sezonów zimowych 2008/2009 i 2009/2010. Trzy kolektory do pobierania pyłów opadowych zostały rozmieszczone w bezpośrednim sąsiedztwie tras narciarskich i w pobliżu stacji przesiadkowych wyciągów krzesełkowych. Ponieważ rozróżniamy pod względem genetycznym naturalne i antropogeniczne zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego (Manecki 1976) jeden z kolektorów został umiejscowiony w dużej odległości od zbiorowisk ludzkich. W ten sposób ustanowiono punkt odniesienia pod względem możliwości powstawania zanieczyszczeń powietrza w miejscach dużych skupisk ludzkich (nagromadzenie narciarzy) a terenami mało uczęszczanymi (pojedynczy turyści). Należy nadmienić, że na lata 2008-2010 brak jest tego typu badań w KPN i niniejsze opracowanie stanowi wstępne rozpoznanie tematu wpływu rekreacyjnej działalności człowieka na jakość powietrza w okolicy przy tego typu aktywności ludzkiej.

2. Materiały i metodyka

Monitorowanie opadu pyłu atmosferycznego odbywało się w czterech punktach pomiarowych (Rys.2).

Pierwszy punkt pomiarowy został wyznaczony w Szklarskiej Porębie, przy ul. Okrzei w celu wyodrębnienia zanieczyszczeń występujących u podnóża stacji wyciągowej. Drugi punkt został umiejscowiony w pobliżu Wodospadu Kamieńczyk w dużej odległości od infrastruktury narciarskiej jako zbiornik opadowy porównawczy. Kolejny trzeci wyznaczony punkt pomiarowy to Stacja pośrednia wyciągu na Szrenicę oraz czwarty punkt pomiarowy to miejsce wyznaczone na Szrenicy

w okolicy Szrenickiej Skały niedaleko ostatniego punktu wyciągowego i bezpośrednio przy trasie narciarskiej.

Kolektory pyłów atmosferycznych do badań rozstawiono 31.10.2008 roku, próbki zbierano w dniach 30.11. i 31.12.2008 roku oraz 31.01. i 25.02.2009 roku. Identycznie w sezonie następnym rozstawiono kolektory 31.10.2009 roku i zbierano próbki w dniach 30.11. i 31.12.2009 roku oraz 31.01. i 25.02.2010 roku. Dodatkowo pobrano 2 próbki śniegu w dniu 31.12.2009 roku z lokalizacji 2 i 3.

Próbki pyłów opadowych pobierane były zgodnie z obowiązującymi normami PZH (Just 1969) tzn. z kolektorów o pojemności 1000 cm³ umieszczonych na wysokości 2-2,5 m nad powierzchnią ziemi.

Próbki śniegu pobrano w następujący sposób: wyznaczono kwadrat o powierzchni 1 m² następnie do głębokości ok. 10 cm zebrano warstwę śniegu, z której po stopieniu uzyskano ok. 2 dm³ roztworu.

		KARKONOSKI PARK NARODOWY ul. Chałubińskiego 23, 58-570 Jelenia Góra tel. 075 7553348, 075 7553726, fax 075 7553348			
Nr tematu		444		Jelenia Góra, dnia 6.03.2008 r.	
Nr licencji		5/2008			
L I C E N C J A					
na prowadzenie badań naukowych na terenie Karkonoskiego Parku Narodowego					
Pan(i)	Iwona Jelonek, Zbigniew Jelonek, Artur Palucki				
Temat	Monitoring opadu pyłów atmosferycznych w obrębie Karkonoskiego Parku Narodowego				
Rejon badań	O.O. Szrenica (stacja pośrednia i górna wyciągu na Szrenicę, Wodospad Kamieniczka)				
Uwagi	Zezwala się na rozmieszczenie czterech kolektorów (stacja pośrednia i górna wyciągu na Szrenicę, Wodospad Kamieniczka, KCEE) oraz na pobór prób śniegu (20 litrów na miesiąc w okresie zimowym)				
Zezwala się na wjazd samochodem	Toyota SJ 37602 (dojazd do pośredniej stacji wyciągu na Szrenicę, do Wodospadu Kamieniczka i na Szrenicę raz w miesiącu)				
Licencja ważna jest w terenie od 6.03.2008 do 31.12.2008 i upoważnia do wstępu na teren Parku bez uiszczania opłat oraz poruszania się w/w rejonie KPN poza szlakami turystycznymi. O rozpoczęciu prac terenowych należy poinformować Pracownię Naukową Karkonoskiego Parku Narodowego – (tel. 075 717 21 24, e-mail: roksana@kpn-mab.pl).					
<u>Przypominamy o obowiązku składania sprawozdań z przeprowadzonych badań do końca stycznia 2009.</u>					
DYREKTOR Karkonoskiego Parku Narodowego  dr inż. Andrzej Rębała					

Rys. 1. Zobrazowanie jednej z otrzymanych imiennych Licencji na prowadzenie badań naukowych w Karkonoskim Parku Narodowym

2.1. Metodyka zastosowana przy badaniu próbek śniegu z lokalizacji 2 i 3 (Rys.2)

Dwie próbki śniegu poddano wydzielaniu substancji organicznych metodą ekstrakcji do fazy stałej SPE (Solid Phase Extraction). Zastosowano kolumnienki BAKERBOND C18 (3g złoża). Wypełnienie aktywowano zalewając je na 2 godziny 3 ml metanolu, a następnie przesączając przez nie 3 ml wody destylowanej do HPLC. Około 400 ml badanej próbki przesączano przez aktywowane kolumnienki pod ciśnieniem z szybkością przepływu 8-10 cm³/min. Następnie złoże adsorbenta wysuszono strumieniem powietrza, a substancje organiczne wymywano z kolumnienek kilkoma porcjami chlorku metylenu, które po połączeniu razem odparowano. Kompletność odmycia substancji organicznych kontrolowano pod lampą UV.

Skład chemiczny ekstraktów materii organicznej z wód badano metodą chromatografii gazowej sprzężonej ze spektrometrią mas. Analizy wykonano na chromatografie gazowej firmy Agilent Technologies 5890 II wyposażonym w kolumnę kapilarną DB-35 o długości = 60 m, średnicy wewnętrznej 0.20 mm i grubości filmu fazy stacjonarnej 0.25 µm. Jako gaz nośny zastosowano hel. Program temperaturowy rozdziału był następujący: 50°C (izotermicznie przez 2 min.), narost do 175°C z szybkością 8°C/min, do 225°C - 6°C/min, do 300°C - 4°C/min, końcową temperaturę 300°C utrzymywano izotermicznie przez 20 min. Całkowity czas pojedynczej analizy - 110 min.

Chromatograf gazowy był bezpośrednio sprzężony z detektorem masowym HP 5971A pracującym w trybie EI (Electron Impact), 70eV. Wyniki, to znaczy widma masowe, całkowite chromatogramy jonowe (TIC) oraz chromatogramy jonowe (fragmentogramy), rejestrowano w trybie

pełnego skanu i opracowywano komputerowo posługując się programem MS Data Analysis firmy Hewlett-Packard. Zakres przemiatania widma od 50 do 650 a.j.m. Jako bibliotekę widm używano Wiley/NBS Registry of Mass Spectral Data 2000 oraz katalog widm związków spotykanych w próbkach geochemicznych.

2.2. Metodyka zastosowana przy badaniu próbek pyłów opadowych z lokalizacji 1-4 (Rys.2)

Badania próbek wykonano na Wydziale Nauk o Ziemi w Uniwersytecie Śląskim.

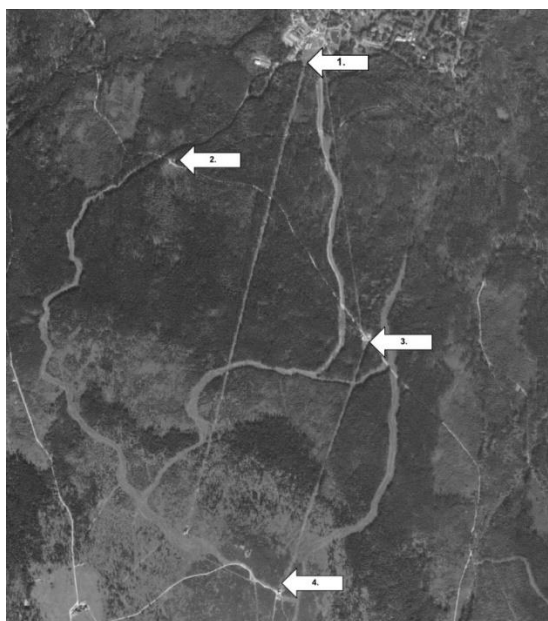
Do analizy SEM próbki przymocowano do miedzianej podstawki dwustronną taśmą z krążkiem węglowym, nałożono jedną warstwę pyłu na taśmę węglową i napyłono preparat węglem. Następnie próbki poddano analizie na skaningowym mikroskopie elektronowym marki Philips XL 30 ESEM/TMP z przystawką analityczną EDS (EDAX typu Sappihre), stosując napięcie 15 kV.

W skaningowym mikroskopie elektronowym, wiązka elektronów o średnicy 500 - 1000Å, uderzając w próbkę wywołuje emisję wtórnych elektronów. Obraz uzyskujemy przy pomocy elektronów wzbudzonych (wtórnych) i elektronów odbitych od powierzchni próbki (Bolewski i Żabiński 1988). W celu przewodzenia prądu elektrycznego, próbki muszą być napyłone węglem. Przy użyciu SEM otrzymujemy bardzo dużą głębię ostrości, ok. 300x znacznie większą od mikroskopu optycznego, a także duży kontrast napięciowy, który umożliwia nam obserwację powierzchni próbki przy powiększeniu do 100000x.

2.3. Metodyka zastosowana przy analizie składu mineralnego próbek pyłów opadowych z lokalizacji 1-4 (Rys.2)

Skład mineralny próbek pobranych z lokalizacji 1-4 określono metodą dyfrakcji rentgenowskiej. Skład fazowy próbek określano metodą wzorców przy użyciu dyfraktometru rentgenowskiego firmy PHILIPS PW 3710 i programu komputerowego X'PERT.

Stosowano następujące warunki pomiarowe, promieniowanie Co K α 1, monochromator grafitowy przy napięciu prądu lampy rtg 45 kV, natężeniu prądu lampy rtg 30 mA. Zastosowano czas zliczania impulsów 2, 3 lub 8 sek. i szybkość rejestracji 0.01⁰ lub 0.02⁰ 2 θ .



Rys. 2. Rozmieszczenie punktów badawczych w Karkonoskim Parku Narodowego (<https://www.google.pl/maps/place/Karkonoski+Park+Narodowy/>).

3. Wyniki

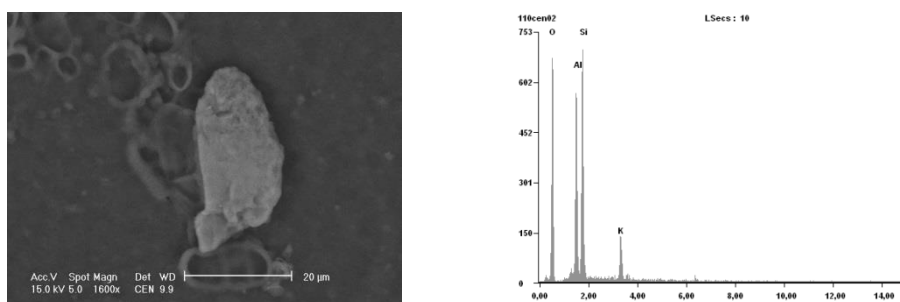
3.1. Wyniki z badania próbek śniegu pozyskanych w punktach 2 i 3 (Rys. 2)

W próbce śniegu z lokalizacji 2 praktycznie brak jest związków organicznych, stwierdzono jedynie śladowe ilości kwasów tłuszczowych o dystrybucji odpowiadającej tkankom roślinnym oraz niewielkie ilości *n*-alkanów o krótkich łańcuchach (*n*-C₁₇-*n*-C₂₁). Próbką śniegu z lokalizacji 3 jest znacznie bogatsza w związki od próbki z lokalizacji 2. Stwierdzono obecność kilku grup związków organicznych w postaci alkanów (*m/z* = 71), *n*-alkanów w przedziale *n*-C₁₃-*n*-C₂₆, którym towarzyszą związki nienasycone (*n*-alkeny o zróżnicowanym położeniu wiązania podwójnego, np. *n*-heinekozen-10) oraz związki rozgałęzione nasycone i nienasycone, np. 2,5-dimetylouнденen-2. Pristan i fitan obecne w bardzo niewielkich ilościach. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) obejmowały związki od 3-5 pierścieni w cząsteczce. Występował fenantren i bardzo małe ilości antracenu (*m/z* = 178), piren i fluoranten (*m/z* = 202), chryzen i benzo[*a*]antracen (*m/z* = 228), oraz przypuszczalnie piki benzo[*k*]fluorantenu, benzo[*a*]pirenu i benzo[*e*]pirenu w niskich stężeniach (*m/z* = 252). Występują w próbce także metylofenantreny, pochodne utlenienia WWA: 1-(9-antracenylo)-etanon (*m/z* = 220, 205), fluorenon (*m/z* = 180), 9-hydroksyfluoren (*m/z* = 182), 4-hydroksy-9-fluorenon (*m/z* = 196), o-hydroksybifenyl (*m/z* = 170). Kwasy karboksylowe (*m/z* = 73): nonanowy, dekanowy, dodekanowy (laurynowy), tetradekanowy (mirystylowy), heksadekanowy (palmitynowy). Stwierdzono również obecność estrów metylowych kwasów karboksylowych (*m/z* = 74), a w tym ester metylowy kwasu heksadekanowego (palmitynowego), oktadekanowego (stearynowego) oraz estru etylowego kwasu linolenowego (9,12-oktadekadienowego). Pochodne fenolu (spalanie drewna głównie z drzew iglastych - ligniny) obejmowały m.in.: 4-etylobenzoesan etylu (*m/z* = 121, 194), o-hydroksyacetoftenon (*m/z* = 121, 136), kwas *m*-salicylowy (*m/z* = 138), 3-*tert*-butyloanizol (*m/z* = 180) oraz kilka innych niezidentyfikowanych bliżej izomerów pochodnych fenolu podstawionych w obu pozycjach orto i para. Sterole – cholest-5-en-3-ol (zwierzęcy) oraz prawdopodobnie β -sitosterol (roślinny, rośliny wyższe naczyniowe)

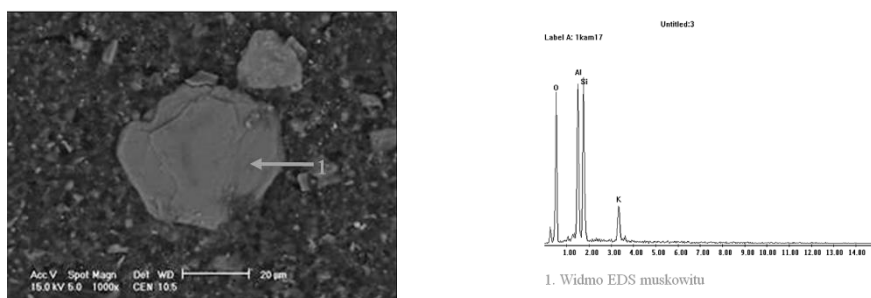
Inne związki o niejasnym pochodzeniu to, dihydrometylojasmonat (*m/z* = 153,156) (środek zapachowy z mydła?), alkohol pikolowy (*m/z* = 108) albo alkohol nikotynowy, kamfora, β -eudesmol (*m/z* = 169), dietylotoulamid (autan, in. delfen) (*m/z* = 190), dihydrazyna kwasu tereftalowego, 8,12-epoksy-14-labden (*m/z* = 191).

3.2. Wyniki z badania próbek pyłów opadowych za pomocą skaningowej mikroskopii elektronowej zlokalizowanych w punktach 1-4 (Rys.2)

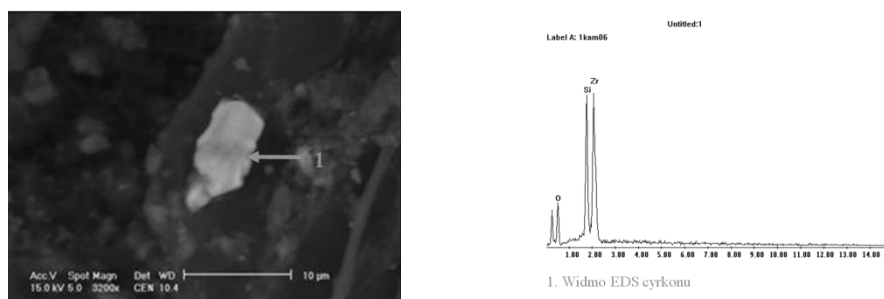
Przygotowane próbki zgodnie z metodyką opisaną w podrozdziale 2.2. poddano obserwacji za pomocą skaningowej mikroskopii elektronowej. Analizy wykazały, że do głównych składników opadowych pyłów atmosferycznych należy zaliczyć różne formy krzemionki. Występuje ona we wszystkich punktach pomiarowych. Ziarna krzemionki są najczęściej ostrokrawędziste. Następnym powszechnie występującym składnikiem jest żelazo oraz w mniejszej ilości tlenki żelaza. Kształt cząstek żelaza jest ostrokrawędzisty oraz kulisty. W badanych próbkach zaobserwowano również licznie występującą fazę glinokrzemianową zawierającą do kilku procent wagowych potasu, żelaza, wapnia, magnezu i sodu, rzadziej tytanu, miedzi, cynku oraz baru. Wśród składników pobocznych wyróżniono: siarczki (żelaza, ołowiu, cynku), skalenie, szkliwo, łuszczyki oraz fazy fosforanowe bogate w ziemie rzadkie. Zdjęcia składników głównych i pobocznych przedstawiono na Rys. 3-11.



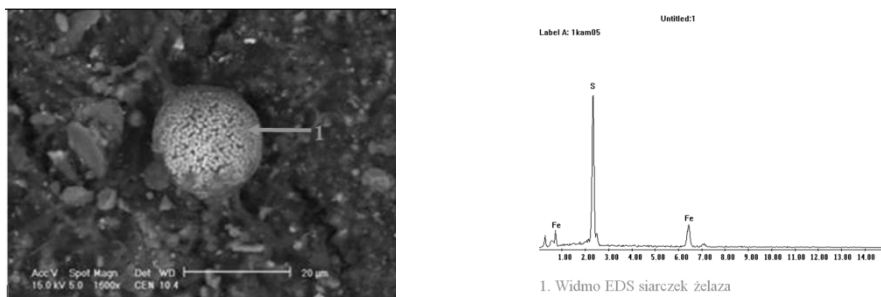
Rys.3. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 2, grudzień 2008.



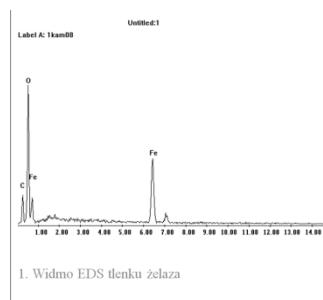
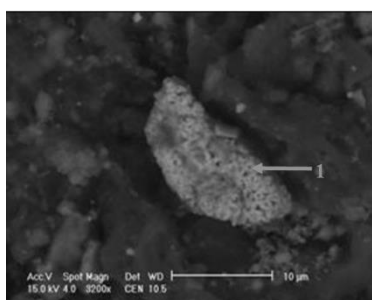
Rys. 4. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 2, grudzień 2009.



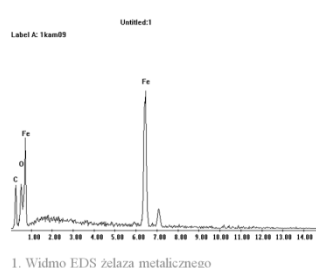
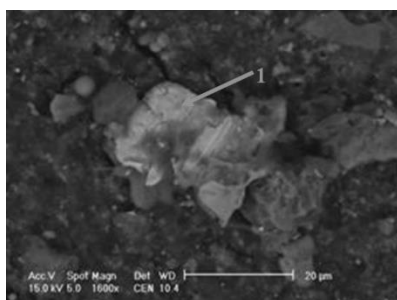
Rys. 5. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 2, grudzień 2009.



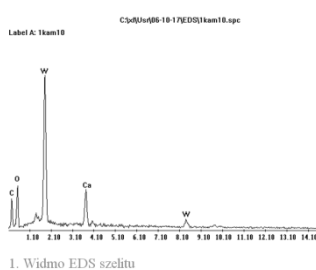
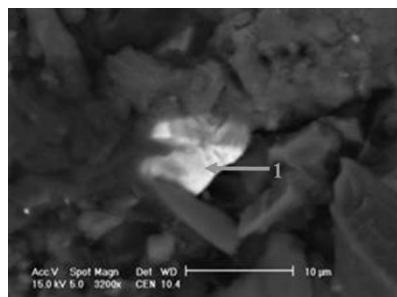
Rys. 6. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 1, grudzień 2009.



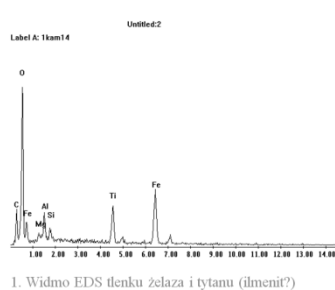
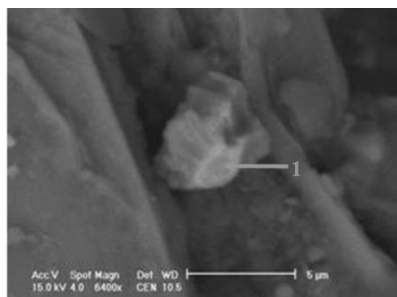
Rys. 7. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 3, grudzień 2009



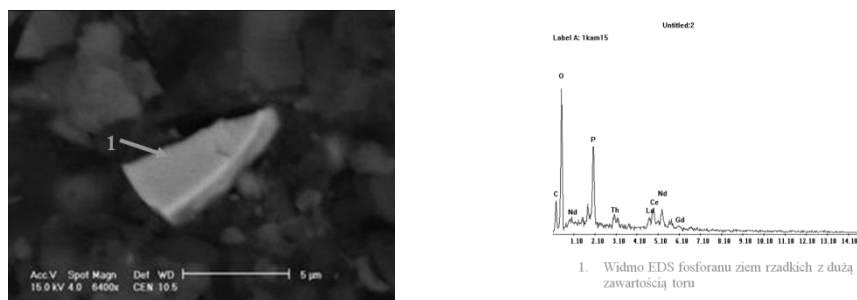
Rys. 8. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 2, styczeń 2010.



Rys. 9. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 2, styczeń 2010.



Rys. 10. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 1, styczeń 2010.



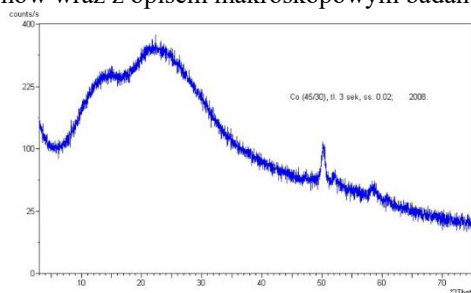
Rys. 11. Zdjęcie SEM i widmo EDS – próbka z lokalizacji 2, styczeń 2010

3.3. Wyniki z analizy składu mineralnego próbek pobranych w punktach 1-4 (Rys.2)

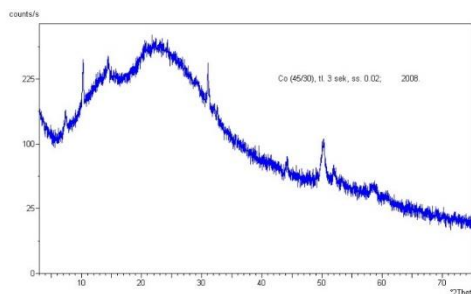
Wyodrębniono na podstawie analizy metodą dyfrakcji rentgenowskiej następujące fazy mineralne obecne w próbkach pyłów opadowych:

- kwarc SiO_2
- skalenie, sodowy $\text{Na}[\text{AlSi}_3\text{O}_8]$, wapniowy $\text{Ca}[\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8]$, potasowy $\text{K}[\text{AlSi}_3\text{O}_8]$
- mika, muskowit $\text{KAl}_2[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}](\text{OH})_2$, biotyt $\text{K}(\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Mn})_3[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}](\text{OH})_8$
- kaolinit $\text{Al}_4[\text{Si}_4\text{O}_{10}](\text{OH})_8$
- chloryt $(\text{Mg}_5\text{Al})[\text{AlSi}_3\text{O}_{10}](\text{OH})_8$
- gips $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
- hematyt $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$
- bezpostaciową substancję organiczną

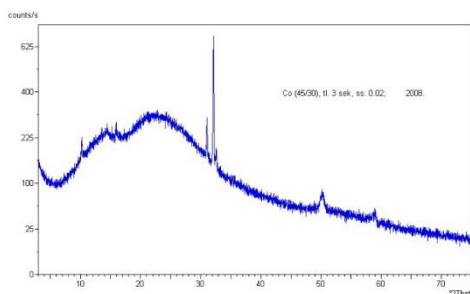
Ze względu na ograniczoną objętość monografii poniżej zostanie przedstawionych kilka przykładowych reflektogramów wraz z opisem makroskopowym badanego materiału Rys.12-14.



Rys. 12. Reflektogram, próbka z lokalizacji 2, grudzień 2008 (Powierzchnia filtru o barwie beżowożółtej ma charakter woskowy zanieczyszczony małą ilością ciemnymi kropeczkami. Na dyfraktogramie nie ujawnił się żaden refleks od minerałów, powstały jedynie piki od materiału filtru. Tak więc substancja na filtrze to jedynie organika roślinna).



Rys. 13. Reflektogram, próbka z lokalizacji 1, grudzień 2008 (Pyły na filtrze mają barwę beżową z dużą ilością czarnych drobinek. Składniki mineralne pyłu to głównie mika, chloryt z domieszką kaolinitu, kwarc oraz skalenie).



Rys. 14. Reflektogram, próbka z lokalizacji 3, grudzień 2008 (Osad na powierzchni filtru ma barwę szarą z drobnymi ciemnymi ziarenkami. Refleksy widoczne na dyfraktogramie należą do skaleni i skalenia potasowego oraz do drobnoziarnistej miki, kaolinitu oraz kwarcu i śladowej ilości gipsu. Szara barwa osadu wskazuje na obecność sadzy niekrystalicznej, a refleks $2.106 \text{ \AA}$ na materiał filtru).

4. Dyskusja i wnioski

Badania pobranych próbek śniegu wskazują jednoznacznie na ogromny wpływ infrastruktury narciarskiej na jakość powietrza w pobliżu orczyków, tras zjazdowych i przesiadkowych stacji kolei linowych. Próbka pochodząca z lokalizacji 2 (oddalona kilka kilometrów od tras narciarskich i zabudowań ludzkich) cechuje się dużą zawartością tkanek roślinnych (większość pochodzi z igliwia) i minimalnymi ilościami n-alkanów prawdopodobnie pochodzących z wysokiej emisji. W przeciwieństwie do próbki 2, próbka 3 pochodząca z kolektora umiejscowionego w pobliżu stacji przesiadkowej i trasy narciarskiej jest wręcz przesycona odpadami antropogenicznymi. Wyróżnione składniki wymienione w rozdziale 3.1 wskazują na obecność zanieczyszczeń pochodzących ze spalania paliw kopalnych, drewna czy innej masy pochodzenia roślinnego. Ponadto stwierdzono pozostałości po środkach zapachowych (dihydrometylojasmonat), a co dziwne wyodrębniono również ślady chemiczne po repelentach (środki odstraszające owady), w zimie?!

W badanych próbkach pochodzących z kolektorów rozmieszczonych w punktach 1, 3, 4 za pomocą skaningowej mikroskopii elektronowej stwierdzono, że dominującymi składnikami w badanych próbkach są kwarc, skalenie, amfibole, łuszczyki, ksenotym, monacyt. Składniki te są najprawdopodobniej pochodzenia naturalnego, co można powiązać z budową litologiczną obszaru, na którym umieszczono kolektory. Oprócz kwarcu w tych punktach dominują składniki o charakterze antropogenicznym takie jak: metaliczne żelazo, amorficzne glinokrzemiany, sadza i koksiki. Podwyższona koncentracja tlenków żelaza oraz nie do końca spalona materia organiczna prawdopodobnie pochodzi z niskotemperaturowego spalania paliw kopalnych. Próbka pochodząca z lokalizacji nr 2 poza już w/w zanieczyszczeniami nie wykazała w tym badaniu dodatkowego zapylenia pochodzenia antropogenicznego.

Wyodrębnione na podstawie analizy dyfrakcji rentgenowskiej fazy wskazują, że rejon Karkonoskiego Parku Narodowego jest obszarem w miarę czystym, dlatego nagromadzenie substancji krystalicznych i bezpostaciowych na filtrach „Milipore” jest zwykle niewielkie. Tylko w jednym przypadku spośród dotychczas zbadanych próbek z dnia 25.02.2009 roku z punktu 1 było sporo składników mineralnych na filtrze, co ułatwiało ich identyfikację. Na pozostałych filtrach było tak mało minerałów, że na dyfraktogramach były obecne tylko pojedyncze refleksy, rzadziej dwa lub trzy. Wyraźnie zaznaczały się natomiast dwa garby w zakresie kątowym około $10^{\circ} - 30^{\circ} 2\theta$.

Filtry mają niezwykle małą grubość i nawet z substancjami na nich osadzonymi nie przekraczają 0.5 mm grubości, a promieniowanie rentgenowskie wnika w głąb preparatu na głębokość co najmniej 1 mm. Rozproszenie i absorpcja oraz niekrystaliczny charakter filtru powoduje, że na dyfraktogramach uwidaczniają się nieliczne refleksy, często poprzesuswane, nie pozwalające na właściwą identyfikację fazową. Zaznacza się również mocna oscylacja tła, zacierająca słabe refleksy,

toteż jakieś niewielkie domieszki niektórych składników mogą być obecne w pyłe, ale nie zostaną wykryte z powodu „wtopienia się” w tło.

Na badanych filtrach obserwuje się głównie niekrystaliczną substancję organiczną, często o charakterze woskowym, pochodzącą ze spadzi roślin, tłuszczów emitowanych z kominów palenisk domowych albo szczątków zwierzęcych. Nie zaznacza się ona odrębnymi pikami, tylko nakłada się na garby materii z której wykonane są filtry. Woskowa substancja ma jasną barwę, zwykle beżową lub beżowo-zieloną, wskazując na brak zanieczyszczenia sadzą kominową, a jednocześnie świadcząc o słabym oddziaływaniu czynników antropogenicznych na zbierany w górach materiał badawczy. Sadza barwi osady na filtrach na kolor szary, a czarne i brązowe drobinki na powierzchniach filtrów, to zbutwiałe fragmenty roślinne, zarodniki, pyłki, części owadów czy innych organizmów, wszystkie o charakterze niekrystalicznym.

Substancje mineralne na filtrach odzwierciedlają skład granitoidów budujących masyw Karkonoszy, a mianowicie jest to kwarc, skalenie, miki i chloryty. Pod wpływem czynników klimatycznych i wskutek wietrzenia granitoidy ulegają dezintegracji prowadzącej do powstawania drobinek tych minerałów, tak małych, że łatwo są one unoszone przez wiatr i przenoszone na duże nieraz odległości.

Przeprowadzone obserwacje i badania pobranych próbek z wyznaczonych punktów w Karkonoskim Parku Narodowym jednoznacznie wskazują na duży wpływ infrastruktury narciarskiej na jakość powietrza w jej otoczeniu. Co prawda lepszym wskaźnikiem na degradację i zanieczyszczenie środowiska poprzez masową działalność rekreacyjną wykazało badanie śniegu, gdzie próbka pobrana z punktu 2 wskazuje na śnieg „zdatny do picia” a próbka 3 na „zakaz lepienia bałwanów”, czyli lepiej go nie dotykać. Nie można jednak pominąć wpływu dużego nagromadzenia tras narciarskich na jakość powietrza gdyż przebadane próbki pobrane z kolektorów przy nich też wskazują na znaczne pogorszenie jego jakości w porównaniu z próbką umiejscowioną z dala od budowli i zgromadzeń ludzkich.

5. Literatura

Bolewski A, Żabiński W (1988) Metody badań minerałów i skał, (wyd. 2, uzupełnione).

Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa: 1-731.

Just J (1969) Metody sanitarnego badania powietrza atmosferycznego, Biuletyn Służby Sanitarno-Epidemiologicznej Województwa Katowickiego 1 (54): 1–54.

Manecki A (1976) Aeromineralogy – mineralogy of atmospheric dusts, Mineralogia Polonica 7, 2: 91-97.

Recenzenci rozdziałów w monografiach z kolekcji ISBN 978-83-65677-93-8:

dr hab. Damian Absalon, dr Jan Andrzejewski, prof. dr hab. Krzysztof Anusz, dr hab. inż. Piotr Arlet, dr hab. Katarzyna Bagan-Kurluta, dr hab. Maciej Barczewski, dr inż. Jacek Bartman, dr hab. inż. Marian Bartoszuk, dr inż. Justyna Batkowska, dr inż. Piotr Bąska, dr hab. Teresa Bednarczyk, dr Jerzy Bednarski, dr Katarzyna Bergier, dr inż. Agnieszka Bielaszka, prof. dr hab. inż. January Bień, dr Barbara Bilewicz-Kuźnia, dr inż. Mariola Błaszczyk, dr Tomasz Błądek, prof. dr hab. Jacek Bleszyński, dr hab. Adam Bobryk, dr Michał Borodo, dr inż. Marta Borowska, dr inż. Tomasz Brynk, prof. dr hab. Jarosław Całka, dr Beata Całyniuk, dr hab. Witold Chabuz, dr hab. Piotr Chęłpiński, dr Dorota Chrobak-Chmiel, dr Agnieszka Chruścikowska, dr hab. Andrzej Ciążela, prof. dr hab. Jan Cielichowski, dr hab. inż. Adam Cwudziński, prof. dr hab. inż. Anna Cysewska-Sobusiak, dr Paweł Czarnecki, dr hab. Ewa Katarzyna Czech, dr inż. Małgorzata Czichy, dr inż. Klara Czyńska, dr Krzysztof Damaziak, dr hab. Paweł Daniel, dr hab. Anna Doliwa-Klepcka, dr Wioleta Drobik-Czwaro, prof. dr hab. Leszek Drozd, dr Renata Dudziak, prof. dr hab. inż. Włodzimierz Dudziński, dr inż. Krzysztof Durka, dr hab. Marzena Dyjakowska, dr Gabriela Dyrda, dr Magdalena Dziedzic, dr hab. Małgorzata Dzierżęcka-Gappa, dr inż. Małgorzata Dziecioł, prof. dr hab. inż. Marek Dziubiński, dr Marcin Dziwisz, prof. dr hab. Leonard Etel, dr hab. Beata Feledyn-Szewczyk, dr Wiesław Fidecki, dr hab. Marek Figura, dr hab. Paweł Filipiak, dr Piotr Filipiak, dr Jarosław Frączak, dr hab. Magdalena Gajęcka, dr inż. Mariusz Gamracki, prof. dr hab. Ryszard Gerlach, dr Artur Giełdoń, dr Wojciech Glac, prof. dr hab. Tomasz Głowiński, prof. dr hab. Agnieszka Gmitrowicz, dr hab. Sławomir Gonkowski, prof. dr hab. Józef Górniewicz, ks. prof. dr hab. Krzysztof Góźdź, dr Marcin Graż, dr hab. Joanna Hawlena, dr Iga Hołyńska-Iwan, dr Magdalena Jaciow, dr Magdalena Jankowska-Wajda, dr inż. Tomasz Jankowski, dr inż. Paweł Jelec, dr hab. Andrzej Junkuszew, dr Agata Kabała-Dzik, dr Alena Kacmarova, dr Marta Kaczmarek-Ryś, dr hab. Hanna Karakuła-Juchnowicz, dr inż. Robert Kasner, prof. dr hab. inż. Nina Kazhar, dr inż. Krzysztof Kazuń, dr inż. Agata Kiciak, dr Dominika Kidaj, prof. dr hab. Marek Klimek, dr Joanna Klonowska, dr hab. Zbigniew Kobus, dr hab. Beata Kolny, dr Przemysław Kołodziej, dr inż. Bogusław Kołodziejski, dr hab. Jerzy Kopiński, dr Agnieszka Korchut, dr Grzegorz Korcyl, dr Monika Kornacka, dr hab. inż. Marta Kosior-Kazberuk, dr inż. Łukasz Kotwica, dr hab. Małgorzata H. Kowalczyk, dr Kamil Kowalski, prof. dr hab. Wojciech Kowalski, dr hab. Katarzyna Kozłowicz, dr hab. Piotr Krakowiak, dr Marlena Krawczyk-Suszek, dr hab. Marta Krenz-Niedbała, ks. dr hab. Piotr Kroczek, dr inż. Karol Król, dr Celina Kruszniewska-Rajs, dr inż. Krzysztof Krzysztofowicz, dr Waldemar Kuczma, dr inż. Edyta Kudlek, dr Joanna Kula-Gradzik, dr hab. inż. Andrzej Kulig, dr inż. Tomasz Kulpa, dr Marcin Kunecki, dr hab. inż. Robert Kunkel, dr hab. Małgorzata Kwiecień, dr Marzanna Lament, prof. dr hab. Katarzyna Laskowska, dr inż. Magdalena Lech, dr inż. Justyna Libera, prof. dr hab. Tadeusz Linkner, prof. dr hab. Anna Lityńska, dr hab. Wiesław Lizak, dr inż. Aneta Lorek, dr hab. inż. Magdalena Janus, dr Tariq Mahmood, dr inż. Ewa Malczyk, dr hab. inż. Justyna Martyniuk-Pęczek, dr Sławomir Maślanka, dr hab. Jacek Matulewski, dr Artur Mazurek, dr Anna Michalska-Bańkowska, dr inż. Paweł Michalski, prof. dr hab. Jan Miciński, dr hab. ks. Bogusław Migut, dr hab. Krzysztof Mikołajczuk, dr Barbara Milewicz-Bednarska, prof. dr hab. inż. Piotr Miller, dr hab. Maria Mocarz-Kleindienst, dr Sylwia Mojsym-Korybska, dr Marta Mozgawa-Saj, dr inż. Adam Mroziński, dr hab. Dorota Narożna, dr hab. Oktawian Nawrot, prof. dr hab. Stanisław Sławomir Nicieja, dr Joanna Nieć, prof. dr hab. Mateusz Nieć, dr Jacek Niedźwiecki, dr hab. Jerzy Nita, dr Katarzyna Nowak, dr hab. Zbigniew Nowak, prof. dr hab. inż. Lucyna Nyka, dr hab. Ireneusz Ochmian, dr inż. Paweł Ogrodnik, dr hab. Dorota Olszewska-Słonina, dr hab. Krzysztof Oplustil, prof. dr hab. inż. Leszek Opyrchal, prof. dr hab. Lucjan Pajak, prof. dr hab. inż. Zbigniew Paszkowski, dr inż. Agnieszka Pawłowska, dr inż. Marek Piątek, dr inż. Paweł Pietrusiewicz, dr Karol Pilorz, dr hab. Monika Pitucha, dr hab. Magdalena Polak-Berecka, dr hab. Renata Polaniak, dr inż. Kornelia Polek-Dvraj, dr Piotr Pomorski, dr inż. Arkadiusz Popławski, dr Agnieszka Potyrańska, dr hab. Krzysztof Pudelko, dr Rafał Raczyński, dr hab. Zenon Rajfur, prof. dr hab. Konrad Rejdak, dr hab. Piotr Romańczyk, dr inż. Andrzej Roszkowski, dr hab. Lucyna Rotter, dr Monika Różańska-Boczuła, dr inż. Jarosław Rubacha, dr inż. Maciej Rumiński, dr inż. Bogdan Ruszczak, dr hab. Justyna Rybak, dr hab. Stanisław Rybicki, dr Liliana Rytel, dr inż. Martyna Rzelewska, dr inż. Beata Sadowska, prof. dr hab. Zygmunt Sadowski, dr Artur Sajnog, dr Rafał Sawicki, dr hab. inż. Gabriela Siawrys, dr hab. inż. Jarosław Sidun, dr Grzegorz Siebielec, dr hab. inż. Waldemar Skomudek, dr hab. Agnieszka Skowrońska, prof. dr hab. Wojciech Skóra, prof. dr hab. Elżbieta Skrzypek, dr inż. Grzegorz Sławiński, dr hab. Beata Smolik, dr Marta Sobańska, prof. dr hab. Wojciech Sońta, dr hab. inż. Michał Stosiak, dr hab. Maria Straś-Romanowska, dr hab. Alicja Sulek, dr hab. Lech Szczegół, dr inż. Mirosława Szewczyk, dr Sebastian Szklenar, dr Agnieszka Szkudlarek, dr Łukasz Szleszkowski, dr hab. Magdalena Sulc-Brzozowska, dr hab. Józef Szymański, dr Lidia Szymczak-Mazur, prof. dr hab. inż. Adam Maria Szymiski, dr inż. Małgorzata Śmist, dr hab. Janusz Świniarski, dr hab. Bożena Targońska-Stępnia, prof. dr hab. inż. Elżbieta Trocka-Leszczynska, prof. dr hab. Paweł Turzyński, dr inż. Lechosław Tuz, dr hab. Witold Tyborowski, dr inż. Ewa Ura-Bińczyk, dr inż. Krystyna Urbańska, dr inż. Urszula Warzyńska, dr hab. Adam Waśko, dr inż. Dariusz Wawrentowicz, dr hab. Adrian Wiater, dr hab. Jacek Wilczyński, dr Lidia Anna Wiśniewska, dr hab. Piotr Wiśniewski, dr inż. Agnieszka Witecka, dr Wojciech Witkowski, dr inż. Alicja Wodnicka, dr Krzysztof Kamil Wojtanowski, dr hab. Filip Wolański, dr Łukasz Wolko, dr hab. Karolina Wójcik, prof. dr hab. Maria Wróbel, dr inż. Joanna Wyczarska-Kokot, dr Adrian Zając, dr hab. Przemysław Zalewski, dr hab. Jerzy Zalewski, dr hab. Bożena Zawadzka, prof. dr hab. Anna Zdziennicka, prof. Piotr Ziółkowski, prof. dr hab. Dariusz Złotkowski, dr inż. Maciej Zwierzchowski

W kolekcji „Badania i Rozwój Młodych Naukowców w Polsce” (ISBN 978-83-65677-93-8) ukazały się:

1. Nauki przyrodnicze - Część I – Żywnienie i żywność
(online: ISBN 978-83-65917-96-6; druk: ISBN 978-83-65917-97-3)
 2. Nauki przyrodnicze - Część II (online: ISBN 978-83-65917-99-7; druk: ISBN 978-83-65917-98-0)
 3. Nauki przyrodnicze - Część III (online: ISBN 978-83-66139-00-8; druk: ISBN 978-83-66139-01-5)
 4. Nauki przyrodnicze - Część IV (online: ISBN 978-83-66139-03-9; druk: ISBN 978-83-66139-02-2)
 5. Nauki przyrodnicze - Część V (online: ISBN 978-83-66139-04-6; druk: ISBN 978-83-66139-05-3)
 6. Nauki przyrodnicze - Część VI – Ochrona środowiska
(online: ISBN 978-83-66139-07-7; druk: ISBN 978-83-66139-06-0)
 7. Nauki medyczne i nauki o zdrowiu - Część I (online: ISBN 978-83-65917-92-8; druk: ISBN 978-83-65917-93-5)
 8. Nauki medyczne i nauki o zdrowiu - Część II (online: ISBN 978-83-65917-95-9; druk: ISBN 978-83-65917-94-2)
 9. Nauki techniczne i inżynierskie - Część I – Budownictwo i architektura
(online: ISBN 978-83-66139-08-4; druk: ISBN 978-83-66139-09-1)
 10. Nauki techniczne i inżynierskie - Część II (online: ISBN 978-83-66139-11-4; druk: ISBN 978-83-66139-10-7)
 11. Nauki techniczne i inżynierskie - Część III (online: ISBN 978-83-66139-12-1; druk: ISBN 978-83-66139-13-8)
 12. Nauki techniczne i inżynierskie - Część IV (online: ISBN 978-83-66139-15-2; druk: ISBN 978-83-66139-14-5)
 13. Nauki techniczne i inżynierskie - Część V (online: ISBN 978-83-66139-16-9; druk: ISBN 978-83-66139-17-6)
 14. Nauki humanistyczne i społeczne - Część I (online: ISBN 978-83-65917-83-6; druk: ISBN 978-83-65917-82-9)
 15. Nauki humanistyczne i społeczne - Część II – Ekonomia, działalność gospodarcza i bankowość
(online: ISBN 978-83-65917-84-3; druk: ISBN 978-83-65917-85-0)
 16. Nauki humanistyczne i społeczne - Część III (online: ISBN 978-83-65917-86-7; druk: ISBN 978-83-65917-87-4)
 17. Nauki humanistyczne i społeczne - Część IV – Pedagogika, edukacja, rodzina
(online: ISBN 978-83-65917-89-8; druk: ISBN 978-83-65917-88-1)
- Nauki humanistyczne i społeczne - Część V – Prawo i administracja
(online: ISBN 978-83-65917-90-4; druk: ISBN 978-83-65917-91-1)