



MONOGRAFIE KOMITETU INŻYNIERII ŚRODOWISKA

P O L S K A A K A D E M I A N A U K

vol. 136



BIOINDYKACJA W KONTROLI PROCESU OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

Grzegorz Łagód

LUBLIN 2017

POLSKA AKADEMIA NAUK
KOMITET INŻYNIERII ŚRODOWISKA

MONOGRAFIE

Nr 136

BIOINDYKACJA W KONTROLI PROCESU
OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

Grzegorz Łagód

Lublin 2017

Recenzja:

Prof. dr hab. Ryszard Kornijów

Dr hab. inż. Małgorzat Pawłowska, prof. PL

Komitet Redakcyjny:

prof. Anna Anielak
prof. Kazimierz Banasik
prof. January Bień
prof. Ryszard Błażejowski
prof. Michał Bodzek
dr hab. inż. Marcin Chodak
prof. Wojciech Dąbrowski
prof. Marzenna Dudzińska
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz
prof. Janusz Jeżowiecki
dr hab. inż. Katarzyna Juda-Rezler
dr hab. inż. Małgorzata Kabsch-
Korbutowicz,
dr hab. inż. Piotr Koszelnik
prof. Mirosław Krzemieniewski
dr hab. inż. Izabela Majchrzak-Kucęba

prof. Marian Mazur
prof. Korneliusz Miksch
dr hab. inż. Maciej Mrowiec
prof. Hanna Obarska-Pempkowiak
dr hab. Artur Pawłowski
prof. Lucjan Pawłowski
prof. Tadeusz Piecuch
dr hab. inż. Bernard Quant
prof. Czesława Rosik-Dulewska
prof. Zofia Sadecka
prof. Marek Sozański
prof. Joanna Surmacz-Górska
prof. Kazimierz Szymański
prof. Józefa Wiater
prof. Tomasz Winnicki
prof. Mirosław Żukowski

SPIS TREŚCI

1.	Wprowadzenie	5
2.	Istniejący stan wiedzy	7
2.1.	Osad czynny, błona biologiczna i pekton jako zgrupowania organizmów występujące w oczyszczalniach ścieków	7
2.2.	Badania bioindykacyjne w ocenie jakości wody i ścieków	10
2.3.	Grupy morfologiczne organizmów stosowane w badaniach bioindykacyjnych systemów oczyszczania ścieków	14
2.4.	Stosowane w bioindykacji miary opisujące zbiorowiska organizmów	15
2.5.	Sposoby interpretacji wyników badań zbiorowisk organizmów	19
3.	Cel i zakres badań	20
4.	Metodyka badań	21
4.1.	Materiał badawczy	21
4.1.1.	Opis oczyszczalni ścieków	21
4.1.2.	Punkty pobierania prób materiału do badań	22
4.2.	Metody pobierania i przygotowania materiału biologicznego	24
4.2.1.	Pobieranie i przygotowanie prób pektonu	24
4.2.2.	Pobieranie i przygotowanie prób osadu czynnego	25
4.3.	Metody badania materiału biologicznego	26
4.4.	Metody pobierania prób i analizy właściwości fizyczno- -chemicznych ścieków	27
4.5.	Metody obliczania miar charakteryzujących zbiorowisk organizmów	29
4.6.	Metody analizy statystycznej i wizualizacji wyników	30
5.	Wyniki	34
5.1.	Wyniki badań pektonu i wskaźników fizyczno-chemicznych zanieczyszczenia ścieków	34
5.1.1.	Wskaźniki fizyczno-chemiczne zanieczyszczenia ścieków	34
5.1.2.	Zmiany w zbiorowiskach pektonu wzdłuż ciągu technologicznego oczyszczania ścieków	43

5.1.3.	Wpływ zmniejszenia liczby analizowanych grup organizmów na podobieństwo zbiorowisk pektonu oraz związek opisujących je miar ze wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków	66
5.1.4.	Podsumowanie analizy zbiorowisk pektonu i wskaźników zanieczyszczenia ścieków	98
5.1.5	Modele opisujące związki pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu, a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków	99
5.2.	Porównanie pektonu i osadu czynnego	107
5.2.1.	Wskaźniki fizyczno-chemiczne zanieczyszczenia ścieków	107
5.2.2.	Analiza materiału biologicznego	108
6.	Dyskusja	121
7.	Podsumowanie i wnioski	128
8.	Literatura	131

1. Wprowadzenie

Kontrola procesów technologicznych realizowanych w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków, a w szczególności w bioreaktorach z ożywionym czynnikiem procesowym, może być prowadzona z wykorzystaniem różnych metod badawczych. Może ona opierać się na wynikach badań parametrów fizyczno-chemicznych, jak i rezultatach badań biologicznych, będących podstawą metody bioindykacyjnej.

Badania biologiczne w oczyszczalniach najczęściej prowadzone są w celu oceny parametrów osadu czynnego lub błony biologicznej, prognozowania jakości oczyszczonych ścieków, a także wykrywania przyczyn zakłóceń procesów zachodzących w bioreaktorach. Stąd też większość badań opisanych w literaturze dotyczy właśnie badań bioindykacyjnych realizowanych w części biologicznej oczyszczalni. Należy jednak pamiętać, iż oczyszczalnie ścieków składają się nie tylko z bioreaktorów z osadem czynnym lub złożem biologicznym, lecz w ich skład wchodzi również inne urządzenia, w których następują zmiany właściwości ścieków. Biorąc pod uwagę fakt, że powierzchnie wszystkich urządzeń oczyszczalni stykające się ze ściekami pokryte są błoną biologiczną (pektonem), której właściwości powiązane są z warunkami lokalnymi, bioindykacja prowadzona w oparciu o tą właśnie formację może być podstawą do oceny parametrów pracy wszystkich urządzeń oczyszczalni.

Badania bioindykacyjne w oczyszczalniach ścieków mogą być prowadzone podobnie, jak ma to miejsce w zbiornikach wód powierzchniowych, gdzie poszczególne populacje organizmów, bądź całe zbiorowiska są wykorzystywane jako wskaźniki poziomu zanieczyszczenia lub też etapu samooczyszczania się wód. W przypadku badań prowadzonych w obrębie urządzeń wchodzących w skład systemów oczyszczania ścieków, w analizie ilościowej można posługiwać się zliczaniem osobników materiału biologicznego, przyporządkowanych do grupy morfologicznej, która to grupa traktowana jest podobnie jak jednostka taksonomiczna RTU (*ang. Recognizable Taxonomic Units*) stosowana w badaniach bioindykacyjnych środowiska. Miary charakteryzujące zbiorowiska (np. miara różnorodności) obliczane na podstawie liczebności wspomnianych grup mogą być traktowane jako wskaźniki jakości ścieków, jak również etapu i stabilności procesu oczyszczania.

W ramach prezentacji i analizy wyników pierwszego etapu badań przedstawiono opis zmian wskaźników fizyczno-chemicznych następujących w punktach rozmieszczonych wzdłuż ciągu technologicznego oczyszczania. Wyniki te stanowią punkt odniesienia w stosunku do badań bioindykacyjnych, jak również obrazują stabilną sytuację istniejącą w bioreaktorze i całej oczyszczalni w trakcie prowadzonych badań. W dalszej części pracy przedstawiono rezultaty badań mikroskopowych materiału biologicznego, odnoszące się do charakterystyki jakościowej i ilościowej zbiorowisk pektonu. Analiza ogólna przeprowadzona została w oparciu o wyniki badań liczebności wyodrębnionych grup morfologicznych i krotności ich występowania w kolejnych pomiarach. Analiza szczegółowa wykonana została w odniesieniu do miar charakteryzujących zbiorowiska pektonu za

pomocą wartości liczbowej. Założono, że połączona analiza dwu wspomnianych grup wyników pozwoli wykazać, czy istnieje związek pomiędzy poziomem fizyczno-chemicznych wskaźników zanieczyszczeń a wartością miar opisujących bogactwo i różnorodność zbiorowisk. Przeprowadzone badania wskazały które grupy organizmów wchodzące w skład zbiorowisk pektonu i jakie miary charakteryzujące te zbiorowiska pozwalają na najbardziej adekwatne opisane zależności występujących pomiędzy właściwościami materiału biologicznego, a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków. Opisane zależności zostały przetestowane na dwu niezależnie przeprowadzonych seriach badań.

Przeważająca część badań bioindykacyjnych realizowanych w oczyszczalniach ścieków opiera się o wyniki analiz czynnika procesowego obecnego w bioreaktorach – osadu czynnego lub błony biologicznej. W związku z tym aby uzyskać punkt odniesienia dla badań prowadzonych w pierwszym etapie, w drugim porównano zbiorowiska organizmów pektonu oraz osadu czynnego w bioreaktorze oczyszczalni. Analizy porównawcze badanych zbiorowisk przeprowadzone zostały w oparciu o udziały frakcyjne grup morfologicznych oraz miary bogactwa S i różnorodności Shannona H. Zmiany w parametrach charakteryzujących zbiorowiska organizmów zostały przedstawione na tle zmian właściwości fizyczno-chemicznych ścieków mierzonych na początku i końcu części biologicznej oczyszczalni, stanowiących punkt odniesienia i obrazujących sytuację istniejącą w bioreaktorze w trakcie prowadzonych badań. Założono, że uzyskane wyniki badań pozwolą na określenie podobieństwa występującego w obrębie tego samego zbiorowiska – pektonu lub osadu, w różnych punktach bioreaktora, a także podobieństwa pomiędzy zbiorowiskami pektonu i osadu czynnego pobieranego w tych samych punktach. Przeprowadzone badania pozwoliły na określenie w obrębie którego z analizowanych zbiorowisk występuje większe podobieństwo, a także wskazały punkty bioreaktora w których wartości podobieństwa pomiędzy pektonem i osadem są największe.

2. Istniejący stan wiedzy

2.1. Osad czynny, błona biologiczna i pekton jako zgrupowania organizmów występujące w oczyszczalniach ścieków

Osad czynny jest złożonym układem biologicznym, w obrębie którego zachodzi jednocześnie wiele procesów biochemicznych oraz fizycznych, które w efekcie końcowym powodują usunięcie zanieczyszczeń z oczyszczanych ścieków (Eikelboom i Buijsen, 1999; Buck, 1999; Hartmann, 1999; Fiałkowska i in., 2005; Kocwa-Haluch i Woźniakiewicz, 2011). Podstawową jednostką strukturalno-fizjologiczną osadu czynnego jest kłaczek. Składa się on zwykle z mineralnego jądra, wokół którego rozwijają się zgrupowania bakterii. Bakterie w odpowiednich warunkach asymilują substrat organiczny oraz substancje biogenne, budując bazę pokarmową, będącą podstawą funkcjonowania kolejnych poziomów piramidy troficznej (Hartmann, 1999; Grady i in., 2011; Henze i in., 2000). W skład wspomnianych poziomów wchodzi organizmy eukariotyczne – pierwotniaki i drobne organizmy bezkręgowce, pełniące rolę konsumentów bakterii oraz rolę drapieżników (Curds, 1973; Klimowicz, 1977; Turoboyski, 1979; Buck, 1999; Henze i in., 2000; Madoni, 2011; Foissner, 2016).

Błona biologiczna pełni w bioreaktorach oczyszczalni ścieków podobną funkcję jak osad czynny. Podstawowa różnica pomiędzy nimi polega na tym, iż zbiorowiska organizmów tworzące błonę są związane z powierzchnią różnego typu nośników – stacjonarnego wypełnienia złoża, bądź też ruchomych konstrukcjach (Hartmann, 1999; Henze i in., 2000; Martín-Cereceda i in., 2002; Seetha i in., 2010; Grady i in., 2011). Błona biologiczna może występować także razem z osadem czynnym, na przykład w bioreaktorach hybrydowych i funkcjonować jako złoże fluidalne lub zasiedlać odpowiednio ukształtowane pakiety nośników stacjonarnych (Hartmann, 1999; Henze i in., 2000; Seetha i in., 2010; Grady i in., 2011). Fakt występowania zbiorowisk organizmów na podłożu implikuje wyodrębnienie się warstw błony o różnych warunkach tlenowych (Bishop i in., 1995; Bishop, 1997; Lewandowski i in., 1999; Łagód i in., 2010; Grady i in., 2011), co zwiększa potencjalną różnorodność organizmów (Starmach i in., 1976; Bishop, 1997; Henze i in., 2000; Martín-Cereceda i in., 2002; Grady i in., 2011). Na wspomnianą różnorodność wpływa liczba nisz ekologicznych oraz odpowiednio długi czas istnienia zbiorowisk (Bishop, 1997; Hartmann, 1999; Henze i in., 2000), zwykle znacznie dłuższy niż wiek osadu czynnego.

Opisane powyżej zbiorowiska organizmów traktowane są w technologii oczyszczania ścieków jako biologiczny czynnik procesowy, którego parametry mogą być w odpowiedni sposób kształtowane w zależności od warunków eksploatacyjnych w bioreaktorach. Bioreaktory mogą działać w różnych systemach, jako sekwencyjne reaktory porcjowe SBR (*ang.* *Sequence Batch Reactor*) lub jako bioreaktory przepływowe eksploatowane w różnych układach technologicznych np.: A/O, A²/O, UCT, MUCT, ISAH, BARDENPHO, itd. (Hartmann, 1999; Henze i in., 2000; Klimiuk i Lebkowska, 2005; Montusiewicz i in., 2010).

Trzecim typem zbiorowisk organizmów w głównym ciągu technologicznym oczyszczalni, który występuje na powierzchni wszystkich urządzeń stykających się ze ściekami jest pekton. Tworzą go zgrupowania organizmów samoistnie zasiedlające dostępne powierzchnie, bez zamierzonych działań eksploatatora obiektów, a niekiedy nawet wbrew takim działaniom. Nazwa pekton zaczerpnięta została z opracowania R. Margalefa (1947), na określenie biofilmu który rozwija się na stałym podłożu nieożywionym stykającym się ze ściekami w obiektach oczyszczalni, nie będąc przy tym błoną biologiczną rozumianą jako czynnik procesowy reakcji biochemicznych. W takim ujęciu pekton rozwijający się w kolejnych urządzeniach oczyszczalni ścieków może być rozumiany analogicznie jak peryfiton w zanieczyszczonych ciekach powierzchniowych na kolejnych etapach naturalnego procesu samooczyszczania wód. Tak więc, korzystając z obecności zbiorowisk organizmów w postaci pektonu w urządzeniach oczyszczalni, można wykorzystać je do bioindykacji, podobnie jak to ma miejsce w przypadku badań jakości wód w zbiornikach śródlądowych.

Grupy organizmów tworzące zgrupowania pektonu zasiedlającego urządzenia oczyszczalni ścieków występują zarówno w osadzie czynnym, jak i błonie biologicznej. Jednak osad czynny lub błona biologiczna, traktowane jako biologiczny czynnik procesowy oczyszczania nie występują we wszystkich urządzeniach oczyszczalni ścieków. Stąd też brak wspomnianego czynnika w urządzeniach części mechanicznej, stanowiących początkową część ciągu technologicznego, jak i w jego końcowych elementach, nie pozwala na wykonanie pełnej analizy zmian właściwości zgrupowań organizmów w całym systemie oczyszczania.

Właściwości zbiorowisk organizmów osadu czynnego i błony biologicznej w oczyszczalniach ścieków komunalnych były przedmiotem licznych badań naukowych (Curds, 1973; Klimowicz, 1977; Salvado i Garcia, 1991, 1993, 1994; Madoni, 1994, 1994a, 2011; Fried i in., 2000; Pauli i in., 2001; Salvado i in., 2001, 2004; Amaral i in., 2004; Fiałkowska i in., 2005; Nicolau i in., 2007; Perez-Uz i in., 2010; Drzewicki i Kulikowska, 2011; dos Santos i in., 2014; Foissner, 2016; Chouari i in., 2017). Dotyczą one głównie zagadnień związanych z oceną jakości biologicznego czynnika procesowego oczyszczania ścieków, wykrywania przyczyn usterek procesu oczyszczania i doboru metod ich usuwania oraz prognozowania jakości oczyszczonych ścieków. Odnoszą się także do podobieństw pomiędzy urządzeniami oczyszczalni opracowanych za pomocą hierarchicznej analizy skupień w oparciu o wyniki badań zbiorowisk czynnika procesowego i zawiesiny żywych organizmów w oczyszczanych ściekach (Wells i in., 2014; Shchegolkova i in., 2016). Zbadany został również skład błony biologicznej i zmiany w nim następujące dla kolejnych tarcz złożów obrotowych bioreaktorów funkcjonujących w warunkach laboratoryjnych oraz w skali technicznej (Selivanovskaya i in., 1997; Martin-Cereceda i in., 2001, 2001a, 2002). Opisane zostały także zbiorowiska organizmów na kolejnych etapach oczyszczania ścieków w systemach hydrofitowych (Vymazal i in., 2001; Puigagut i in., 2007, 2007a). Dobrze przebadany jest również peryfiton występujący w różnego typu zbiornikach wodnych rozwijający się przy różnym poziomie zanieczyszczenia (Steinman i McIntire, 1990; Burns i Ryder, 2001; Murdock i in., 2004; Xu i in., 2014, 2014a; Wang i in., 2016).

Dużo mniej uwagi poświęcono dotychczas badaniom pektonu i peryfitonu rozwijającego się w obrębie różnych systemów oczyszczania ścieków (Toet i in., 2003; Chindah i in., 2009). Również zagadnienia związane z określeniem parametrów charakteryzujących pekton występujący w urządzeniach oczyszczalni ścieków funkcjonujących w skali technicznej są stosunkowo słabo rozpoznane (Davis i in., 1990, 1990a; Łagód i in., 2008, 2010). Przy czym prace Davisa i współautorów odnoszą się tylko do jednego urządzenia oczyszczalni – osadnika wtórnego i produktywności zbiorowiska glonów. Jak wskazuje szczegółowa analiza dostępnych danych literaturowych, badania obejmujące jakościową i ilościową charakterystykę zbiorowisk pektonu we wszystkich urządzeniach głównej nitki technologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych pracującej w oparciu o metodę osadu czynnego, prowadzone były tylko w zespole Politechniki Lubelskiej (Łagód i in., 2008, 2010, 2016; Babko i in., 2014, 2015). Uzupełnienie wiedzy we wspomnianym zakresie może posłużyć dalszemu doskonaleniu technologii oczyszczania ścieków oraz być podstawą do opracowania metod badawczych możliwych do praktycznego stosowania w kontroli systemów oczyszczania ścieków. Pozwoli także lepiej zrozumieć współzależności występujące pomiędzy różnymi grupami organizmów pektonu.

Oczyszczalnia ścieków jest ciekawym obiektem badań, ponieważ na niedużej przestrzeni rozwijają się organizmy pektonu w bardzo odmiennych warunkach środowiska. Środowisko to może charakteryzować się zróżnicowaniem poziomu obciążenia zarówno substancjami organicznymi, które stanowią źródło pokarmu, jak również zmianami w stężeniach substancji mogących negatywnie wpływać na rozwój organizmów. Na początku omawianego ciągu technologicznego znajdują się urządzenia części mechanicznej (kraty, piaskowniki, osadniki wstępne) mocno obciążone substancjami zanieczyszczającymi, gdzie pekton formuje się w warunkach ścieków surowych. Na końcu nitki technologicznej znajduje się kanał odprowadzający ścieki oczyszczone – praktycznie czystą wodę bez zawartości biodegradowalnych związków organicznych, a jedynie z niewielką zawartością biogenów. Pomiędzy tymi skrajnymi punktami występują etapy oczyszczania, w których pekton współistnieje z osadem czynnym. Tak więc w każdym z urządzeń istnieją specyficzne warunki mogące różnicować struktury zbiorowisk organizmów, co stwarza złożony i ciekawy obiekt do prowadzenia analiz i badań bioindykacyjnych. W świetle tych informacji, cytowanej wcześniej literatury a także badań własnych (Łagód i in., 2010, 2016) wydaje się bardzo prawdopodobne, że parametry zbiorowisk pektonu występującego w kolejnych urządzeniach oczyszczalni będą skorelowane z poziomem zanieczyszczenia ścieków. Otwartym pozostaje jednak pytanie, jakie miary charakteryzujące te zgrupowania będą najsilniej powiązane z poziomem zanieczyszczenia, a także w odniesieniu do jakich grup organizmów powinny być one użyte.

2.2. Badania bioindykacyjne w ocenie jakości wody i ścieków

Badania bioindykacyjne bazując na obserwacji organizmów lub ich zbiorowisk pozwalają na wykrywanie zmian zachodzących w analizowanym środowisku, jak również określanie warunków w nim panujących (Hall i Merlini, 1979; Chaphekar, 1991; Widdows i Donkin, 1991; Zimny, 2002; Markert i in., 2003). W trakcie badań bioindykacyjnych zwykle analizowany jest skład gatunkowy oraz przynależność organizmów do odpowiednich grup morfologicznych (Zelinka i Marvan, 1961; Bick, 1963; Sladeczek, 1973; Markert i in., 2003). Kolejnym ważnym etapem analiz jest ocena ilościowego udziału przedstawicieli branych pod uwagę grup w całkowitej liczbie organizmów (Bick, 1963; Marchant i in., 1984; Lamper i Sommer, 1996; Zimny, 2002).

Badania bioindykacyjne uwzględniają wiedzę wypracowaną w ramach badań prowadzonych w wielu dziedzinach nauki, w tym biologii, ekologii, fizjologii oraz toksykologii środowiskowej (Friberg i in., 2011). Znaczenie tego typu badań dla oceny jakości wód jest ciągle duże, pomimo widocznego wzrostu zastosowania w tym zakresie metod instrumentalnych pozwalających na określenie szeregu fizycznych i chemicznych parametrów środowiska (Chaphekar, 1991; Zimny, 2002). Oba wymienione kierunki badań – bioindykacja oraz analizy fizyczno-chemiczne środowiska – mogą, i powinny tworzyć uzupełniające się wzajemnie systemy oceny jakości środowiska wodnego (Bervoets i in., 1989; Reynoldson i Zarll, 1989; Markert i in., 2003). Analizy fizyczno-chemiczne informują o stężeniach wybranych pierwiastków bądź też związków chemicznych o udokumentowanych progach toksyczności, podczas gdy badania bioindykacyjne pozwalają na ustalenie efektów sumarycznych, a także ewentualnych zjawisk synergii w oddziaływaniu czynników środowiskowych na organizmy lub ich zbiorowiska (Bervoets i in., 1989; Reynoldson i Zarll, 1989; Kołodziejczyk i in., 1998; Markert i in., 2003).

W obrębie badań bioindykacyjnych wód wykształciły się dwa zasadnicze kierunki: bioindykacja terenowa oraz laboratoryjna (Pieczyńska i Spodniewska 1979; Boryń i in., 1985; Lamper i Sommer, 1996; Markert i in., 2003). W ramach bioindykacji terenowej ocenę parametrów wody wykonuje się na podstawie analizy: składu gatunkowego, grup morfologicznych, liczebności poszczególnych taksonów oraz struktury zespołów organizmów występujących na określonym obszarze, bądź też reakcji odpowiednio dobranych organizmów umieszczanych w nim intencjonalnie (Bick, 1963; Butterworth i in., 2000; Markert i in., 2003). Ta ostatnia metoda dotyczy w szczególności badań wód mocno zanieczyszczonych, gdzie miarą stopnia ich zanieczyszczenia jest reakcja wprowadzonych organizmów – zwykle zwierzęcych (Hallawell, 1986; Mayer i Ellersieck, 1986). Z kolei bioindykacja laboratoryjna polegająca na analizie próbek wód pobranych w terenie, odpowiednio zabezpieczonych i dostarczonych do laboratorium, daje możliwość precyzyjnej oceny sumarycznego oddziaływania na organizmy całego spektrum różnego rodzaju czynników (Mayer i Ellersieck, 1986; Lamper i Sommer, 1996; Manahan, 2006). W tego typu analizie miarą jakości wody jest czas i rodzaj reakcji organizmów wodnych wprowadzonych do badanych próbek (Starmach i in., 1976; Walker i in., 2002; Schmitt-Jansen i in., 2008). Ten rodzaj bioindykacji jest możliwy do

zastosowania także w przypadku wód silnie skażonych czy ścieków, również takich, w których żywe organizmy już nie występują (Trottier i in., 1997; Johnson i in., 1982; Arkhipchuk i in., 2006).

Metody bioindykacyjne, obrazując zmiany jakości wody w dłuższych przedziałach czasu, dają całościowy obraz wpływu zanieczyszczeń na badane organizmy i ich zbiorowiska, a także wskazują na ich możliwe przyczyny (Starmach i in., 1976; Chaphekar, 1991; Bailey i in., 1998; Bradley i Ormerod, 2002). Są przy tym, z jednej strony niewrażliwe na krótkotrwałą poprawę jakości wody powodowaną na przykład przez przerwy w dopływie zanieczyszczeń, jak również odzwierciedlają wpływ krótkoterminowych „katastrof ekologicznych” powodowanych pojawieniem się substancji trujących, czy wielokrotnego przekroczenia występujących dotychczas stężeń (Starmach i in., 1976; Zimny, 2002; Kowalik i in., 2007). Ważne z punktu widzenia inżynierii środowiska jest również to, że omawiane metody pozwalają nie tylko na ocenę jakości wody czy ścieków (Hooper, 1969; Markert i in., 2003), lecz również w przypadku bioreaktorów oczyszczalni ścieków informują o właściwościach ożywionego czynnika procesowego, którym jest osad czynny lub błona biologiczna (Curds i Cockburn, 1970, 1970a; Klimowicz, 1977; Madoni i Ghetti, 1981; Madoni, 1994; Nicolau i in., 2007).

Na początku stosowania klasyczna metoda bioindykacji traktowana była jako narzędzie do oceny poziomu zanieczyszczenia substancjami organicznymi, związanego z deficytem tlenu, wyrażanym za pomocą BZT₅ (Bick, 1963; Olszewski, 1971; Turoboyski, 1979; Perry i Vanderklein, 1996; Markert i in., 2003). Badania bioindykacyjne początkowo prowadzone były z użyciem organizmów stenotopowych (Kolkwitz i Marsson, 1908, 1909; Pantle i Buck, 1955; Zelinka i Marvan, 1961), czyli cechujących się wąskim zakresem tolerancji względem branych pod uwagę czynników. W odniesieniu do środowiska wodnego przeważnie są to organizmy o wąskich przedziałach tolerancji względem stężenia tlenu i substancji organicznych (Olszewski, 1971; Zimny, 2002; Turoboyski, 1979; Starmach i in., 1976). Organizmy te stanowią bazę przy opracowaniu tak zwanych „systemów saprobów” (Kolkwitz i Marsson, 1908, 1909; Kolkwitz, 1959; Bick, 1963; Turoboyski, 1979; Starmach i in., 1976; Perry i Vanderklein, 1996; Hartmann, 1999; Markert i in., 2003; Gorzel i Kornijów, 2004). W ramach wspomnianego systemu wykorzystywane są organizmy wskaźnikowe należące do różnych grup systematycznych i behawioralnych (Kolkwitz i Marsson, 1908, 1909; Kolkwitz, 1959; Bick, 1963; Sladeczek, 1973; Lamper i Sommer, 1996).

Ze względu na preferencję w zasiedlaniu wód o różnym poziomie zanieczyszczenia organizmy można przyporządkować do czterech podstawowych grup ekologicznych: saprobiontów, saprofilów, saproksenów i saprofobów (Bick, 1963; Sladeczek, 1973; Turoboyski, 1979). Na podstawie stwierdzonej struktury dominacji organizmów przynależnych do wspomnianych grup można wyodrębniać strefy zanieczyszczenia, podobnie jak ma to miejsce w przypadku stref systemów saprobów. Przyjmuje się przy tym, że im więcej stref jest nieodpowiednich dla intensywnego rozwoju danego organizmu, tym bardziej czułym bioindykatorem jest

on w tej strefie, w której znajduje niezbędne warunki do dominacji (*Turoboyski, 1979; Starmach i in., 1976*).

Metody badawcze wykorzystywane przy bieżącej ocenie jakości wody i ścieków powinny być optymalizowane pod kątem zmniejszenia ich komplikacji i zwiększenia szybkości wykonania, jak również powinny być porównywalne, obiektywne oraz czułe i niedrogie. Przy czym powyższe wymogi są ważne na każdym etapie badań, od momentu pobrania i zabezpieczania próbek, poprzez ich wstępne przygotowanie do analiz, same analizy oraz opracowanie i interpretację wyników końcowych (*Walker i in., 2002; Kalinowski, 2007*).

W przypadku klasycznych metod bioindykacyjnych ich ulepszanie prowadzi się najczęściej poprzez wyszukiwanie takich organizmów wskaźnikowych, które spełniają jak najwięcej z wymienionych poniżej kryteriów (*Wallace i Webster, 1996; Kołodziejczyk i in., 1998; Chadd i Extence, 2004*):

- mają wąski i specyficzny zakres wymagań środowiskowych,
- są szeroko rozprzestrzenione,
- występują licznie na badanym obszarze,
- mają odpowiednio długi cykl życiowy lub namnażają się bardzo szybko tworząc ciąg wielu nakładających się pokoleń,
- mają znaną biologię i fizjologię,
- są łatwe do oznaczenia.

Wytypowanie organizmów, które spełniałyby wszystkie te wymogi jest w praktyce bardzo trudne. Widać to chociażby na przykładzie dwu pierwszych warunków, które sugerują, że organizmy takie powinny być jednocześnie stenotopowe i ubikwistyczne, czyli muszą zarazem mieć wąski zakres wymagań środowiskowych i być „wszędobylskie”. Dodatkowym zagadnieniem, które powinno być brane pod uwagę w badaniach bioindykacyjnych jest możliwość adaptacji organizmów nawet do znacznych zmian warunków siedliskowych (*Dubber i Gray, 2011; Madoni, 2011*).

Opisane problemy z doбором odpowiednich organizmów wskaźnikowych dla badanego środowiska, a także czasochłonną ich identyfikacją dały początek innemu podejściu przy doborze analizowanych obiektów badań. W takim ujęciu bioindykator może być traktowany nie tylko w sposób klasyczny, czyli rozumiany jako gatunek czy grupa ponadgatunkowa lecz również jako proporcja współwystępowania określonych grup, czy też miara charakteryzująca zbiorowiska organizmów, wyrażona za pomocą wartości indeksów ekologicznych – na przykład miara różnorodności na poziomie ekosystemowym. Takie właśnie podejście, traktujące pomiary różnorodności zbiorowisk organizmów jako jedną z metod biologicznych możliwych do wykorzystania przy ocenie poziomu zanieczyszczenia w środowisku opisywane jest w wielu pozycjach literatury (*Bechtel i Copeland, 1970; Egloff i Brakel, 1973; Shafer, 1973; Rosenberg, 1976; Wu, 1982; Shaw i in., 1983; Guerold, 2000; Ravera, 2001; Nicolau i in., 2001, 2007; Turkmen i Kazanci, 2010*).

Przyjmuje się, że stabilne zbiorowiska organizmów cechują się wysokim poziomem różnorodności gatunkowej, zaś niestabilne niższym, jak również, że różnorodność maleje ze wzrostem zanieczyszczenia oraz postępującą degradacją środowiska (Hartmann, 1999; Ravera, 2001; Nicolau i in., 2007; Turkmen i Kazanci, 2010). Prowadzona pod tym kątem analiza struktury zbiorowisk organizmów błony biologicznej i osadu czynnego, wykorzystywanych w technologii oczyszczania ścieków jest podstawą do oceny stabilności realizowanych procesów oraz oceny uzyskiwanych efektów oczyszczania ścieków (Martín-Cereceda i in., 2001; Nicolau i in., 2001, 2007; Montusiewicz i in., 2007; Puigagut i in., 2007, 2009; Chindah i in., 2009; Łagód i in., 2009, 2010; Perez-Uz i in., 2010; De Gregorio i in., 2010, 2011; Madoni, 2011; Babko i in., 2012; Canals i in., 2013; dos Santos i in., 2014).

W badaniach wód dla potrzeb bioindykacji ilościowej przyjęte jest zliczanie osobników identyfikowanych na poziomie gatunku, niekiedy rodzaju, a rzadko taksonu wyższego rzędu (Gorzel i Kornijów, 2004). Wymogi te są jak najbardziej właściwe z punktu widzenia prowadzenia badań hydrobiologicznych (Wright i in., 1995; Ogbeibu i Oriabor, 2002), bądź sporządzania dokładnej charakterystyki jakości wód powierzchniowych, które jest wymagane przepisami Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/EC.

Prace związane z prawidłowo prowadzoną bioindykacją jakości wód są bardzo czasochłonne i kosztowne (Starmach i in., 1976; Stastna i in., 2016). Powoduje to z jednej strony wydłużenie czasu oczekiwania na uzyskanie miarodajnych informacji, z drugiej zaś ograniczenie liczby osób zdolnych do prawidłowej realizacji pomiarów. Stąd też rzetelne pomiary mogą być wykonywane przez niewielką liczbę wykwalifikowanych specjalistów, zaś ominięcie tego wymogu prowadzić może do zafałszowania wyników badań.

W przypadku badań prowadzonych w obrębie urządzeń gospodarki wodno-ściekowej, w analizie ilościowej można posługiwać się zliczaniem osobników czynnika procesowego, zakwalifikowanych do grupy morfologicznej (Montusiewicz i in., 2007; Łagód i in., 2007, 2016; Chomczyńska i in., 2009; De Gregorio i in. 2010, 2011), która w literaturze występuje również pod nazwą gatunku morfologicznego (Madoni, 1994, 2011). Grupa morfologiczna traktowana jest podobnie jak jednostka taksonomiczna RTU (*ang. Recognizable Taxonomic Units*) stosowana w badaniach bioindykacyjnych środowiska (Cranston i Hillman, 1992; Oliver i Beattie, 1993; Ward i Stanley, 2004). Wykonane w taki sposób analizy dają rezultaty zbieżne z wynikami klasycznych analiz prowadzonych w oparciu o identyfikację organizmów do poziomu gatunku (Montusiewicz i in., 2007; Chomczyńska i in., 2009).

Opanowanie umiejętności kwalifikowania zliczanych osobników do grup morfologicznych możliwe jest w stosunkowo krótkim czasie, a to zwiększa zarówno grono potencjalnych wykonawców tego typu analiz bioindykacyjnych, jak i rzetelność uzyskiwanych wyników. Ważna jest przy tym możliwość pomijania identyfikacji przedstawicieli gatunków wskaźnikowych przy zachowaniu możliwości wykorzystywania wyników pomiarów do ilościowego opisu struktury zbiorowisk organizmów (Cranston i Hillman, 1992; Montusiewicz i in., 2007; Łagód i in., 2007; Chomczyńska i in., 2009).

2.3. Grupy morfologiczne organizmów stosowane w badaniach bioindykacyjnych systemów oczyszczania ścieków

Bazując na analizie literatury związanej z badaniami mikroskopowymi materiału biologicznego pobieranego w różnego typu systemach oczyszczania ścieków, można wyodrębnić szereg grup morfologicznych organizmów, łatwych do identyfikacji w preparatach przyżyciowych, przy niskim prawdopodobieństwie popełnienia pomyłki.

Jedną z grup najszerszej omawianych w literaturze są orzeski, opisywane jako organizmy obecne w dużej liczebności w większości prawidłowo funkcjonujących oczyszczalni z osadem czynnym lub błoną biologiczną (Curds i Cockburn, 1970, 1970a; Madoni, 1994a; Martin-Cereceda i in., 1996, 2001, 2002, 2002a; Fiałkowska i in., 2005; Łagód i in., 2007, 2016; Babko i in., 2016). Są one bardzo często wymieniane w kontekście oceny parametrów czynnika procesowego bioreaktorów oraz traktowane jako główna grupa bazowa (często z wydzieleniem kilku grup – pływających, osiadłych i pełzających) przy prognozowaniu jakości oczyszczanych ścieków (Madoni i Ghetti, 1981; Madoni, 1994a; Mistri i in., 1994; Fiałkowska i in., 2005; Babko i in., 2014, 2015). Orzęski uwzględniane są również podczas badań pektonu i peryfitonu rozwijającego się na podłożach zanurzonych w wodzie o różnym poziomie zanieczyszczenia (Foissner i in., 1992; Łagód i in., 2008, 2010, 2016; Chindah i in., 2009; Xu i in., 2014, 2014a).

Ameby skorupkowe są grupą wymienianą w kontekście oceny stabilności pracy oczyszczalni z biologicznym czynnikiem procesowym, szczególnie w odniesieniu do procesu denitryfikacji. Z kolei ameby nagie licznie występują w sytuacjach wysokiego obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń i obniżonej zawartości tlenu (Martin-Cereceda i in., 2001, 2001a; Fiałkowska i in., 2005; Pérez-Uz i in., 2010; Babko i in., 2014).

Stałymi komponentami obecnymi w systemach oczyszczania ścieków i dość znaczącymi w aspekcie funkcjonowania bioreaktorów są wrotki (Martin-Cereceda i in., 2001, 2002; Madoni, 2003; Amaral i in., 2004; Pérez-Uz i in., 2010; Canals i in., 2013; Kowalska i in., 2014). Wrotki uwzględniane są w zestawieniach grup jako organizmy utrzymujące bakterie w fazie szybkiego wzrostu oraz regulujące proces kształtowania kłaczków osadu oraz powierzchni błony biologicznej i pektonu. Grupa ta traktowana jest również jako wskaźnik dłuższego wieku biomasy w reaktorach oraz indyktor napływu substancji trujących dla organizmów błony biologicznej i osadu czynnego (Fiałkowska i in., 2005; Kocerba-Soroka i in., 2013; Fyda i in., 2015).

Powszechnie wykorzystywaną grupą indykacyjną w procesie oczyszczania ścieków są wiciowce, a w szczególności drobne wiciowce heterotroficzne. Są one grupą organizmów często wykorzystywaną w ocenie jakości czynnika procesowego oraz pojawiających się zakłóceń w jego pracy, wskazując przy tym również na stopień obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń. Pojawiając się w bioreaktorze podczas zaburzeń procesu oczyszczania organizmy te dość efektywnie utylizują narastające bakterie (Kinner i in., 1988; Madoni, 1994a; Martín-Cereceda i in., 2001, 2002; Amaral i in., 2004; Fiałkowska i in., 2005; Canals i in., 2013).

Nicienie w oczyszczalniach ścieków wykorzystujących technologię osadu czynnego nie należą do licznie występujących organizmów. Pełnią jednak dość istotną rolę w formacjach pektonu i błony biologicznej kształtując ich powierzchnię i rozluźniając strukturę fizyczną. Te stosunkowo duże organizmy tworząc na powierzchni oraz głębiej położonych warstwach kanały i tunele ułatwiają pobieranie pokarmu organizmom o mniejszych rozmiarach, jak również wspomagają dyfuzję składników pokarmowych do głębiej położonych warstw i odprowadzanie na zewnątrz produktów przemiany materii i spełniając przy tym podobne funkcje troficzne jak wrotki (Klimowicz, 1977; Woombs i Laybourn-Parry, 1987; Fried i in., 2000; Martin-Cereceda i in., 2001, 2002; Salvado i in., 2004; Fiałkowska i in., 2005; Canals i in., 2013; Łagód i in., 2016).

Przedstawiciele skąposzczetów spotykani są w warunkach oczyszczalni raczej rzadko, i to przeważnie w błonie biologicznej (Amaral i in., 2004; Fried i in., 2000; Martin-Cereceda i in., 2002). Brzuchorzęski w urządzeniach oczyszczalni również występują niesystematycznie, jednakże w przypadku liczniejszego występowania mogą one efektywnie utylizować przyrastającą biomasę bakterii (Fiałkowska i in., 2005). Reprezentanci grup wirków, niesporczaków, pajęczaków oraz widłonogów również dość rzadko spotykani są w bioreaktorach oczyszczalni ścieków z osadem czynnym, częściej zaś z błoną biologiczną (Klimowicz 1977; Turoboyski, 1979). Larwy owadów, głównie ochotkowate (*Chironomidae*), spotykane są na ogół licznie w urządzeniach oczyszczalni jako komponenty błony biologicznej, zaś bardzo rzadko jako element osadu czynnego (Starmach i in., 1976; Turoboyski, 1979; Bitton, 2005).

Wśród organizmów autotroficznych w pektonie oraz wierzchnich warstwach błony biologicznej spotyka się: okrzemki, chlorokokowce, zielenice nitkowate, sinice (Starmach i in., 1976; Łagód i in., 2016; Martin-Cereceda i in., 2002; Babko i in., 2014; Kesaano, 2015).

Dość systematycznie w oczyszczalniach ścieków występują grzyby nitkowate i drożdże (Weber i in., 2007; Babko i in., 2014), choć w oczyszczalniach komunalnych nie są zbyt licznie reprezentowane (Fiałkowska i in., 2005).

Większość procesów biologicznych prowadzonych w urządzeniach oczyszczalni realizowanych jest przy udziale bakterii, które są najbardziej liczną grupą organizmów zarówno w ramach czynnika procesowego (osadu czynnego lub błony biologicznej), jak i samoistnie powstającego pektonu. W obrębie bakterii podczas obserwacji mikroskopowych łatwo można wyróżnić bakterie nitkowate, ziarniste, pałeczki i laseczki oraz zooglealne (Eikelboom, 1975; Wagner i in., 1994, 2002; Eikelboom i van Buijsen, 1999; Olańczuk-Neyman i in., 2003; Fiałkowska i in., 2005; Weber i in., 2007; Andersson, 2009; Canals i in., 2013).

2.4. Stosowane w bioindykacji miary opisujące zbiorowiska organizmów

Strukturę zbiorowisk organizmów można określać ilościowo na wiele różnych sposobów, stąd też istnieje wiele miar opracowanych w tym celu. Miary takie mogą być konstruowane na podstawie dowolnego mierzalnego parametru charakteryzującego analizowane zbiorowisko, lecz najbardziej przydatne są te, które

spełniają zarówno kryteria naukowe, jak i użyteczne (Sienkiewicz, 2010; Guevara i in., 2016). W praktyce oznacza to, że brane pod uwagę parametry powinny być opisane wartościami liczbowymi, reprezentatywnymi w odniesieniu do branej pod uwagę właściwości zbiorowiska – na przykład jego różnorodności. Powinny również odpowiadać realnym wymogom spełniającym warunki pozyskania wiarygodnych danych (van Strien i in., 2009). Prawidłowo dobrane miary powinny również wskazywać na zasadnicze trendy pojawiających się zmian, pomijając przy tym zmiany fluktuacyjne. Stąd też opracowanie jednej prostej i uniwersalnej miary charakteryzującej właściwości zbiorowiska nie jest możliwe, gdyż każdy z aspektów struktury wymaga innego wartościowania. Tak więc w konkretnych sytuacjach należy dostosować sposoby oceny oraz używane miary do realizowanych celów badawczych (Duelli i Obrist, 2003; Beisel i in., 2003; Sienkiewicz, 2010; Guevara i in., 2016).

Najprostszą miarą opisującą dane zbiorowisko w próbie jest jego bogactwo taksonomiczne najczęściej oznaczane jako S (MacArthur, 1965; MacArthur i Wilson, 1967; Gove i in., 1994; Zimny, 2002; Jost, 2006; Chao i in., 2014, Łagód i in., 2016). Miara ta posiada dwa podstawowe mankamenty. Po pierwsze znacznie ogranicza ilość informacji o zbiorowisku z powodu nieuwzględniania ilościowości analizowanych grup, po drugie wartość S jest związana z powierzchnią (w sensie wymiaru) analizowanego obszaru oraz wielkością i liczebnością próby (Gray, 2000; Zimny, 2002; Sienkiewicz, 2010; Chao i in., 2014). Stąd też możliwość prawidłowej interpretacji wyników zależy od sposobu pobierania materiału biologicznego oraz prawidłowego przygotowania próby (Colwell i Coddington, 1994; Gray, 2000; Sienkiewicz, 2010; Chao i in., 2014). Całkowita liczba grup S , traktowana jako bogactwo zbiorowiska i najprostsza charakteryzująca je miara nie odzwierciedla również ważnych parametrów struktury i jego heterogeniczności, powodowanej tym, że każda z analizowanych grup organizmów zwykle reprezentowana jest przez różną liczbę osobników. Skonstruowane zostały zatem bardziej złożone miary, które uwzględniają zarówno bogactwo S analizowanych zbiorowisk, jak i ich liczebności (Magurran, 1988, 2004; Jost, 2006, 2007; Łagód i in., 2007, 2009; Chao i in., 2010, 2014).

Do bardziej złożonych miar należy indeks Margalefa Mg (w literaturze oznaczany również jako D_{Mg} , D , d lub R_1). Pozwala on obliczyć względne bogactwo gatunkowe odnosząc się do ogólnej liczby branych pod uwagę grup organizmów oraz całkowitej liczby osobników w analizowanym zbiorowisku (Margalef, 1958; Clifford i Stephenson, 1975; Ravera, 2001; Gamito, 2010; Olawusi-Peters i Ajibare, 2014). Nie posiada on określonej wartości maksymalnej lecz spada do zera w razie sklasyfikowania wszystkich osobników w obrębie jednej grupy (Turkmen i Kazanci, 2010; Sienkiewicz, 2010; Palaghianu, 2014).

Jednym z najczęściej wykorzystywanych w ekologii jest indeks różnorodności Shannona H , nazywany również indeksem bioróżnorodności Shannona-Wienera (oznaczany H'). Indeks ten stosowany jest do opisu systemów biologicznych, a w szczególności różnorodności zbiorowisk organizmów (Pielou, 1975; Magurran, 1988, 2004; Uchmański, 1992; Ravera, 2001; Chao i in., 2010, 2014; Krebs, 2011;

Palaghianu, 2014; Guevara i in., 2016). Oparty jest on o zapis matematyczny wywodzący się z teorii informacji, i w swej bazowej formie opracowanej przez Claude'a E. Shannona, wykorzystywany jest w teorii komunikacji przy analizie sposobów transmisji i kompresji danych (Shannon i Weaver, 1949). W takim ujęciu indeks ten powiązany jest z entropią, która rozumiana jest jako średnia ilość informacji przypadającej na pojedynczą wiadomość pochodzącą ze źródła informacji, i interpretowana jako wartość określająca przeciętną niepewność w danym zbiorze możliwych sygnałów. Przyjmując, że różnorodność i informacja w systemach naturalnych może być mierzona w podobny sposób jak informacja zawarta w kodzie wiadomości, można zaimplementować omawiany indeks w badaniach ekologicznych (Salas i in., 2006; Krebs, 2011; Guevara i in., 2016). Podczas obliczania wartości indeksu H brana jest pod uwagę zarówno liczba analizowanych kategorii (grup organizmów, gatunków, itp.), jak i udział danej kategorii w zespole (Pielou, 1975; Magurran, 1988; Gove i in., 1994; Krebs, 1994; Ravera, 2001; De Gregorio i in., 2011; Krebs, 2011; Głowacki, 2013; Łagód i in., 2016; Guevara i in., 2016). Opisywana miara różnorodności reaguje wzrostem wartości na wzrost liczby branych pod uwagę kategorii oraz zmniejszanie się różnic pomiędzy kategoriami (Shannon i Weaver, 1949; Krebs, 2011; Głowacki, 2013; Guevara i in., 2016). Na zmiany wartości indeksu silny wpływ mają grupy rzadziej spotykanych organizmów, zaś słabszy grupy organizmów pospolitych i licznie reprezentowanych (Lamper i Sommer, 1996). Swoją minimalną wartość indeksu H osiąga, gdy zbiorowisko składa się z jednej grupy organizmów – jest wtedy całkowicie homogeniczne (Głowacki, 2013), z kolei maksimum osiąga, gdy organizmy są równo rozdzielone pomiędzy grupy (Palaghianu, 2014). Wartości indeksu Shannona obliczana dla zbiorowisk organizmów w środowisku naturalnym wahają się w zakresie od 0 do 5 (Uchmański, 1992; Turkmen i Kazanci, 2010), choć najczęściej znajduje się w przedziale 1,5–3,5, rzadko wykraczając poza poziom 4,5. W przypadku wartości H powyżej 3 struktura zbiorowiska uważana jest za stabilną i zbilansowaną, zaś spadek wartości indeksu poniżej 1 wskazuje na strukturę słabo rozwiniętą, znajdującą się pod znacznym wpływem substancji zanieczyszczających (Turkmen i Kazanci, 2010). Wiele innych miar stosowanych w ekologii, służących ilościowemu opisowi zbiorowisk organizmów, bazuje zarówno na samej idei oceny właściwości zbiorowisk poprzez analogię do analiz wykorzystywanych w teorii informacji, jak i implementuje wartość H do algorytmu obliczeniowego (Salas i in., 2006; Jost 2006, 2007; Łagód i in., 2007; Chomczyńska i in., 2009; Pinto i in., 2009; Jost i in., 2010; Chao i in., 2010, 2014; Guevara i in., 2016).

Znana wartość indeksu Shannona jest podstawą do wyliczenia indeksu MacArthura E (MacArthur, 1965), który nazywany jest także „efektywną liczbą elementów” lub „ekwiwalentem liczbowym” indeksu różnorodności, i oznaczany również jako D lub 1D (Jost, 2006, 2007; Jost i in., 2010; Chao i in., 2010; Głowacki, 2013). Omawiana miara bioróżnorodności obliczana jest jako eksponens H, czyli podstawa logarytmu naturalnego podniesiona do potęgi indeksu Shannona. Taka modyfikacja miary Shannona tworzy indeks bioróżnorodności posiadający cechę tak zwanej podwajalności (Hill, 1973; Jost, 2006, 2007; Chao i in., 2010; Głowacki, 2013). Cecha ta oznacza, że podwojenie liczby branych pod uwagę kategorii zespołu

(np. grup organizmów lub gatunków), o takich samych jak pierwotnie liczebnościach, powoduje dwukrotny wzrost wartości bioróżnorodności (Głowacki, 2013). W takim ujęciu indeks MacArthura może być rozumiany identycznie zarówno pod względem wartości, jak i zapisu samej funkcji z miarą bioróżnorodności 1D , a także N_1 Hilla (Hill, 1973; Jost, 2007; Głowacki, 2013; Chao i in., 2014). Stąd też przypisuje on podobny wpływ na różnorodność analizowanych zbiorowisk zarówno grupom organizmów rzadko spotykanych, jak i licznie reprezentowanych w próbie.

Indeks proporcjonalności P , obliczany jest jako iloraz indeksu MacArthura E i bogactwa S (Łagód i in., 2007; Chomczyńska i in., 2009) odzwierciedlając „niedostatek” bogactwa analizowanych grup organizmów w obrębie porównywanych zbiorowisk.

Indeks Simpsona S_i , w literaturze występuje w wielu formach zapisu i oznaczany jest również jako D_{Si} , D_s , D , Δ (Simpson, 1949; Hunter i Gaston, 1988; Ravera, 2001; Mandaville, 2002; Sienkiewicz, 2010; Turkmen i Kazanci, 2010; Ławniczak 2011; Yeom i Kim, 2011; Zhang, 2012; Głowacki, 2013; Guevara i in., 2016; Guevara i Hartmann, 2017). Indeks ten wskazuje, jakie jest prawdopodobieństwo, że dwa osobniki wybrane losowo z analizowanej próby będą należeć do tej samej grupy (Hunter i Gaston, 1988; Sienkiewicz, 2010; Ławniczak, 2011; Krebs, 2011; Palaghianu, 2014). Jego wartość zmienia się wraz ze zmianą liczby branych pod uwagę kategorii oraz różnic pomiędzy kategoriami. W odróżnieniu od indeksu Shannona wartość indeksu Simpsona bardziej zależy od liczebności grup pospolicie występujących w analizowanej próbie (Lamper i Sommer, 1996; Mandaville, 2002; Yeom i Kim, 2011; Krebs, 2011; Głowacki, 2013). W podstawowym zapisie omawiana miara osiąga ułamkowe wartości w zakresie od 0 do 1. Dość często w literaturze spotykane są modyfikacje tej miary, między innymi biorące pod uwagę jej odwrotność (Jost, 2007; Jost i in., 2010; Ławniczak, 2011; Chao i in., 2014; Guevara i Hartmann, 2017).

Indeks McIntosha Mc opracowany został na bazie pomiarów odległości podobieństwa (McIntosh, 1967), stąd też klasyfikowany jest jako opierający się na analogiach geometrycznych (Hurlbert, 1971). W literaturze oznaczany jest również jako M , D_{Mi} , D (Ravera, 2001; Turkmen i Kazanci, 2010; Yeom i Kim, 2011; Palaghianu, 2014). Związany jest z wyrównaniem udziałów przedstawicieli analizowanych grup lub gatunków w zbiorowisku, czyli równomiernością dystrybucji osobników w obrębie grup zbiorowiska, i jest wrażliwy na występowanie grup dominujących (Ravera, 2001; Yeom i Kim, 2011; Palaghianu, 2014). Stąd też, podobnie jak indeks Simpsona, w literaturze zaliczany jest do indeksów dominacji (McIntosh, 1967; Pielou, 1977; Jost i in., 2010). Jego wartość oscyluje w przedziale pomiędzy 0 a 1, przy czym wartość zbliżająca się do 1 oznacza, że osobniki rozmieszczone są równomiernie pomiędzy analizowanymi grupami organizmów (Turkmen i Kazanci, 2010).

2.5. Sposoby interpretacji wyników badań zbiorowisk organizmów

Badania zbiorowisk organizmów prowadzone pod kątem jakościowym i ilościowym, w połączeniu z wynikami badań czynników środowiskowych, wpływem czasu, itp. dają podstawę do przygotowania różnorodnych opracowań. Bazując na informacji dotyczącej obecności na danym obszarze analizowanej grupy i jej liczebności można wykonać następujące czynności ułatwiające analizę, interpretację i dyskusję wyników:

- opisać „odległości” (podobieństwa) pomiędzy zbiorowiskami za pomocą współczynników np. Bray-Curtisa, Jacarda, Sorensena, Renkonena i Kulczyńskiego. a następnie zilustrować to graficznie na przykład w postaci dendrogramu (Grzyb, 1966; Faith i in., 1987; Clarke, 1993; Zimny, 2002; Magurran, 2004);
- obliczać miary (wskaźniki, indeksy) ekologiczne, na przykład różnorodności, dominacji, „sprawiedliwości” (grup, gatunkowej, hierarchicznej, itd.) (MacArthur, 1965; McIntosh, 1967; Pielou, 1975; Odum, 1982; Uchmański, 1992; Magurran, 2004; Gove i in., 1994; Jost i in., 2010; Krebs, 2011; Guevara i in., 2016);
- przypisać badane zbiorowisko do zdefiniowanego zespołu w oparciu o grupy organizmów charakterystyczne i wyróżniające, zaś w przypadku błony biologicznej i osadu czynnego oceniać ich ogólną jakość (Scamoni, 1967; Eikelboom i van Buijsen, 1999; Zimny, 2002; Fiałkowska i in., 2005);
- określać zróżnicowania składu grupowego lub gatunkowego zbiorowisk znajdujących się w transektach wytyczonych np. zgodnie z gradientami czynników środowiskowych, w przypadku oczyszczalni ścieków zgodnie ze stopniem oczyszczenia (Magurran, 1988; Zimny, 2002; Krebs, 2011; Babko i in., 2014; Łagód i in., 2016);
- uporządkować elementy zbiorowiska wyodrębniając podzbiory mniej lub bardziej do siebie podobne, i przedstawić je na przykład w postaci graficznej (Jaroszewicz, 1982; Szymła, 2000; Zimny, 2002).

3. Cel i zakres badań

Głównym celem pracy jest ocena przydatności metod bioindykacyjnych, bazujących na analizie zbiorowisk pektonu, do określania poziomu zanieczyszczenia ścieków w oczyszczalniach komunalnych.

Badania podzielono na dwa etapy.

Celem I etapu badań było określenie, które grupy organizmów wchodzące w skład zbiorowisk pektonu, oraz jakie miary charakteryzujące te zbiorowiska, pozwolą w sposób najbardziej adekwatny opisać zależność pomiędzy właściwościami materiału biologicznego, a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków.

Celem II etapu badań było określenie podobieństw występujących w obrębie zbiorowisk osadu czynnego i zbiorowisk pektonu, zasiedlających różne punkty bioreaktora oczyszczalni, a także podobieństw występujących pomiędzy tymi dwoma formacjami w tych samych punktach pomiarowych.

Podstawowym założeniem przyjętym w trakcie realizacji opracowania jest uproszczenie procedury badań bioindykacyjnych polegające na klasyfikacji licznych organizmów w obrębie łatwych do identyfikacji grup morfologicznych.

Zakres badań obejmował:

- wykonanie analizy zbiorowisk organizmów pektonu oraz oczyszczanych ścieków pobieranych w 11 punktach oczyszczalni; analizę materiału biologicznego przeprowadzono w oparciu o wyniki badań liczebności wyodrębnionych grup morfologicznych,
- określenie i opisanie w formie modeli matematycznych zależności występujących pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu, a wartością wskaźników zanieczyszczenia ścieków; modele przeanalizowano pod kątem ich parametrów statystycznych, a także sprawdzono na niezależnych zestawach danych z pomiarów testowych,
- przeanalizowanie zbiorowiska organizmów osadu czynnego oraz pektonu pod kątem podobieństw występujących w obrębie każdego z tych zgrupowań pobieranych w różnych punktach bioreaktora, a także podobieństw pomiędzy zgrupowaniami rozwijającymi się w tych samych punktach bioreaktora.

4. Metodyka badań

W ramach I etapu badań wykonane zostały analizy jakościowe i ilościowe zbiorowisk pektonu pobieranego we wszystkich urządzeniach ciągu technologicznego oczyszczania ścieków połączone z analizą wskaźników zanieczyszczeń w tych urządzeniach. W II etapie badań przeprowadzone zostało porównanie zbiorowisk osadu czynnego ze zbiorowiskami pektonu pobieranymi w bioreaktorze oczyszczalni.

4.1. Materiał badawczy

4.1.1. Opis oczyszczalni ścieków

Materiał badawczy wykorzystany w I i II etapie badań pobierany był z urządzeń miejskiej oczyszczalni ścieków „Hajdów” w Lublinie. Obiekt ten jest przykładem popularnej w Polsce i na świecie konfiguracji oczyszczalni ścieków komunalnych, funkcjonującej w systemie mechaniczno-biologicznym, bazując na metodzie osadu czynnego. Oczyszczalnia pracuje w oparciu o rozwiązania typowe dla tego typu obiektów zlokalizowanych w obrębie średnich i dużych miejskich jednostkach osadniczych. Znaczącym powodem wykorzystania obiektu w trakcie badań była jego dostępność i stosunkowo niewielka odległość od miejsca prowadzonych analiz biologicznych i fizyczno-chemicznych.

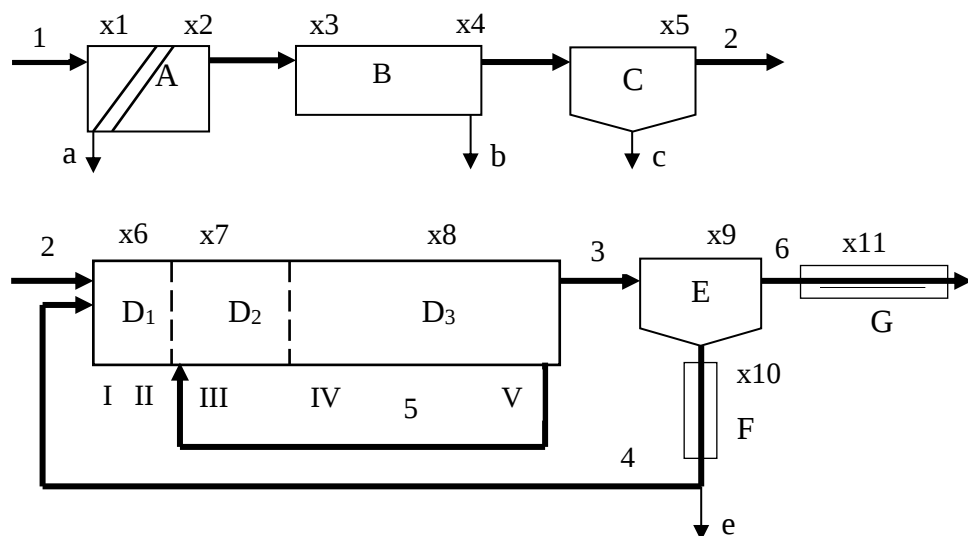
W trakcie badań średniodobowy strumień dopływających do oczyszczalni ścieków wynosił 65 000 m³/d. Podczas procesu oczyszczania stosowane były tylko metody mechaniczne oraz metody biologiczne, bez dawkowania wspomagających proces substancji chemicznych.

W części mechanicznej następowało usuwanie zanieczyszczeń na kratkach schodkowych automatycznych o prześwicie 5 mm, piaskowniku poziomym przedmuchiwany sprężonym powietrzem z przepływem śrubowym oraz osadniku wstępnym poziomym radialnym z centralnie umieszczonym wlotem i podwójnym przelewem pilastym umieszczonym na obwodzie. Etap oczyszczania w części biologicznej realizowany był w bioreaktorze do zintegrowanego usuwania związków węgla, azotu i fosforu w technologii BARDENPHO. W trakcie prowadzonych badań stężenie osadu czynnego w reaktorze utrzymywane było na poziomie ok. 4 kg s.m./m³, stężenie osadu w recyrkulacji zewnętrznej ok. 8 kg s.m./m³, obciążenie osadu substratem 0,1 kg BZT₅/kg s.m. na dobę, zaś czas przetrzymywania ścieków w reaktorze około 14,5 godziny. Osadnik wtórny zamykający część biologiczną skonstruowany był podobnie jak wstępny i funkcjonował jako osadnik poziomy radialny. Oczyszczone ścieki odprowadzane były kanałem zrzutu do odbiornika – rzeki Bystrzycy. Kanał ten tak jak wszystkie poprzednio opisywane urządzenia wykonany był z betonu. W opisywanej oczyszczalni każde z omawianych urządzeń występowało w liczbie od 2 do 5, i mogło działać równolegle w zależności od ilości dopływających ścieków czy potrzeby przeprowadzenia inspekcji, konserwacji, napraw bądź modernizacji.

4.1.2 Punkty pobierania prób materiału do badań

Materiałem użytym w I etapie badań były próby pektonu oraz oczyszczane ścieki pobierane w tym samym czasie z kolejnych wszystkich urządzeń zlokalizowanych w głównym ciągu technologicznym oczyszczalni, poczynając od komory krat na wlocie do oczyszczalni, a kończąc na kanale odprowadzającym oczyszczone ścieki do odbiornika – rzeki Bystrzycy.

Schemat ilustrujący rozlokowanie punktów pobierania prób przedstawiony jest na rysunku 4.1.



Rys. 4.1. Schemat urządzeń części mechanicznej i biologicznej ze strumieniami ścieków i recyrkulatu wraz z rozmieszczeniem punktów pobierania prób. x1–x11 – punkty pobierania prób pektonu i oczyszczanych ścieków w pierwszym etapie badań; I–V – punkty pobierania prób pektonu i osadu czynnego w drugim etapie badań; elementy układu oczyszczania ścieków w części mechanicznej: A – komora krat; B – piaskownik; C – osadnik wstępny; w części biologicznej: D – bioreaktor: strefa beztlenowa D₁, niedotleniona D₂, tlenowa D₃; E – osadnik wtórny; F – kanał recyrkulatu, G – kanał odprowadzający oczyszczone ścieki do odbiornika. Odpady i produkty uboczne: a – skratki; b – piasek; c – osad wstępny; e – osad nadmierny. Strumień ścieków i recyrkulatu: 1 – strumień ścieków surowych napływających do oczyszczalni rozdzielczą kanalizacją grawitacyjną; 2 – strumień ścieków oczyszczonych mechanicznie; 3 – ścieki oczyszczone biologiczne w ilości wynikającej z sumy strumienia ścieków oczyszczonych mechanicznie i recyrkulatu zewnętrznego; 4 – strumień recyrkulatu zewnętrznego; 5 – strumień recyrkulatu wewnętrznego; 6 – strumień ścieków oczyszczonych

Lokalizacja punktów pobierania pektonu oraz oczyszczanych ścieków, była następująca:

- x1 – komora przed kratami,
- x2 – komora za kratami,
- x3 – komora przed piaskownikiem,

- x4 – komora za piaskownikiem,
- x5 – wylot z osadnika wstępnego,
- x6 – komora beztlenowa z dokładnie wymieszanymi ściekami i osadem czynnym,
- x7 – komora niedotleniona z wymieszanym recyrkulatem wewnętrznym,
- x8 – wylot z bioreaktora, czyli koniec strefy tlenowej,
- x9 – wylot z osadnika wtórnego,
- x10 – kanał recyrkulatu,
- x11 – kanał odprowadzający oczyszczone ścieki do odbiornika.

Próby pektonu i oczyszczanych ścieków w ramach każdej sesji pomiarowej I etapu badań pobierane były w godzinach porannych, aby analiza mikroskopowa mogła być wykonana w tym samym dniu. Pobieranie prób, ich transport, przygotowanie preparatów przyżyciowych do analizy mikroskopowej oraz sama procedura analizy obrazów mikroskopowych przeprowadzone zostały w sposób opisany w kolejnym podrozdziale. Uzyskane w ciągu jednej doby wyniki analiz zaliczone zostały do jednej „sesji pomiarowej” z przypisanym kolejnym numerem porządkowym. Sesje pomiarowe zgrupowano w trzech seriach, po siedem sesji w każdej z nich. Pierwsza seria w której sesje pomiarowe realizowane były raz na kwartał (obejmując wszystkie pory roku) posłużyła do analizy zależności pomiędzy parametrami zbiorowisk pektonu, a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków. Kolejne dwie serie, każda zrealizowana w ciągu jednego roku przy średniej przerwie pomiędzy sesjami pomiarowymi około dwu miesięcy, posłużyły do weryfikacji ustalonych zależności. Różnica istniejąca pomiędzy pierwszą a drugą serią testującą polegała na tym, że pierwsza seria pobrana została w punktach układu technologicznego o dokładnie takiej samej konfiguracji, jak seria będąca podstawą ustalenia występujących zależności – czyli w systemie pracującym w 3-stopniowym układzie BARDENPHO. Z kolei druga seria testująca pobrana została w tej samej oczyszczalni po modyfikacji bioreaktora do systemu pracującego w 5-stopniowym układzie BARDENPHO. Wspomniana modyfikacja nie wpłynęła na lokalizację punktów pobierania prób pektonu i ścieków (pomiędzy punktem x7 i x8 pojawiła się dodatkowa strefa tlenowa i niedotleniona, z których materiał nie był brany pod uwagę podczas analiz).

Materiałem użytym w II etapie badań były próby osadu czynnego oraz pektonu pobrane z 5 punktów w części biologicznej oczyszczania a także ścieki oczyszczone mechanicznie napływające do bioreaktora i ścieki po procesie biologicznego oczyszczania. W związku z tym, że osad czynny, będący czynnikiem procesowym znajduje się tylko w części biologicznej układu próby pektonu analizowane w tym etapie badań pobierane były również tylko w tej części oczyszczalni. Osad w urządzeniach przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych, chociaż w dużej mierze składa się z osadu nadmiernego, stanowiącego osad czynny, oddzielony ze ścieków odprowadzanych z części biologicznej, to jednak zwykle nie posiada on już struktury i właściwości czynnika procesowego. Z tego też powodu nie był on analizowany w ramach niniejszej pracy.

Materiał biologiczny (pekton i osad czynny) wykorzystany podczas analiz mikroskopowych II etapu badań pobierany był z punktów zlokalizowanych w obrębie bioreaktora oczyszczalni, których dokładna lokalizacja oznaczona jest na rysunku

4.1. cyframi rzymskimi:

- I wlot do komory beztlenowej;
- II wylot z komory beztlenowej;
- III wlot do komory niedotlenionej;
- IV wlot do komory tlenowej;
- V wylot z komory tlenowej.

Próby osadu czynnego i pektonu pobierane były raz w tygodniu w godzinach porannych, aby analiza mikroskopowa mogła być wykonana w tym samym dniu. Przeprowadzonych zostało siedem sesji pomiarowych.

4.2. Metody pobierania i przygotowania materiału biologicznego

4.2.1. Pobieranie i przygotowanie prób pektonu

Formacje pektonu pobierane były ze stałego podłoża – betonowych ścian urządzeń oczyszczalni i kanałów. Próby pektonu pobierane były tuż pod powierzchnią ścieków – na głębokości od około 10 cm poniżej aż do poziomu zwierciadła ścieków w danym urządzeniu, za pomocą skrobaka zamocowanego na długim trzonku. W związku z tym, że szerokość ostrza skrobaka wynosiła 10 cm pole powierzchni pektonu pobieranego ze ścianek urządzeń oczyszczalni wynosiło około 100 cm². Taka wielkość powierzchni pozwalała ze znacznym marginesem bezpieczeństwa spełnić oczekiwania odnośnie powierzchni próby reprezentatywnej pektonu opisane w literaturze (*Montusiewicz i in., 2010*), które powinno wynosić minimum 54 cm². Przyjęte pole powierzchni próby spełnia także zalecenia przyjmowane podczas badań błony biologicznej złoża stacjonarnego wskazujące na pobranie materiału biologicznego z około 50 cm² (*Fisher i Dunbar, 2007; Obolewski, 2005; Vilbaste, 2001*). Próbki pobierano w trzech powtórzeniach.

Dla upewnienia się co do prawidłowo przyjętego pola powierzchni reprezentatywnej dla analizowanych grup morfologicznych, przeprowadzono wcześniej badania pilotażowe pektonu pobieranego w urządzeniach oczyszczalni. Analizę wyników badań mikroskopowych wykonano w oparciu o kryterium Beklemiszewa, które opisuje związek między wielkością (powierzchnią) próby, a liczbą znalezionych taksonów (*Matuszkiewicz i Wydrzycka, 1972; Górny i Grum, 1981*), i sprawdzono z użyciem metody graficznej wykorzystującej siatkę Greig-Smitha, w której kolejne powierzchnie analizowanych kwadratów są *n*-tymi potęgami liczby 2 (*Greig-Smith, 1952; Fehmi i Bartolome, 2001; Montusiewicz i in., 2010*). Obie metody analizy wyników wykazały że w przypadku wszystkich badanych urządzeń czyszczalni pole powierzchni reprezentatywnej pektonu jest mniejsze niż 100 cm².

Aby ujednolicić gęstość prób pobieranego pektonu, przed umieszczeniem materiału w pojemniku ostrze skrobaka pochylano pod kątem około 25°, w celu

zapewnienia możliwości grawitacyjnego odpłynięcia nadmiaru ścieków. Pobrane próby biologiczne umieszczano w odpowiednio opisanych plastikowych pojemnikach o objętości 300 cm³ i zalewano do objętości 1/3 sklarowanymi ściekami z miejsca pobierania próby, pozostawiając 2/3 objętości wypełnione powietrzem. Ścieki, które używano do zalewania pektonu były uprzednio odpowiednio przygotowane. Przygotowanie polegało na umieszczeniu pobranej porcji ścieków w osobnym pojemniku, odczekaniu, aż znajdujące się w nim części stałe i osad czynny zsedymetują, a następnie przecedzeniu pozostałej przy powierzchni cieczy przez filtr o średnicy 125 mm i wielkości porów w zakresie 8–10 μm. Tak przygotowane próby materiału biologicznego zanurzone w ściekach o parametrach, takich jakie występują w danym urządzeniu oraz z dostępem do powietrza, umieszczano w chłodziarce walizkowej zapewniającej stabilną temperaturę około 5°C. Po pobraniu wszystkich prób w danej sesji pomiarowej materiał biologiczny transportowany był do laboratorium, gdzie po rozszczelnieniu pojemników umieszczany był w chłodziarce nastawionej na temperaturę 5°C. Analizę materiału biologicznego wykonywano niezwłocznie po dostarczeniu prób do laboratorium. Jednakże, aby zminimalizować zmiany, które mogłyby zachodzić w trakcie oczekiwania prób na analizę były one schładzane do temperatury 5°C. Ponadto próby były wstępnie przygotowywane i poddawane analizie mikroskopowej w kolejności, w jakiej były pobierane, tak aby czas jaki upłynął od momentu pobrania z urządzeń oczyszczalni do momentu zliczania organizmów pod mikroskopem był podobny w przypadku każdej próby.

Wstępne przygotowanie prób pektonu przed wykonaniem preparatów przyżyciowych polegało na ich homogenizacji. Homogenizację rozpoczynano przez energiczne potrząsanie zamkniętym pojemnikiem z próbą, następnie po otworzeniu pojemnika materiał był miksowany za pomocą ezy z tworzywa sztucznego. Homogeniczna próba pektonu o objętości 0,025 cm³ była nakładana za pomocą pipety automatycznej na standardowe szkiełko podstawowe i przykrywana szkiełkiem nakrywkowym. Dla każdej próby pektonu pobranego w kolejnych urządzeniach oczyszczalni wykonywano minimum trzy preparaty przyżyciowe.

4.2.2. Pobieranie i przygotowanie prób osadu czynnego

Próby osadu czynnego pobierano w tych samych punktach co próby pektonu. Do pobierania prób służyło naczynie o objętości 400 cm³. W każdym analizowanym punkcie bioreaktora pobierano porcję osadu czynnego wymieszanego z oczyszczanymi ściekami poprzez kilkukrotne zanurzenie czerpaka w odstępach czasu ok. 1 minuty. Porcję tę zlewano do naczynia o objętości 2 dm³, więc 5 podprób stanowiło pełną próbę. Po napełnieniu naczynia, jego zawartość mieszano w celu homogenizacji, a następnie odlewano porcję wymieszanego osadu do pojemnika z tworzywa sztucznego o objętości 300 cm³, napełniając je do połowy. Zakręcone i opisane pojemniki umieszczano w przenośnej chłodziarce w temperaturze 5°C. Po pobraniu wszystkich prób materiał biologiczny transportowany był do laboratorium, gdzie po rozszczelnieniu pojemników umieszczany był w chłodziarce nastawionej

również na temperaturę 5°C. Analizę mikroskopową osadu czynnego wykonywano niezwłocznie po dostarczeniu prób do laboratorium, jednakże aby minimalizować zmiany, które mogłyby zachodzić w próbach oczekujących na analizę, były one schładzane do temperatury 5°C. Ponadto próby poddawano analizie mikroskopowej w kolejności, w jakiej były pobierane w bioreaktorze oczyszczalni.

Przed przygotowaniem preparatów przyżyciowych do analizy mikroskopowej próby osadu czynnego były homogenizowane poprzez intensywne potrząsanie pojemnikiem oraz zamieszanie końcówką pipety automatycznej, za pomocą której próbki osadu nanoszone były na standardowe szkiełko podstawowe, które z kolei nakrywano szkiełkiem nakrywkowym. Z każdej próby osadu czynnego przygotowywano minimum 3 preparaty do analizy mikroskopowej, dla których objętość analizowanego osadu wynosiła 25 mm³. Przyjęta objętość preparatu poddawanego analizie oraz liczba wykonywanych analiz ustalona została na podstawie zaleceń zawartych w następujących pracach: (*Augustin i in.*, 1989; *Madoni*, 1994; *Dubber i Gray*, 2009). Wynika z nich, iż objętość osadu poddawana rutynowej analizie powinna wynosić 75 mm³ (μL), i składać się z trzech podprób o objętości 25 mm³. Jedynie w specyficznych przypadkach, np. podczas klasyfikacji do gatunku drobnych wiciowców, podczas analiz należy korzystać z pięciu lub siedmiu podprób o objętości 25 mm³.

4.3. Metody badania materiału biologicznego

Preparaty przyżyciowe osadu czynnego i pektonu analizowane były pod mikroskopem optycznym Olympus CX41 w świetle przechodzącym, w jasnym polu widzenia, przy powiększeniu 100, 200 oraz 400-krotnym. Dodatkowo wykorzystywane było także ciemne pole oraz kontrast fazowy. Metoda analizy obrazu mikroskopowego na preparatach polegała na zliczaniu organizmów w 21 nienachodzących na siebie polach widzenia pod każdym z powiększeń. Taka liczba analizowanych pól wystarcza do spełnienia wymagań dotyczących najmniejszej liczby pomiarów w próbie służącej do oceny parametrów struktury zbiorowisk (*Greń*, 1982). Pozwala również spełnić wymogi stawiane odnośnie procedur analiz mikroskopowych osadu czynnego (*Madoni*, 1994) oraz pektonu (*Montusiewicz i in.*, 2010).

W przypadku grup organizmów cechujących się bardzo wysoką liczebnością (ponad tysiąc osobników) do ich zliczania zastosowana została pośrednia metoda z wykorzystaniem linii testowej (*Pluta*, 1982). Zidentyfikowanych przedstawicieli grup morfologicznych odnotowywano w karcie raportu analizy mikroskopowej. Dodatkowo, wykonywano 10 zdjęć cyfrowych z każdego preparatu celem archiwizacji danych. Do dalszej analizy ilościowej brane były średnie liczebności badanych grup morfologicznych z wszystkich analizowanych preparatów mikroskopowych (minimum trzech) wykonanych z próby materiału biologicznego. W opisany powyżej sposób analizowane były zarówno próby pektonu, jak i próby osadu czynnego.

Zakres badań mikroskopowych analizowanych zbiorowisk pektonu i osadu czynnego obejmował określenie liczebności odpowiednio dobranych grup morfologicznych. Klasyfikację rozpoznanych organizmów do grup morfologicznych realizowano w oparciu o następujące pozycje literatury: Klimowicz, 1977; Turoboyski, 1979; Kalisz i Kaźmierczuk, 1998; Eikelboom i van Buijsen, 1999; Fiałkowska i in., 2005; Kocwa-Haluch i Woźniakiewicz, 2011. Dobór branych pod uwagę grup organizmów jest ważnym zagadnieniem analizowanym w części praktycznej i dostosowany był do zakresu poszczególnych etapów badań. Pełna lista grup morfologicznych branych pod uwagę w pierwszej serii badań pektonu obejmowała: orzęski pływające, orzęski osiadłe, orzęski pełzające, wrotki, ameby nagie, ameby skorupkowe, wiciowce, nicienie, skąposzczety, brzuchorzęski, wirki, niesporczaki, pajęczaki, widłonogi, larwy owadów, okrzemki, chlorokokowce, zielenice nitkowate, sinice, grzyby, drożdże, bakterie nitkowate, bakterie ziarniaki, bakterie pałeczki i laseczki, bakterie zoogalne.

4.4. Metody pobierania prób i analizy właściwości fizyczno-chemicznych ścieków

Ścieki do analiz fizyczno-chemicznych stosowanych standardowo w oczyszczalniach ścieków pobierane były z trzech punktów oczyszczalni. Pierwszym punktem była komora pomiarowa ilości ścieków zlokalizowana przed komorą krat, czyli przed pierwszym mechanicznym urządzeniem oczyszczalni. Drugim punktem był odpływ z osadnika wstępnego, czyli punkt zlokalizowany w ostatnim urządzeniu mechanicznego stopnia oczyszczania (tzw. części mechanicznej). Trzecim i ostatnim punktem pobierania ścieków był punkt umiejscowiony na kanale odprowadzającym oczyszczone ścieki do odbiornika – rzeki Bystrzycy. Próby w trzech wspomnianych punktach pobierane były w sposób automatyczny za pomocą urządzenia, które przygotowywało próby proporcjonalne-dobowe, analizując przepływ w kolejnych godzinach i proporcjonalnie do niego dobierając objętość próbki, która następnie była dodawana i mieszana do pełnej próby dobowej. W pierwszym z omawianych punktów (wlot do oczyszczalni) zamontowany był próbkopobierak American Sigma 900, w drugim (odpływ po osadniku wstępnym) próbnik Lange Sondergerat BN4010, w trzecim (kanał odprowadzający oczyszczone ścieki) próbnik Lange BN 800.

Próby dobowe poddano odpowiednim analizom w celu określenia poziomu następujących wskaźników zanieczyszczeń:

- biologiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅) wg PN-EN 1899-1:2002,
- chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) wg PN-ISO 6060:2006,
- zawiesina ogólna (Z_{og}) wg PN-EN 872:2007/Apl1:2007,
- azot amonowy (N-NH₄⁺) wg PN-ISO 7150-1:2002 oraz PN-ISO 5564:2002,
- azotany III (N-NO₂⁻) wg PN-EN 26777:1999,
- azotany V (N-NO₃⁻) wg PN-82/C-04576/08,
- ogólny azot Kjeldahla (TKN) wg PN-EN 25663:2001,
- azot ogólny (N_{og}) obliczany jako suma TKN i azotu azotanowego III i V,
- fosfor ogólny (P_{og}) wg PN-EN ISO 6878:2006.

Wyniki pomiarów średniodobowych wykorzystane zostały w I etapie badań jako punkt odniesienia dla wskaźników chemicznego zapotrzebowania na tlen oraz ogólnego węgla organicznego wykonywanych we wszystkich 11 punktach. W ramach II etapu pracy wyniki te wykorzystane zostały do charakterystyki oraz klasyfikacji warunków występujących w badanych punktach pomiarowych.

W celu wykonania profili wartości wskaźników zanieczyszczeń, jakie występowały w kolejnych urządzeniach oczyszczalni – z uwzględnieniem każdego z 11 punktów, wybrano dwa wskaźniki. Wykonane zostały oznaczenia chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) oraz ogólnego węgla organicznego (OWO). Wyboru takiego dokonano ze względu na fakt, iż ChZT jest wskaźnikiem obecnie bardzo często stosowanym przy kontroli i modelowaniu pracy oczyszczalni ścieków. Ponadto możliwe jest wykonanie oznaczenia wartości tego wskaźnika w stosunkowo krótkim czasie. Wybór wskaźnika OWO uzasadniony był tym, że pomiar wykonywany może być w sposób zautomatyzowany zaś jego wartość jest jednocześnie mocno powiązana z wartością wskaźnika BZT₅. Jednak OWO w przeciwieństwie do BZT₅ nie wymaga żmudnej procedury przygotowania próby i pięciodniowej inkubacji.

Próby do oznaczenia ChZT i OWO pobierane były w tym samym miejscu w którym pobierane były próby pektonu w I etapie badań. Za pomocą naczynia zamocowanego na długim trzonku pobierano co 1 minutę około 400 cm³ ścieków, ze strumienia przepływającego w danym urządzeniu. Po zebraniu objętości 2 dm³ zawartość pojemnika intensywnie wstrząsano i pozostawiano do wstępnej sedimentacji. Po kilku minutach, gdy wszystkie grubsze zanieczyszczenia (w przypadku części mechanicznej) lub kłaczkosady (w przypadku części biologicznej), opadły na dno pojemnika, dekantowano ostrożnie część sklarowaną do mniejszego pojemnika o objętości 0,5 dm³. Napęlniony pojemnik zakręcano korkiem, tak aby nie pozostawały pęcherzyki powietrza i umieszczano w przenośnej chłodziarce w temperaturze ok. 5°C. Po zebraniu wszystkich prób ścieki transportowano do laboratorium, gdzie niezwłocznie wykonywano oznaczenia fizyczno-chemiczne.

Wskaźnik ChZT oznaczano za pomocą metody spektrofotometrycznej z wykorzystaniem miernika Hach-Lange DR 2800 oraz testów typu LCK (314, 514 dobranych w zależności od spodziewanego poziomu zanieczyszczenia), mineralizowanych w termostacie wysokotemperaturowym Hach-Lange HT 200S. Przed wykonaniem oznaczenia każdy z pojemników zawierających próby ścieków (0,5 dm³) intensywnie wstrząsano, następnie pozostawiano na 1 min. w celu presedimentacji, po czym pobierano z poziomu 2 cm pod zwierciadłem ścieków objętość odpowiednią do analiz. Procedurę analityczną prowadzono według instrukcji załączonych dla każdego z testów LCK. Badania prowadzono w 3 powtórzeniach dla każdego punktu pomiarowego.

Wskaźnik OWO oznaczano z wykorzystaniem automatycznego analizatora węgla SHIMADZU TOC 5050A, wyposażonego w przystawkę ASI 5000A Autosampler. Przed wykonaniem pomiarów próby ścieków (o obj. 0,5 dm³) pobrane z badanego punktu oczyszczalni wstępnie przygotowywano w taki sam sposób jak do oznaczeń ChZT. Najpierw próbę intensywnie wstrząsano, następnie pozostawiano na 1 min.

w celu presedymentacji, po czym z poziomu 2 cm pod zwierciadłem ścieków pobierano objętość pozbawioną zawiesiny. Kolejnym etapem procedury analitycznej było wykonanie odpowiednich rozcieńczeń próby ścieków o objętości 50 cm³ przy użyciu wody ultraczystej, przygotowanej w urządzeniu Millipore Milli-Q plus. Oznaczenia wykonywano w trybie automatycznym za pomocą autosamplera, w trzech powtórzeniach dla każdego punktu pomiarowego.

Znaczna automatyzacja prowadzonych badań fizyczno-chemicznych pozwoliła na skrócenie czasu potrzebnego na uzyskanie wyników końcowych badań. Jednak nawet w takim przypadku badania ChZT z 11 punktów pomiarowych wykonywane w trzech powtórzeniach zajmowały około 6 godzin, przy czym procedury te realizowane były w 21 sesjach pomiarowych I etapu badań.

4.5. Metody obliczania miar charakteryzujących zbiorowiska organizmów

Do opisu analizowanych zbiorowisk organizmów osadu czynnego i pektonu wykorzystano następujące miary:

S – miara bogactwa grup organizmów wyrażona liczbą grup występujących w określonym punkcie pomiarowym, bez uwzględniania różnic w liczebności tych grup (Gove *i in.*, 1994), obliczana jako:

$$S = \sum_{i=1}^S s_i \quad (4.1)$$

gdzie:

s_i – uwzględniane grupy organizmów.

Mg – indeks względnego bogactwa Margalefa (Margalef, 1958; Ravera, 2001; Olawusi-Peters i Ajibare, 2014), obliczany jako:

$$Mg = \frac{S-1}{\log N} \quad (4.2)$$

gdzie:

$N = \sum_{i=1}^S n_i$ – całkowita liczba organizmów;

n_i – liczebności poszczególnych grup organizmów.

H – indeks różnorodności Shannona (Shannon i Weaver, 1949; Guevara *i in.*, 2016), wyrażony wzorem:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i \quad (4.3)$$

gdzie:

S – bogactwo grup, czyli liczba grup organizmów;

$p_i = \frac{n_i}{N}$ – udział frakcyjny i -tej grupy, czyli udział i -tej grupy w stosunku do sumy udziałów wszystkich grup;

$\log$ – logarytm przyjęty do obliczeń, w opracowaniach wykorzystany był logarytm naturalny.

E – indeks McArthur (Jost, 2006, 2007; Głowacki, 2013) obliczany ze wzoru:

$$E = \exp(H) \quad (4.4)$$

P – indeks proporcjonalności (Montusiewicz i in., 2007; Chomczyńska i in., 2009) obliczany na podstawie wzoru:

$$P = \frac{E}{S} \quad (4.5)$$

S_i – indeks Simpsona (Simpson, 1949; Guevara i in., 2016) liczony jako:

$$S_i = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \quad (4.6)$$

Mc – indeks różnorodności McIntosha (McIntosh, 1967; Ravera, 2001; Palaghianu, 2014) obliczany ze wzoru:

$$Mc = \frac{N - \sqrt{\sum_{i=1}^S n_i^2}}{N - \sqrt{N}} \quad (4.7)$$

Przedstawione miary stosowane są w ekologii do opisu stopnia zróżnicowania zbiorowisk gatunków lub ich grup w danym środowisku. Generalnie przyjmuje się zasadę, że wysokie wartości miar różnorodności oznaczają większe zróżnicowanie środowiska, co oznacza zbliżone udziały frakcyjne poszczególnych taksonów w badanym środowisku. Z kolei niskie wartości opisywanych miar oznaczają małą bioróżnorodność, czyli nasilenie występowania pewnych gatunków lub grup o wyższej randze taksonomicznej w środowisku.

Obliczenia wartości przedstawionych powyżej miar zostały wykonane w środowisku programistycznym R (Sawitzki, 2009; Bloomfield, 2014; R Core Team, 2016), z zastosowaniem pakietów przeznaczonych do wyznaczania różnorodności (Kindt i Coe, 2005; Oksanen i in., 2013; Guevara i in., 2016; Guevara i Hartmann, 2017).

4.6. Metody analizy statystycznej i wizualizacji wyników

Do oceny wartości miar badanych zbiorowisk pektonu i osadu czynnego oraz wartości fizyczno-chemicznych wskaźników zanieczyszczeń w poszczególnych punktach oczyszczalni zostały wykorzystane statystyki opisowe, takie jak: średnia arytmetyczna, minimum i maksimum, współczynnik zmienności oraz błąd standardowy estymacji.

Celem uzupełnienia informacji o parametrach materiału badawczego, zostały przeprowadzone testy istotności różnic pomiędzy średnimi. Do oceny istotności różnic miar opisujących materiał biologiczny oraz wskaźników zanieczyszczenia przeprowadzona została analiza wariancji (ANOVA). Założenie konieczne do stosowania testu ANOVA (Lindman, 1976; Weiss, 2006), dotyczące normalności czynnika reszkowego, zostało zbadane na podstawie testu Shapiro-Wilka oraz wykresu normalności (Royston, 1982, 1995; Chambers i in., 1983), natomiast dotyczące jednorodność wariancji w obrębie grup została zbadane testem Levene'a (Fox, 2008; Fox i Weisberg, 2011). W przypadku występowania statystycznie istotnych różnic pomiędzy wartościami średnimi, celem wyodrębnienia grup jednorodnych w ramach miar opisujących zbiorowiska organizmów oraz fizyczno-

chemicznych wskaźników zanieczyszczeń, zostały wykonane testy post-hoc NIR (Najmniejszych Istotnych Różnic) Fishera (Steel i in., 1997).

Opis prezentowanego materiału badawczego został opatrzony odpowiednimi wykresami ilustrującymi rozkłady poszczególnych zmiennych oraz współwystępowania parametrów biochemicznych w postaci wykresów słupkowych oraz map nasilenia występowania danej cechy, czyli *heatmap* (MacFarland, 2014; Guevara i in., 2016; Rahlf, 2017). Cechami analizowanymi były parametry opisujące zbiorowiska organizmów oraz poziom zanieczyszczenia określony odpowiednim wskaźnikiem w poszczególnych punktach pomiarowych zlokalizowanych w obiektach oczyszczalni. W przypadku liczebności analizowanych grup organizmów, ze względu na duże różnice tego parametru w różnych punktach oczyszczalni mapy przygotowane zostały z użyciem skalowania logarytmicznego danych (z użyciem logarytmu naturalnego) oraz ich standaryzacją w obrębie grupy.

Do oceny występowania istotnych statystycznie różnic pomiędzy zgrupowaniami pektonu i osadu czynnego, przejawiających się w wartościach udziałów frakcyjnych grup organizmów zastosowany został test istotności różnic frakcji χ^2 – chi kwadrat (Greenacre, 1993; Kateri, 2014).

Podobieństwo analizowanych grup organizmów zbiorowisk pektonu i zbiorowisk osadu czynnego w kolejnych punktach bioreaktora, a także pomiędzy sobą w tych samych punktach porównane zostały przy pomocy metody Renkonena, polegającej na sumowaniu mniejszych wartości udziałów frakcyjnych w porównywanych zbiorowiskach (Grzyb, 1966; Trojan, 1977).

W ramach analiz zgrupowań pektonu i osadu czynnego przyporządkowano je do określonych zbiorów za pomocą metody skalowania wielowymiarowego (Kruskal, 1964; Koronacki i Ćwik, 2005; Borg i Groenen, 2005). Zastosowanie tej metody miało na celu uwidocznienie zmiennych, które jakkolwiek nie były obserwowane bezpośrednio, to wyjaśniają podobieństwa i odmienności pomiędzy badanymi obiektami, rozmieszczając je w postaci punktów w przestrzeni n -wymiarowej w taki sposób, aby obiekty podobne do siebie znajdowały się bliżej, natomiast różne dalej od siebie (Borg i Lingoes, 1987). Metoda ta umożliwiła opracowanie danych dla czytelnej wizualizacji wyników odnoszących się do podobieństw występujących pomiędzy parametrami obydwu badanych zgrupowań organizmów (pektonu i osadu), uwzględniając jednocześnie wszystkie punkty pobierania materiału biologicznego i wszystkie sesje pomiarowe.

W celu odnajdywania grup podobnych obiektów wykorzystana została hierarchiczna analiza skupień, wchodząca w skład metod klasyfikacji numerycznej, jako metoda nienadzorowanego uczenia maszynowego (Anderberg, 1973; Everitt, 1974; Piernik, 2008; Legendre i Legendre, 2012). Analizę tę zastosowano do wyodrębnienia podobnych zbiorowisk pektonu w obrębie 11 badanych punktów oczyszczalni jak również grup organizmów charakterystycznych dla określonych warunków w badanych punktach. Jako końcowy efekt opracowania danych z użyciem tej metody powstały dendrogramy klasyfikujące, stanowiące podstawę do subiektywnej oceny, podziału oraz wyróżnienia ostatecznej liczby grup i ich struktury (Piernik, 2008). Spośród wielu dostępnych metryk liczenia odległości pomiędzy obiektami w wielowymiarowej przestrzeni wykorzystana została metryka

euklidesowa, najczęściej stosowana przy analizie danych ilościowych zawierających jednak aspekt jakościowy (w analizowanych przypadkach jest to zero informujące o braku przedstawicieli grupy w danym zbiorowisku). Jako metodę aglomeracji, czyli łączenia obiektów w skupienia została wykorzystana technika pełnego wiązania, co oznacza, że odległość pomiędzy skupieniami obliczone zostały jako odległość pomiędzy najbardziej oddalonymi punktami obu skupień (Anderberg, 1973; Everitt, 1974; Jongman i in., 1987).

Dla wyrażenia siły i kierunku związku pomiędzy zmiennymi (miarami) opisującymi zbiorowiska pektonu oraz wskaźnikami zanieczyszczenia, użyta została korelacja r , będąca estymatorem współczynnika korelacji liniowej Pearsona pomiędzy badanymi cechami. Każdy współczynnik korelacji wyliczony na podstawie próby testowany był testem T na istotność różnicy współczynnika korelacji od 0 (Hotelling i Pabst, 1936; Fleishman, 1980; Steiger, 1980). W oparciu o przeprowadzone analizy zbudowane zostały macierze korelacji dla wskaźników zanieczyszczeń (ChZT i OWO) oraz miar opisujących zbiorowiska pektonu.

Modele regresji liniowej zostały zbudowane za pomocą metody najmniejszych kwadratów (Drapper i Smith, 1981; Bloomfield, 2014), polegającej na minimalizacji kwadratów odległości pomiędzy wartościami obserwowanymi a przewidywanymi na podstawie modelu. W przypadku każdego opracowanego modelu sprawdzane były założenia przyjmowane dla regresji prostej, czyli: jednorodność wariancji czynnika resztowego, braku autokorelacji czynnika resztowego, normalności reszt oraz liniowej postaci badanej zależności.

Opracowane modele zapisane zostały w postaci ogólnej jako:

$$\hat{y} = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 \cdot x \quad (4.8)$$

gdzie:

$\hat{y}$ – cecha zależna; $\hat{\beta}_0$ – wyraz wolny, $\hat{\beta}_1$ – współczynnik kierunkowy, x – predyktor.

Do oceny opracowanych modeli wyliczone zostały następujące ich parametry (Mitosek, 2009; Montgomery i Runger, 2011; Hilbe i Robinson, 2013):

RMSE (ang. *Root Mean Square Error*) – pierwiastek z kwadratu błędu, określający różnicę pomiędzy wartością obserwowaną, a przewidywaną na podstawie modelu.

RSE (ang. *Residual Standard Error*) – błąd standardowy estymacji, służący do oceny odchylenia standardowego czynnika losowego.

R^2 (ang. *Multiple R-squared*) – współczynnik determinacji, wyrażany w procentach, określający jaką część zmienności (wariancji) cechy zależnej da się wyjaśnić na podstawie modelu.

F (ang. *F-statistic*) – statystyka testu weryfikującego hipotezę, że współczynnik korelacji wielorakiej jest istotnie różny od 0, co oznacza, że co najmniej jeden z parametrów strukturalnych modelu (bez wyrazu wolnego) jest różny od zera.

p (ang. *p-value*) – krytyczny poziom istotności testu weryfikującego hipotezę, że współczynnik korelacji wielorakiej jest istotnie różny od 0.

Ważną właściwością modeli regresji jest ich zdolność do przewidywania wartości zmiennej zależnej dla obiektów nie uwzględnionych w próbie, na której modele były budowane (Khun i Johnson, 2013). Taka własność wiąże się z trafnością zewnętrzną

modeli, czyli możliwością uogólnienia wyników na obiekty będące poza próbą badawczą. Stąd też każdy z opracowanych modeli zbudowany na podstawie danych z pierwszej (głównej) serii badań testowany był na dwu niezależnych zestawach danych (z drugiej i trzeciej serii). Każdy z zestawów danych testujących zawierał taką samą liczbę sesji pomiarowych ($n = 7$) jak zestaw służący do budowy modelu.

Statystyki R^2 i RMSE opracowane dla danych na podstawie których powstał oceniany model często wskazują zawyżone wartości dopasowania w stosunku do praktycznej zdolności generalizacyjnej modelu (Stone, 1974; Arlot i Celisse, 2010). Dlatego w celu przygotowania zestawu danych potrzebnych do oceny jakości dopasowania modeli końcowych, opracowanych na podstawie wszystkich 21 sesji pomiarowych, zastosowane zostało wielokrotne próbkowanie (*resampling*) z wykorzystaniem metody bootstap (Efron i Tibshiriani, 1998; Chihara i Hesterberg, 2011; Khun i Johnson; 2013). Implementacja tej metody polegała na wielokrotnym losowaniu ze zwracaniem, z dostępnego zestawu danych, próby o tej samej wielkości co próba badawcza – czyli 11 pomiarów w ramach jednej sesji pomiarowej. Na wylosowanych elementach zbudowane zostały modele, dla których poprawność predykcji sprawdzona została na tych elementach które nie zostały wylosowane do budowy. Opisana procedura losowania powtarzana była 50 razy, dając podstawę obliczenia poszczególnych miar dopasowania modeli i wyznaczenia bardziej realnych (bazujących na różnych próbach) oszacowań ich parametrów statystycznych.

Przedstawione powyżej metody analizy statystycznej oraz wizualizacji wyników zostały wykonane w środowisku programistycznym R (Sawitzki, 2009; Biecek, 2013; Bloomfield, 2014; R Core Team, 2016), z zastosowaniem dostępnych pakietów open-source lub odpowiednio przygotowanych funkcji użytkownika.

5. Wyniki

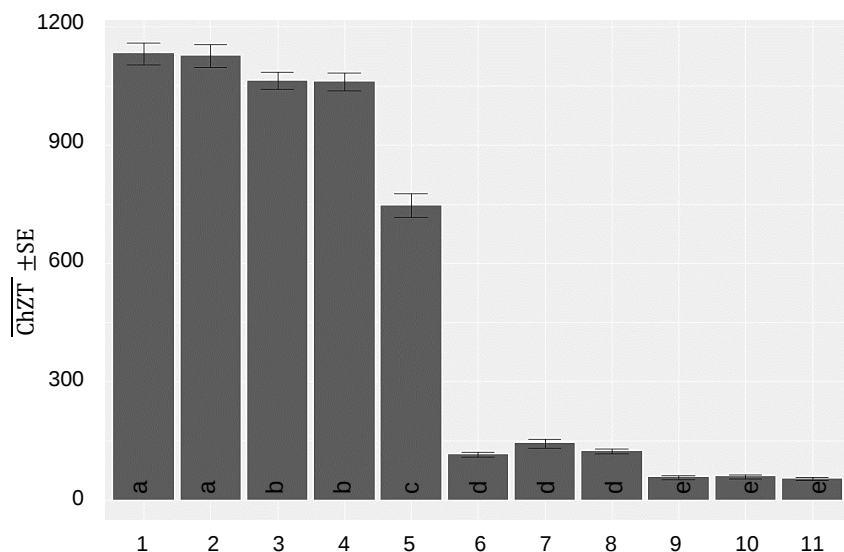
5.1. Wyniki badań pektonu i wskaźników fizyczno-chemicznych zanieczyszczenia ścieków

5.1.1. Wskaźniki fizyczno-chemiczne zanieczyszczenia ścieków

Analiza jakości ścieków na podstawie standardowych wskaźników fizyczno-chemicznych jest ważnym etapem kontroli procesu oczyszczania. Analiza taka pozwala również interpretować wyniki uzyskane podczas badań mikroskopowych materiału biologicznego i odnosić je do warunków panujących w bioreaktorze.

Warunki pracy urządzeń w oczyszczalni były stabilne przez cały okres badań. W trakcie pobierania prób nie odnotowano sytuacji awaryjnych. Właściwości fizyczno-chemiczne ścieków przedstawiono w oparciu o dwie grupy danych. Pierwsza grupa obejmowała wyniki pomiarów ChZT i OWO, które ze względu na możliwość szybkiego i zautomatyzowanego przeprowadzenia przy pomocy testów LCK oraz analizatora TOC z autosamplerem, wykonywano we wszystkich 11 punktach pomiarowych. Druga grupa, obejmowała wyniki pomiarów BZT₅, Z_{og} oraz ChZT wykonanych w próbach średniodobowych w trzech węzłowych punktach oczyszczalni: na wlocie do komory krat, na odpływie z osadnika wstępnego (ścieki oczyszczone mechanicznie) i w kanale odprowadzającym oczyszczone ścieki do odbiornika.

Średnie wartości ChZT obliczone na podstawie wyników głównej serii pomiarów, błąd standardowy estymacji oraz opis grup zamieszczone zostały na rysunku 5.1.



Rys. 5.1. Wartości średnie oraz błąd standardowy ChZT ($n = 7$) w poszczególnych punktach pomiarowych ciągu technologicznego oczyszczania ścieków.
Oznaczenia punktów jak na rysunku 4.1.

Wartość średnia wskaźnika ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni mierzona w punkcie pierwszym, czyli w komorze przed kratami wynosiła $1132 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, przy niskim poziomie współczynnika zmienności wynoszącym 6,4%. Podobnie wyglądała sytuacja w punkcie 2 (po cedzeniu na kratach), gdzie przy średniej na poziomie $1128 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, współczynnik zmienności wynosił 6,7%. Kolejna para punktów (3 i 4) zlokalizowana na wlocie i wylocie piaskownika również cechowała się zbliżonymi parametrami. Punkt 3 przy średniej wartości ChZT na poziomie $1063 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ posiadał niski poziom zmienności, który wynosił 5,4%. Punkt 4 cechował się wartością zmienności 5,6% przy średniej z wszystkich pomiarów na poziomie $1060 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Jak wynika z przytoczonych danych zmiany ChZT w dwóch pierwszych urządzeniach były nieznaczne, co nie jest zaskakujące, zważywszy na rolę tych urządzeń w ciągu technologicznym oczyszczalni, która polega na usuwaniu na kratach dużych części stałych, tak zwanych skrutek oraz usuwanie piasku i żwiru w piaskowniku. Wydzielenie tych cząstek nie wpływa istotnie na obniżenie zawartości substancji organicznych w ściekach, zabezpiecza jednak pozostałe urządzenia przed potencjalnymi uszkodzeniami mechanicznymi. Kolejny punkt – 5, usytuowany na wylocie z osadnika wstępnego charakteryzował się znacznym spadkiem wartości ChZT w stosunku do poprzednich punktów, gdyż w osadniku usuwana była zawiesina opadająca cechująca się znaczną wartością tego wskaźnika. Średnia wartość ChZT ze wszystkich pomiarów wykonanych w tym punkcie wynosiła $746 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, zaś współczynnik zmienności wynosił 10,6%.

Punkt 5 jest ostatnim ze zlokalizowanych w części mechanicznej oczyszczalni, następne umiejscowione są w części biologicznej oraz w kanale recyrkulatu i kanale zrzutu oczyszczonych ścieków. Wszystkie kolejne punkty charakteryzowały się wielokrotnie niższą wartością ChZT niż punkty omawiane wcześniej. Obniżenie wartości ChZT w bioreaktorze spowodowane było po pierwsze znaczącym rozcieńczeniem ścieków dopływających do komory przez strumień recyrkulatu, który miesza się zwykle z oczyszczanymi ściekami w stosunku objętościowym 1:1, a po drugie sorpcją zawiesiny i cząstek koloidalnych na powierzchni kłaczków osadu czynnego. W punkcie 6 – strefie beztlenowej bioreaktora, średnia wartość omawianego wskaźnika wynosiła $114 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, przy współczynniku zmienności wynoszącym 13,2%. Punkt 7 cechował się nieco wyższą wartością średnią ChZT, na poziomie $142 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ oraz wartością współczynnika zmienności 19,7%. Wyższa zmienność warunków oraz wzrost wartości ChZT wynikał najprawdopodobniej z recyrkulacji wewnętrznej w bioreaktorze, która kształtowała się na poziomie około 250%. W punkcie 8 umiejscowionym w napowietrzanej części bioreaktora średnia wartość omawianego wskaźnika wynosiła $123 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, przy zmienności na poziomie 13%.

Ostatnie trzy punkty zlokalizowane za bioreaktorem z osadem czynnym charakteryzowały się bardzo zbliżonymi do siebie wartościami omawianego wskaźnika jakości ścieków. Osadnik wtórny zwykle zalicza się do części biologicznej, jednakże przy jego powierzchni w zasadzie nie ma już kłaczków osadu czynnego. Średni poziom wskaźnika ChZT w punkcie 9, czyli na wylocie

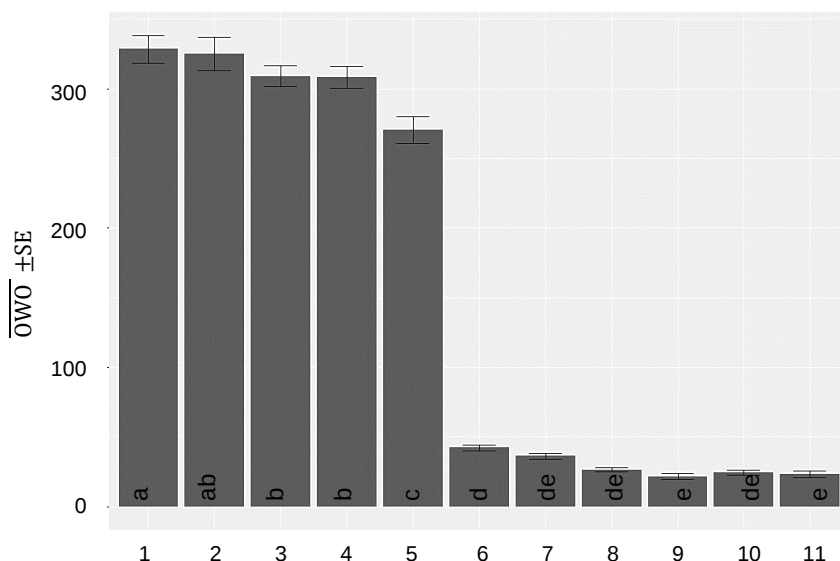
z osadnika wtórnego wynosił $56 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, przy wysokim współczynniku zmienności równym 25,3%. Punkt pomiarowy 10 umiejscowiony w kanale recyrkulatu cechował się średnią wartością omawianego wskaźnika na poziomie $58 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, przy zmienności wynoszącej 22%. Ostatni z analizowanych punktów, znajdujący się w kanale odprowadzającym oczyszczone ścieki do odbiornika charakteryzował się średnią wartością ChZT na poziomie 52 oraz współczynnikiem zmienności 23,6%.

Podsumowując statystykę opisową dotyczącą wartości ChZT w ściekach wzdłuż ciągu technologicznego oczyszczania należy podkreślić bardzo wyraźną różnicę w poziomie tego wskaźnika w części mechanicznej i biologicznej, co było zgodne z oczekiwaniami, gdyż obecność w części biologicznej ożywionego czynnika procesowego powoduje obniżenie poziomu ChZT na skutek biodegradacji związków zawartych w ściekach. Należy również zwrócić uwagę na fakt, iż występowanie w obrębie urządzeń części biologicznej oraz badanych kanałach podwyższonego współczynnika zmienności dla wskaźnika ChZT nie świadczy o braku stabilności pracy urządzeń, a wynika z bardzo niskich wartości średnich tego parametru we wspomnianych elementach oczyszczalni. Potwierdzają to widoczne na rysunku 5.1 wielkości standardowego błędu estymacji, które są około sześć razy mniejsze w przypadku danych uzyskanych w obrębie części biologicznej i badanych kanałach niż w urządzeniach części mechanicznej.

Opracowanie statystyczne wyników przeprowadzone za pomocą analizy wariancji ANOVA potwierdziło istnienie istotnych różnic odnośnie wartości wskaźnika ChZT w kolejnych punktach oczyszczalni. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, a tym samym prawdziwość założenia o jednorodności wariancji na standardowo przyjętym poziomie prawdopodobieństwa $\alpha = 0,05$.

Wykonane testy post-hoc NIR (Najmniejszych Istotnych Różnic) w obrębie badanych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwszą grupę jednorodną, obejmującą punkty nie różniące się istotnie statystycznie pod względem wartości ChZT, tworzyły punkty 1 i 2. Drugą grupę jednorodną nienachodzącą na pierwszą tworzyły punkt 3 i 4. Punkt 5 różnił się w sposób istotny statystycznie od wszystkich pozostałych punktów. Kolejna grupa jednorodna obejmowała wszystkie punkty bioreaktora, czyli 6, 7 i 8, zaś ostatnią grupę tworzyły punkty 9, 10 i 11. Opisane wyniki testów post-hoc potwierdziły widoczne na rysunku 5.1 tendencje, z których najbardziej widoczną, w postaci wyraźnego „odcięcia”, był gwałtowny spadek ChZT już w pierwszym punkcie bioreaktora.

Średnie wartości OWO obliczone na podstawie wyników uzyskanych w sesjach głównej serii pomiarowej przedstawiono na rysunku 5.2.



Rys. 5.2. Wartości średnie oraz błąd standardowy OWO w poszczególnych punktach pomiarowych ciągu technologicznego oczyszczania

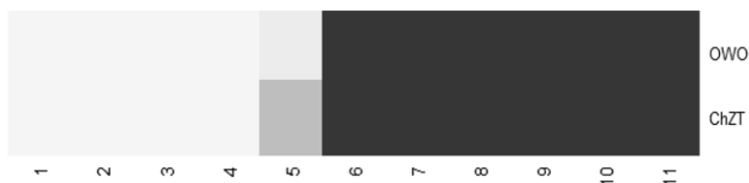
Analogicznie do zmian ChZT przedstawianych na rysunku 5.1. zmieniały się stężenia węgla organicznego w ściekach przepływających przez kolejne urządzenia oczyszczalni. W pierwszych dwu urządzeniach (punkty 1 i 2 oraz 3 i 4) widoczny był niewielki spadek wartości OWO. Średnie stężenie tego parametru w ściekach dopływających do komory krat wynosiło 328 mgC/dm³, przy współczynniku zmienności na poziomie 8%. W punkcie 2 wartość średnia obniżyła się nieznacznie do 325 mg C/dm³, przy wartości współczynnika zmienności na poziomie 9,7%. Zawartość węgla organicznego w ściekach w pobranych w punktach 3 i 4 była taka sama i wynosiła średnio 308 mg C/dm³. Podobne były również poziomy zmienności dla wartości OWO w tych punktach. Wynosiły one: 6,4% w punkcie 3 oraz 6,6% w punkcie 4. W punkcie 5, zlokalizowanym na odpływ z osadnika wstępnego następował większy spadek OWO niż w punktach poprzednich. Średnia wartością omawianego wskaźnika wynosiła 270 mg C/dm³, przy zmienności 9,4%. Jednak bardzo wyraźne obniżenie stężenia OWO do poziomu 42 mg C/dm³, przy współczynniku zmienności 13,9% nastąpiło w punkcie 6, czyli w pierwszej komorze bioreaktora, po czym wartość omawianego wskaźnika wyraźnie, choć powoli spadała aż do punktu 9, który znajdował się w osadniku wtórnym. W punkcie 7 omawiany wskaźnik zanieczyszczeń wynosił średnio 36 mg C/dm³, przy poziomie współczynnika zmienności 15,1%, w punkcie 8 jego średnia wartość wynosiła 26 mg C/dm³, przy zmienności 15,7%, zaś, w punkcie 9 osiągnął najniższy poziom równy 23 mg C/dm³, przy zmienności 24,7%. W ostatnich dwu punktach – kanale recyrkulatu (punkt 10) oraz kanale zrzutu oczyszczonych ścieków (punkt 11) średnie stężenie OWO nieznacznie wzrosło. Jego średnia wartość w punkcie 10 wynosiła 24 mg C/dm³, przy współczynniku zmienności 22,5%, a w punkcie 11 spadła do 23 mg C/dm³, przy najwyższej zmienności na poziomie 26%.

Podobnie jak miało to miejsce w przypadku ChZT poziom współczynnika zmienności OWO, wyższy w części biologicznej w porównaniu do części mechanicznej, występował przy około pięciokrotnie mniejszej wartości standardowego błędu estymacji. W takiej sytuacji można wnioskować, że duża jednostka osadnicza, w której zlokalizowana była oczyszczalnia przy niewielkim udziale ścieków przemysłowych generowała ścieki charakteryzujące się niską zmiennością wskaźników zanieczyszczeń. W tym samym czasie sezonowa zmienność temperatur, nawet przy utrzymaniu odpowiednich parametrów technologicznych przez eksploatatora oczyszczalni, nie pozwalała na długoterminowe utrzymanie zmienności stężenia węgla organicznego na poziomie poniżej 20%. Pomimo tej zmienności sprawność redukcji poziomu omawianych wskaźników zanieczyszczeń była bardzo wysoka. Porównując wartości OWO i ChZT zmierzone w kolejnych urządzeniach oczyszczalni zauważa się bardzo podobne tendencje zmian obu tych parametrów.

W celu potwierdzenia zaobserwowanych zmian wartości OWO w kolejnych punktach pomiarowych przeprowadzone zostały badania za pomocą analizy wariancji ANOVA. Uzyskane wyniki potwierdziły istnienie statystycznie istotnych różnic odnośnie wartości analizowanego wskaźnika zanieczyszczeń w różnych punktach oczyszczalni. Wykonany test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, a tym samym prawdziwość założenia o jednorodności wariancji.

Przeprowadzone testy post-hoc NIR dla analizowanych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych, przy czym część tych grup nachodziło na siebie. Pierwsza grupa jednorodna obejmowała punkty 1 i 2, druga grupa punkt 2, 3 i 4, punkt 5 różnił się istotnie od punktów pozostałych, kolejna grupa obejmowała punkty 6, 7, 8 i 10 zaś ostatnią grupę tworzą punkty 9 i 11. Przy czym punkty 9 i 11 różniły się statystycznie od punktu 6 a nie różniły od punktów 7, 8 i 10. Opisane wyniki testów post-hoc potwierdziły widoczne na rysunku 5.2. zależności i tendencje, łącznie z najbardziej widoczną w postaci wyraźnego spadku poziomu OWO w pierwszym punkcie bioreaktora. Wskazują ponadto na jednorodne warunki opisywane poziomem OWO w osadniku wtórnym i kanale zrzutu do odbiornika, jak również jednorodne warunki w centralnej i końcowej strefie bioreaktora oraz w recyrkulacji.

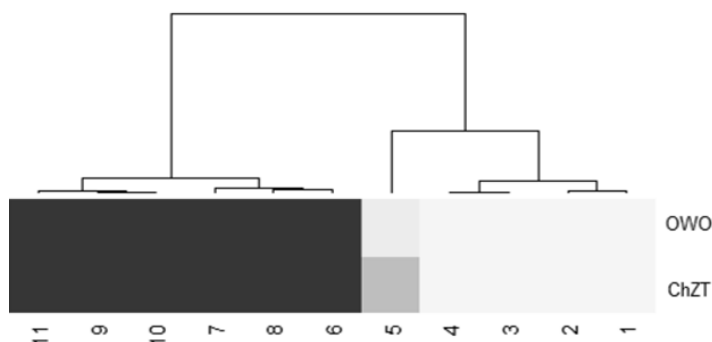
W celu wizualizacji wyników analizy poziomu zanieczyszczeń w ściekach pobranych we wszystkich badanych punktach pomiarowych, wyrażanego za pomocą ChZT i OWO opracowane zostały mapy natężenia (*ang. heatmap*), które skalą szarości odzwierciedlają nasilenie analizowanej cechy (rys. 5.3.). Kolor jasnoszary odpowiada wysokiemu nasileniu analizowanej cechy, zaś ciemniejsze niskiemu



Rys. 5.3. Poziom ChZT i OWO we wszystkich punktach pomiarowych

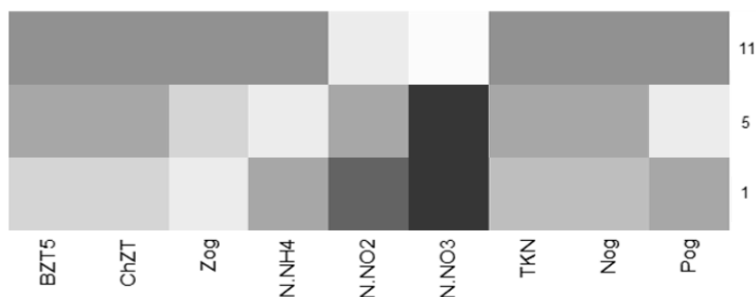
Na rysunku 5.3 widoczne jest podobne nasilenie obu badanych cech, czyli poziomu zanieczyszczeń wyrażanych jako ChZT (dolna część) i OWO (górna część), we wszystkich kolejno analizowanych punktach, oprócz punktu nr 5 – osadnika wstępnego.

Przeprowadzone w toku dalszej analizy statystycznej grupowanie punktów pomiarowych metodą hierarchicznej analizy skupień przy zastosowaniu algorytmu pełnego wiązania i euklidesowej miary odległości (rys. 5.4.) wykazało wyraźne rozdzielenie punktów pomiarowych na dwie grupy, co uwidoczniło się podziałem dendrogramu na dwie główne gałęzie. W gałęzi grupującej wyniki badań ścieków pobieranych w urządzenia części mechanicznej widać bardzo do siebie podobne punkty 1 i 2 oraz punkty 3 i 4, które z kolei grupowane są we wspólnej mniejszej gałęzi, do której dołączony jest mniej do nich podobny punkt 5. Druga gałąź dendrogramu grupuje punkty pomiarowe zlokalizowane w części biologicznej i kanałach przez które przepływają ścieki. W obrębie tej gałęzi można dostrzec dwie mniejsze – jedną łączącą ze sobą punkty 6, 7 i 8 zlokalizowane w obrębie bioreaktora oraz drugą łączącą punkty umiejscowione w osadniku wtórnym – punkt 9 oraz kanałach recyrkulatu i zrzutu oczyszczonych ścieków – odpowiednio punkty 10 i 11. Tak więc analiza danych wykonana metodą hierarchicznej analizy skupień pozwala na wyciągnięcie spójnych wniosków odnośnie podobieństwa analizowanych cech w poszczególnych punktach pomiarowych, z tymi które wynikają z analizy wariancji ANOVA i testów post-hoc NIR



Rys. 5.4. Podobieństwo analizowanych punktów pomiarowych pod względem wartości wskaźników ChZT i OWO

Drugą grupę danych informujących o poziomie zanieczyszczenia ścieków stanowią wyniki analiz prób średniodobowych pobieranych w trzech punktach: na wlocie do oczyszczalni (punkt 1), w części mechanicznej na wylocie z osadnika wstępnego (punkt 5) oraz w kanale zrzutu oczyszczonych ścieków do odbiornika (punkt 11). Podobnie jak w przypadku analizy ChZT i OWO zostały one zwizualizowane w postaci mapy natężenia cech przedstawionych na rysunku 5.5.



Rys. 5.5. Mapa natężenia cech dla poziomu zanieczyszczeń wyrażonych za pomocą wskaźników fizyczno-chemicznych badanych w próbach siedniodobowych ścieków. Oznaczenia punktów jak na rysunku 4.1.

Widoczny na diagramie stopniowy spadek intensywności barwy szarej świadczy o spadku średnich wartości wskaźnika BZT₅ w ściekach. Wartość ta zmieniała się od największej, równej 509 mg O₂/dm³ przy współczynniku zmienności 5,8% charakteryzującej ścieki pobierane w punkcie 1 usytuowanym na wlocie do oczyszczalni, poprzez pośrednią równą 366 mg O₂/dm³, przy zmienności 9,5% na odpływie z części mechanicznej (punkt 5), aż do najmniejszej równej 5 mg O₂/dm³, przy zmienności 48% na wylocie z oczyszczalni (punkt 11). Identyczna tendencja spadkowa obserwowana była w przypadku średniej wartości ChZT, która w punkcie 1 kształtowała się na poziomie 1098 mg O₂/dm³, przy zmienności 6,8%, w punkcie 5 przyjmowała wartość 736 mg O₂/dm³, przy zmienności 12,5%, a w punkcie 11 była równa 46 mg O₂/dm³ przy zmienności 32,7%. Podobny trend, widoczny jest w odniesieniu do poziomu zawiesiny ogólnej. W punkcie 1 jej średni poziom wynosił 483 mg/dm³ przy współczynniku zmienności 7,3%, w punkcie 5 wartość jej obniżyła się do 22 mg/dm³ przy zmienności 13,7%, zaś w punkcie 11 spadła do 8 mg/dm³, przy zmienności na poziomie 58%.

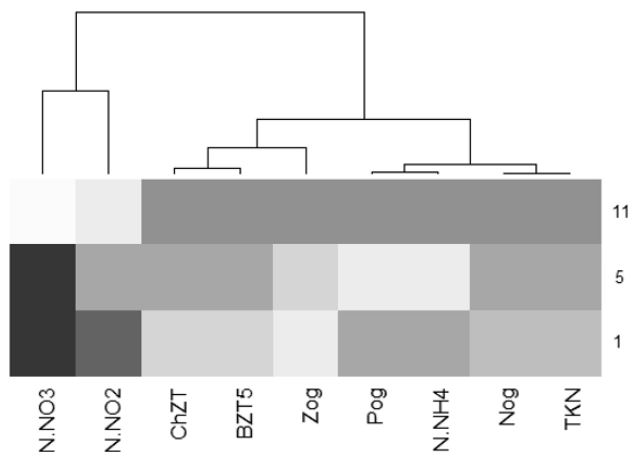
Poziom stężenia azotu amonowego wykazywał inną tendencję zmian w porównaniu do poprzednio omawianych wskaźników. Pomiedzy punktami 1 i 5 obserwowano niewielki wzrost stężenia, z wartości 57 mg N-NH₄⁺/dm³, przy zmienności 9,8% do wartości 61 mg N-NH₄⁺/dm³ przy zmienności na poziomie 8,9% w punkcie 5. W punkcie 11 nastąpił spadek stężenia N-NH₄⁺ do wartości 1, przy bardzo wysokiej zmienności rzędu 120%. Średnia wartość stężenia soli azotu III wykazywała tendencję wzrostową w kolejnych punktach pomiarowych – czyli odwrotną niż wartości wskaźników BZT₅ i ChZT oraz zawiesina ogólna. W punkcie 1 średnie stężenie azotu N-NO₂⁻ wynosiło 0,05 mg N-NO₂⁻/dm³, przy bardzo wysokiej zmienności na poziomie 233%, w punkcie 5 jego wartość wzrosła do 0,09 mg N-NO₂⁻/dm³, przy również bardzo wysokiej zmienności 241%, zaś w punkcie 11, osiągnęła najwyższą wartość równą 0,21 mg N-NO₂⁻/dm³, przy współczynniku zmienności 95%. Tak wysokie współczynniki zmienności analizowanego wskaźnika mogły wynikać zarówno z jego bardzo niskich wartości, jak i znacznej różnicy w szybkości nityfikacji i denityfikacji przy różnych temperaturach ścieków w różnych porach roku. Zmiany stężenia azotu N-NO₃⁻ przebiegały w podobny sposób jak zmiany stężenia N-NO₂⁻. Jednak w tym przypadku współczynniki

zmienności w obrębie wyników uzyskanych w każdym punkcie pomiarowym były znacznie niższe. Wartości średnie N-NO_3^- wynosiły: w punkcie 1 – $0,061 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$, przy zmienności 118%, w punkcie 5 – $0,11 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$, przy zmienności 31,5% oraz w punkcie 11 – $7 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{dm}^3$ ze zmiennością na poziomie 13,2%. Średnie stężenie TKN (azotu Kjeldahla) spadało z wartości w punkcie 1, wynoszącej 91 mg N/dm^3 , poprzez wartość 88 mg N/dm^3 , przy zmienności 5,8% w punkcie 5, do wartości $4,3 \text{ mgN/dm}^3$ przy zmienności 45,3% w punkcie 11. Tendencja zmian w poziomie azotu ogólnego N_{og} wyglądała analogicznie jak TKN. W punkcie 1 średnia wartość tego wskaźnika wynosiła 91 mg N/dm^3 przy zmienności na poziomie 7,5%, w punkcie 5 obniżyła się do 88 mg N/dm^3 przy zmienności 5,8%, natomiast w punkcie 11 wyraźnie spadła do wartości $11,5 \text{ mg N/dm}^3$, przy zmienności 15,6%. Ostatnim z analizowanych wskaźników w próbach uśrednionych był fosfor ogólny P_{og} . Średni jego poziom w punkcie 1 wynosił $12,5 \text{ mg P/dm}^3$, przy zmienności 9,7%, w punkcie 5 wzrósł do $13,9 \text{ mg P/dm}^3$ ze zmiennością 14,3% zaś w 11 punkcie spadł gwałtownie do $0,54 \text{ mg P/dm}^3$ przy zmienności 54,2%. Tak więc tendencja w zmianach stężenia P_{og} była podobna do zaobserwowanej w przypadku azotu amonowego. W tym miejscu warto jeszcze dodać, że tak jak w przypadku OWO i ChZT mierzonych we wszystkich 11 punktach wysoki współczynnik zmienności dla analizowanych parametrów w punkcie 11 wynikał głównie z niskiej wartości średniej przy zwykle ponad pięciokrotnie niższej wartości standardowego błędu estymacji, w porównaniu do dwu pozostałych punktów. Wyjątkiem było tylko stężenie N-NO_2^- dla którego wartości SE były zbliżone we wszystkich trzech analizowanych punktach.

Na podstawie przytoczonej powyżej ogólnej statystyki opisowej można zakładać istnienie istotnych różnic w poziomie analizowanych wskaźników zanieczyszczeń w kolejnych punktach pobierania próbek. Celem potwierdzenia powyższego założenia przeprowadzone zostały badania statystyczne za pomocą analizy wariancji ANOVA. Potwierdziły one istnienie istotnych różnic odnośnie średniej wartości każdego z analizowanych wskaźników w badanych punktach. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego w przypadku każdego z analizowanych wskaźników. Ponadto test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, a tym samym spełnienia założenia o jednorodności wariancji.

Przeprowadzone testy post-hoc NIR dla analizowanych wyników wykazały, że w przypadku BZT₅ każdy z badanych punktów różnił się istotnie statystycznie od pozostałych. Taka sama sytuacja miała miejsce w przypadku ChZT oraz Z_{og} . W przypadku N-NH_4^+ grupę jednorodną utworzyły punkty 1 i 5 zaś punkt 11 różnił się od nich istotnie, co powtórzyło się w przypadku TKN, N_{og} , N-NO_3^- oraz P_{og} . Z kolei na podstawie analizy wyników N-NO_2^- do grupy jednorodnej przypisane zostały wszystkie analizowane punkty.

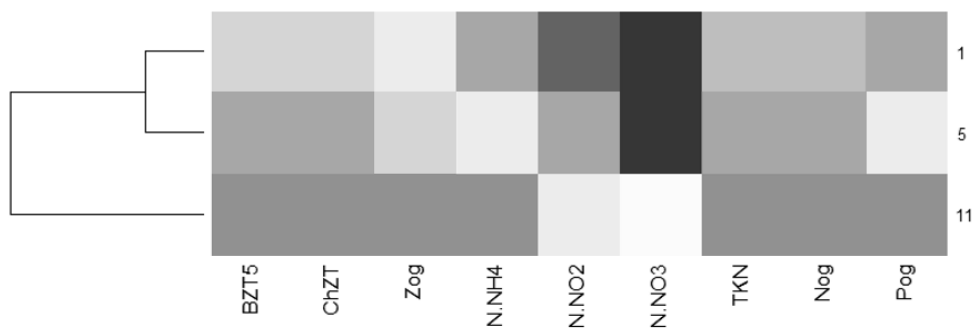
Wnioski wynikające z analizy ANOVA oraz testów post-hoc NIR odnośnie poziomu wskaźników zanieczyszczeń w badanych punktach znalazły również potwierdzenie w wynikach analiz wykonanych za pomocą metody hierarchicznej analizy skupień. Na rysunku 5.6. zamieszczony jest dendrogram grupujący ze sobą te wskaźniki zanieczyszczeń, które posiadają zbliżone wartości oraz wykazują podobne tendencje zmian poziomu w omawianych punktach oczyszczalni.



Rys. 5.6. Podobieństwa poziomu wskaźników zanieczyszczeń w obrębie punktów pomiarowych

Jak wynika z przedstawionego na rysunku 5.6. dendrogramu w obrębie badanych wskaźników wyróżnić można dwie główne gałęzie. Pierwsza z nich grupuje jedynie dwa wskaźniki: N-NO_2^- i N-NO_3^- , chociaż wzajemne podobieństwo uszeregowanych punktów jest znacznie mniejsze niż wzajemne podobieństwa pozostałych punktów budujących gałąź sąsiednią. Druga gałąź dendrogramu składa się z dwóch klastrow. W pierwszym, mniej liczonym klastrze zgrupowane są bardzo podobnie zachowujące się wskaźniki BZT_5 i ChZT oraz mniej do nich podobny Zog . W sąsiednim klastrze wyróżniają się dwie gałęzie, jedna grupująca bardzo do siebie podobne wskaźniki TKN i Nog oraz druga łącząca Pog i N-NH_4^+ . Przedstawiony ogólny obraz sytuacji jest jak najbardziej logiczny i wynika bezpośrednio z charakteru analizowanych wskaźników – jakiego rodzaju substancje zanieczyszczające są przez nie reprezentowane oraz z tego jakie procesy realizowane są w urządzeniach oczyszczalni pomiędzy punktem 1 i 5, a także 5 i 11.

Wykorzystanie metody hierarchicznej analizy skupień pozwala również potwierdzić widoczne w ogólnej statystyce opisowej podobieństwo pomiędzy analizowanymi punktami pomiarowymi (rys. 5.7.).



Rys. 5.7. Podobieństwa analizowanych punktów pod względem wartości wskaźników zanieczyszczeń

Z dendrogramu (rys. 5.7.) wynika, że w takcie hierarchicznej analizy skupień uwzględniającej poziom wszystkich wskaźników zanieczyszczeń, jako podobne do siebie sklasyfikowane zostały punkty 1 i 5, zaś punkt 11 zakwalifikowany został do osobnej gałęzi. Powyższa klasyfikacja danych uogólnia i potwierdza wnioski płynące z opisowej analizy statystycznej oraz testów post-hoc NIR.

5.1.2. Zmiany w zbiorowiskach pektonu wzdłuż ciągu technologicznego oczyszczania ścieków

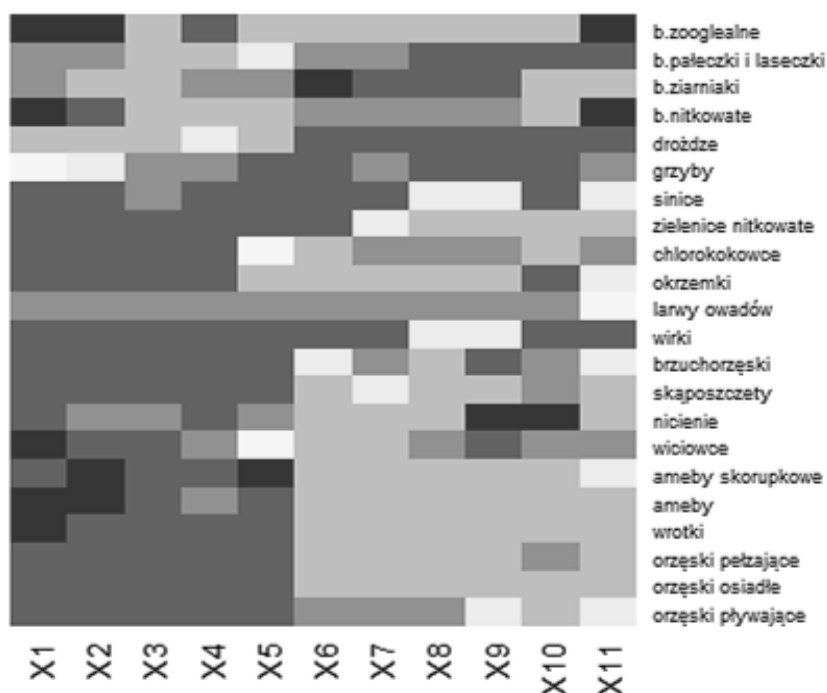
Charakterystyka branych pod uwagę grup morfologicznych oraz ogólna analiza zbiorowisk pektonu

W głównej serii pomiarowej zliczano przedstawicieli tych grup organizmów, które można zidentyfikować w preparatach przyżyciowych pektonu, przy niskim prawdopodobieństwie popełnienia pomyłki, nie zwracając przy tym uwagi na znaczne nakłady czasu pracy potrzebne w przypadku bardzo liczebnych grup. Taka decyzja podyktowana była chęcią zgromadzenia jak najbardziej kompleksowego i rozbudowanego zestawu danych, na podstawie którego można prowadzić szeroko zakrojone analizy statystyczne. Początkowo na podstawie literatury związanej z analizą czynnika procesowego biologicznych oczyszczalni ścieków i pektonu (Klimowicz, 1977; Turoboyski, 1979; Davis i in., 1990; Eikelboom i van Buijsen, 1999; Hartmann, 1999; Vymazal i in., 2001; Henze i in., 2000; Martin-Cerceda i in., 2001, 2002; Fiałkowska i in., 2005; Łagód i in., 2008, 2010, 2016; Chindah i in., 2009; Kocwa-Haluch i Woźniakiewicz, 2011; Madoni, 2011; Foissner, 2016) opracowane zostało zestawienie zawierające 25 grup organizmów które przedstawione zostało w części metodycznej. Na podstawie wyników analiz mikroskopowych próbek pektonu pobranego we wszystkich jedenastu opisywanych wcześniej punktach pomiarowych opracowane zostały zestawienia liczebności poszczególnych grup organizmów osobno dla każdej sesji. Po przeanalizowaniu wyników ze wszystkich sesji pomiarowych głównej serii okazało się, że miały miejsce sytuacje, w których przedstawiciele określonych grup (niesporczaki, pajęczaki i widłonogi) nie występowali w żadnym z 11 punktów badanych w danej sesji, zaś w innych sesjach występowali sporadycznie, w jednym lub dwu punktach. W związku z powyższym podczas dalszej analizy danych zredukowano liczbę branych pod uwagę grup morfologicznych do 22. W tej liczbie znalazły się następujące grupy organizmów: orzęski pływające, orzęski osiadłe, orzęski pełzające, wrotki, ameby nagie, ameby skorupkowe, wiciowce, nicienie, skąposzczety, brzuchorzęski, wirki, larwy owadów, okrzemki, chlorokokowce, zielenice nitkowate, sinice, grzyby, drożdże, bakterie nitkowate, bakterie ziarniaki, bakterie pałeczki i laseczki, bakterie zoogleealne.

Prezentowane w tym rozdziale wyniki dotyczą średniej liczebności osobników w przeliczeniu na jeden preparat, każdej grupy w kolejnych punktach oczyszczalni, z wszystkich sesji pomiarowych realizowanych w ramach głównej (pierwszej) serii badań.

W związku z tym, że niniejsza praca skupia się na analizie całych zbiorowisk pektonu, a nie na występowaniu poszczególnych grup czy gatunków wskaźnikowych, przy omawianiu danych przybliżone zostały główne tendencje w zmianie liczebności poszczególnych grup organizmów, w obrębie kolejnych punktów. W takim ujęciu prezentowane dane mają dawać ogólny pogląd na temat sytuacji istniejącej w różnych urządzeniach oczyszczalni i stanowić surowe dane do dalszych analiz.

Liczebność grupy orzęsków pływających w pektonie pobieranym w części mechanicznej oczyszczalni (punkty 1–5), była bardzo niska, zaś w urządzeniach części biologicznej i badanych kanałach wysoka (rys. 5.8.). Grupę tę w części mechanicznej reprezentowało średnio kilku przedstawicieli na jednym preparacie. W punktach 6–8 liczebność osobników w omawianej grupie wzrosła do kilkunastu przedstawicieli, zaś w punkcie 9 osiągnęła poziom stu przedstawicieli. Następnie średnia liczebność w punkcie 10 spadła do kilkunastu osobników, zaś w punkcie 11 znów wzrosła do kilkudziesięciu. Tak więc maksymalną liczebność grupy orzęsków pływających odnotowano w osadniku wtórnym (punkt 9).



Rys. 5.8. Liczebności poszczególnych grup organizmów pektonu w analizowanych punktach pomiarowych

Zmiany w liczebności grupy orzęsków osiadłych kształtowały się podobnie jak w przypadku grupy orzęsków pływających. Orzęski osiadłe w punktach zlokalizowanych w części mechanicznej (punkty 1–5) były bardzo nieliczne i reprezentowane przez pojedynczych przedstawicieli w preparacie. Z kolei

w pierwszym urządzeniu części biologicznej (punkt 6) liczebność tej grupy w próbkach pektonu gwałtownie wzrosła do wartości średniej wynoszącej około stu przedstawicieli, który to poziom utrzymał się w kolejnych punktach pomiarowych (rys. 5.8.).

Liczebność grupy orzęsków pełzających kształtowała się podobnie jak osiadłych. Jediną widoczną różnicą jest zmniejszenie ich liczebności, od ponad stu obecnych w bioreaktorze do kilkudziesięciu przedstawicieli w pektonie pobieranym z kanału recyrkulatu (rys. 5.8.).

W obrębie grupy wrotków zmiany w liczebności wyglądały podobnie, jak w omawianej wcześniej grupie orzęsków osiadłych, z tym że w punkcie 1 wrotki pojawiały się sporadycznie, i w większości sesji pomiarowych były nieobecne w badanym materiale, a w innych pojawiały się pojedyncze osobniki.

Ameby nagie podobnie jak orzęski i wrotki reprezentowane były nielicznie w części mechanicznej zaś licznie w pozostałych punktach oczyszczalni. W punktach 1 i 2 ameby pojawiały się sporadycznie, w punktach 3 i 5 reprezentowane były przez pojedyncze osobniki, zaś w punkcie 4 były nieco liczniejsze. W biologicznej części oczyszczalni grupa ta w każdym z punktów reprezentowana była przez kilkadziesiąt osobników.

Średnia liczebność w obrębie grupy ameb skorupkowych w punktach części mechanicznej zmieniała się w sposób nieregularny pozostając jednak na niskim poziomie, z kolei w pozostałych punktach oczyszczalni organizmy te były bardzo liczne. W preparacie pobranym w punkcie 1 znajdowano kilku ich przedstawicieli, w punkcie 2 odnotowano jedynie pojedyncze osobniki, w punktach 3 i 4 nastąpił wzrost do kilku osobników, natomiast w punkcie 5 znaleziono nielicznych przedstawicieli tej grupy. W części biologicznej oczyszczalni i kanale recyrkulatu, liczebność omawianej grupy kształtowała się na poziomie ponad dwustu przedstawicieli, by jeszcze wzrosnąć do poziomu blisko tysiąca w kanale odprowadzającym oczyszczone ścieki do odbiornika (rys. 5.8.).

Liczebność średnia wiciowców w trakcie prowadzonych badań wyraźnie rosła w urządzeniach części mechanicznej, z kolei w części biologicznej tendencja była odwrotna. Wiciowce reprezentowane były przez kilku przedstawicieli w punkcie 1, przez kilkunastu w 2 i 3, kilkudziesięciu w 4, aż do blisko tysiąca w punkcie 5. Następnie obserwowano spadek liczebności tej grupy w punkcie 6 i 7 do poziomu poniżej dwustu, i w następnych punktach do kilkudziesięciu, z minimum w punkcie 9.

W badanej oczyszczalni grupa nicieni charakteryzowała się niską liczebnością przede wszystkim w części mechanicznej, zaś zmienną w pozostałych punktach. W preparatach pobranych w punktach 1 i 4 występowały pojedynczy przedstawiciele tej grupy, zaś w punktach 2, 3 i 5 obecnych było po kilka osobników. W części biologicznej i kanałach zrzutu i recyrkulatu nicienie występowały bardziej licznie. W punktach od 6 do 8 oraz 11 liczebność ich kształtowała się na poziomie kilkunastu, jednak w punktach 9 i 10 znaleziono tylko pojedyncze osobniki.

W trakcie opisywanych badań reprezentanci grupy skąposzczetów występowali sporadycznie i nielicznie w punktach części mechanicznej oczyszczalni, w pozostałych punktach występowali bardziej licznie. W punkcie 6 omawiana grupa reprezentowana była przez pojedyncze osobniki, w punkcie 7 osiągnęła swoje

maksimum na poziomie kilkunastu przedstawicieli, po czym w kolejnych punktach spadała do kilku osobników, osiągając minimum w punkcie 10.

W analizowanych przypadkach bruchorzęski występowały sporadycznie w części mechanicznej oczyszczalni, z kolei w części biologicznej reprezentowane były regularnie przez pojedyncze osobniki. W punktach 6, 8 i 11 obecne były pojedyncze osobniki zaś w pozostałych punktach pojawiały się sporadycznie.

Reprezentanci grupy wirków spotykani byli regularnie jedynie w punkcie 8 i 9 choć tylko jako pojedyncze osobniki.

Podczas badań larwy owadów występowały regularnie jedynie w punkcie 11, gdzie średnia liczebność tej grupy organizmów kształtowała się na poziomie kilku osobników na preparacie.

Okrzemki w trakcie opisywanych badań występowały sporadycznie w czterech pierwszych punktach części mechanicznej oraz w kanale recyrkulatu – punkt 10. Licznie występowały w osadniku wstępnym i komorze bioreaktora, gdzie ich liczebność przekraczała niewiele ponad sto osobników, natomiast w punkcie 11 występowały bardzo licznie, osiągając średnią liczebność na poziomie około pięciu tysięcy na preparacie.

Chlorokokowce, występowały sporadycznie w czterech pierwszych punktach części mechanicznej, zaś w pozostałych punktach oczyszczalni cechowały się wysoką lecz zmienną liczebnością. Maksymalny poziom ich liczebności – ponad pięćset przedstawicieli odnotowany był w punkcie 5, średnią liczebnością kilkudziesięciu osobników cechowały się punkty 6 i 10, zaś w pozostałych zanotowano średnio kilka osobników.

Zielenice nitkowate nie były spotykane w punktach od 1 do 6, z kolei licznie występowały w pozostałych punktach oczyszczalni. W punkcie 7 zielenice miały swoje maksimum na poziomie ponad czterech tysięcy osobników, po czym w kolejnych punktach liczebność tej grupy spadła do kilkuset osobników.

Sinice licznie występowały jedynie w punktach 8, 9 i 11. W każdym z nich reprezentowane były przez ponad cztery tysiące przedstawicieli. W pozostałych punktach występowały jedynie sporadycznie, przy czym wyjątek stanowił punkt 3 gdzie regularnie spotykane były pojedyncze osobniki.

Grzyby nitkowate nielicznie choć regularnie spotykane były w części mechanicznej zaś bardzo nielicznie w pozostałych punktach oczyszczalni. W punkcie 1 i 2, ich liczebność była niewielka – na poziomie kilku osobników, w punktach 3, 4, 7 i 9 występowały pojedyncze osobniki, w pozostałych punktach grzyby występowały sporadycznie. Natomiast liczniej występowały drożdże. W punktach zlokalizowanych w części mechanicznej od 1 do 5 znajdowano ponad stu osobników, zaś w pozostałych punktach oczyszczalni występowały one jedynie sporadycznie.

W przypadku bakterii nitkowatych trudno dostrzec bardzo wyraźny wzorec rozkładu ich liczebności w obrębie badanych punktów. Występowały one sporadycznie na początku i końcu ciągu technologicznego oczyszczania ścieków, czyli w punktach 1 i 11. W punkcie 2 reprezentowane były przez kilkudziesięciu przedstawicieli, w punktach 3, 4, 5 i 10 przez około trzystu, zaś w punktach od 6 do 9 przez około stu przedstawicieli.

Grupa bakterii ziarnistych również nie wykazywała czytelnego trendu w rozkładzie liczebności w obrębie badanych punktów. Ogólnie grupa ta reprezentowana była bardzo licznie we wszystkich punktach, przy czym najliczniej w punktach 2 i 3 oraz 10 i 11, na średnim poziomie ponad trzech tysięcy przedstawicieli, zaś najmniej licznie w punkcie 6 – przez około sto osobników na preparacie.

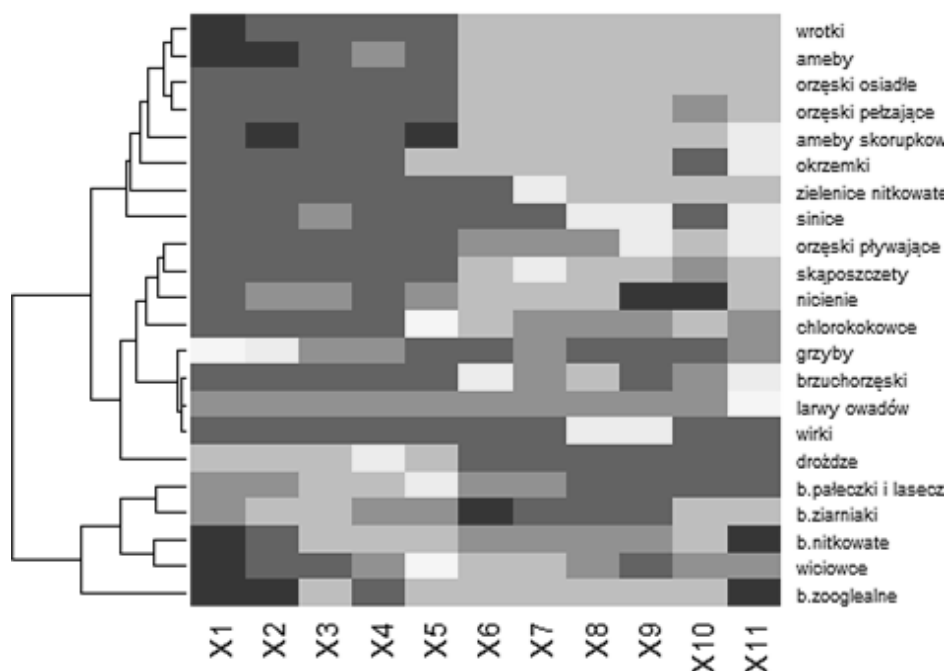
Grupa pałeczek i laseczek liczniej reprezentowana była w części mechanicznej niż biologicznej i badanych kanałach. Ogólnie była ona bardzo licznie reprezentowana we wszystkich punktach oczyszczalni, najliczniej zaś w punkcie 5, w którym liczyła blisko dwadzieścia tysięcy przedstawicieli na preparacie. W punktach 3 i 4 ich liczebność kształtowała się na poziomie ponad pięciu tysięcy, w punktach 1 i 2 oraz 6 i 7 na poziomie około tysiąca osobników, a w punktach od 8 do 11 na poziomie kilkuset przedstawicieli.

W przypadku bakterii zooglealnych trudno dostrzec wyraźny wzorec rozkładu ich liczebności w obrębie badanych punktów. Grupa ta bardzo licznie reprezentowana była w pektonie pobranym z większości analizowanych punktów pomiarowych oczyszczalni. Wyjątek stanowiły punkty 1 i 2 oraz 11, gdzie regularnie spotykanych było średnio kilkunastu przedstawicieli tej grupy na preparacie, i punkt 5 charakteryzujący się liczbą około pięciuset osobników. W pozostałych punktach omawiana grupa reprezentowana była przez około dziesięć tysięcy przedstawicieli.

Podsumowując informacje przedstawione na diagramie (rys. 5.8.) należy przede wszystkim podkreślić zróżnicowanie liczebności poszczególnych grup organizmów w części mechanicznej i biologicznej oczyszczalni. Grupy heterotroficznych organizmów eukariotycznych pektonu w części mechanicznej były z reguły mniej liczne niż w części biologicznej i badanych kanałach. Dodatkowo w bioreaktorze oraz kanale recyrkulatu podobieństwo wynika również z faktu stykania się pektonu z osadem czynnym.

Dendrogram podobieństwa sporządzony dla poszczególnych grup organizmów w odniesieniu do ich liczebności w analizowanych punktach (rys. 5.9.) prezentuje zależności współwystępowania wspomniane w poprzednich akapitach.

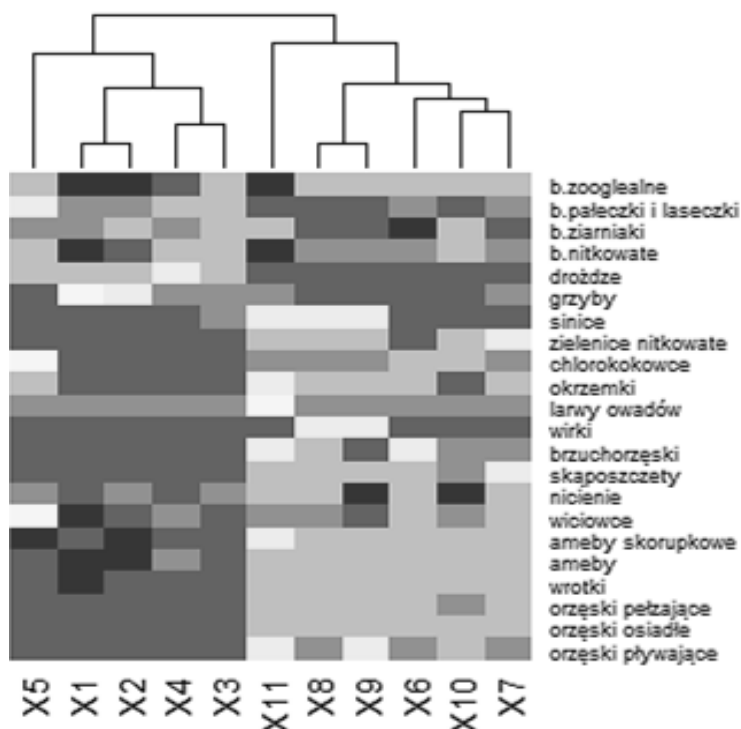
W omawianym dendrogramie wyróżnić można dwie główne gałęzie. Większa z nich składa się z wyraźnie wyodrębnionych kolejnych dwu mniejszych. Analizując gałąź pierwszą większą można zauważyć, że agreguje ona grupy organizmów, których wspólną cechą jest to, że ich przedstawiciele są średnio bardziej liczni w części biologicznej oczyszczalni niż w mechanicznej. Na liczebność, a zatem i grupowanie we wspólnym klastrze wrotek, ameb nagich i ameb skorupkowych oraz orzęsek osiadłych i pełzających dominujący wpływ ma najprawdopodobniej dostępność pokarmu oraz styczność z kłaczkami osadu czynnego. Z kolei na obecność w omawianym klastrze okrzemek, zielenic nitkowatych oraz sinic dominujący wpływ ma dostępność światła oraz poziom zanieczyszczeń. O wpływie światła może świadczyć to, że są one spotykane sporadycznie w części mechanicznej, której obiekty przykryte są nieprzeźroczystymi kopułami celem hermetyzacji zmniejszającej uciążliwość zapachowe tych obiektów.



Rys. 5.9. Dendrogram podobieństwa występowania poszczególnych grup organizmów pod względem ich średniej liczebności w analizowanych punktach

Grupy organizmów agregowane w drugiej gałęzi większego klastra wykazują podobną tendencję w rozkładzie liczebności do opisanego wcześniej klastra. W obrębie grup analizowanego klastra dostępność światła i poziom zanieczyszczeń może mieć wpływ na liczebność grupy chlorokokowców, zaś na grupy orzęsków pływających, skąposzczetów, nicieni, brzuchorzęsków, wirków oraz larw owadów dominujący wpływ mógł wywierać poziom zanieczyszczeń oraz obecność osadu czynnego. Grupami, które wydają się nie pasować do opisywanych schematów są grzyby i drożdże, bardziej licznie reprezentowane w części mechanicznej niż biologicznej. Druga główna gałąź omawianego dendrogramu agreguje wszystkie grupy bakterii oraz wiciowce. Połączenie takie podyktowane jest przede wszystkim bardzo wysoką średnią liczebnością tych grup oraz skumulowaniem występowania przedstawicieli tych organizmów w mechanicznej części oczyszczalni.

Z punktu widzenia niniejszej pracy bardzo istotne jest również zagadnienie podobieństwa istniejącego pomiędzy zbiorowiskami pektonu występującymi w analizowanych punktach oczyszczalni. Podobieństwo takie, analogicznie jak we wcześniejszych przypadkach wyznaczone zostało metodą hierarchicznej analizy skupień i zwizualizowane za pomocą dendrogramu agregującego punkty pomiarowe techniką pełnego wiązania z uwzględnieniem euklidesowej metryki odległości (rys. 5.10).

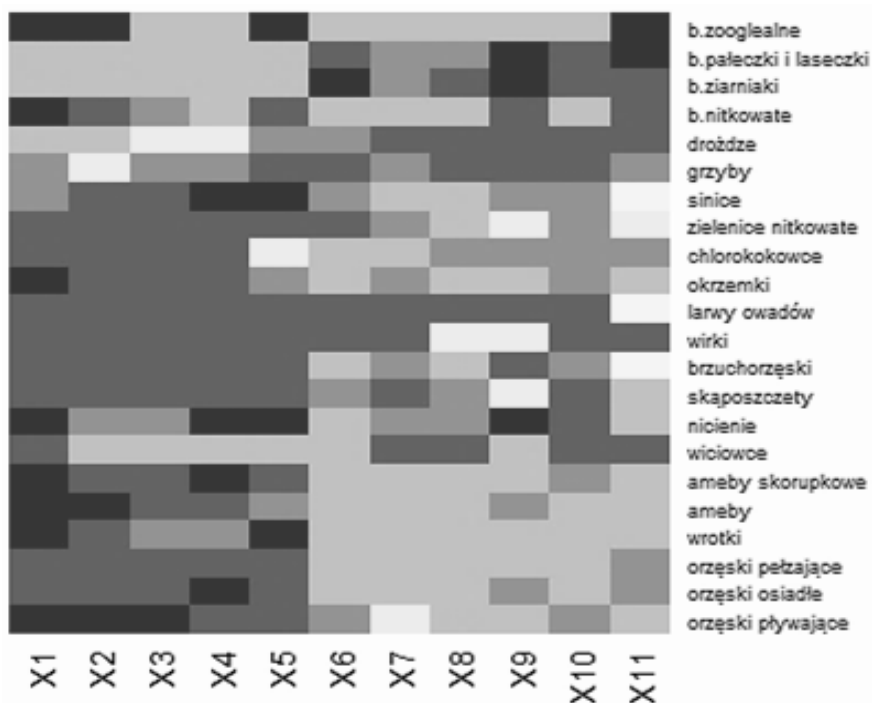


Rys. 5.10. Podobieństwo punktów pomiarowych pod względem średniej liczebności poszczególnych grup organizmów

Na omawianym dendrogramie zauważyć można dwie główne gałęzie, które powstały na bazie tych samych danych wyjściowych, które wcześniej posłużyły do skonstruowania dendrogramu przedstawionego na rysunku 5.9. W porównaniu z wynikami analizy podobieństwa grup przedstawionych na rysunku 5.9, efekt klasteryzacji punktów pomiarowych jest bardziej przejrzysty i łatwiejszy w interpretacji. Widoczny jest wyraźny podział dendrogramu na dwie główne gałęzie grupujące oddzielnie punkty części mechanicznej i biologicznej. Wśród punktów zlokalizowanych w części mechanicznej, zgrupowanych w pierwszej gałęzi, najbardziej podobne są punkty 1 i 2 oraz 3 i 4, które łącząc się razem tworzą wspólny klaster, do którego podobny jest punkt 5. Druga gałąź dendrogramu grupuje punkty zlokalizowane w części biologicznej, w tym bardzo do siebie podobne punkty 8 i 9 oraz mniej do siebie podobne punkty 6, 7 i 10, które połączone razem agregują jeszcze najmniej do nich podobny punkt 11. Zaobserwowane podobieństwo sugeruje, że głównym kryterium różnicującym punkty jest etap procesu oczyszczania ścieków warunkujący dostępność bazy pokarmowej dla analizowanych grup organizmów. Taki obraz sytuacji odnoszący się do grupowania punktów jest również zbliżony z poziomem zanieczyszczenia ścieków występującym w poszczególnych punktach. Omawiane grupowanie jest także bardzo podobne do tego, które przedstawiono na rysunku 5.4., bazującego na danych odnoszących się do poziomu wskaźników ChZT i OWO. Jedynym elementem na rysunku 5.10. odbiegającym od ogólnego schematu

podobieństwa przedstawionego na rysunku 5.10. jest punkt 11, który jest mniej podobny do pozostałych należących do części biologicznej. To małe podobieństwo można tłumaczyć lepszymi warunkami rozwoju dla organizmów zależnych od dostępności światła, wynikającymi z dużej klarowności ścieków oczyszczonych.

Krotność występowania grup organizmów lub poszczególnych ich gatunków, bezpośrednio związana jest z częstotliwością występowania i jest parametrem wykorzystywanym przy opisie stanu środowiska naturalnego (*Lansac-Tôha i in., 2014; Logares i in., 2014*), jak również właściwości czynnika procesowego przy biologicznym oczyszczaniu ścieków – osadu czynnego i błony biologicznej (*Fried i in., 2000; Dubber i Gray, 2011; Canals i in., 2013*). Parametr ten w najprostszej interpretacji, podobnie jak średnia liczebność może wskazywać, w których punktach pomiarowych dana grupa znajduje dogodne warunki bytowania, a w których pojawia się ona raczej sporadycznie. Całościowy obraz sytuacji przedstawia mapa natężenia cechy obrazująca krotność występowania przedstawicieli analizowanych grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych, zamieszczona na rysunku 5.11. Kolor biały na mapie oznacza grupę organizmów, której przedstawiciele w danym punkcie pomiarowym występowali w próbach pobranych w każdej serii pomiarowej, zaś kolor czarny odnosi się do tych grup, których przedstawiciele nie występowali ani razu. Stany pośrednie reprezentowane są przez odpowiednie odcienie szarości.

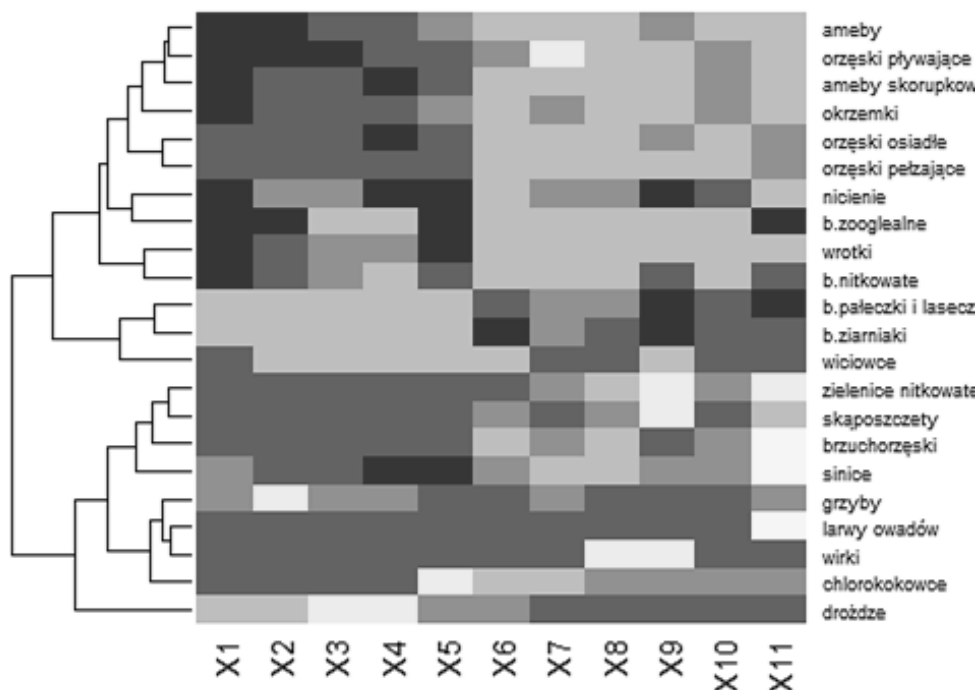


Rys. 5.11. Krotność występowania przedstawicieli poszczególnych grup organizmów w analizowanych punktach pomiarowych

Analizując diagram z rysunku 5.11. można zauważyć, że ogólne tendencje zmian w krotności występowania przedstawicieli grup organizmów w badanych punktach są generalnie zbieżne z tymi, które zaobserwowano w przypadku ich średnich liczebności. Podobnie jak w przypadku średnich liczebności można dostrzec, iż kolejne grupy organizmów poczynając od orzęsków pływających poprzez orzeski osiadłe i pełzające, wrotki, ameby nagie i skorupkowe, wiciowce, nicienie, skąposzczety, brzuchorzęski, wirki, larwy owadów, mają swoje maksymalne częstości występowania w części biologicznej oczyszczalni bądź analizowanych kanałach. Z kolei minimalne krotności występowania wspomnianych grup znajdują się zwykle w części mechanicznej. W analizowanej grupie zbiorczej jedyny wyjątek stanowi grupa nicieni, która swoje minimum mała w punkcie 9 – osadniku wtórnym. Kolejną grupą zbiorczą, którą można wyodrębnić na analizowanym diagramie są organizmy, których występowanie powiązane jest z obecnością światła słonecznego – chlorokokowce, zielenice nitkowate, sinice i okrzemki. Ich minimalne krotności występowania stwierdzano również w punktach części mechanicznej oczyszczalni, zaś maksima w osadniku wstępnym, osadniku wtórnym, bądź też kanale odprowadzającym oczyszczone ścieki do odbiornika. Kolejna grupa zbiorcza przedstawiona na diagramie to organizmy, dla których maksima krotności występowania stwierdzano w części mechanicznej, zaś minima w biologicznej. Do tej grupy jednoznacznie można zaklasyfikować grzyby i drożdże, a także baterie ziarniaki oraz pałeczki i laseczki. Poza jednoznaczną klasyfikacją na podstawie umiejscowienia maksimum i minimum krotności występowania w omawianym materiale biologicznym znalazły się grupy bakterii zoogloalnych oraz nitkowatych, a także wiciowców.

Kolejną prawidłowością odnośnie rozlokowania maksymalnych i minimalnych krotności występowania analizowanych grup organizmów w badanych punktach pomiarowych było większe zróżnicowanie sytuacji w porównaniu do tej, jaką zaobserwowano podczas analizy średnich liczebności, chociaż jak wspomniano ogólny ogład zależności w obu przypadkach był zbieżny. Zróżnicowanie to przejawia się w większej mozaikowości poszczególnych obszarów diagramu. Lewa część diagramu, odpowiadająca części mechanicznej – punkty od 1 do 5, jest bardziej podobna do analogicznej części na rysunku 5.8. niż prawa część (punkty od 6 do 11) odpowiadająca części biologicznej i kanałom. Ma to związek z wyraźniejszym odróżnieniem fragmentów diagramu odpowiadających punktom 9, 10 i 11 od tych odpowiadających punktom – 6, 7 i 8. Różnice te są szczególnie widoczne pomiędzy obszarami odpowiadającymi punktom 8 i 9.

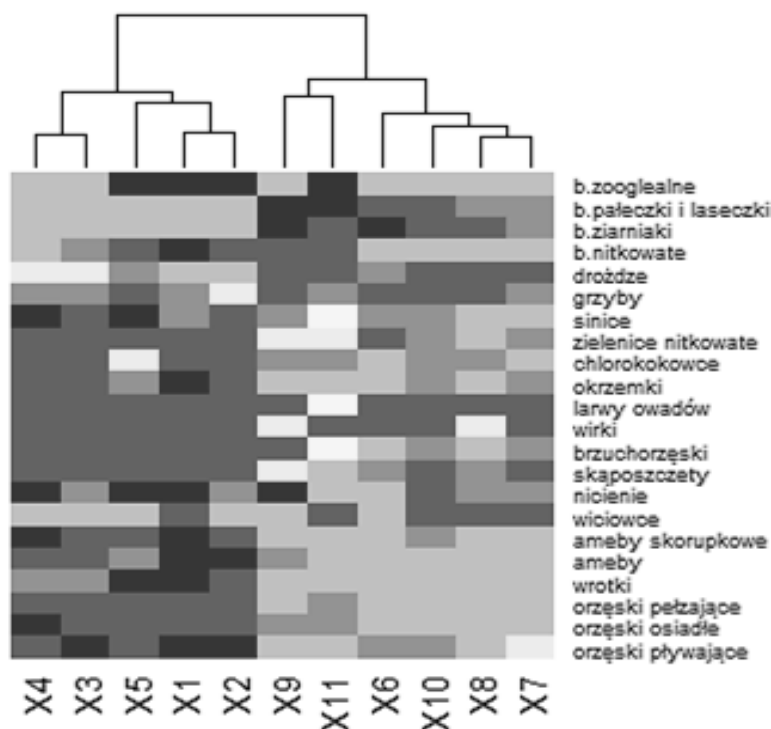
Na podstawie informacji zawartych na diagramie zamieszczonym na rysunku 5.11., podobnie jak miało miejsce to w przypadku diagramów tworzonych w oparciu o średnie liczebności przedstawicieli, utworzono dendrogram podobieństwa agregujący grupy organizmów podobne do siebie pod względem krotności występowania w kolejnych punktach pomiarowych (rys. 5.12.). Pozwala on na znalezienie grup o podobnych preferencjach środowiskowych. Na podstawie dendrogramu można też poszukiwać zależności w odwrotnym kierunku, tzn. znając krotność pojawiania się grup tworzyć klastry punktów pomiarowych o podobnej pod tym względem charakterystyce.



Rys. 5.12. Dendrogram podobieństwa poszczególnych grup organizmów pod względem krotności ich występowania w analizowanych punktach

Podobnie jak w przypadku diagramu, który opracowano na podstawie średniej liczebności grup również przy rozpatrywaniu podobieństw grup pod względem krotności ich występowania w poszczególnych punktach można wyróżnić dwie główne gałęzie dendrogramu. Główny trzon większej z nich tworzą te same grupy co na rysunku 5.9., a więc: ameby nagię i skorupkowe, orzęski osiadłe, pływające i pływające oraz niczenie i wrotki, a także okrzemki. Jednakże w tej grupie znalazły się również bakterie – zoogloalne, nitkowate, ziarniaki oraz pałeczki i laseczki, a także wiciowce, które nie należały do niej, gdy kryterium oceny była średnia liczebność grupy. Pozostałe grupy organizmów znalazły się w drugiej gałęzi dendrogramu. W odniesieniu do drugiej gałęzi zauważyć można, że połączone w jej obrębie grupy organizmów charakteryzują się często występującymi wartościami z zakresu średnich przy mniejszym udziale minimów i większym maksimum. Podczas gdy w obrębie grupy pierwszej często występowały minima zlokalizowane w części mechanicznej przy niewielkim udziale maksimum krotności występowania.

Dla całościowego oglądu sytuacji związanej z krotnością występowania grup w całym okresie badań ważna jest odpowiedź na pytanie, czy istnieje podobieństwo pod względem krotności pojawiania się poszczególnych grup pomiędzy poszczególnymi punktami pomiarowymi. Dla zobrazowania takiej sytuacji wykonany został kolejny dendrogram grupujący punkty pobierania pektonu metodą hierarchicznej analizy skupień (rys. 5.13.).



Rys. 5.13. Dendrogram podobieństwa punktów pomiarowych wykonany w oparciu o krotności występowania grup organizmów

W dendrogramie można rozróżnić dwie wyraźne gałęzie. Pierwsza z nich grupuje punkty zlokalizowane w części mechanicznej oczyszczalni – podobne do siebie 1 i 2 oraz 3 i 4, a także dołączony do nich na niższym poziomie podobieństwa punkt 5. Takie grupowanie punktów jest w zasadzie bardzo podobne do tego, które zostało wykonane na podstawie średniej liczebności grup organizmów (rys. 5.10.), z tym zastrzeżeniem, że w przypadku grupowania na podstawie krotności występowania trudne w interpretacji jest przyłączenie punktu 5 do wspólnej grupy z 1 i 2. Druga gałąź dendrogramu skupia punkty zlokalizowane w bioreaktorze oraz badanych kanałach – najbardziej podobne do siebie punkty 7 i 8 oraz dołączone do nich punkty 10 i 6. Osobną grupę utworzyły punkty 9 i 11. Interpretując taką sytuację można stwierdzić, iż pod względem krotności występowania grup organizmów podobne do siebie są punkty zlokalizowane w bioreaktorze oraz kanale recyrkulatu, czyli wszystkie te w których pekton ma bezpośredni kontakt z osadem czynnym. Z kolei te punkty, w których pekton styka się ze ściekami odseparowanymi od osadu tworzą osobną grupę, która jest jednak dołączona do innych punktów charakteryzujących się niskim poziomem zanieczyszczeń. Taka sytuacja sugeruje, że większy wpływ na pojawianie się w próbce analizowanych grup ma poziom zanieczyszczeń niż dostępność światła, czy warunki hydrauliczne, takie jak szybkość przepływu ścieków warunkująca wartość naprężenia ścinającego, które z kolei powoduje wymywanie

organizmów z pektonu. Tak więc analiza skupień wykonana na podstawie krotności występowania, podobnie jak ta oparta na średniej liczebności pozwala wyróżnić dwie osobne gałęzie, z których pierwsza grupuje punkty charakteryzujące się wysokimi wskaźnikami zanieczyszczeń. Druga z gałęzi grupuje punkty, w których ścieki charakteryzują się niskimi wskaźnikami zanieczyszczeń. Kolejną informacją wynikającą z analizy omawianego diagramu jest to, że klasteryzacja na podstawie krotności występowania wskazuje na mniejsze zróżnicowanie w poziomie podobieństwa poszczególnych punktów.

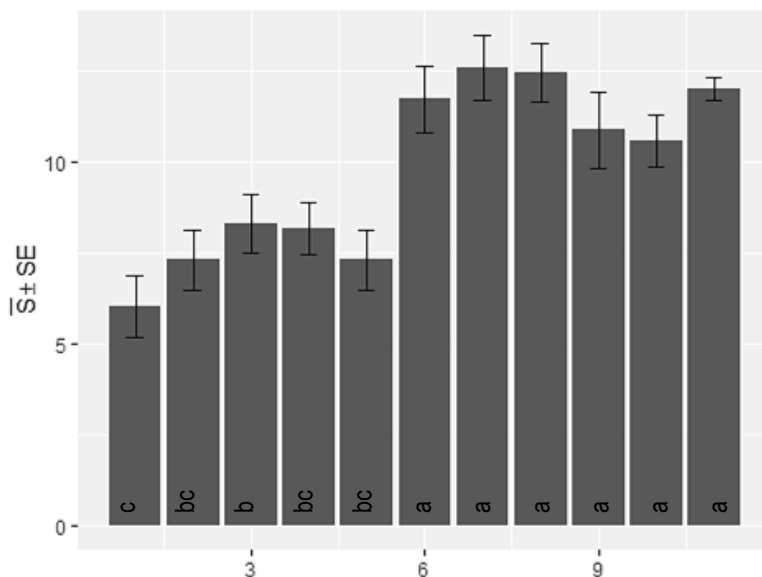
Podsumowując można stwierdzić, że zarówno w oparciu o średnie liczebności grup organizmów, jak również krotność ich występowania, daje się zauważyć wyraźne różnice pomiędzy punktami części mechanicznej oczyszczalni a pozostałymi punktami. Ogląd sytuacji na podstawie danych surowych przedstawianych w postaci map natężenia cechy (rys. 5.8. i 5.11.), a w szczególności klasyfikacja materiału biologicznego przeprowadzona metodą hierarchicznej analizy skupień (rys. 5.10 i 5.13.) wykazuje zbieżność podobieństw punktów z tymi, które klasyfikowane były na podstawie poziomu zanieczyszczeń określanych za pomocą wskaźników ChZT i OWO – widocznych na rysunku 5.4. Rysunek ten wskazuje na wysokie podobieństwo kolejnych punktów pomiarowych 1–4 należących do części mechanicznej i mniejsze punktu 5, oraz na bardzo wysokie podobieństwo punktów 6–8 i 9–11. Taką sytuację – odnoszącą się do stopnia podobieństwa i kolejności grupowania, lepiej wydaje się oddawać klasteryzacja wykonana w oparciu o średnie liczebności grup organizmów. Również krotność ich występowania potwierdza istnienie ogólnie obserwowanego trendu.

Miary charakteryzujące zbiorowiska pektonu w poszczególnych punktach oczyszczalni

W celu bardziej precyzyjnego wykazania opisanych w poprzednim paragrafie prawidłowości i związków występujących pomiędzy właściwościami zbiorowisk pektonu, a poziomem zanieczyszczenia w poszczególnych punktach pomiarowych przeprowadzono analizę statystyczną danych. Dane to odnosiły się do miar bogactwa oraz różnorodności opisujących badany materiał biologiczny oraz wskaźników zanieczyszczenia ścieków. Wykorzystanie wspomnianych miar pozwala za pomocą jednej wartości liczbowej scharakteryzować zbiorowiska pektonu w każdym z badanych punktów, co w dalszej kolejności można analizować pod kątem korelacji z poziomem zanieczyszczeń ścieków, wyrażanym za pomocą wskaźników fizyczno-chemicznych.

Wartości miar: S, Mg, H, E, P, Si oraz Mc zdefiniowanych wcześniej w rozdziale 4.5, obliczone zostały na podstawie przedstawionych w poprzednim podrozdziale danych z analiz mikroskopowych. Omawiane wyniki opracowane zostały za pomocą podstawowych narzędzi analizy statystycznej, przeprowadzonej w taki sam sposób, jak w przypadku wartości fizyczno-chemicznych wskaźników zanieczyszczeń: ChZT i OWO.

Analizę rozpoczyna omówienie zmian w ciągu technologicznym oczyszczania ścieków najprostszej miary charakteryzującej zbiorowiska pektonu, jakim jest S , czyli bogactwo grup w danym punkcie pomiarowym. Poziom średnich wartości S obliczony na podstawie sesji pomiarowych realizowanych w trakcie głównej serii badań wraz z błędem standardowym estymacji oraz oznaczeniem grup zamieszczony został na rysunku 5.14.



Rys. 5.14. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji S dla wszystkich punktów pomiarowych

Analiza ogólnego trendu zmian wartości bogactwa grup S wskazała, że poziom tej miary był wyraźnie niższy w części mechanicznej oczyszczalni – punkty od 1 do 5, niż w punktach pozostałych, ułożonych w komorach bioreaktora, osadniku wtórnym oraz kanałach. Można więc zakładać, że wartość S pektonu była w znacznej mierze związana z poziomem zanieczyszczeń stykających się z nim ścieków, gdyż przy wysokich poziomach wskaźników zanieczyszczeń w części mechanicznej była ona wyraźnie niższa niż przy niskich stężeniach zanieczyszczeń notowanych w części biologicznej i oczyszczonych ściekach. Można także przyjąć, iż na poziom wartości bogactwa grup w pewnym stopniu wpływał bezpośredni kontakt pektonu z osadem czynnym. Jednakże wpływ ten był raczej niewielki, gdyż w kanale zrzutu oczyszczonych ścieków do odbiornika, gdzie osad czynny był nieobecny poziom S jest zauważalnie wyższy niż w kanale recyrkulatu, gdzie obecny był zatężony osad czynny. Podobnie osad czynny w zasadzie nie występował w miejscu pobierania próbek przy powierzchni ścieków w osadniku wtórnym – punkt 9. W związku z tym, że poziom zanieczyszczeń w punkcie 9 i 10 był bardzo podobny jak w punkcie 11 można przyjąć, iż różnice w wartości S wynikały głównie z warunków hydraulicznych. W punkcie 10 prędkość przepływu ścieków była znacznie wyższa niż w 11, zaś w punkcie 9 znacznie niższa. Pewny wpływ mogła mieć tutaj również

dostępność dla pektonu światła słonecznego. Punkt 10 cechował się małą dostępnością światłą ze względu na niską przejrzystość recyrkulatu spowodowaną dużym zagęszczeniem osadu. Tezę o wpływie prędkości przepływu ścieków na wartość S potwierdza również niewielki spadek wartości tej miary w punkcie 5, w którym prędkość przepływu była znacznie niższa od pozostałych punktów części mechanicznej.

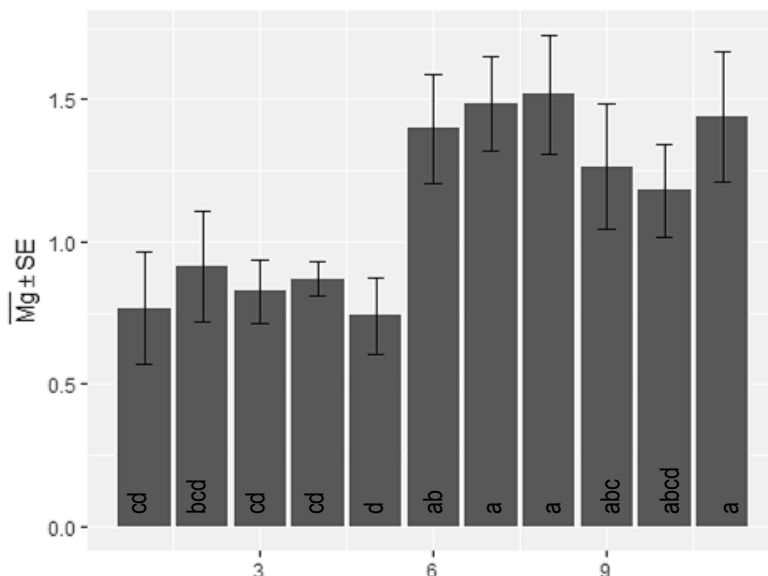
Odnosząc się do wyników szczegółowych można nadmienić, że średnia wartość bogactwa grup organizmów S w punkcie pomiarowym 1 wynosiła 6, przy współczynniku zmienności 37,3%. Z kolei w punkcie 2 wynosiła 7,3, przy zmienności 29,3 %. Punkt 3 cechował się średnią wartością S na poziomie 8,3, przy współczynniku zmienności 25,8%, zaś w punkcie 4 wartość ta była nieco mniejsza i wynosiła 8,1 ze zmiennością 22,8%. Punkt 5 cechował się spadkiem wartości S do poziomu 7,3, przy zmienności 29,3%. Kolejne punkty usytuowane w części biologicznej oraz kanałach posiadały zauważalnie wyższy poziom bogactwa grup. W pierwszym z nich – punkcie 6 wartość S wynosiła 11,7, przy zmienności 20,7%, w punkcie 7 wzrosła do 12,6, ze współczynnikiem zmienności na poziomie 18,8%, zaś w punkcie 8 kształtowała się na poziomie 12,4, przy zmienności 17,2%. Punkt 9 cechował się wartością S na poziomie 10,9, przy współczynniku zmienności 25,7%, z kolei punkt 10 wartością 10,6, ze zmiennością 17,8%. Ostatni punkt – 11, posiadał średnią wartość bogactwa grup na poziomie 12, przy współczynniku zmienności równym 6,8%.

Podsumowując analizę bogactwa grup organizmów w poszczególnych punktach badań należy stwierdzić, iż istniała widoczna granica w wartościach miary S pomiędzy częścią mechaniczną i biologiczną oczyszczalni, a punkt graniczny pokrywał się z analogicznym punktem zaobserwowanym podczas analizy poziomu zanieczyszczeń wyrażonych wartościami ChZT i OWO. Ponadto zmienność wartości S znajdowała się w przedziale uznawanym za małą i przeciętną, i tylko raz – w punkcie 1 – zbliża się do poziomu dużej zmienności, jednak go nie osiągając.

Na podstawie przytoczonej powyżej ogólnej statystyki opisowej można zakładać występowanie istotnych różnic w poziomie bogactwa grup S w kolejnych punktach pobierania próbek. W celu sprawdzenia tego założenia przeprowadzone zostały badania statystyczne za pomocą analizy wariancji ANOVA. Potwierdziły one istnienie statystycznie istotnych różnic odnoście średnich wartości miary S. Wykonany na bazie uzyskanych wyników test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, a tym samym spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Przeprowadzone testy wielokrotnych porównań post-hoc NIR dla analizowanych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa jednorodna obejmowała punkty od 6 do 11, druga grupa punkty od 2 do 5, zaś punkt 1 różnił się istotnie statystycznie od 3 i nie różnił od pozostałych punktów części mechanicznej. Opisane wyniki testów post-hoc potwierdziły widoczne na rysunku 5.14. zależności i tendencje, łącznie z najbardziej widoczną w postaci wyraźnego wzrostu wartości bogactwa grup organizmów w pierwszym punkcie bioreaktora. Wskazały ponadto na brak statystycznie istotnych różnic w poziomie wartości S w komorach bioreaktora i recyrkulacie oraz osadniku wtórnym i kanale zrzutu do odbiornika.

Następną z przeanalizowanych miar jest indeks Mg, którego średnie wartości wraz z błędem standardowym estymacji oraz oznaczeniem grup zamieszczone zostały na rysunku 5.15.



Rys. 5.15. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Mg dla wszystkich punktów pomiarowych

Analizując sytuację występującą we wszystkich badanych punktach można zauważyć bardzo wyraźne rozgraniczenie niskich poziomów wartości indeksu Mg w części mechanicznej oraz wysokich jego wartości w części biologicznej i badanych kanałach. Zmiany w poziomie omawianego indeksu następujące w kolejnych punktach powiązane były najprawdopodobniej ze zmianami poziomu zanieczyszczeń w ściekach. Widocznymi odstępstwami od tej zależności cechowały się punkty 5 i 9, gdzie prędkości przepływu ścieków były znacznie niższe niż w punktach poprzednich, oraz punkt 10 gdzie te prędkości były wyższe. Można również dodać, że ogólne trendy widoczne w zmianie wartości Mg były bardzo podobne do tych występujących w przypadku bogactwa grup S. Ponadto zmienność omawianego indeksu w poszczególnych punktach kształtowała się na poziomach przeciętnych oraz dużych, i tylko raz pozostawała w zakresie małej zmienności (punkt 4). Stwierdzono też, że zmienność malała od punktu 1 do 4, i następnie oscylowała wokół wartości granicznej charakterystycznej dla dużej zmienności.

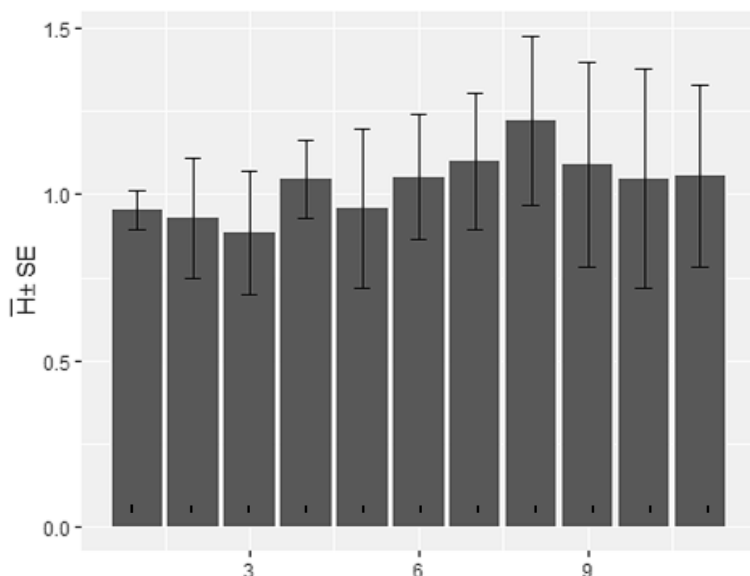
Śledząc wartości danych szczegółowych należy stwierdzić, że wartość średnia indeksu Mg w punkcie 1 kształtowała się na poziomie 0,77, przy współczynniku zmienności 67,9%. Kolejne punkty zlokalizowane w części mechanicznej oczyszczalni cechowały się porównywalnymi wartościami indeksu Mg, które wynosiły: w punkcie 2 – 0,92, przy zmienności 56,5%, w punkcie 3 – 0,83, przy zmienności 35,4%, w punkcie 4 – 0,86, przy zmienności 18,2%, zaś w punkcie 5 – 0,74, przy zmienności 47,6%.

W punkcie 6 następował bardzo wyraźny wzrost wartości indeksu Mg do poziomu 1,39, przy zmienności 36,2%, w punkcie 7 wartość omawianego indeksu wzrosła do poziomu 1,49, przy zmienności 29,3%, zaś w punkcie 8 osiągnęła maksimum wynoszące 1,52, przy zmienności 36,3%. W punkcie 9 obniżyła się do 1,26, przy zmienności 46,1%, w punkcie 10 indeks Mg osiągnął wartość 1,18, przy współczynniku zmienności 36,4%, zaś punkt 11 charakteryzował się wartością 1,44 i zmiennością 41,9%.

Omówione wyniki opracowane za pomocą narzędzi ogólnej statystyki opisowej sugerowały występowanie istotnych różnic w poziomie wartości średniej indeksu Mg w kolejnych punktach pobierania próbek. W celu sprawdzenia tego założenia przeprowadzone zostały badania statystyczne za pomocą analizy wariancji ANOVA. Potwierdziły one występowanie istotnych różnic w wartościach analizowanego indeksu. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Przeprowadzone testy wielokrotnych porównań post-hoc NIR dla analizowanych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa obejmowała punkty od 6 do 11, druga punkty od 1 do 5. Przy czym punkt 2 nie różni się jednak istotnie statystycznie od punktów 9 i 10. Podsumowując można stwierdzić, że opisane wyniki testów post-hoc potwierdziły brak istotnych statystycznie różnic wartości indeksu Mg w obrębie punktów zlokalizowanych w bioreaktorze i analizowanych kanałach a także brak takich różnic w obrębie punktów zlokalizowanych w części mechanicznej.

Kolejną miarą, który może być użyta do opisu zbiorowisk pektonu jest indeks różnorodności Shannona H. Zmiany w średniej wartości tego indeksu wraz ze standardowym błędem estymacji przedstawione są na rysunku 5.16.



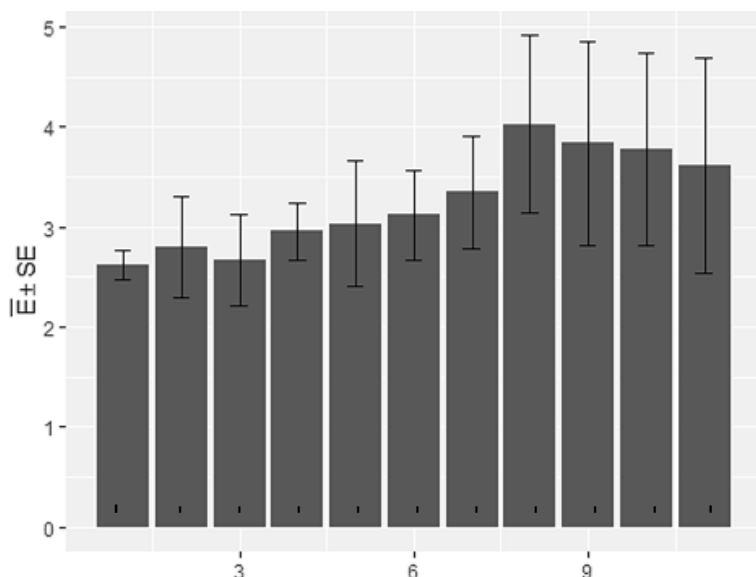
Rys. 5.16. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji H dla wszystkich punktów pomiarowych

Analizując opisane powyżej średnie wartości indeksu różnorodności H , można przyjąć, że jakkolwiek omawiana miara posiadała niższą wartość w punktach części mechanicznej, gdzie występowały wysokie stężenia zanieczyszczenia, w porównaniu do pozostałych badanych punktów oczyszczalni, gdzie stężenia zanieczyszczeń były niskie, to jednak brakuje wyraźnego rozgraniczenia pomiędzy częścią mechaniczną i biologiczną oczyszczalni, jakie obserwowano w przypadku miary S . Ponadto w przypadku indeksu H występowały również zmiany w jego wartościach których nie da się wytłumaczyć tylko poziomem zanieczyszczeń ścieków. Widoczny w punkcie 4 i 8 zauważalny wzrost omawianej miary można tłumaczyć stężeniem tlenu rozpuszczonego, gdyż począwszy od punktu 1, do którego ścieki dopływają kolektorem grawitacyjnym, spada ono systematycznie do punktu 3 by znacznie wzrosnąć w punkcie 4, znajdującym się na wylocie piaskownika przedmuchiwano sprężonym powietrzem. Podobnie ma się sytuacja w punkcie 8, który ulokowany był w komorze napowietrzania. Należy również zauważyć, że współczynnik zmienności dla indeksu H w większości punktów pomiarowych znajdował się w zakresie wartości uznawanych za duże, przy czym wyższe wartości omawianego współczynnika stwierdzano częściej w obrębie części biologicznej i kanałach.

Przywołując dane szczegółowe należy stwierdzić, że średnia wartość indeksu różnorodności Shannona w punkcie 1 wynosiła 0,95, przy współczynniku zmienności 16,5%, w punkcie 2 wartość ta wynosiła 0,93, przy zmienności 51,5%, zaś w punkcie 3 wynosiła 0,89, przy zmienności 55,5%. W punkcie 4 wartość H wzrosła do poziomu 1,1, cechując się zmiennością 29,5%, zaś w punkcie 5 spada do wartości 0,96, przy zmienności 29,3%. W kolejnych trzech punktach zlokalizowanych w bioreaktorze wartość różnorodności Shannona zauważalnie wzrosła. Punkt 6 cechował się poziomem H wynoszącym 1,05, ze zmiennością 47,1%, punkt 7 poziomem 1,10 i zmiennością 49,2%, zaś punkt 8 poziomem 1,22 i zmiennością 55,0%. W kolejnych punktach różnorodność pektonu zauważalnie spadła w porównaniu do punktu 8, osiągając w punkcie 9 wartość 1,08, przy zmienności 74,8%, w punkcie 10 poziom 1,05 i zmienność 83,6%, zaś w punkcie 11 poziom 1,05 przy zmienności 68,9%.

Przeprowadzone za pomocą analizy wariancji ANOVA badania statystyczne wykazały brak istotnych różnic odnośnie średnich wartości indeksu H w kolejnych punktach oczyszczalni. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, a tym samym spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Kolejną miarą potencjalnie przydatną do wykorzystania przy opisie zgrupowań pektonu jest miara różnorodności E , której wartości w kolejnych punktach, wraz z błędem standardowym estymacji przedstawione są na rysunku 5.17.

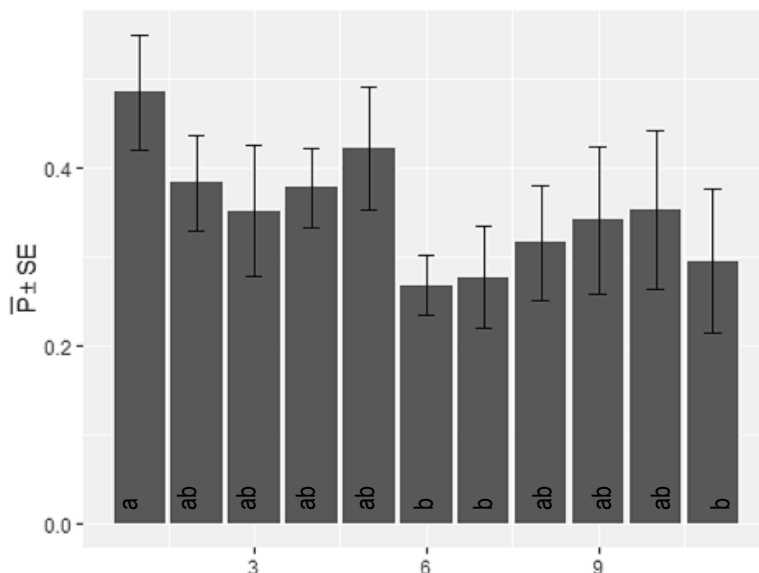


Rys. 5.17. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji E dla wszystkich punktów pomiarowych

Podobnie jak w przypadku różnorodności H, wartość różnorodności E cechowała się zauważalnie niższym poziomem w punktach części mechanicznej niż w punktach pozostałych, to jednak brak było tutaj wyraźnego punktu granicznego, między tą częścią a resztą oczyszczalni. Zauważalne zmiany wartości omawianego indeksu pomiędzy punktami 3 i 4 oraz 7 i 8 tłumaczyć można zwiększonym stężeniem tlenu rozpuszczonego, podobnie jak miało to miejsce w przypadku indeksu H. Współczynnik zmienności indeksu E był wyraźnie niższy w części mechanicznej niż w biologicznej co pokazują przedstawione dalej wyniki szczegółowe.

Analizując dane szczegółowe należy stwierdzić, że wartość średnia E w punkcie 1 wynosiła 2,62, przy współczynniku zmienności 15,26%, w punkcie 2 nieznacznie rosła do 2,79, przy zmienności 47,9%, w punkcie 3 spadała do poziomu 2,67, przy zmienności 45,6% by w punkcie 4 i 5 znów nieznacznie wzrosnąć do wartości wynoszących odpowiednio 2,96, przy zmienności 25,7% i 3,03, przy zmienności 54,5%. Na początku części biologicznej wartość E rosła do poziomu 3,1, przy współczynniku zmienności 37,9%, w punkcie 7 wzrastała do poziomu 3,35, przy zmienności 44,1%, by osiągnąć maksimum, wynoszące 4,03, ze zmiennością 58,4%, w punkcie 8. W dalszych punktach pomiarowych wartość E powoli spadała osiągając w punkcie 9 poziom 3,81, przy zmienności 70,3%, w punkcie 10 poziom 3,78, przy zmienności 67,4% oraz w punkcie 11 poziom 3,62, przy zmienności 78,5%.

Przeprowadzone badania statystyczne za pomocą analizy wariancji ANOVA wskazały na brak istotnych różnic odnośnie średnich wartości indeksu E w kolejnych punktach oczyszczalni. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.



Rys. 5.18. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji P dla wszystkich punktów pomiarowych

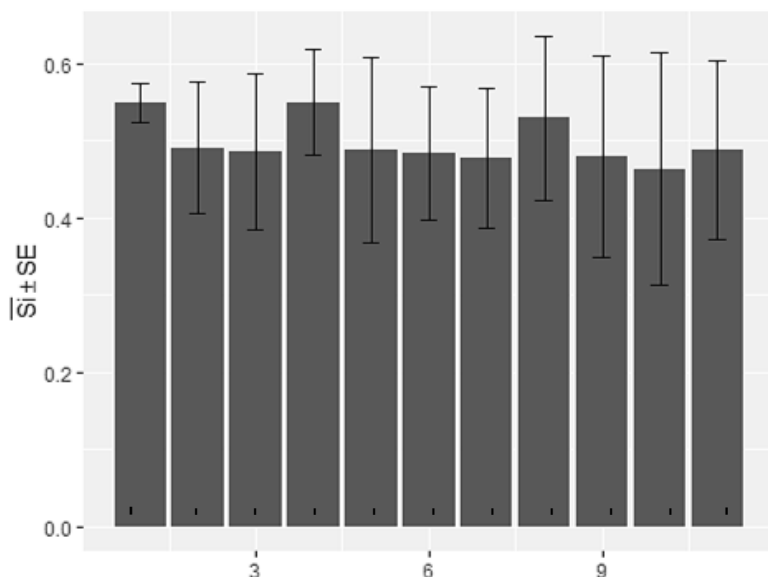
Kolejną analizowaną miarą była prezentowana na rysunku 5.18. miara P. Poszukując ogólnego trendu podczas analizy zmian tej miary należy stwierdzić, że chociaż zauważalne było bardzo wyraźne rozgraniczenie wysokich poziomów wartości indeksu P w części mechanicznej oraz niskich jego wartości w części biologicznej i badanych kanałach, to występujące w obrębie tych dwu części zmiany w poziomie analizowanego indeksu nie wydają się być powiązane głównie z poziomem zanieczyszczeń czy dostępnością światła słonecznego lub warunków hydraulicznych. Zaś zmienność analizowanego indeksu w poszczególnych punktach kształtowała się na poziomie przeciętnym i dużym, choć brak było w tym przypadku jakichś bardziej wyraźnych trendów.

Średnia wartość indeksu P w punkcie pomiarowym 1 była najwyższą ze wszystkich obserwowanych i wynosiła 0,48, przy współczynniku zmienności na poziomie 35,4%. Kolejne punkty zlokalizowane w części mechanicznej oczyszczalni cechowały się niższymi wartościami indeksu P, i tak punkt 2 wartością 0,38, przy zmienności 36,9%, punkt 3 wartością 0,35 i zmiennością 55,5%, punkt 4 wartością 0,38 i zmiennością 31,4% oraz punkt 5 wartością 0,42, przy zmienności 43,6%. W punkcie 6, który zlokalizowany był na początku części biologicznej nastąpił bardzo wyraźny spadek wartości indeksu P do poziomu 0,26, przy zmienności 33,1%. W punkcie 7 wartość omawianego indeksu wynosiła 0,28, przy zmienności 54,7%, w punkcie 8 wynosiła 0,32, przy zmienności 54,5%, w punkcie 9 wynosiła 0,34, przy zmienności 63,6%. Podobną wartość indeksu, równą 0,35, przy zmienności 67,2% zanotowano w punkcie 10, zaś punkt 11 charakteryzował się wartością 0,29 i zmiennością 73,0%.

Bazując na wynikach ogólnej statystyki opisowej można zakładać istnienie istotnych różnic w poziomie indeksu w kolejnych punktach pobierania próbek. Przeprowadzone badania statystyczne za pomocą analizy wariancji ANOVA wykazały istnienie istotnych różnic odnośnie średnich wartości indeksu P w kolejnych punktach oczyszczalni. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Przeprowadzone testy wielokrotnych porównań post-hoc NIR dla analizowanych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa jednorodna obejmowała punkty od 1 do 5, a także punkty od 8 do 10, kolejną grupę jednorodną stanowiły punkty 6, 7 i 11 oraz nieróżniące się od nich statystycznie punkty od 2 do 5 i punkt 8, 9 i 10. Opisane wyniki testów post-hoc potwierdzają widoczne na rysunku 5.18. różnice pomiędzy punktem 1 oraz punktami 6, 7 i 11, to jednak widoczne na omawianym rysunku „odcięcie” pomiędzy częścią mechaniczną a pozostałymi urządzeniami nie jest odzwierciedlone w wynikach badań istotnych statystycznie różnic w wartości średniej indeksu P.

Kolejnym analizowanym indeksem jest prezentowany na rysunku 5.19. indeks Si.



Rys. 5.19. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Si dla wszystkich punktów pomiarowych

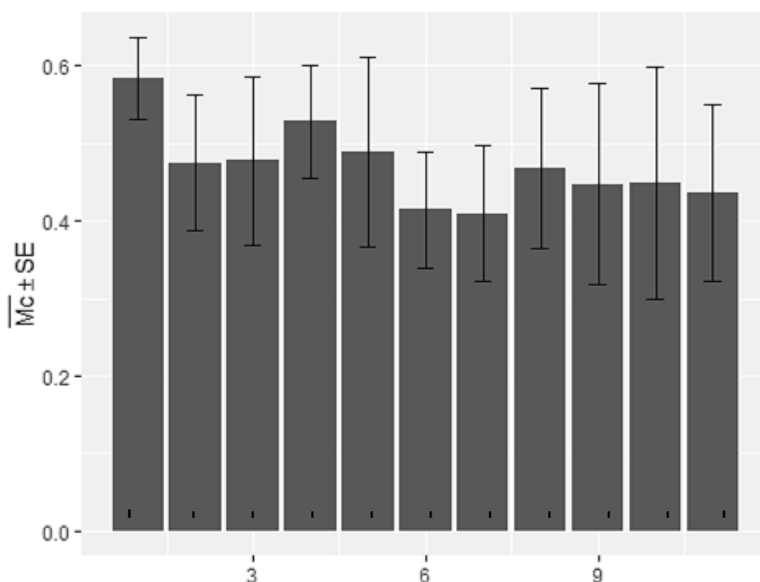
Analizując sytuację występującą we wszystkich badanych punktach należy zauważyć dominującą tendencję powolnego spadku omawianego indeksu oraz pojawiające się skokowe wzrosty w punkcie 4 i 8, które mogły być powodowane zwiększonym poziomem stężenia tlenu rozpuszczonego. Nie jest jednak widoczne wyraźne rozgraniczenie poziomów indeksu Si w części mechanicznej oraz biologicznej i badanych kanałach. Na tej podstawie można przypuszczać, że wartość

omawianego indeksu zależała bardziej od innych czynników niż od poziomu zanieczyszczeń określanych wskaźnikami ChZT i OWO. Zmienność indeksu Si utrzymywała się dla większości punktów w zakresie dużych wartości, i tylko w przypadku punktów 1 i 4 mieściła się w zakresie charakterystycznym dla zmienności małej lub przeciętnej.

Wartość średnia indeksu Si w punkcie 1 kształtowała się na poziomie 0,55, przy współczynniku zmienności 12,0%. Wartość omawianego indeksu w punkcie 2 wynosiła 0,49, przy zmienności 46,0%, w punkcie 3 wynosiła 0,48, przy zmienności 54,7%, w punkcie 4 wzrastała do poziomu 0,55, przy zmienności 33,1% zaś w punkcie 5 wynosiła 0,49, przy zmienności 65,3%. W punkcie 6 nastąpił niewielki spadek wartości indeksu Si do poziomu 0,48, przy zmienności 47,5%, w punkcie 7 wartość omawianego indeksu wynosiła 0,47, przy zmienności 50,4%, w punkcie 8 wzrastała do poziomu 0,53, przy zmienności 53,0%, w punkcie 9 znów spadła do wartości 0,47, przy zmienności 72,0%. Punkt 10 cechował się wartością indeksu Si 1,18 i zmiennością 86,1% zaś punkt 11 wartością 0,49 i zmiennością 63%.

Przeprowadzone badania statystyczne za pomocą analizy wariancji ANOVA wykazały brak istotnych różnic średnich wartości indeksu Si w kolejnych punktach oczyszczalni. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Ostatnią z miar charakteryzujących zbiorowiska pektonu analizowanych w ramach niniejszej pracy był indeks Mc, którego wartości w badanych punktach wraz z błędem standardowym estymacji przedstawione są na rysunku 5.20.



Rys. 5.20. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Mc dla wszystkich punktów pomiarowych

Analizując zmiany zachodzące w wartościach indeksu Mc można stwierdzić, że cechował się on wyższymi wartościami w punktach zlokalizowanych w części mechanicznej niż w części biologicznej oczyszczalni. Jednakże wyraźna tendencja spadkowa, choć o bardzo niewielkie wartości, była widoczna tylko pomiędzy punktami 6 i 7, a następnie po skokowym wzroście w punkcie 8, znów obserwowany był spadek wartości pomiędzy punktami 8 a 11. Ponadto poziom współczynnika zmienności indeksu Mc w obrębie badanych punktów utrzymywał się w zakresach uznawanych za duże lub przeciętne, i tylko w punkcie 1 zbliżał się do zakresu małej zmienności.

Odnosząc się do szczegółowych danych należy zauważyć, że średnia wartość indeksu Mc w punkcie 1 wynosi 0,58, przy współczynniku zmienności 24,0%, w punkcie 2 zauważalnie spadała i wynosiła 0,47, przy zmienności 49,0%, w punkcie 3 nieznacznie rosła do poziomu 2,48, przy zmienności 60,0%, w punkcie 4 znów wzrastała do 0,53, przy zmienności 36,7%, a w punkcie 5 ponownie spadała do 0,49, przy zmienności 66,1%. W pierwszym punkcie części biologicznej wartość Mc wyraźnie obniżała się do poziomu 0,42, przy współczynniku zmienności 48,3%, w punkcie 7 osiągała wartość 0,41, przy zmienności 56,0%, zaś w punkcie 8 wzrastała do poziomu 0,47, przy zmienności 58,0%. W punkcie 9 wartość Mc spadała do poziomu 0,45, przy zmienności 76,5%, w punkcie 10 pozostawała na poziomie 0,45, przy zmienności 88,3%, zaś w punkcie 11 spadała do poziomu 0,44, przy zmienności 69,1%.

Analiza wariancji ANOVA wykazała brak statystycznie istotnych różnic średnich wartości indeksu Mc w kolejnych punktach oczyszczalni. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Podsumowując wyniki analizy wartości omawianych miar charakteryzujących zbiorowiska pektonu oraz wykonanych testów statystycznych i powstałych na ich bazie zestawień grup jednorodnych można zakładać, że niektóre z prezentowanych miar korelowały z poziomem zanieczyszczeń wyrażanym za pomocą standardowych wskaźników fizyczno-chemicznych. Najbardziej obiecujące w takim zastosowaniu wydają się miary S i Mg które oprócz wyraźnej granicy pomiędzy urządzeniami części mechanicznej i pozostałymi elementami oczyszczalni, wykazywały istotne różnice pomiędzy wartością średnią w poszczególnych punktach. Pozwalały one również na wyodrębnienie grup jednorodnych, które skupiały punkty w sposób podobny jak grupy jednorodne powstałe przy analizie statystycznej wskaźników ChZT i OWO.

Zależność pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu, a wskaźnikami zanieczyszczeń ścieków

Wyniki analiz przeprowadzonych w poprzednim paragrafie sugerują istnienie korelacji pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska pektonu a wartością wskaźników fizyczno-chemicznych odzwierciedlających jakość oczyszczanych ścieków.

Zależności występujące pomiędzy poziomem średnich wartości ChZT mierzonych w jedenastu punktach pomiarowych w trakcie głównej serii badań a średnimi wartościami analizowanych miar zostały przedstawione w tabeli 5.1.

Tabela 5.1. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska a poziomem wskaźnika ChZT

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	-0,910	-0,891	-0,747	-0,874	0,739	0,513	0,772
p	0,000*	0,000*	0,008	0,000*	0,009	0,107	0,005

* $p < 0,0001$

W przypadku uwzględniania wszystkich analizowanych 22 grup organizmów analizy statystyczne wykazały występowanie silnej korelacji pomiędzy wartością średnią wskaźnika ChZT a wartościami średnimi trzech indeksów. W przypadku korelacji ze średnią indeksu S współczynnik korelacji $r = -0,91$, przy p mniejszym niż 0,0001, dla indeksu Mg $r = -0,89$, przy $p < 0,0001$, dla indeksu E $r = -0,87$, przy $p < 0,0001$. Niższy poziom korelacji odnotowany został pomiędzy średnim stężeniem ChZT w ściekach a średnią wartością indeksu Mc ($r = 0,77$, przy $p = 0,005$), indeksu H ($r = 0,75$, przy $p = 0,008$) oraz indeksu P ($r = 0,74$, przy $p = 0,009$). W przypadku indeksu Si współczynnik korelacji r był poniżej wartości 0,55, przy p zbliżonym do 0,1.

Zależności istniejące pomiędzy poziomem zanieczyszczenia określanym za pomocą OWO a średnimi wartościami analizowanych miar zostały przedstawione w tabeli 5.2.

Tabela 5.2. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska a poziomem wskaźnika OWO

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	-0,932	-0,924	-0,776	-0,878	0,764	0,476	0,766
p	0,000*	0,000*	0,005	0,000*	0,006	0,139	0,006

* $p < 0,0001$

Analizy statystyczne wykazały obecność wysokiej korelacji określanej za pomocą współczynnika korelacji r pomiędzy wartością średnią OWO a wartością średnią miary S ($r = -0,93$, przy $p < 0,0001$), Mg ($r = -0,93$, przy $p < 0,0001$) oraz indeksu E ($r = 0,88$, przy $p < 0,0001$). Niższy poziom korelacji odnotowany został pomiędzy analizowanym wskaźnikiem zanieczyszczeń a średnią wartością indeksu H ($r = 0,78$, przy $p = 0,005$), oraz indeksu Mc ($r = 0,77$, przy $p = 0,006$). W przypadku indeksu Si współczynnik korelacji był poniżej wartości 0,50 przy p zbliżonym do 0,1.

Analizując poziom korelacji omawianych miar ze wskaźnikami zanieczyszczeń można stwierdzić, iż są one lepiej skorelowane z wartością OWO niż ChZT. Różnica w wartości współczynnika korelacji r analogicznych miar pomiędzy ChZT i OWO wynosi średnio około 0,02, na korzyść tego drugiego.

W celu potwierdzenia uzyskanych zależności przeanalizowano również korelację pomiędzy poziomem zanieczyszczeń wyrażonym za pomocą standardowych wskaźników zanieczyszczeń mierzonych jako wartości średniodobowe w trzech węzłowych punktach oczyszczalni: dopływie (pkt 1), na końcu części mechanicznej (pkt 5) i na wylocie do odbiornika (pkt 11). Jednakże ze względu na fakt, iż analiza uwzględnia tylko trzy punkty pomiarowe istotność tych korelacji jest mniejsza, a co za tym idzie szerokie jej omawianie nie wnosi nowych informacji i nie wydaje się być

uzasadnione. Ogólny wniosek płynący z tych analiz jest następujący: podobnie jak w omawianym wcześniej przypadku najlepiej z poziomem zanieczyszczenia wyrażanym za pomocą wskaźników BZT₅ i ChZT skorelowane były kolejno miary S, P, E, H oraz Mg, dla których współczynnik r osiągał wartość większą od 0,95, przy p poniżej 0,2, zaś najslabiej skorelowany był indeks Si, dla którego $r = 0,72$, przy $p = 0,48$. Z poziomem zawiesiny ogólnej najlepiej skorelowane były kolejno miary S, Mc, E i H z wartością r powyżej 0,85 i p poniżej 0,35, z kolei najslabszą korelację tego parametru stwierdzono z indeksem Mg ($r = 0,81$ przy $p = 0,39$). W odniesieniu do stężenia związków azotu (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, TKN oraz N_{og}) występujących w oczyszczanych ściekach najwyższym współczynnikiem korelacji r wynoszącym ponad 0,93 cechowały się miary S, Mg, H i P przy wartości p poniżej 0,25, zaś najniższą korelację wynoszącą poniżej 0,65, przy $p = 0,6$ wykazywał indeks Si. W stosunku do fosforu ogólnego najwyższą korelację, wynoszącą powyżej 0,92, przy p poniżej 0,25 wykazywały miary S, Mg, H i P, zaś najniżej skorelowany był indeks Si ($r = 0,44$, $p = 0,71$).

Można więc stwierdzić, że w odniesieniu do wartości szerokiego zestawu wskaźników zanieczyszczeń ścieków badanych w trzech kluczowych punktach oczyszczalni najsilniejszą korelację wykazywały miary S, Mg, E, H i P, przy jednocześnie dość wysokim poziomie istotności tego związku, zaś najslabszą korelację wykazywał indeks Si. Podobny schemat zależności zaobserwowano podczas analizy zależności wspomnianych miar charakteryzujących zbiorowiska organizmów ze wskaźnikami ChZT i OWO w jedenastu punktach oczyszczalni.

5.1.3. Wpływ zmniejszenia liczby analizowanych grup organizmów na podobieństwo zbiorowisk pektonu oraz związek opisujących je miar ze wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków

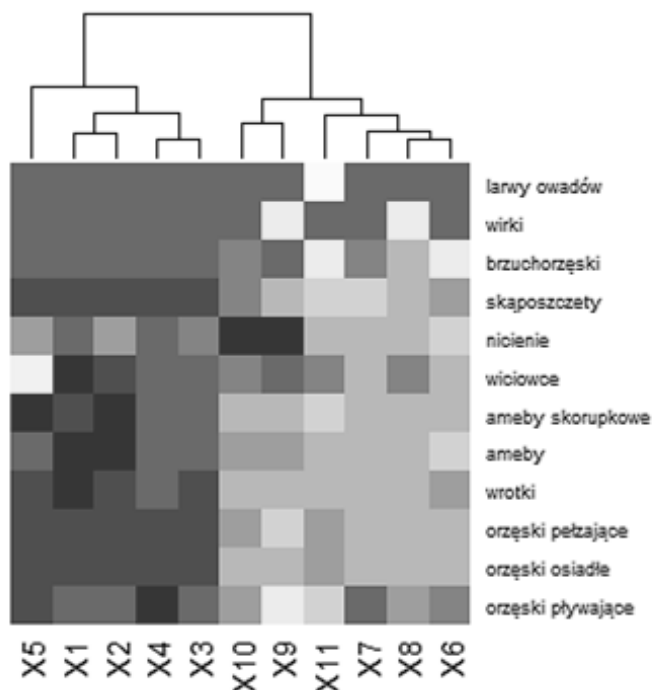
Wpływ ograniczenia liczby analizowanych grup organizmów do 12

Zmiany w zbiorowiskach pektonu wzdłuż ciągu technologicznego oczyszczania ścieków podczas analizy uwzględniającej 12 grup organizmów

Opisane w poprzednim podrozdziale wyniki badań wykazały możliwość klasyfikowania punktów pomiarowych i tworzenia dendrogramów podobieństwa na podstawie liczebności oraz krotności występowania analizowanych grup organizmów. Jednakże przy uwzględnianiu występujących w materiale biologicznym 22 grup organizmów, z których wiele osiągało liczebność ponad tysiąc osobników, zachodzi potrzeba poniesienia dużego nakładu czasu pracy odpowiednio przeszkolonej osoby. Żeby ograniczyć ten warunek, w badaniach materiału biologicznego zastosowano dwie metody pozyskiwania danych ilościowych: w przypadku mniej licznych grup organizmów – bezpośrednie zliczanie każdego z osobników, zaś w przypadku grup bardzo licznych – wykorzystanie metody linii testowej. Z praktycznego punktu widzenia istotną kwestią pozostają dwa zagadnienia: i. czy zmniejszenie liczby grup branych pod uwagę podczas analiz statystycznych wpłynie na widoczne wcześniej podobieństwa w obrębie badanych punktów, ii. czy obliczone wartości miar

charakteryzujących zbiorowiska będą skorelowane (i z jaką siłą) z poziomem wskaźników fizyczno-chemicznych jakości ścieków.

Podstawową kwestią do rozważenia przed rozpoczęciem analiz był wybór grup organizmów do pominięcia podczas badań. Na podstawie wcześniejszej analizy grup oraz warunków, które mogą rzutować na ich liczebność w poszczególnych punktach (rozdział 5.1.2.) można przyjąć, że grupą zbiorczą, która może zostać wyłączona z analiz są organizmy fotoautotroficzne. Uzasadnienia to fakt, że o ich liczebności w pektonie bardziej decydowała dostępność światła słonecznego lub też jego całkowity brak w przypadku obiektów hermetyzowanych, niż poziom zanieczyszczenia ścieków. Drugą dużą grupą zbiorczą, którą można wyłączyć z analiz mikroskopowych wydaje się być obejmująca poszczególne grupy bakterii oraz grzybów. Przemawia za tym argument, że po pierwsze są one licznie reprezentowane zarówno w urządzeniach części mechanicznej, jak i biologicznej, a po wtóre są nawet o kilka rzędów wielkości liczniejsze niż pozostałe z analizowanych grup, co skutkuje koniecznością stosowania wspomnianej uprzednio metody z linią testową do oceny ich liczebności. Po wyeliminowaniu powyższych grup organizmów pozostały łatwe do oznaczenia i zliczania eukariotyczne heterotrofy, które są zdolne do pobierania pokarmu w postaci stałej (zawiesiny). Były to: orzęski pływające, osiadłe i pływające, wrotki, ameby nagie i skorupkowe, wiciowce, nicienie, skąposzczety, brzuchorzęski, wirki oraz larwy owadów. Organizmy te dość często brane są pod uwagę w ilościowych badaniach bioindykacyjnych uwzględniających błonę biologiczną i osad czynny.

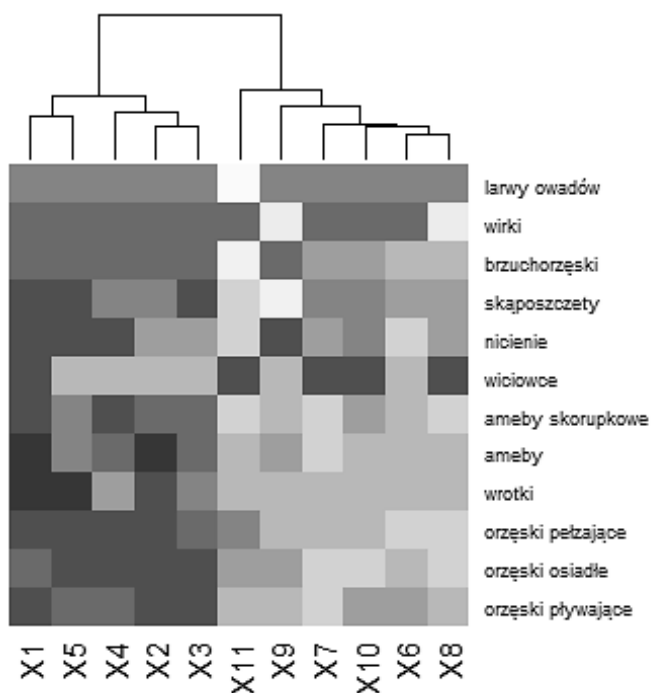


Rys. 5.21. Podobieństwo punktów pomiarowych na podstawie średniej liczebności wybranych 12 grup organizmów

Podobieństwo pomiędzy poszczególnymi punktami pomiarowymi pod względem liczebności 12 wybranych grup organizmów wyznaczone metodą hierarchicznej analizy skupień przedstawiono na rysunku 5.21. Z dendrogramu można odczytać, że zmniejszenie liczby analizowanych grup nie wprowadziło znaczących zmian w obrębie podobieństwa poszczególnych punktów pomiarowych. Podobnie jak podczas analizy uwzględniającej 22 grupy organizmów, również po zredukowaniu ich liczby do 12 istnieje bardzo wyraźne rozgraniczenie punktów pomiędzy dwie główne gałęzie dendrogramu.

Pierwszą gałąź tworzą urządzenia części mechanicznej, wśród których podobne są do siebie punkty 3 i 4 oraz 1 i 2, które łącząc się razem utworzyły wspólny klaster, do którego podobny jest punkt 5. Druga gałąź dendrogramu grupuje podobne punkty 6, 7, 8 i 11 oraz punkty 9 i 10 tworzące osobny mniejszy klaster. Podobnie jak w przypadku wcześniej przeprowadzonej analizy 22 grup można stwierdzić, że o wydzieleniu dwu głównych gałęzi w dendrogramie decydował charakter procesów oczyszczania ścieków. Lewa część dendrogramu grupuje punkty części mechanicznej, w której ścieki charakteryzują się wysokimi wskaźnikami zanieczyszczeń, zaś prawa część grupuje punkty, w których ścieki charakteryzują się niskimi poziomem tych wskaźników. Przy czym część dendrogramu grupująca punkty od 1 do 5 jest w niemalże identyczna z analogiczną częścią dendrogramu z rysunku 5.10, podczas gdy w obrębie części grupującej punkty kolejne nastąpiły zmiany związane z przyporządkowaniem punktów od 9 do 11. Choć analogicznie jak w przypadku analizy 22 grup, najmniej podobnym w omawianej grupie do swoich sąsiadów pozostaje punkt 11. Warty podkreślenia jest fakt, że zmniejszenie liczby grup do 12 spowodowało zauważalny spadek podobieństwa pomiędzy dwoma głównymi gałęziami (grupującymi punkty 1–5 i 6–11). Przyczyną tego jest przede wszystkim nieobecność bardzo licznej grupy zbiorczej bakterii, które choć w zróżnicowanej liczebności, to jednak występowały w każdym z analizowanych punktów. Podsumowując można stwierdzić, że przedstawiony obraz sytuacji odnoszący się do grupowania punktów pomiarowych jest zbieżny z grupowaniem tych punktów względem poziomu zanieczyszczenia ścieków (rys. 5.4.).

Analogiczne zależności podobieństwa pomiędzy analizowanymi punktami można dostrzec biorąc pod uwagę krotności występowania poszczególnych grup organizmów w poszczególnych punktach w trakcie prowadzonych badań (rys. 5.22.). Na omawianym dendrogramie widoczny jest wyraźny rozdział na dwie główne gałęzie pomiędzy punktami z części mechanicznej (punkty 1–5) a pozostałymi punktami. Jakkolwiek można zauważyć odmienne niż w przypadku analizy 22 grup przyporządkowanie punktu 5 w obrębie pierwszej gałęzi dendrogramu oraz niewielkie przesunięcia w klasyfikacji punktów bioreaktora, to ciągle punkt 11 cechuje się małym podobieństwem w stosunku do pozostałych punktów w obrębie drugiej gałęzi. Dodatkowo obserwowany jest spadek średniego podobieństwa pomiędzy punktami, w których notowane są wysokie (pierwsza gałąź) i niskie (druga gałąź) stężenia zanieczyszczeń w ściekach.

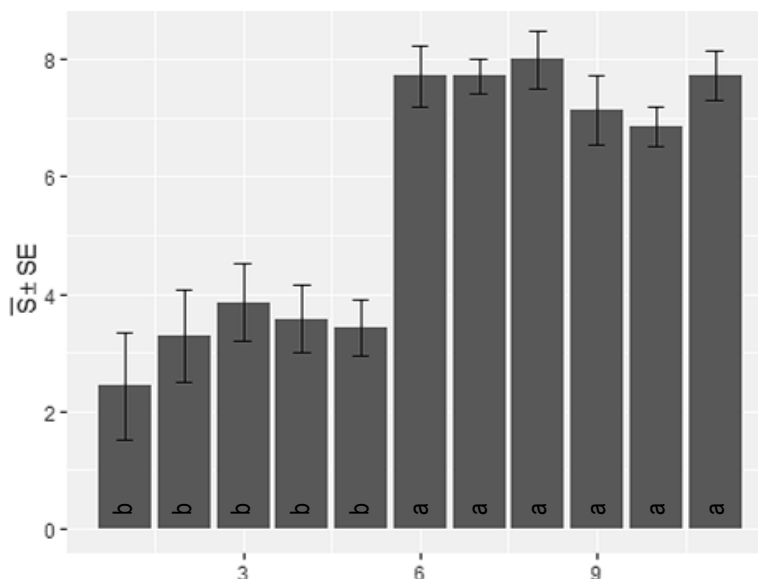


Rys. 5.22. Podobieństwo punktów pomiarowych w oparciu o częstość występowania 12 wybranych grup organizmów

Miary charakteryzujące zbiorowiska pektonu przy liczbie grup organizmów zmniejszonej do 12

Aby możliwe było sprawdzenie poziomu korelacji pomiędzy strukturą zbiorowisk pektonu, a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków obliczone zostały miary charakteryzujące zbiorowiska bazujące na zmniejszonej liczbie grup organizmów. Wartości wspomnianych miar obliczono za pomocą tych samych metod i narzędzi, jak w przypadku analizy bazującej na 22 grupach. Ponieważ dokładne wartości omawianych miar oraz możliwe powody ich zmian w poszczególnych punktach lub częściach oczyszczalni szczegółowo opisane zostały we wcześniejszej części opracowania, w niniejszym podrozdziale ograniczono się do analizy ważniejszych zmian, jakie pojawiały się zaobserwowanych wcześniej ogólnych trendach i prawidłowościach.

Na początku przeanalizowane zostały wartości wskaźnika S (bogactwo grup) w badanych punktach pomiarowych, których zmiany można prześledzić na rysunku 5.23.



Rys. 5.23. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji S obliczone dla 12 grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych

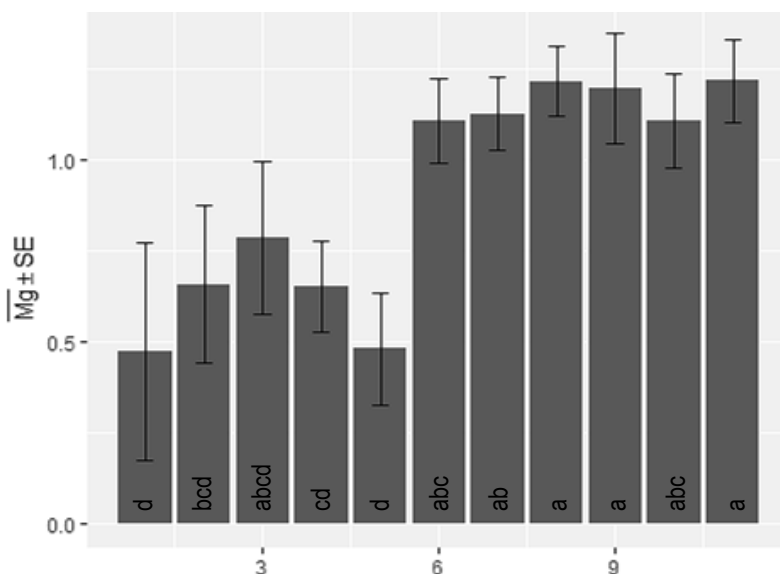
Ogólny trend w zmianie wartości średniej bogactwa grup S we wszystkich punktach pomiarowych jest w zasadzie taki sam, jak przy liczbie 22 grup organizmów, z zachowanym wyraźnym rozgraniczeniem pomiędzy punktami 1–5 oraz 6–11. Jedyne dające się zauważyć zmiany to większa, a tym samym jeszcze bardziej wyraźna różnica w poziomie bogactwa pomiędzy punktami części mechanicznej oczyszczalni a pozostałymi punktami, mniejsze różnice średniej wartości S w obrębie obu głównych grup punktów, a także większy współczynnik zmienności pojedynczych punktów, szczególnie widoczny w przypadku punktów 1 i 2, gdzie zmienność osiągnęła odpowiednio 100 oraz 63%.

Badania statystyczne przeprowadzone za pomocą analizy wariancji ANOVA potwierdziły obecność istotnych różnic wartości średnich miary S. Wykonany na bazie uzyskanych wyników test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, a tym samym założenie o jednorodności wariancji.

Przeprowadzone testy post-hoc NIR wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa obejmowała punkty od 6 do 11, zaś druga punkty od 1 do 5, przy czym obie wymienione grupy nie nachodziły na siebie. Omawiane wyniki wskazują na brak statystycznie istotnych różnic w poziomie wartości bogactwa S punktów zlokalizowanych w części mechanicznej, a także brak takich różnic w grupie punktów części biologicznej. Potwierdzają również widoczne na rysunku 5.23. zależności i tendencje, łącznie z najbardziej widoczną w postaci wyraźnego „odcienienia” wartości bogactwa grup w pierwszym punkcie bioreaktora. Ważnym w tym kontekście faktem jest, że zmniejszenie liczby grup organizmów spowodowało bardziej klarowne wyodrębnienie grup jednorodnych, niż miało to miejsce w przypadku analizy wszystkich badanych grup. W związku z tym można zakładać,

że wzrosła siła korelacji pomiędzy poziomem bogactwa grup S w pektonie a wartością wskaźników zanieczyszczenia ścieków.

Przedstawiony na rysunku 5.24. wykres obrazuje zmiany wartości indeksu Mg obliczonego w oparciu o 12 grup organizmów, w kolejnych punktach oczyszczalni. Biorąc pod uwagę ogólne trendy zmian jest on w zasadzie zbieżny z wykresem wykonanym w oparciu o wartości omawianego indeksu liczone dla 22 grup. Nadal bardzo wyraźny jest podział punktów na dwie główne grupy, a granica między nimi znajduje się w ostatnim punkcie części mechanicznej. Występująca wcześniej tendencja powolnego wzrostu i następnie powolnego spadku wartości indeksu Mg w części mechanicznej została uwypuklona, z wyraźnym maksimum przypadającym w punkcie 3. Istniejący w bioreaktorze i kanałach trend wzrostu, a następnie spadku i ponownego wzrostu w ostatnim punkcie omawianego indeksu został zachowany, przy czym istniejące różnice w poziomach poszczególnych wartości są niższe. Zmianie uległy także wskaźniki zmienności w obrębie omawianych części oczyszczalni – w części mechanicznej wzrosły one do około 70%, z wyjątkiem punktu 1 w którym wskaźnik ten przekroczył 160%, zaś w obrębie pozostałych punktów poziom współczynnika zmienności spadł do około 25%.



Rys. 5.24. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Mg obliczone dla 12 grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych

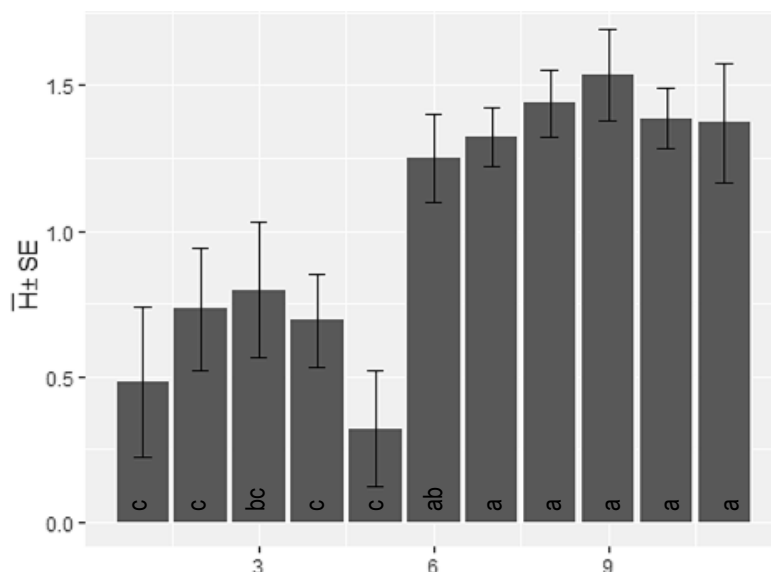
Analiza wariancji ANOVA potwierdziła występowanie istotnych różnic w obrębie wartości omawianego indeksu. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały występowanie grup jednorodnych w obrębie wartości indeksu Mg badanych punktów. Pierwsza grupa jednorodna obejmowała punkty od 6 do 11. Kolejna grupa jednorodna obejmowała punkty części

mechanicznej od 1 do 5. Brak statystycznie istotnych różnic występował także pomiędzy punktami 2, 3, 4, 6, 7 i 10. Podsumowując można stwierdzić, że opisane wyniki testów post-hoc wskazują na brak statystycznie istotnych różnic wartości indeksu Mg wewnątrz grupy punktów zlokalizowanych w części mechanicznej oraz wewnątrz grupy punktów części biologicznej. Natomiast większość punktów części mechanicznej różni się istotnie statystycznie pod względem średniej wartości analizowanego indeksu od punktów części biologicznej.

Przebieg zmian wartości indeksu Mg następujących w kolejnych punktach oczyszczalni ścieków w przypadku ograniczenia liczby branych pod uwagę grup organizmów do 12 pozwala przypuszczać, że w dalszym ciągu indeks ten powinien być na wysokim poziomie korelacji z wartością wskaźników zanieczyszczenia ścieków.

Zmniejszenie branej pod uwagę liczby grup organizmów do 12 spowodowało znaczące zmiany w poziomie indeksu Shannona H badanego w poszczególnych punktach oczyszczalni. Zaobserwowano niewidoczne wcześniej rozgraniczenie pomiędzy punktami oczyszczalni zlokalizowanymi w części mechanicznej a punktami pozostałymi. Zmianie uległy wartości indeksu w obu częściach oczyszczalni, z tym że w przypadku części mechanicznej nastąpił ich znaczny spadek, w części biologicznej i kanałach – ich wzrost. Tendencje zmian pomiędzy punktami w obrębie pierwszej z grup uległy odwróceniu – w miejsce spadku i ponownego wzrostu pojawił się wzrost i ponowny spadek, zaś w obrębie drugiej grupy ogólne tendencje zmian utrzymały się. Zmiany nastąpiły również w poziomie zmienności analizowanego indeksu w obrębie dwu wyodrębnionych grup. W części mechanicznej wskaźnik zmienności wyraźnie wzrósł z poziomu około 50% do około 100%, zaś w obrębie pozostałych punktów zmalał z 55% do około 35%.



Rys. 5.25. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji H obliczone dla 12 grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych

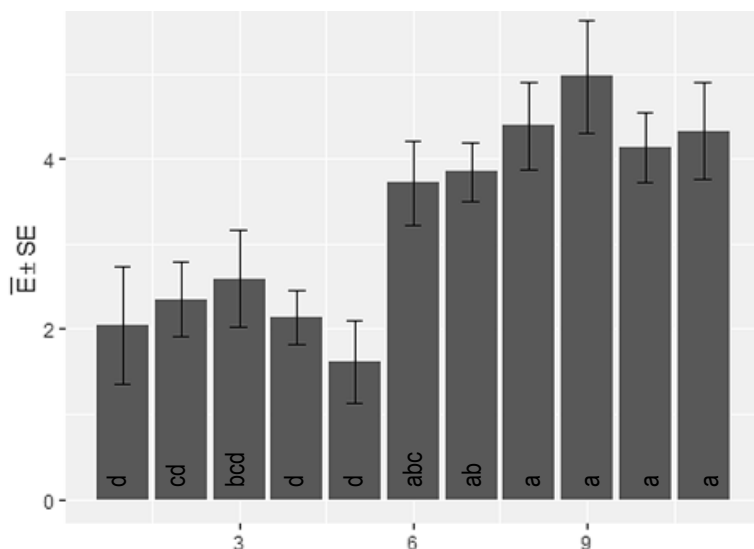
Badania przeprowadzone za pomocą analizy wariancji ANOVA wykazały obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu H w kolejnych punktach oczyszczalni. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego. Ponadto test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykonane dla analizowanych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa jednorodna obejmowała punkty od 6 do 11. Kolejną grupę jednorodną tworzyły punkty od 1 do 5. Przeprowadzone testy wskazały również na brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy punktami 3 i 6. Podsumowując można stwierdzić, że wykonane testy wykazały brak istotnych statystycznie różnic poziomu indeksu H grupy punktów zlokalizowanych w części mechanicznej, jak również brak istotnych różnic w obrębie punktów zlokalizowanych w części biologicznej. Ważne jest również to, że zmniejszenie liczby branych pod uwagę grup organizmów spowodowało wyodrębnienie nie różniących się od siebie grup punktów, czego nie można było zaobserwować w przypadku analizy indeksu H obliczonego na bazie 22 grup organizmów.

Wykres zmian wartości estymacji H jest dość podobny do wykresu obrazującego zmiany poziomu bogactwa S badanych punktów (rys. 5.24.). W związku z tym można zakładać, że zauważalnie wzrosła korelacja wartości indeksu H pektonu z wartością wskaźników zanieczyszczenia ścieków.

Redukcja liczby analizowanych grup wpłynęła również na zmiany wartości indeksu E (rys. 5.26). Również i w tym przypadku pojawiło się wyraźne rozgraniczenie poziomów indeksu pomiędzy częścią mechaniczną a bioreaktorem i badanymi kanałami. Podobnie, jak w przypadku indeksu H spadła wartość indeksu E w punktach 1–5 a wzrosła w obrębie punktów 6–11. W porównaniu do wyników uzyskanych podczas analizy uwzględniającej 22 grupy, w obrębie części mechanicznej powolny trend wzrostowy został zastąpiony wzrostowym po którym nastąpił spadek. Pozostałe punkty cechują się podobnym, zmiennym (wzrastająco-spadającym) poziomem omawianej wartości, jednak przy zmianie maksimum z punktu 7 (przy 22 grupach) na 9 (przy 12 grupach). Zauważalne są także zmiany w poziomie współczynnika zmienności w obrębie dwu omawianych grup – niski współczynnik części mechanicznej, jaki obserwowano przy analizie 22 grup, zastąpiony został dość wysokim, szczególnie w punkcie 1 na poziomie 88%, zaś wysoki w punktach pozostałych wyraźnie zmalał po zredukowaniu liczby grup do średniego poziomu około 25%.

Analiza wariancji ANOVA wykazała obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu E dla kolejnych punktów pomiarowych. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

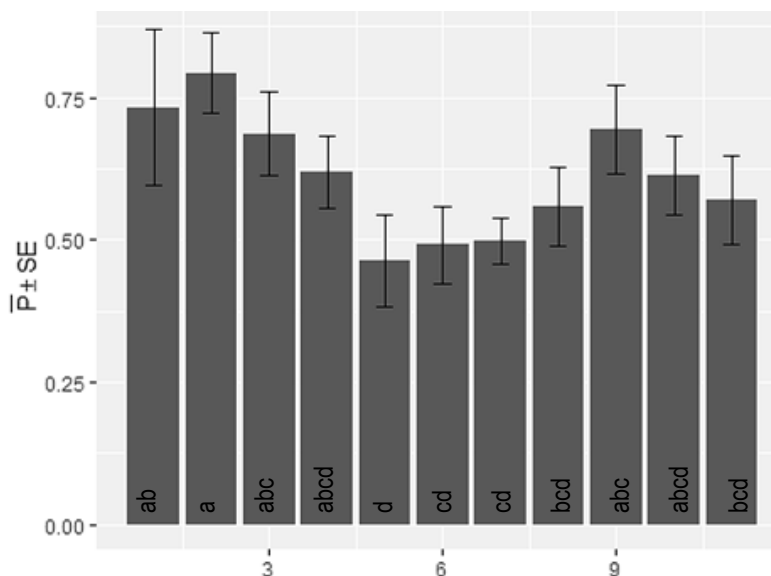


Rys. 5.26. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji E obliczone dla 12 grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych

Testy post-hoc NIR przeprowadzone dla omawianych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa jednorodna obejmowała punkty 6–11. Kolejną grupę jednorodną tworzyły punkty 1–5. Testy wskazały także na brak istotnych statystycznie różnic pomiędzy punktami 3, 6 oraz 7. Z uwagi na powyższe można stwierdzić, że przeprowadzone testy wskazały na brak statystycznie istotnych różnic wartości indeksu E w obrębie grupy punktów zlokalizowanych w części mechanicznej, a także brak takich różnic w obrębie części biologicznej. Podobnie jak miało to miejsce w przypadku indeksu H ograniczenie liczby uwzględnianych grup organizmów spowodowało wyodrębnienie grup nie różniących się od siebie punktów pomiarowych w obrębie części mechanicznej i obrębie biologicznej, czego nie można było zaobserwować w odniesieniu do indeksu E, w przypadku branych pod uwagę wszystkich 22 grup.

Wykres zawierający wartości indeksu E w obecnym kształcie jest dość podobny do wykresu odzwierciedlającego bogactwo grup S (rys. 5.24.), co sugeruje, że podobnie jak w przypadku indeksu H liczonego dla 12 grup, można spodziewać się wzrostu korelacji jego wartości z poziomem wskaźników zanieczyszczenia ścieków.

Wykres obrazujący wartości indeksu P w poszczególnych punktach oczyszczalni (rys. 5.27.) również uległ zmianie po zmniejszeniu liczby grup. Jednak w tym przypadku dość wyraźne rozgraniczenie, jakie obserwowano w punkcie 5 (rys. 5.18.), pomiędzy częścią mechaniczną a pozostałymi punktami oczyszczalni zanikło, w związku ze znaczącym spadkiem tej wartości w punkcie 5. Widoczna wcześniej w obrębie części mechanicznej tendencja spadku i następnie wzrostu zastąpiona została odwrotną. Z kolei występująca w obrębie pozostałych punktów tendencja wzrostu i spadku utrzymała się, przy jednoczesnym przesunięciu maksimum z punktu 10 do 9. Współczynnik zmienności zauważalnie zmalał w punktach końcowych badanej oczyszczalni, utrzymując się na podobnym poziomie w pozostałych punktach.



Rys. 5.27. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji P obliczone dla 12 grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych

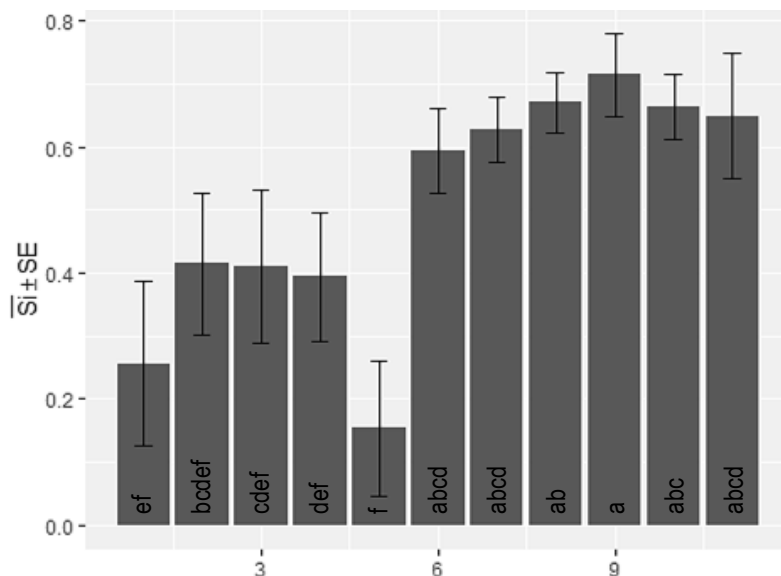
Przeprowadzona analiza wariancji ANOVA wykazała obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu P obliczonych dla kolejnych punktów pomiarowych. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały występowanie grup jednorodnych w obrębie wartości indeksu P badanych punktów. Jednak wyodrębnione za pomocą testów post-hoc podobieństwa pomiędzy analizowanymi punktami nie pozwoliły na wyraźne rozróżnienie na część mechaniczną i biologiczną. Sytuacja taka miała miejsce, gdyż do zbioru nieróżniących się od siebie statystycznie punktów 1–4 dołączone zostały punkty 9 i 10, zaś statystycznie istotna różnica istniała pomiędzy punktem 1 i 5, z których oba znajdują się w części mechanicznej oczyszczalni. Zatarciu uległa także wyraźna różnica pomiędzy punktem 5 i 6, która widoczna była w przypadku uwzględnienia wszystkich badanych grup organizmów.

Wykres obrazujący zmiany średniej wartości indeksu P w kolejnych punktach oczyszczalni pozwala przypuszczać, że po zmniejszeniu branych pod uwagę grup organizmów z 22 do 12, korelacja pomiędzy omawianym indeksem a wskaźnikami zanieczyszczeń najprawdopodobniej zmniejszy się.

Ograniczenie liczby branych pod uwagę grup organizmów zmieniło znacznie wartości indeksu Si. Wykres obrazujący poziom omawianego indeksu w obecnej postaci pozwala wyraźnie rozróżnić dwie grupy punktów – pierwszą odpowiadającą urządzeniom części mechanicznej oraz drugą z pozostałymi punktami (rys. 5.28.). Obie z omawianych grup cechują podobne tendencje zmian wartości indeksu – początkowo wzrostowa, a po niej spadkowa. Nastąpił również zauważalny wzrost współczynnika zmienności w części mechanicznej – do poziomu przekraczającego

130% w punkcie 1, oraz spadek tego współczynnika w części biologicznej – do poziomu oscylującego około 20%. Jedynie w punkcie 11 wartość współczynnika wyniosła 40%.

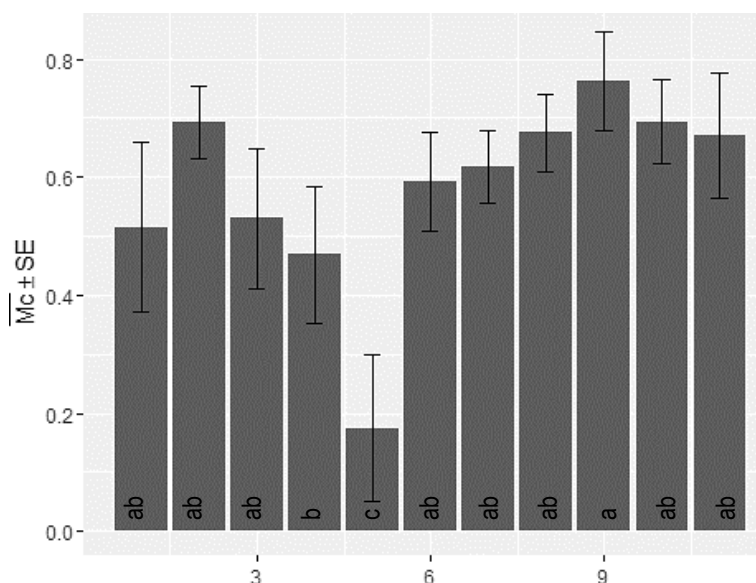


Rys. 5.28. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji S_i obliczone dla 12 grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych

Analiza wariancji ANOVA wskazała na występowanie statystycznie istotnych różnic średnich wartości indeksu S_i pektonu pobranego w badanych punktach oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykonane dla analizowanych wyników wykazały istnienie grup jednorodnych. Pierwszej w obrębie punktów części biologicznej (od 6 do 11) oraz kolejnej grupy w obrębie punktów części mechanicznej (od 1 do 5). Jednakże punkty 2–4 nie różniły się statystycznie od punktów 6, 7, 10 i 11. Pomimo tego, zmiany które zaszły w wartościach indeksu S_i , pozwalają przypuszczać, że może on być w obecnej sytuacji silniej skorelowany z poziomem zanieczyszczenia ścieków wyrażanym przez wskaźniki ChZT i OWO niż miało to miejsce przy uwzględnieniu w obliczeniach większej liczby grup organizmów.

Indeks Mc w wyraźny sposób zareagował na zmniejszenie liczby branych pod uwagę grup organizmów. W miejsce widocznego wcześniej ogólnego trendu spadku wartości w kolejnych punktach pojawiły się dwie grupy, rozgraniczone w punkcie 5 (rys. 5.29.). Obie z omawianych grup cechują podobne trendy zmiany wartości – wzrostowa, a po niej następująca tendencja spadkowa. Nastąpił również wzrost współczynnika zmienności w części mechanicznej – do poziomu przekraczającego 180% w punkcie 5, oraz spadek tego współczynnika w części biologicznej – do poziomu oscylującego około 25%. Jedynie w punkcie 11 wartość współczynnika wyniosła 40%.



Rys. 5.29. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Mc obliczone dla 12 grup organizmów w poszczególnych punktach pomiarowych

Przeprowadzona analiza wariancji ANOVA wskazała na występowanie statystycznie istotnych różnic średnich wartości indeksu Mc dla badanych punktów oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Przeprowadzone testy post-hoc NIR wykazały brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy punktami 6–11. Istotnie statystycznie od omawianej grupy różnił się punkt 5, zaś brak takich różnic wystąpił w przypadku punktów 1–4.

Pomimo stwierdzonych statystycznie istotnych różnic w wartości indeksu Mc zbiorowiska pektonu zasiedlającego analizowane punktów oczyszczalni różnice te ograniczały się tylko do jednego punktu części mechanicznej co łącznie z zaobserwowanymi trendami zmian wartości w kolejnych punktach nie sugeruje silnej korelacji tego indeksu z poziomem wskaźników OWO i ChZT.

Zależność pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu obliczonymi z uwzględnieniem 12 grup organizmów a wskaźnikami zanieczyszczeń

Korelacje istniejące pomiędzy poziomem średnich wartości ChZT jedenastu punktów pomiarowych a średnimi wartościami branych pod miar charakteryzujących zbiorowiska, obliczanych na podstawie informacji na temat 12 grup organizmów zostały przedstawione w tabeli 5.3.

Tabela 5.3. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska obliczone z uwzględnieniem 12 grup organizmów a poziomem wskaźnika ChZT

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	-0,958	-0,911	-0,885	-0,898	0,541	-0,833	-0,760
p	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,086	0,001	0,007

* $p < 0,0001$

Analizy statystyczne wykazały silną korelację pomiędzy wartością średnią wskaźnika ChZT a wartością średnią miary S ($r = -0,96$, przy $p < 0,0001$), indeksu Mg ($r = -0,91$, przy $p < 0,0001$), indeksu E ($r = -0,90$, przy $p < 0,0001$) oraz indeksu H ($r = -0,89$, przy $p < 0,0001$). Nieco niższa korelacja odnotowana została pomiędzy analizowanym wskaźnikiem zanieczyszczeń a średnią wartością indeksu Si ($r = -0,83$, przy $p = 0,001$). W przypadku indeksu Mc współczynnik korelacji r wynosił 0,76, przy $p = 0,007$. Można więc ogólnie stwierdzić, iż zmniejszenie liczby uwzględnianych grup z 22 do 12 nie spowodowało negatywnych zmian w poziomie korelacji pomiędzy wskaźnikiem ChZT a omawianymi miarami. Najmniejszy wzrost współczynnika r zaobserwowano w przypadku miary S, zaś największy spadek dla indeksu P. Zauważalny wzrost współczynnika korelacji nastąpił w przypadku miar różnorodności Si, E oraz H, przy czym w przypadku Si i H był on bardziej wyraźny.

Zależności istniejące pomiędzy poziomem zanieczyszczeń wyrażanym za pomocą wskaźnika OWO a średnimi wartościami omawianych miar zostały przedstawione w tabeli 5.4.

Tabela 5.4. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska obliczone z uwzględnieniem 12 grup organizmów a poziomem wskaźnika OWO

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	-0,975	-0,944	-0,927	-0,932	0,482	-0,883	-0,816
p	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,133	0,000*	0,002

* $p < 0,0001$

W analizowanym przypadku badania statystyczne wykazały obecność wysokiej korelacji r pomiędzy wartością średnią OWO a wartością średnią miary S na poziomie $r = -0,98$, przy $p < 0,0001$, indeksu Mg na poziomie $r = -0,94$, przy $p < 0,0001$ oraz indeksów E i H na poziomie $r = -0,93$, przy $p < 0,0001$. Nieco niższy poziom korelacji odnotowany został pomiędzy omawianym wskaźnikiem zanieczyszczeń a średnią wartością indeksów Si ($r = -0,88$, przy $p < 0,0001$) oraz Mc ($r = -0,81$, przy $p = 0,002$). W przypadku indeksu P współczynnik korelacji r był poniżej wartości 0,48, przy $p = 0,133$. Można więc ogólnie przyjąć, że zmniejszenie liczby analizowanych grup spowodowało wzrost w poziomie korelacji pomiędzy wskaźnikiem OWO a większością omawianych miar. Również, podobnie jak w przypadku rozszerzonej liczby grup organizmów wskaźnik OWO jest mocniej skorelowany z branymi pod uwagę miarami niż wskaźnik ChZT.

Analizie statystycznej poddany został również związek pomiędzy poziomem zanieczyszczenia wyrażonym za pomocą wskaźników zanieczyszczeń mierzonych

jako wartości średniodobowe w trzech węzłowych punktach oczyszczalni: na dopływie, na końcu części mechanicznej i na wylocie do odbiornika. Podobnie jak w przypadku OWO, najlepiej z poziomem zanieczyszczenia wyrażanym za pomocą wskaźnika BZT₅ skorelowane były kolejno miary S, Mg, E oraz H, dla których współczynnik r przyjmował wartości powyżej $-0,91$, przy p poniżej $0,2$, zaś najslabiej skorelowany był indeks P, dla którego $r = 0,39$, przy $p = 0,75$. Z wartością ChZT najwyżej skorelowane były również te same miary: S, Mg, E oraz H, jednak na nieco niższym poziomie (r około $-0,88$). Z poziomem zawiesiny ogólnej najlepiej skorelowane były również miary S, Mg, H oraz E, jednakże na poziomie r wynoszącym około $0,78$. Ze stężeniem związków azotu ($N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, NO_3^- , TKN oraz N_{og}) występujących w oczyszczanych ściekach najsilniej korelowały miary S, Mg, H i E ($r = 0,91$, przy p poniżej $0,25$). W stosunku do fosforu ogólnego najwyższą korelację wykazywały miary S, H, E i Mg (r powyżej $0,98$, przy p poniżej $0,05$). Najsłabiej z omawianymi wskaźnikami zanieczyszczeń skorelowany był indeks P. Można więc stwierdzić, że w odniesieniu do wartości szerokiego zestawu wskaźników zanieczyszczeń badanych w trzech kluczowych punktach oczyszczalni najczęściej wysoką korelację wykazywały miary S, Mg, E i H, przy jednocześnie dość znacznym poziomie istotności tego związku, zaś najslabszą korelację wykazywał najczęściej indeks P. Prawidłowość taka jest zbieżna również z sytuacją mającą miejsce przy omawianej wcześniej analizie związku wskaźników ChZT i OWO w jedenastu punktach oczyszczalni.

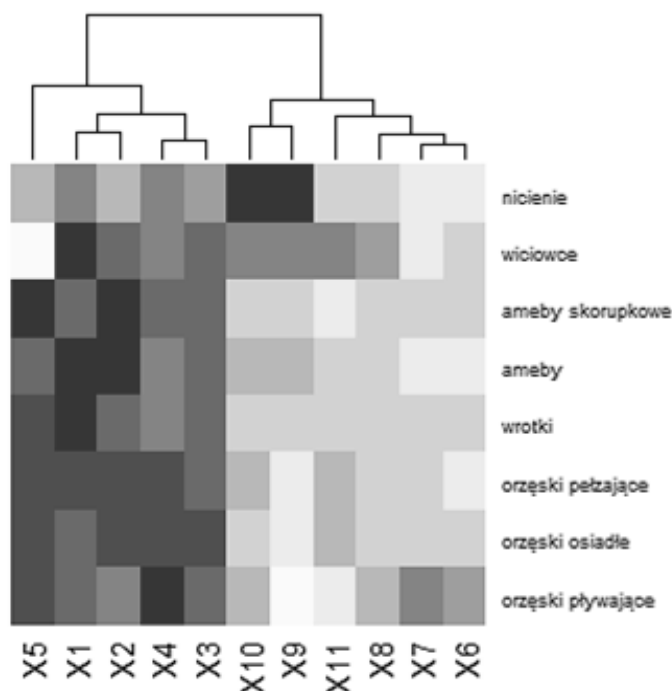
Porównując wyniki analiz uzyskane przy uwzględnieniu 12 grup organizmów z tymi, jakie uzyskano w przypadku poddania analizie 22 grupy można stwierdzić, że w obu przypadkach wysoką korelację z poziomem zanieczyszczeń cechowały się miary S, Mg, E oraz H. Różnica dotyczyła najslabiej skorelowanego indeksu, który dla zawężonej liczby grup okazał się być indeks P, zastępujący w tym aspekcie indeks Si, który był najmniej skorelowany przy uwzględnieniu 22 grup.

Wpływ ograniczenia liczby analizowanych grup organizmów do 8

Zmiany w zbiorowiskach pektonu wzdłuż ciągu technologicznego oczyszczania ścieków podczas analizy uwzględniającej 8 grup organizmów

Kolejnym krokiem na drodze prowadzonych analiz było dalsze ograniczenie liczby branych pod uwagę grup organizmów. Kryterium, którym się kierowano podczas tego etapu było usunięcie grup rzadko spotykanych w analizowanym materiale pektonu. Na ich temat rzadko pojawiały się wzmianki w literaturze dotyczącej badań bioindykacyjnych czynnika procesowego biologicznych oczyszczalni ścieków. W efekcie z dwunastu opisywanych wcześniej grup organizmów usunięto skąposzczety, brzuchorzęski, wirki oraz larwy owadów, pozostawiono zaś liczniejsze wrotki i nicienie.

Dendrogram odzwierciedlający podobieństwo punktów pomiarowych na podstawie średniej liczebności grup organizmów zamieszczony jest na rysunku 5.30.

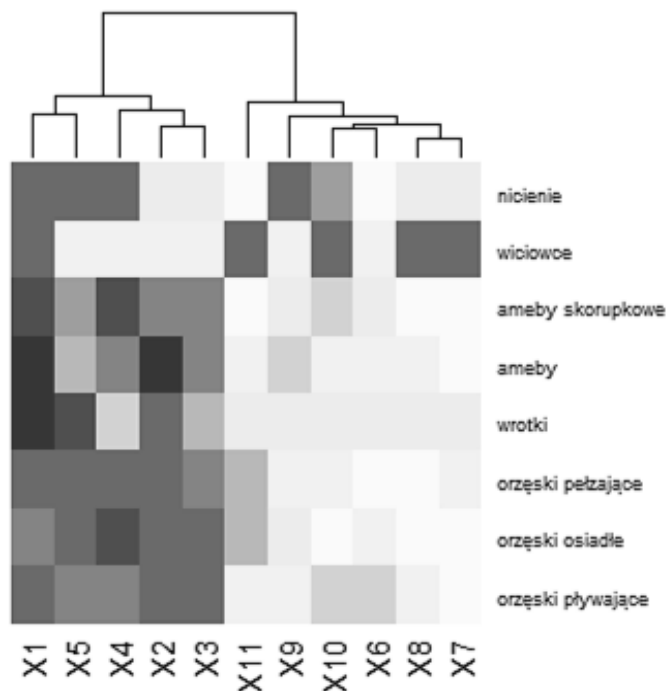


Rys. 5.30. Podobieństwo punktów pomiarowych na podstawie średniej liczebności 8 wybranych grup organizmów

Z dendrogramu można odczytać, że zmniejszenie liczby analizowanych grup do ośmiu nie wprowadziło znaczących zmian w obrębie podobieństwa poszczególnych punktów pomiarowych, w odniesieniu do klasyfikacji wykonanej na podstawie 12 grup. Podobnie jak poprzednio, istnieje bardzo wyraźne rozdzielenie punktów w dwu głównych gałęziach dendrogramu. Przy czym, w gałęzi po lewej stronie dendrogramu (punkty od 1 do 5) nie nastąpiły żadne widoczne zmiany, zaś w gałęzi po prawej stronie zaobserwowano niewielkie przesunięcie klasyfikowanych punktów, skutkujące powstaniem klastra grupującego punkty bioreaktora 6, 7, 8 i zrzutu 11, w których systematycznie maleje poziom zanieczyszczeń oraz punktów 9 i 10, czyli osadnika wtórnego i odprowadzanego z niego strumienia recyrkulatu.

Zmniejszenie liczby branych pod uwagę grup nie wprowadziło również znaczących zmian w obrębie klasyfikacji punktów pod względem krotności występowania grup (rys. 5.31.).

W porównaniu do analizy przeprowadzonej na podstawie 12 grup (rys. 5.22.) agregacja punktów części mechanicznej nie uległa większym zmianom, zaś w obrębie części biologicznej oczyszczalni przesunięciu uległ punkt 7, co jednak w dalszym ciągu pozwala na wyróżnienie osobnej grupy, obejmującej wszystkie punkty bioreaktora oraz osadnik z kanałem recyrkulatu i najmniej do nich podobny punkt 11, czyli odpływ z oczyszczalni.



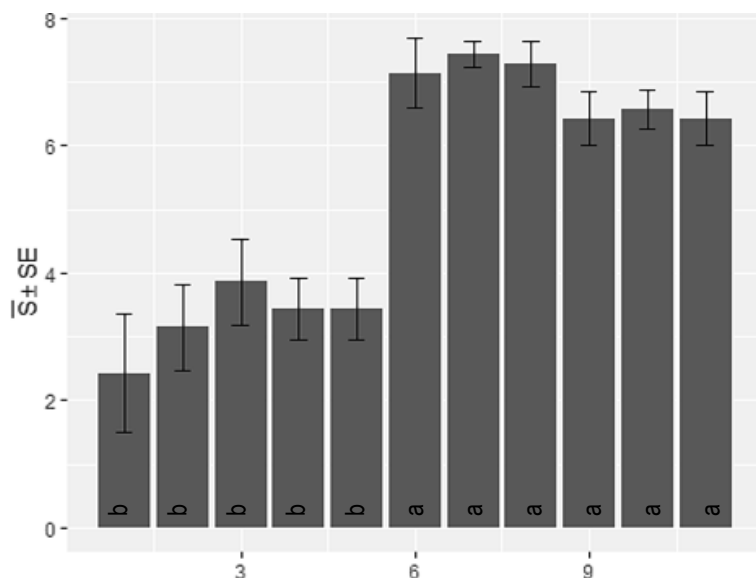
Rys. 5.31. Podobieństwo punktów pomiarowych w oparciu o krotności występowania wybranych 8 grup organizmów

Miary charakteryzujące zbiorowiska pektonu przy liczbie grup organizmów zmniejszonej do 8

Z danych przedstawionych na rysunku 5.32. wynika, że mniejsza liczba branych pod uwagę grup nie wpłynęła na trendy w zmianie poziomu bogactwa grup w badanych punktach pomiarowych. Zachowane zostało wyraźne rozgraniczenie pomiędzy punktami 1–5 oraz 6–11, przy dość wysokim współczynniku zmienności w punkcie 1, sięgającym 100%, oraz niskiej zmienności w punktach części biologicznej i analizowanych kanałach, mieszczącej się w zakresie 7–20%.

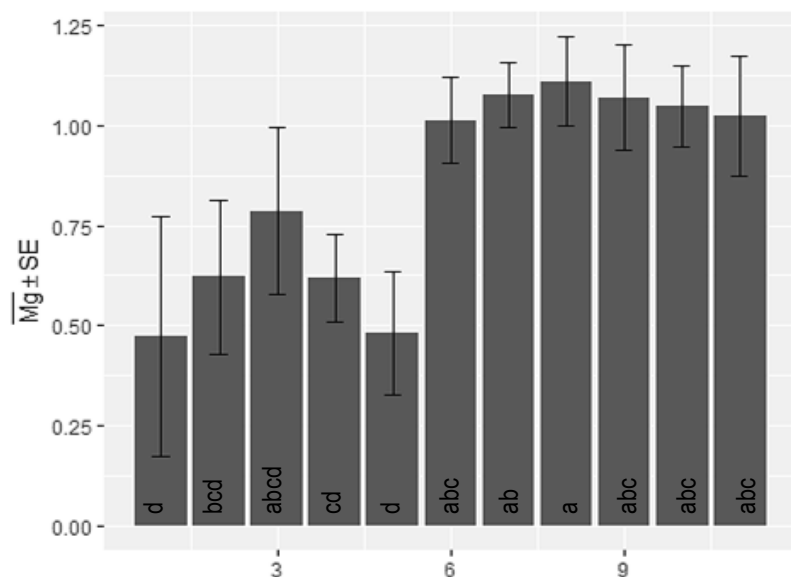
Analiza wariancji ANOVA, podobnie jak w przypadku 12 grup organizmów potwierdziła obecność statystycznie istotnych różnic wartości średnich miary S. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a wskazał na jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały występowanie dwu nienachodzących na siebie grup jednorodnych. Pierwsza z nich obejmowała wszystkie punkty części biologicznej i badane kanały – punkty 6–11, zaś druga grupa punkty części mechanicznej 1–5. Jest to analogiczna sytuacja do przypadku, w którym brane było pod uwagę dwanaście grup organizmów.



Rys. 5.32. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji S, obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Indeks Mg po zmniejszeniu liczby branych pod uwagę grup organizmów do 8 (rys. 5.33.) zachował podobne trendy w zmianie swoich wartości jak miało to miejsce w przypadku analizy 12 grup organizmów (rys. 5.24.). Jediną widoczną zmianą jaką zaobserwowano po redukcji liczby grup był spadek wartości indeksu Mg w punkcie 11, przy jednoczesnym wzroście współczynnika zmienności.

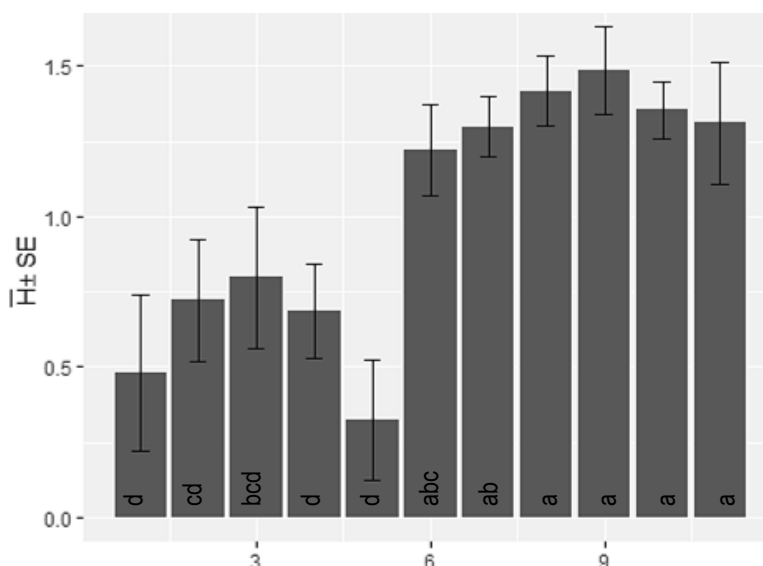


Rys. 5.33. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Mg, obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Analiza wariancji ANOVA potwierdziła występowanie istotnych różnic w obrębie wartości omawianego indeksu. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały występowanie grup jednorodnych w obrębie wartości indeksu Mg badanych punktów. Pierwsza grupa obejmowała punkty 6–11. Kolejna grupa zawierała punkty 1–5. Brak statystycznie istotnych różnic występował także pomiędzy punktem 3 oraz punktami od 6 do 11, a także pomiędzy punktami 2 i 4 oraz punktami 6, 7 i 9–11. Podsumowując można stwierdzić, że opisane wyniki testów post-hoc wskazują na brak statystycznie istotnych różnic odnośnie wartości indeksu Mg w obrębie grupy punktów zlokalizowanych w części mechanicznej oraz na istnienie takiej samej sytuacji w grupie punktów części biologicznej. Jednak większość punktów części mechanicznej nie różni się istotnie statystycznie od punktów części biologicznej pod względem średniej wartości analizowanego indeksu.

Indeks H przy zmniejszeniu do ośmiu branych pod uwagę grup organizmów zachował identyczne trendy w zmianie swoich wartości, jak miało to miejsce w przypadku analizy dwunastu grup organizmów. Zmiany te pokazano na rysunku 5.34.

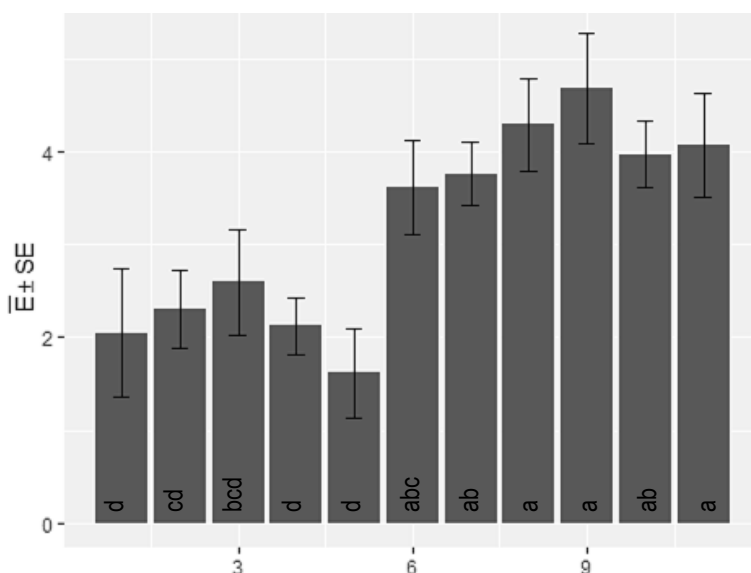


Rys. 5.34. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji H, obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Podobnie jak w przypadku dwunastu grup organizmów analiza wariancji ANOVA wykazała obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu H w kolejnych punktach oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a wskazał na jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR analizowanych wyników wskazały na występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa obejmowała punkty od 6 do 11, zaś kolejna punkty od 1 do 5. Wykonane testy wskazały również na brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy punktami 2, 3 i 6. Podsumowując można stwierdzić, że wykonane testy wskazały na brak istotnych różnic względem poziomu indeksu H w obrębie grupy punktów zlokalizowanych w części mechanicznej oraz brak takich samych różnic w obrębie grupy części biologicznej, co jest sytuacją analogiczną jak w przypadku, w którym w analizach uwzględnianych było dwanaście grup organizmów.

Po zmniejszeniu liczby branych pod uwagę grup organizmów do 8 indeks E nie wykazał różnic w widocznych wcześniej trendach zmian swoich wartości dla poszczególnych punktów pomiarowych, ocenianych na podstawie wyników badań 12 grup organizmów, co można zauważyć porównując rysunki 5.35. i 5.25.

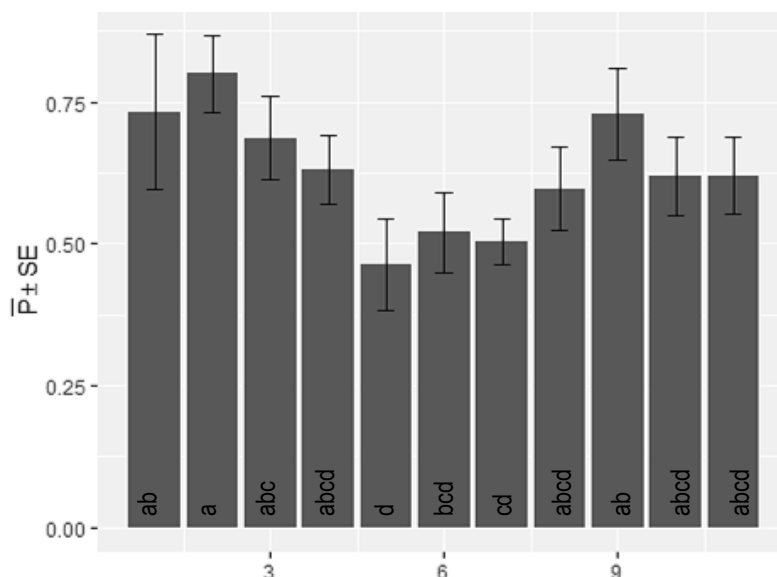


Rys. 5.35. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji E, obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Analiza wariancji ANOVA wykazała obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu E w kolejnych punktach oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a wskazał na jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR omawianych wyników wykazały występowanie grup jednorodnych. Pierwsza grupa obejmowała punkty od 6 do 11, kolejna grupa punkty od 1 do 5. Testy wskazały także na brak istotnych statystycznie różnic pomiędzy punktami 3 oraz 6, 7 i 10. Tak więc, przeprowadzone analizy wskazują na brak statystycznie istotnych różnic odnośnie wartości indeksu E w obrębie punktów zlokalizowanych w części mechanicznej oraz brak takich samych różnic w obrębie punktów części biologicznej, co jest sytuacją analogiczną do tej jaką obserwowano przy uwzględnieniu dwunastu grup organizmów.

W odniesieniu do indeksu P zmniejszenie liczby branych pod uwagę grup organizmów wprowadziło niewielkie zmiany jego wartości w kilku punktach, nie zmieniając ogólnie obserwowanych trendów. Wspomniane zmiany ograniczają się do spadku wartości omawianego indeksu w punkcie 7 oraz wzrostu w punkcie 11 (rys. 5.36.).



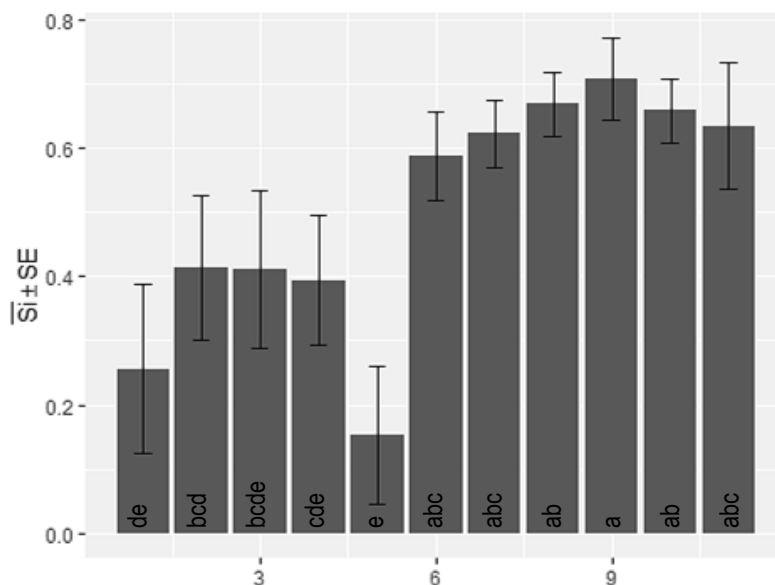
Rys. 5.36. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji P, obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Podobnie jak w przypadku 12 grup organizmów analiza wariancji ANOVA wskazała na obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu P w badanych punktach oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a wskazał na jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR, podobnie jak przy uwzględnianiu 12 grup organizmów nie pozwoliły na wyraźne rozróżnienie punktów części mechanicznej i biologicznej. Dzieje się tak dlatego, że do grupy nie różniących się od siebie statystycznie punktów 1–4 dołączone zostały punkty od 8 do 11, zaś statystycznie istotna różnica istniała pomiędzy punktem 5 i punktami 1–3. Na podstawie opisanych analiz można stwierdzić, że ograniczenie liczby uwzględnianych grup organizmów nie zmieniło sytuacji w porównaniu do tej jaka istniała w przypadku uwzględniania 12 grup organizmów.

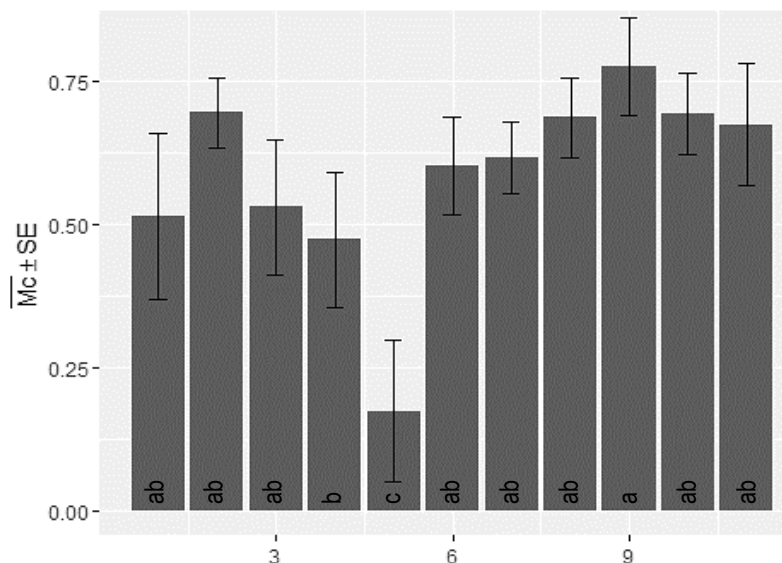
Po zmniejszeniu liczby branych pod uwagę grup organizmów z 12 na 8 indeks Si nie wykazał różnic w widocznych wcześniej trendach zmian swoich wartości dla poszczególnych punktów pomiarowych (rys. 5.37. i 5.28.).

Analiza wariancji ANOVA wskazała na występowanie statystycznie istotnych różnic w odniesieniu do średnich wartości indeksu Si badanych punktów. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.



Rys. 5.37. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji S_i , obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Testy post-hoc NIR wykazały obecność grupy jednorodnej obejmującej punkty od 6 do 9. Istotnie statystycznie od omawianej grupy różnił się punkt 5, od którego z kolei nie różniły się punkty 1, 3 i 4. Jednakże punkty 2–3 nie różniły się istotnie także od punktów 6–8 i 10, 11.



Rys. 5.38. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji M_c obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Po zmniejszeniu liczby branych pod uwagę grup organizmów z 12 do 8 miara Mc nie wykazała różnic w widocznych wcześniej trendach zmian wartości dla poszczególnych punktów pomiarowych, na co wskazuje porównanie rysunków 5.38 i 5.29.

Analiza wariancji ANOVA wskazała na obecność statystycznie istotnych różnic w odniesieniu do średnich wartości indeksu Mc zbiorowisk badanych punktów oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały istnienie grupy jednorodnej obejmującej punkty 6–11. Istotnie statystycznie od omawianej grupy różnił się punkt 5, zaś brak takich różnic wystąpił w przypadku punktów 1–4. Podsumowując analizę statystyczną można stwierdzić, że przy występowaniu grupy jednorodnej w obrębie punktów części biologicznej oczyszczalni zależność taka nie była obserwowana w części mechanicznej. Tylko jeden punkt części mechanicznej różnił się w sposób istotny statystycznie od punktów części biologicznej.

Zależność pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska obliczonymi z uwzględnieniem 8 grup organizmów a wskaźnikami zanieczyszczeń

Związki występujące pomiędzy poziomem średnich wartości ChZT a średnimi wartościami analizowanych miar obliczanych przy uwzględnieniu 8 grup organizmów zostały przedstawione w tabeli 5.5.

Tabela 5.5. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów a poziomem wskaźnika ChZT

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	–0,952	–0,897	–0,881	–0,897	0,435	–0,829	–0,761
p	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,182	0,002	0,006

* $p < 0,0001$

Przeprowadzone badania statystyczne wskazały na obecność wysokiego poziomu korelacji r pomiędzy wartością średnią wskaźnika ChZT a wartością średnią indeksów: S ($r = -95$, $p = 0,000$), Mg ($r = -90$, $p = 0,000$), E ($r = -90$, $p = 0,000$) oraz H ($r = -90$, $p = 0,000$). Najniższą wartość współczynnika korelacji ($r = 0,44$, $p = 0,182$) odnotowano dla indeksu P. Można więc stwierdzić, iż zmniejszenie liczby uwzględnianych grup z 12 do 8 tylko nieznacznie zmniejszyło poziom korelacji pomiędzy wskaźnikiem ChZT a omawianymi miarami, nie wprowadzając również znacznych zmian w obrębie indeksów o wysokiej korelacji.

Relacje istniejące pomiędzy poziomem zanieczyszczeń wyrażanym za pomocą wskaźnika OWO a średnimi wartościami omawianych miar zostały przedstawione w tabeli 5.6.

Tabela 5.6. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska obliczone z uwzględnieniem 8 grup organizmów a poziomem wskaźnika OWO

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	–0,966	–0,932	–0,924	–0,933	0,371	–0,880	–0,817
p	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,261	0,000*	0,002

* $p < 0,0001$

Analizy statystyczne wykazały obecność silnej korelacji pomiędzy wartością średnią OWO a wartością średnią miar: S ($r = -97$, $p < 0,0001$), Mg ($r = -93$, $p < 0,0001$), E ($r = -93$, $p < 0,0001$) oraz H ($r = -93$, $p < 0,0001$). W przypadku indeksu P współczynnik korelacji r był najniższy ($r = 0,37$, $p = 0,261$). Analizując omawianą tabelę 5.6. i porównując z tabelą 5.4. można stwierdzić, że zmniejszenie liczby analizowanych grup organizmów z 12 do 8 spowodowało nieznaczny spadek w poziomie korelacji pomiędzy wskaźnikiem OWO a większością branych pod uwagę miar. Również, podobnie jak w przypadku analizy uwzględniającej większą liczbę grup organizmów wskaźnik OWO jest mocniej skorelowany z branymi omawianymi miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu niż wskaźnik ChZT.

Przeprowadzone analizy korelacji wykazały także związek pomiędzy poziomem zanieczyszczeń w węzłowych punktach oczyszczalni – na dopływie, na końcu części mechanicznej i wylocie do odbiornika. Najmocniej z poziomem zanieczyszczenia, wyrażanym za pomocą wskaźników BZT₅ skorelowane były kolejno miary S, Mg, E oraz H, dla których wartość współczynnika r kształtowała się na poziomie powyżej $-0,90$, przy p poniżej $0,28$, zaś najslabiej skorelowany był indeks P, dla którego $r = 0,18$, przy $p = 0,88$). Wartość wskaźnika ChZT najmocniej skorelowana była z poziomem miar S, Mg, H oraz E jednak na nieco niższym poziomie (r powyżej $-0,87$, przy p poniżej $0,32$). Z zawiesiną ogólną najlepiej skorelowane były również miary S, Mg, H oraz E, jednakże na poziomie sięgającym ponad $-0,73$). Z wartością stężenia związków azotu ($N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, TKN oraz N_{og}) w oczyszczanych ściekach najwyższym współczynnikiem korelacji r wynoszącym ponad $-0,90$ cechowały się miary S, Mg, H i E, przy wartości p poniżej $0,25$. W stosunku do fosforu ogólnego najwyższą korelację sięgającą powyżej $-0,98$, przy p poniżej $0,06$ wykazywały miary S, H, Mg i E. Najslabiej z omawianymi wskaźnikami zanieczyszczeń skorelowany był indeks P.

Można więc stwierdzić, że w odniesieniu do wartości całego zestawu wskaźników zanieczyszczeń badanych w trzech węzłowych punktach oczyszczalni najczęściej wysoką korelację wykazywały miary S, Mg, H i E przy jednocześnie dość znacznym poziomie istotności tych zależności, zaś najslabszą korelację wykazywał najczęściej indeks P. Stwierdzenie takie prawdziwe jest również w sytuacji mającej miejsce przy analizie związku wartości wskaźników ChZT i OWO oraz miar charakteryzujących zbiorowiska organizmów w jedenastu punktach oczyszczalni.

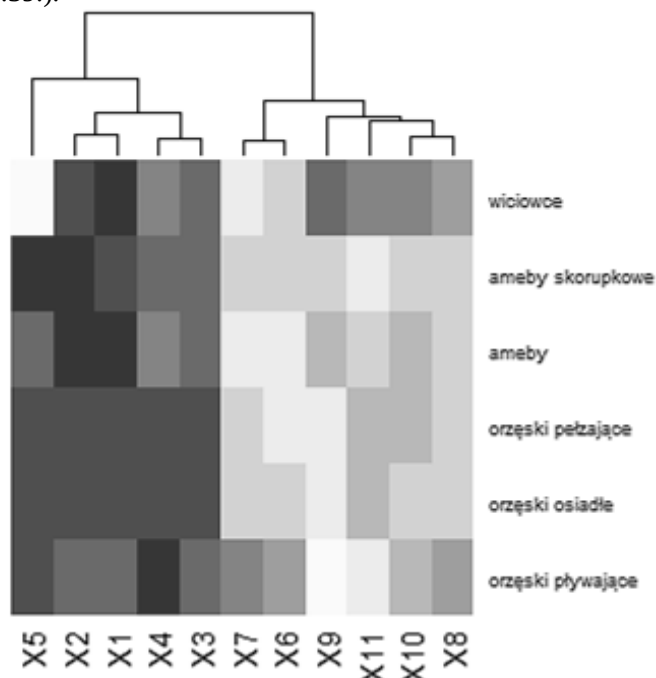
Przyrównując wyniki analiz statystycznych dotyczących korelacji, uzyskane przy uwzględnieniu 8 grup organizmów z tymi, jakie otrzymano podczas badań 12 grup, można stwierdzić, że obu przypadkach wysoką korelację z poziomem zanieczyszczeń cechowały się miary S, Mg oraz H i E, zaś najmniej skorelowany ze wskaźnikami zanieczyszczeń pozostał indeks P.

Wpływ ograniczenia liczby analizowanych grup organizmów do 6

Zmiany w zbiorowiskach pektonu wzdłuż ciągu technologicznego oczyszczania ścieków podczas analizy uwzględniającej 6 grup organizmów

Podczas ostatniego z etapów badań przeanalizowano wpływ usunięcia nicieni oraz wrotków ze spisu branych pod uwagę grup na agregację punktów pomiarowych w obrębie dendrogramów oraz związek występujący pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska a wskaźnikami zanieczyszczeń. Wybór tych dwu grup podyktowany był tym, że są one reprezentowane w badanym materiale biologicznym mniej licznie niż pozostawione grupy, jak również, że są one rzadziej brane pod uwagę w badaniach bioindykacyjnych czynnika procesowego bioreaktorów oczyszczalni. Innym powodem, dla którego te dwie grupy organizmów usunięto z listy było to, że ich średnie rozmiary znacznie przekraczają rozmiary organizmów pozostawionych grup (Fiałkowska i in., 2005; Madoni, 2011; Foissner, 2016). Tak więc w efekcie końcowym zestawienie branych pod uwagę grup obejmowało: orzęski pływające, osiadłe i pełzające, ameby nagie i skorupkowe oraz wiciowce, czyli pierwotniaki bardzo często uwzględniane podczas oceny stabilności oraz skuteczności procesów realizowanych w oczyszczalniach ścieków wykorzystujących procesy biologiczne (Fiałkowska i in., 2005).

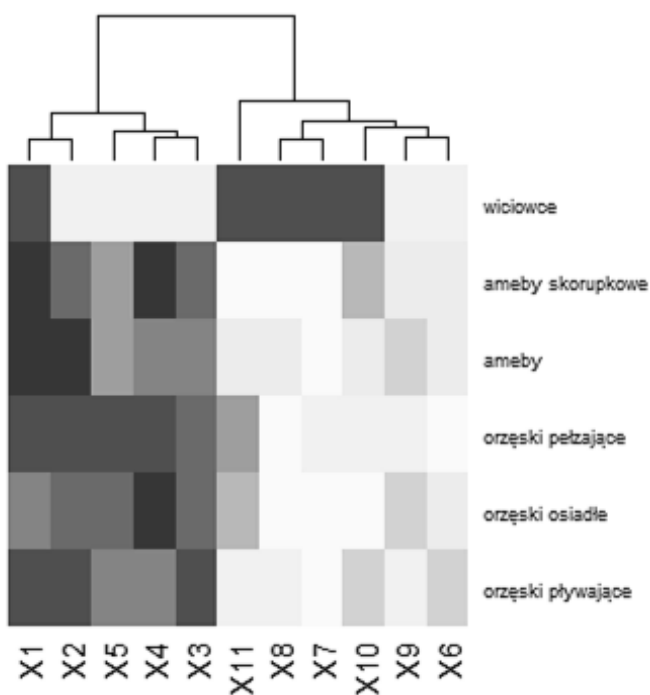
Wykonana analiza podobieństwa punktów na podstawie średniej liczebności analizowanych grup organizmów, zawężonych do pierwotniaków, w dalszym ciągu pozwalała wyróżnić dwie główne gałęzie dendrogramu, z których tak jak poprzednio pierwsza obejmowała punkty części mechanicznej zaś druga pozostałe z badanych punktów (rys. 5.39.).



Rys. 5.39. Podobieństwo punktów pomiarowych na podstawie średniej liczebności 6 wybranych grup organizmów (pierwotniaków)

W obrębie pierwszej gałęzi grupowanie punktów nie uległo zmianie w stosunku do tego, jakie miało miejsce w przypadku, gdy pod uwagę brane było osiem grup organizmów. Z kolei w drugiej gałęzi przesunięciu uległa para punktów 6 i 7, które zlokalizowane są w obrębie bioreaktora. Przyczyny powstania takiej sytuacji są trudniejsze do wytłumaczenia niż powody grupowania organizmów w przypadku analizy 8 grup, choć z drugiej strony widoczne jest tutaj podobieństwo dwu początkowych punktów biologicznej części oczyszczalni a w dalszej kolejności punktów następnych.

Zmniejszenie liczby branych pod uwagę grup organizmów do 6, podobnie jak w przypadku poprzednim, w którym analizowano 8 grup nie wprowadziło znaczących zmian w obrębie ogólnej klasyfikacji punktów, jeśli kryterium analizy była krotność występowania grup organizmów (rys. 5.40). Nadal wyraźnie utrzymywał się podział na dwie gałęzie – punktów części mechanicznej oraz pozostałych punktów.

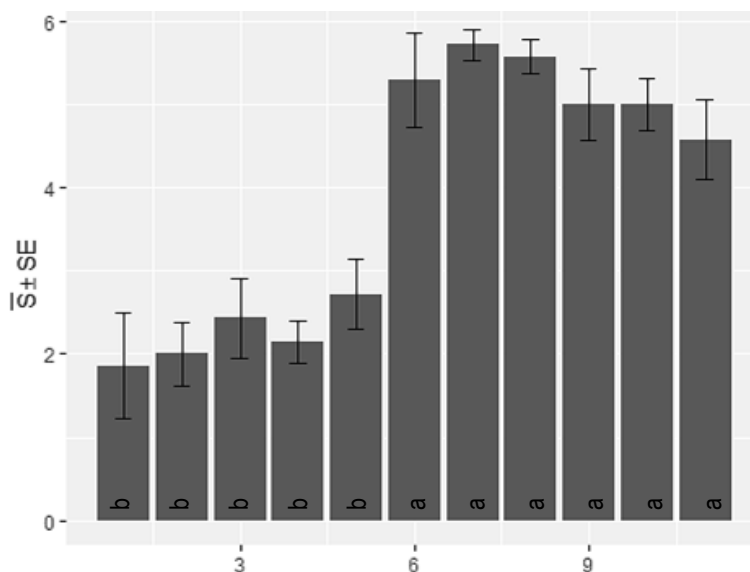


Rys. 5.40. Podobieństwo punktów pomiarowych w oparciu o krotność występowania 6 wybranych grup organizmów (pierwotniaków)

W gałęzi grupującej punkty części mechanicznej zmianie uległo usytuowanie punktu 5, i w obecnej sytuacji jest on dołączony do klastra punktów 3 i 4, podczas gdy punkty 1 i 2 tworzą osobny klaster. W obrębie części biologicznej oczyszczalni przesunięciu w porównaniu do sytuacji przedstawionej na rysunku 5.31. uległ punkt 9, co jednak w dalszym ciągu pozwala na wyróżnienie osobnej grupy łączącej wszystkie punkty bioreaktora oraz osadnik z kanałem recyrkulatu i najmniej do nich podobny odpływ z oczyszczalni, czyli punkt 11.

Miary charakteryzujące zbiorowiska pektonu przy liczbie grup organizmów zmniejszonej do 6

Jak wynika z danych przedstawionych na rysunku 5.41. mniejsza liczba grup uwzględnianych przy obliczeniach wpłynęła w niewielkim stopniu na trendy widoczne w zmianie bogactwa S badanych punktów. Zachowane zostało wyraźne rozgraniczenie pomiędzy punktami 1–5 oraz 6–11. Zaś zmiany dotyczą wzrostu średniego bogactwa grup w punkcie 5 w stosunku do pozostałych punktów części mechanicznej oraz zmniejszenia wartości tego wskaźnika w punkcie 11.



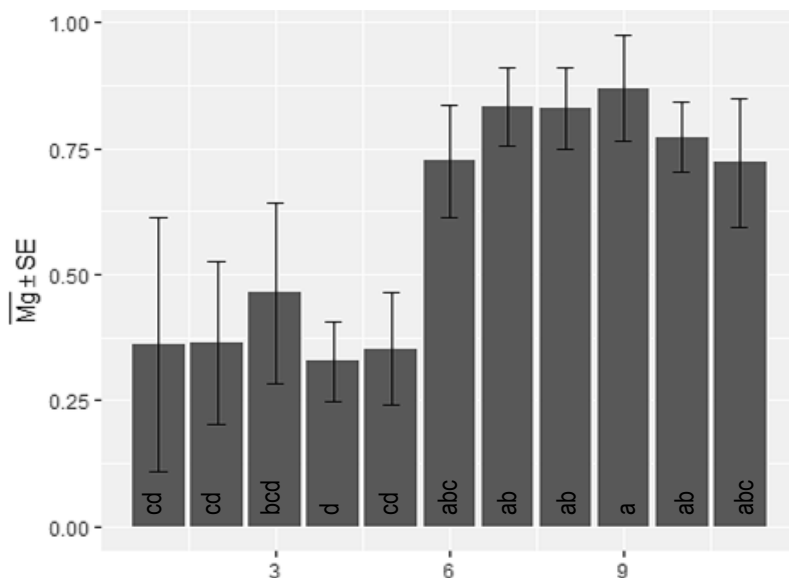
Rys. 5.41. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji S, obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Analiza ANOVA, analogicznie jak w przypadku obliczeń uwzględniających 8 grup organizmów potwierdziła występowanie istotnych różnic w obrębie średnich wartości miary S. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził ich homogeniczność, wskazującą na jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR wskazały na obecność dwu grup jednorodnych. Pierwsza z nich agregowała punkty 6–11, zaś druga punkty 1–5. Takie wyniki wskazują na brak statystycznie istotnych różnic w poziomie wartości S w obrębie punktów zlokalizowanych w części mechanicznej, a także brak takich różnic w obrębie części biologicznej. Ponadto każdy punkt części mechanicznej różnił się w sposób istotny statystycznie od każdego punktu części biologicznej.

Po zmniejszeniu liczby branych pod uwagę grup organizmów indeks Mg zachował ogólne trendy w zmianie swoich wartości, zgodnie ze schematem obserwowanym w przypadku analizy ośmiu grup organizmów. W sposób widoczny zmieniły się jednak wartości omawianego indeksu w części mechanicznej, w której co prawda maksimum przypada na punkt 3, jednak wartości w pozostałych punktach

zrównały swe poziomy (rys. 5.42.). Zmianą widoczną w części biologicznej jest spadek wartości indeksu Mg w punktach 8 i 11 w odniesieniu do pozostałych punktów tej części oczyszczalni.



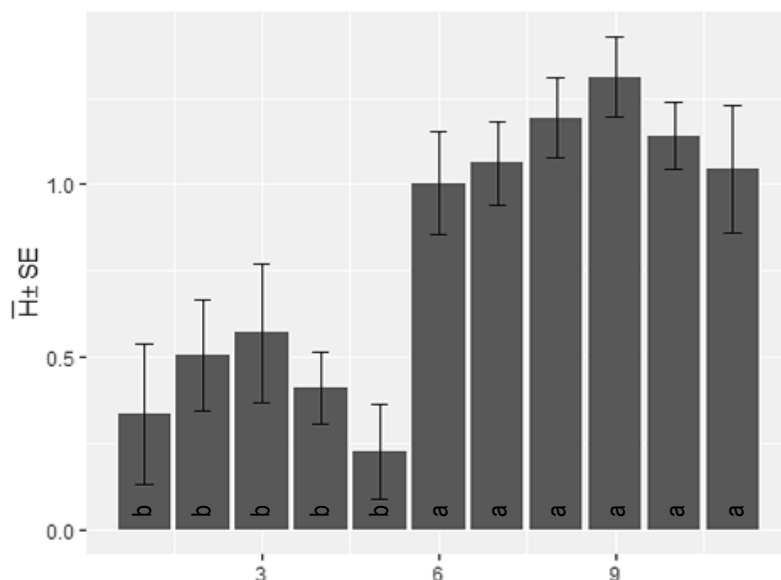
Rys. 5.42. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Mg, obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Test ANOVA potwierdził występowanie istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu Mg analizowanych punktów. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia dla jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazał istnienie grup jednorodnych, z których pierwsza obejmowała punkty 6–11, zaś druga 1–5. Punkty części mechanicznej, 1–3, nie różniły się istotnie statystycznie od punktów 6 i 11 pod względem średniej wartości analizowanego indeksu. Podsumowując można stwierdzić, że badania statystyczne wskazały na wyodrębnienie części biologicznej i mechanicznej oczyszczania ścieków.

Po zmniejszeniu liczby uwzględnianych grup organizmów do sześciu indeks H zachował identyczne trendy w zmianie swoich wartości, jak miało to miejsce w przypadku analizy ośmiu grup (rys. 5.43.).

Test ANOVA wykazał obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu H w kolejnych punktach oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego zaś test Levene'a wskazał na jednorodność wariancji.



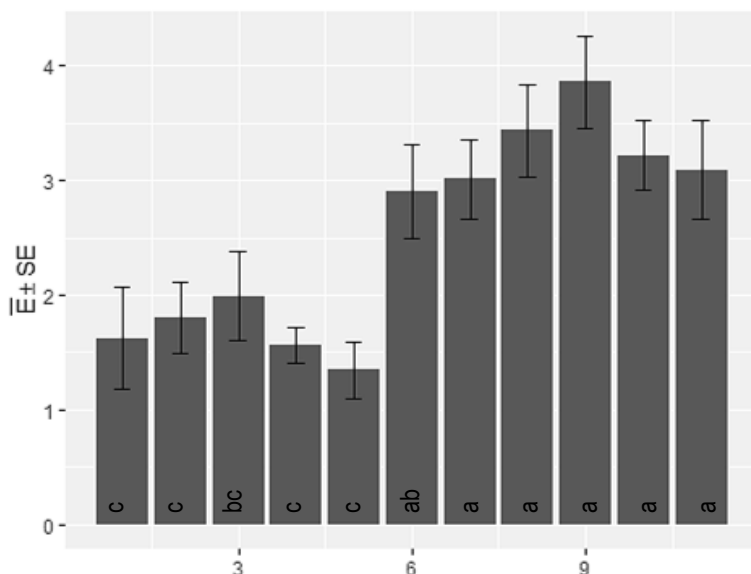
Rys. 5.43. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji H, obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Testy post-hoc NIR wykazały obecność grup jednorodnych, z których pierwsza obejmowała punkty 6–11, druga zaś 1–5. Podsumowując można stwierdzić, że wykonane testy wskazały na brak istotnych różnic względem poziomu indeksu H w obrębie punktów zlokalizowanych w części mechanicznej, jak również brak tych różnic w obrębie grupy części biologicznej. Ponadto każdy punkt części mechanicznej różnił się w sposób istotny statystycznie od każdego punktu części biologicznej. Jest to sytuacja bardziej klarowna niż miało to miejsce w przypadku, gdy uwzględnianych było 8 grup organizmów.

Po ograniczeniu liczby branych pod uwagę grup organizmów z 8 do 6 indeks E nie wykazał większych różnic w widocznych wcześniej trendach zmian swoich wartości dla poszczególnych punktów pomiarowych. Jedyną wyraźną zmianą jest spadek wartości omawianego indeksu w punkcie 11 poniżej wartości notowanej w punkcie 10 (rys. 5.44.).

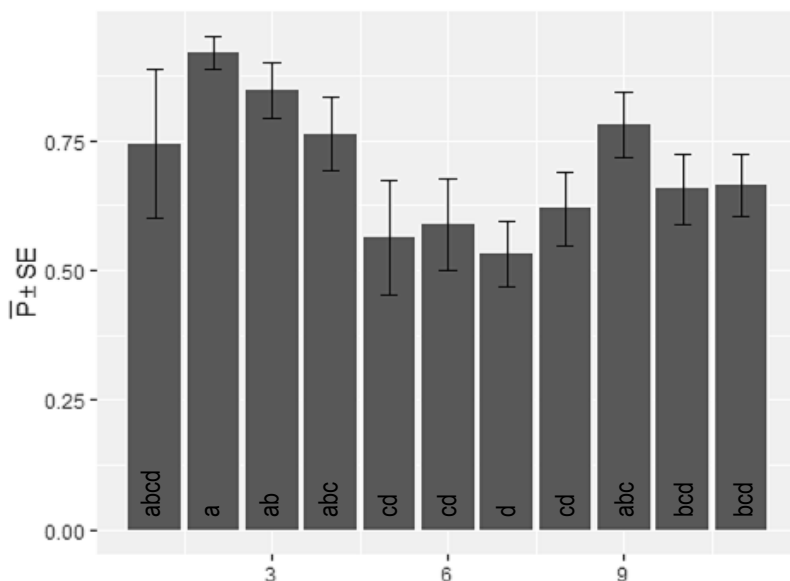
Test ANOVA wykazał obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu E analizowanych punktów oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a wskazał na jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały występowanie grup jednorodnych, z których pierwsza obejmowała punkty 6–11, zaś drugą punkty 1–5. Testy wskazały także na brak istotnych statystycznie różnic pomiędzy punktami 3 oraz 6. Można więc stwierdzić, że przeprowadzone badania statystyczne wskazały na brak istotnych różnic odnośnie wartości indeksu E w obrębie grupy punktów zlokalizowanych w części mechanicznej, a także brak takich różnic w obrębie grupy części biologicznej.



Rys. 5.44. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji E, obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Zmniejszenie liczby uwzględnianych grup organizmów w odniesieniu do indeksu P wprowadziło tylko niewielkie zmiany jego wartości w kilku punktach, nie zmieniając ogólnie obserwowanych trendów. Ważniejsze zmiany ograniczają się do spadku wartości analizowanego indeksu w punkcie 7 poniżej wartości odnotowanej w punkcie 5 (rys. 5.45.).

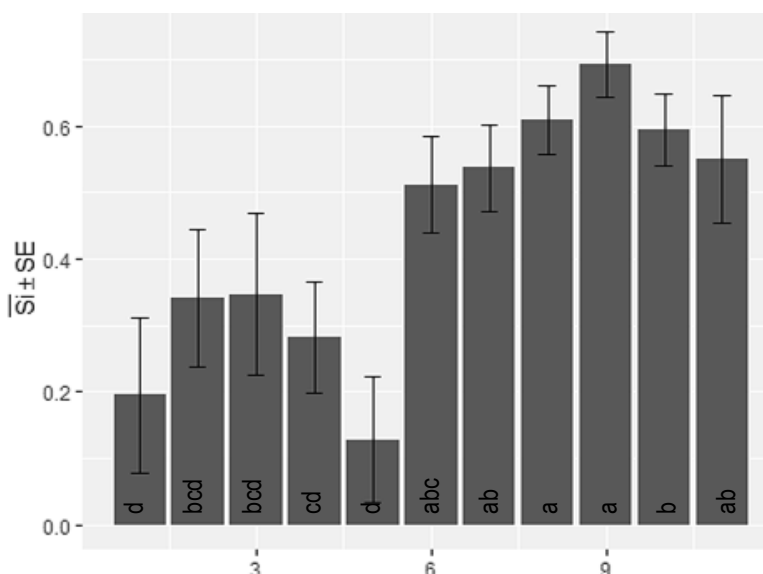


Rys. 5.45. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji P obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Analiza wariancji ANOVA wskazała na obecność istotnych statystycznie różnic średnich wartości indeksu E w badanych punktach. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a wskazał na jednorodność wariancji.

Testy post-hoc NIR, podobnie jak w przypadku uwzględnienia 8 grup organizmów wykazały brak wyraźnego wyodrębnienia części mechanicznej i biologicznej spośród badanych punktów.

Po zmniejszeniu liczby uwzględnianych grup organizmów indeks Si nie wykazał większych różnic w widocznych wcześniej trendach zmian swoich wartości dla poszczególnych punktów pomiarowych. Wprowadzona zmiana skutkowała jedynie wyraźnym obniżeniem wartości indeksu w punkcie 4 oraz bardziej wyraźnie zaznaczonym maksimum w punkcie 9 (rys. 5.46.).

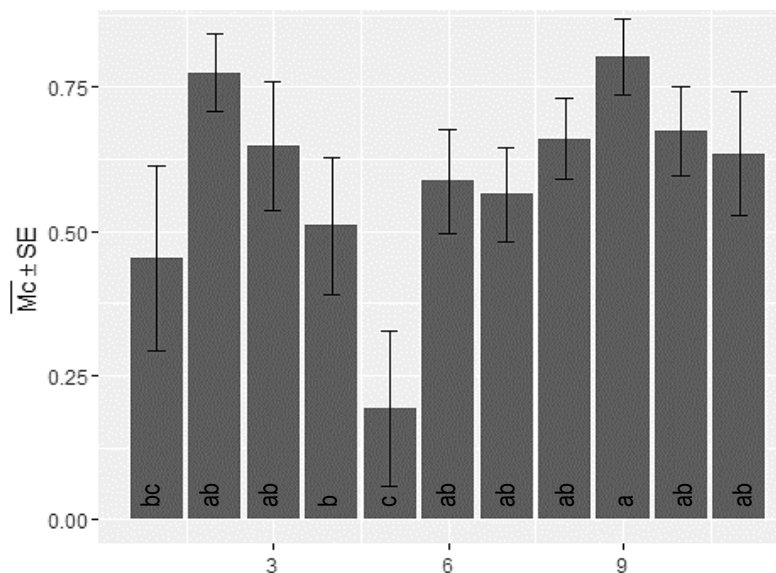


Rys. 5.46. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Si obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Test ANOVA wskazał na występowanie statystycznie istotnych różnic średnich wartości indeksu Si dla badanych punktów pomiarowych. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia dla jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały istnienie grupy jednorodnej obejmującej punkty 6–11 a także kolejnej grup obejmującej punkty 1–5. Jednakże punkty 2 i 3 nie różniły się istotnie od punktów 6 oraz 7 i 11.

Ograniczenie liczby uwzględnianych grup organizmów nie spowodowało różnic w widocznych wcześniej ogólnych trendach zmian wartości indeksu Mc dla poszczególnych punktów pomiarowych (rys. 5.47. i 5.38.).



Rys. 5.47. Wartości średnie oraz błąd standardowy estymacji Mc, obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów dla poszczególnych punktów pomiarowych

Podobnie, jak w przypadku branej pod uwagę większej liczby grup organizmów test ANOVA wykazał występowanie statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi wartościami indeksu Mc zbiorowiska badanych punktów oczyszczalni. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, zaś test Levene'a potwierdził spełnienie założenia o jednorodności wariancji.

Testy post-hoc NIR wykazały obecność grupy jednorodnej obejmującej punkty 6–11. Istotnie statystycznie od omawianej grupy różnił się punkt 5 zaś brak takich różnic wystąpił w przypadku punktów 1–4. Punkty części mechanicznej nie tworzyły wspólnej grupy jednorodnej.

Zależność pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska obliczanymi z uwzględnieniem 6 grup organizmów a poziomem zanieczyszczenia ścieków

Zależności istniejące pomiędzy średnimi wartościami ChZT w jedenastu punktach pomiarowych a średnimi wartościami miar uwzględniających 6 grup organizmów zostały przedstawione w tabeli 5.7.

Tabela 5.7. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów a poziomem wskaźnika ChZT

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	–0,964	–0,941	–0,906	–0,905	0,624	–0,853	–0,698
p	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,040	0,001	0,017

* $p < 0,0001$

Analizy statystyczne wykazały występowanie silnej korelacji opisanej współczynnikiem r pomiędzy średnią wartością wskaźnika ChZT a średnią wartością miar: S ($r = -96$, $p = 0,000$), Mg ($r = -94$, $p = 0,000$), E ($r = -90$, $p = 0,000$) oraz H ($r = -90$, $p = 0,000$). Najniższą wartość współczynnika korelacji odnotowano dla indeksu P ($r = 62$, $p = 0,040$). Można więc ogólnie stwierdzić, iż zmniejszenie liczby uwzględnianych grup z 8 do 6 pozwoliło na niewielki wzrost poziomu i tak silnej korelacji pomiędzy wskaźnikiem ChZT a omawianymi miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu.

Związki istniejące pomiędzy poziomem zanieczyszczeń opisywanym za pomocą wskaźnika OWO a średnimi wartościami omawianych miar zostały przedstawione w tabeli 5.8.

Tabela 5.8. Zależność pomiędzy wartością miar charakteryzujących zbiorowiska obliczone z uwzględnieniem 6 grup organizmów a poziomem wskaźnika OWO

parametr	S	Mg	H	E	P	Si	Mc
r	-0,974	-0,966	-0,941	-0,936	0,577	-0,896	-0,753
p	0,000*	0,000*	0,000*	0,000*	0,063	0,000*	0,008

* $p < 0,0001$

Badania statystyczne wskazały na obecność silnej korelacji pomiędzy średnią wartością OWO a średnią wartością miar: S ($r = -97$, $p < 0,0001$), Mg ($r = -97$, $p < 0,0001$), H ($r = -94$, $p < 0,0001$) oraz E ($r = -94$, $p < 0,0001$). W przypadku indeksu P współczynnik korelacji r był najniższy, i wynosił ($r = 58$, $p = 0,063$). Porównując dane przedstawione w tabeli 5.8. z tymi podanymi w tabeli 5.6. można stwierdzić, że zmniejszenie liczby branych pod uwagę grup organizmów z 8 do 6 spowodowało niewielki wzrost w poziomie korelacji pomiędzy większością omawianych miar a wskaźnikiem OWO. Nie nastąpiły zmiany w obrębie zestawienia miar najlepiej skorelowanych z wartością OWO. Podobnie jak miało to miejsce w przypadku większej liczby grup organizmów analizowane miary charakteryzujące zbiorowiska są mocniej skorelowane ze wskaźnikiem OWO niż wskaźnikiem ChZT.

Odnotowano również związek pomiędzy poziomem zanieczyszczeń w węzłowych punktach oczyszczalni – na dopływie, na końcu części mechanicznej i wylocie do odbiornika. Najsilniej z poziomem zanieczyszczenia opisywanym za pomocą wskaźnika BZT₅ skorelowane były kolejno miary S, Mg, H oraz E, dla których współczynnik r osiągał wartość powyżej $-0,91$, przy p poniżej $0,27$, zaś najsłabiej skorelowany był indeks P, dla którego $r = 0,2$, $p = 0,86$. Poziom wskaźnika ChZT najsilniej skorelowany był z wartością miar S, Mg, H oraz E jednak na nieco niższym poziomie (współczynnika r sięgał powyżej $-0,88$, przy p poniżej $0,31$). W odniesieniu do poziomu zawiesiny ogólnej najlepiej skorelowane były również miary S, Mg, H oraz E, jednakże przy r ponad $-0,74$ i p poniżej $0,46$. W odniesieniu do stężenia związków azotu ($N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, TKN oraz N_{og}) w ściekach najwyższym współczynnikiem korelacji r wynoszącym ponad $-0,91$, przy wartości p poniżej $0,27$ cechowały się miary S, Mg, H i E. W stosunku do fosforu ogólnego najwyższą korelację, wynoszącą powyżej $-0,99$, przy p poniżej $0,05$ wykazywały miary S, H, Mg i E. Najsłabiej z omawianymi wskaźnikami zanieczyszczeń skorelowany był indeks P.

W związku z powyższym należy stwierdzić, że przy uwzględnieniu zestawu wskaźników zanieczyszczeń badanych w trzech wspomnianych punktach oczyszczalni najczęściej wysoką korelację wykazywały miary S, Mg i H przy jednocześnie dość znacznym poziomie istotności tego związku, zaś najslabszą korelację wykazywał najczęściej indeks P. Jest to sytuacja bardzo podobna do tej występującej przy analizie związku wartości wskaźników ChZT i OWO oraz miar opisujących zbiorowiska pektonu w jedenastu punktach oczyszczalni.

5.1.4. Podsumowanie analizy zbiorowisk pektonu i wskaźników zanieczyszczenia ścieków

Podsumowując przedstawione wcześniej analizy można stwierdzić, że pomimo pojawiających się zmian charakterystyk zbiorowisk pektonu w każdym z rozważanych przypadków (22, 12, 8 i 6 odpowiednio dobranych grup organizmów) istnieje możliwość wyraźnego rozgraniczenia punktów zlokalizowanych w części mechanicznej i punktów pozostałych. Łączenie poszczególnych punktów w klastry dla każdej z dwóch głównych gałęzi daje się interpretować w powiązaniu z poziomem wskaźników zanieczyszczeń oraz realizowanymi procesami oczyszczania ścieków. Uzyskanie wspomnianego ogólnego trendu agregowania punktów pomiarowych możliwe jest zarówno w oparciu o średnią liczebność osobników w analizowanych grupach organizmów, jak i w oparciu o krotność (częstotliwość) ich występowania. Biorąc zaś pod uwagę fakt, iż różnica w podobieństwie dwu głównych gałęzi dendrogramu (odpowiadających części mechanicznej oraz pozostałym punktom) jest większa w przypadku mniejszej liczby rozważanych grup (rys.: 5.21., 5.22., 5.30., 5.31., 5.39., 5.40.) niż w przypadku dwudziestu dwu grup organizmów, związek pomiędzy parametrami charakteryzującymi zbiorowiska organizmów, a poziomem wskaźników zanieczyszczeń może być również silny. Wspomniany wzrost różnicy podobieństwa wynika głównie z usunięcia z analizowanego zestawu danych bardzo licznych grup bakterii, które występowały w każdym z badanych punktów oraz organizmów fotoautotroficznych, których obecność bardziej uzależniona jest od dostępności światła słonecznego niż poziomu zanieczyszczeń.

W związku z powyższym jak najbardziej zrozumiałe wydaje się, że miary charakteryzujące zbiorowiska obliczone w oparciu o odpowiednio zmniejszoną liczbę grup organizmów są mocno skorelowane z poziomem wskaźników fizyczno-chemicznych zanieczyszczenia ścieków, co zostało dokładnie omówione podczas analizy tabel od 5.3 do 5.8. Podsumowując opisane tam zależności należy zauważyć, że spośród analizowanych miar najwyższym poziomem korelacji ze wskaźnikami zanieczyszczeń ChZT i OWO cechowały się miary bogactwa S i Mg oraz różnorodności H i E, przy jednocześnie niskiej wartości poziomu istotności p. Znamiennym jest również fakt, iż usunięcie z analizowanego zestawienia odpowiednio dobranych grup organizmów, skutkujące zmniejszeniem ich liczby z 22 do 12, spowodowało zauważalny wzrost korelacji pomiędzy wartością miar S, Mg, H i E, a wartością omawianych wskaźników zanieczyszczeń. Dalsze ograniczanie liczby branych pod uwagę grup (do 8 i 6) nie wpływało ujemnie na poziom omawianej

korelacji, przy czym zmniejszanie liczby rozważanych grup powodowało poprawę współczynnika korelacji, najsilniej zaznaczoną w przypadku indeksu H. Wymienione miary cechowały się również silnym skorelowaniem ze standardowymi wskaźnikami zanieczyszczeń w próbach średniodobowych pobieranych w trzech węzłowych punktach oczyszczalni: na wlocie, po części mechanicznej i zrzucie oczyszczonych ścieków do odbiornika. Odnosiło się to głównie do wartości ChZT, BZT₅, Z_{og} oraz stężenia związków azotu. Warto również zauważyć, że silne korelacje występowały pomiędzy wymienionymi miarami, a wskaźnikami zanieczyszczeń wyrażanymi jako OWO i BZT₅, które najlepiej spośród omawianych odzwierciedlają ilość obecnej w ściekach łatwo biodegradowalnej materii organicznej. Najsilniejsza korelacja tych parametrów występowała w przypadku analizy zbiorowisk składających się z 6 grup organizmów heterotroficznych, pobierających pokarm głównie w postaci stałej – zawiesiny i koloidów.

5.1.5 Modele opisujące związki pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu, a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków

Opis modeli i ich parametrów statystycznych

Bazując na omówionych w poprzednim podrozdziale wynikach badań opracowano modele związku występującego pomiędzy miarami opisującymi zbiorowiska pektonu a wartościami wskaźników ChZT i OWO oczyszczanych ścieków. Do budowy modeli wytypowano te miary, które cechowały się wysoką wartością korelacji r oraz niską wartością p , czyli dwie miary bogactwa (S i Mg) oraz dwie miary różnorodności (H i E). W związku z tym, że wartość korelacji r występującej pomiędzy analizowanymi zmiennymi przy uwzględnieniu wszystkich 22 grup organizmów była niższa niż dla mniejszej liczby branych pod uwagę grup, dla tego przypadku nie opracowano modeli. Za pominięciem tego przypadku przemawiał również fakt, że nakład pracy i czasu potrzebny dla pozyskania takiego zestawu danych był znacznie większy w porównaniu do sytuacji, w której analizowano mniejszą liczbę grup.

Wspomniane modele opisujące związek analizowanych zmiennych opracowane zostały przy użyciu regresji liniowej za pomocą metody najmniejszych kwadratów. Opracowane modele zapisane zostały według wzoru (4.8) jako:

$$\hat{y} = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 \cdot x$$

gdzie: $\hat{y}$ – wskaźnik zanieczyszczenia (cecha zależna); $\hat{\beta}_0$ – wyraz wolny, $\hat{\beta}_1$ – współczynnik kierunkowy, x – miara charakteryzująca zbiorowisko (predyktor).

Dla każdego modelu sprawdzano założenia stosowne dla tego typu regresji, czyli: jednorodności wariancji czynnika resztowego, braku autokorelacji czynnika resztowego, normalności reszt oraz liniowej postaci badanej zależności. Wszystkie testowane założenia były spełnione. Do oceny jakości dopasowania modelu użyte zostały statystyki RSE, R^2 , F , p .

Modele opracowane na podstawie głównej serii pomiarów

Parametry modeli

Modele zbudowane w oparciu o wszystkie brane pod uwagę w czasie badań grupy heterotroficznych organizmów eukariotycznych charakteryzowały się wysokimi wartościami współczynnika determinacji. Stąd też można powiedzieć, że modele te dobrze opisywały zmienność (wariancję) cechy zależnej – ChZT lub OWO w nawiązaniu do branych pod uwagę miar bogactwa i różnorodności, charakteryzujących zbiorowiska pektonu. Przy czym, największa wartość omawianego współczynnika występowała w modelach opisujących zależność ChZT i OWO od bogactwa S, zaś najmniejsza od różnorodności H. Również w podobny sposób modele charakteryzowane były przez błąd standardowy estymacji RSE. Najmniejszy błąd występował przy modelach biorących pod uwagę bogactwo S, zaś największy przy tych uwzględniających różnorodność H w opisie cech zależnej. Można również stwierdzić, że w każdym z omawianych przypadków analizowane modele lepiej opisywały zależność pomiędzy OWO i miarami zbiorowisk niż między ChZT a tymi miarami, o czym świadczą wyższe wartości R^2 oraz niższe RSE (tab. 5.9.). Przeprowadzony test F wykazał, że wartość $\hat{\beta}_1$ dla każdego z modeli istotnie różni się od zera, co oznacza istotny wpływ predyktora x , czyli miary charakteryzującej zbiorowisko na cechę zależną $\hat{y}$, czyli wartość wskaźników zanieczyszczenia.

Tabela 5.9. Parametry zależności pomiędzy miarami bogactwa i różnorodności zbiorowisk organizmów pektonu a wskaźnikami zanieczyszczeń ścieków, przy uwzględnieniu 12 grup organizmów

$\hat{y}$	x	$\hat{\beta}_0$	$\hat{\beta}_1$	RSE	R^2	F
ChZT	S	1714,8 ***	-213,7 ***	145,5	0,924	108,7 ***
	Mg	1882,5 ***	-1499,2 ***	217,0	0,830	43,9 ***
	H	1570,3 ***	-1023,8 ***	244,8	0,784	32,6 ***
	E	1793,5 ***	-388,8 ***	231,0	0,807	37,7 ***
OWO	S	514,1 ***	-63,8 ***	32,2	0,956	197,7 ***
	Mg	571,6 ***	-456,1 ***	51,0	0,891	73,61 ***
	H	479,9 ***	-314,7 ***	58,0	0,859	54,8 ***
	E	544,8 ***	-118,4 ***	56,1	0,868	59,3 ***

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$; ‘ ‘ $p > 0,1$

Przy zmniejszeniu liczby branych pod uwagę grup organizmów do 8 podczas określania miar zbiorowiska, opracowane modele cechowały się ciągle wysokimi wartościami współczynnika determinacji (tab. 5.10.), lecz współczynniki te były minimalnie niższe niż w przypadku wszystkich uwzględnionych grup heterotroficznych organizmów eukariotycznych. W większości analizowanych modeli wzrósł również błąd RSE. Jednak i w tym przypadku najbardziej korzystnymi parametrami statystycznymi dopasowania (R^2 i RSE) cechowały się modele zbudowane w oparciu o miarę S, zaś najmniej korzystnymi, te opracowane w oparciu o miarę H. Cechą lepiej wyjaśnianą za pomocą modeli, podobnie jak poprzednio,

była wartość OWO. Również i w tym przypadku test F wykazał istotny wpływ miar charakteryzujących zbiorowiska na wartość cechy zależnej w modelach, czyli na wskaźniki zanieczyszczeń.

Tabela 5.10. Parametry zależności pomiędzy miarami bogactwa i różnorodności zbiorowisk organizmów pektonu a wskaźnikami zanieczyszczeń ścieków, przy uwzględnieniu 8 grup organizmów

$\hat{y}$	x	$\hat{\beta}_0$	$\hat{\beta}_1$	RSE	R^2	F
ChZT	<i>S</i>	1793,1 ***	-244,0 ***	160,4	0,907	87,9 ***
	<i>Mg</i>	2002,0 ***	-1753,3 ***	232,9	0,804	37,0 ***
	<i>H</i>	1585,1 ***	-1060,2 ***	249,2	0,776	31,1 ***
	<i>E</i>	1853,9 ***	-419,1 ***	232,1	0,806	37,3 ***
OWO	<i>S</i>	537,5 ***	-72,9 ***	37,9	0,940	140,3 ***
	<i>Mg</i>	609,5 ***	-535,3 ***	55,8	0,869	59,9 ***
	<i>H</i>	485,0 ***	-326,5 ***	59,2	0,853	52,2 ***
	<i>E</i>	564,1 ***	-127,9 ***	55,7	0,870	60,3 ***

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$; ‘ ‘ $p > 0,1$

Dalsze ograniczenie, przy obliczaniu miar zbiorowisk, branych pod uwagę grup organizmów do 6 (3 grupy orzęsek, 2 grupy ameb i grupę wiciowców) spowodowało wzrost poziomu współczynnika determinacji oraz spadek wartości błędu RSE (tab. 5.11.). Sytuacja taka wskazuje, że modele te można oceniać jako lepiej wyjaśniające zmienność cechy zależnej (wskaźników zanieczyszczeń) od miar opisujących zbiorowiska, zarówno w odniesieniu do modeli zbudowanych na wynikach analizy 8, jak i 12 grup morfologicznych. Podobnie jak poprzednio, najbardziej korzystnymi parametrami R^2 i RSE cechowały się modele oparte o wartość *S*, jednak tym razem najmniej korzystnym (choć nieznacznie) okazał się model oparty o wartość różnorodności *E*. Cechą zależną lepiej objaśnianą za pomocą zestawu prezentowanych modeli, podobnie jak poprzednio, była wartość OWO. Przeprowadzony test F wykazał istotny wpływ miar charakteryzujących zbiorowiska na wartość cechy zależnej w modelach.

Tabela 5.11. Parametry zależności pomiędzy miarami bogactwa i różnorodności zbiorowisk organizmów pektonu a wskaźnikami zanieczyszczeń ścieków, przy uwzględnieniu 6 grup organizmów

$\hat{y}$	x	$\hat{\beta}_0$	$\hat{\beta}_1$	RSE	R^2	F
ChZT	<i>S</i>	1681,5 ***	-303,1 ***	136,8	0,932	124,1 ***
	<i>Mg</i>	1772,9 ***	-2087,8 ***	177,4	0,886	70,2 ***
	<i>H</i>	1440,0 ***	-1154,4 ***	222,9	0,821	41,2 ***
	<i>E</i>	1816,3 ***	-513,9 ***	224,1	0,819	40,6 ***
OWO	<i>S</i>	501,6 ***	-89,9 ***	33,9	0,952	177,4 ***
	<i>Mg</i>	534,3 ***	-628,7 ***	40,2	0,932	123,8 ***
	<i>H</i>	437,7 ***	-352,2 ***	52,2	0,886	69,8 ***
	<i>E</i>	550,7 ***	-156,0 ***	54,5	0,876	63,3 ***

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$; ‘ ‘ $p > 0,1$

Testowanie modeli

Ważną właściwością opracowanych modeli jest ich zdolność do przewidywania wartości zmiennej zależnej dla obiektów nie uwzględnionych w próbie na podstawie której modele były budowane. Stąd też dla przetestowania opracowanych modeli, przeprowadzone zostały analizy biorące pod uwagę zestawy danych, które nie były brane pod uwagę na etapie ich budowy. Wspomniane zestawy danych pochodziły z dwu niezależnie wykonanych serii badań. Każda z tych serii, podobnie jak seria, która została wykorzystana do budowy modelu, składała się z 7 sesji pomiarowych, w ramach których badane były próby pektonu i oczyszczanych ścieków.

Zamieszczone w tabeli 5.12. zestawienia danych prezentują wartości błędu RMSE, określającego różnicę pomiędzy wartością obserwowaną a przewidywaną na podstawie modeli. Wartość RMSE obliczona została dla zbioru danych wykorzystanych do budowy modeli, zaś wartości RMSE 1 i RSME 2 zostały wyliczone z wykorzystaniem danych uzyskanych w dwu niezależnych seriach badań testujących. Dodatkowo w tabeli 5.12. zamieszczona została również wartość wskaźnika determinacji wyliczona dla obu serii testowych. W związku z tym, że przedstawione wcześniej analizy związane z wartością RSE i R^2 wskazywały, iż modele uwzględniające 8 grup organizmów gorzej wyjaśniały związek pomiędzy wartością wskaźników zanieczyszczeń a miarami zbiorowisk pektonu, ta grupa modeli nie została uwzględniona w zestawieniu tabelarycznym. Pominięcie w zestawieniu tych informacji zostało podyktowane również faktem, że wykonane analizy na próbach testowych wykazały, iż modele oparte na danych zebranych podczas analizy 8 grup nie cechowały się bardziej korzystnymi parametrami RMSE i R^2 niż modele oparte o wyniki badań 12 i 6 grup organizmów.

Tabela 5.12. Wartości RMSE modeli opracowanych przy uwzględnieniu różnej liczby grup organizmów oraz RMSE i R^2 dwu serii testowych

Liczba grup	$\hat{y}$	x	RMSE	Seria testowa 1		Seria testowa 2	
				RMSE 1	R^2 1	RMSE 2	R^2 2
12	ChZT	S	131,628	257,423	0,947	176,475	0,886
		Mg	196,303	351,853	0,754	436,935	0,787
		H	221,389	278,691	0,835	187,507	0,905
		E	208,936	357,196	0,793	245,509	0,886
	OWO	S	29,161	77,615	0,949	46,917	0,913
		Mg	46,132	102,304	0,793	128,728	0,834
		H	52,503	79,179	0,887	52,555	0,938
		E	50,731	105,195	0,831	69,583	0,927
6	ChZT	S	123,757	152,265	0,976	222,394	0,805
		Mg	160,492	229,421	0,832	533,771	0,628
		H	201,606	268,554	0,827	244,699	0,859
		E	202,728	322,239	0,774	262,023	0,844
	OWO	S	30,712	44,584	0,980	60,819	0,833
		Mg	36,391	60,461	0,880	157,300	0,663
		H	47,223	74,755	0,877	68,665	0,902
		E	49,284	93,002	0,813	72,386	0,893

Z danych przedstawionych w tabeli 5.12. wynika, że błąd RMSE obliczony na podstawie danych, na których zbudowanych był model okazał się najniższy w przypadku, gdy brano pod uwagę wartości miar zbiorowisk uwzględniające 6 grup organizmów. We wszystkich rozważanych przypadkach bazowej serii danych modele, w których cechą zależną był wskaźnik OWO odznaczały się niższymi wartościami RMSE, zaś najniższe wartości tego parametru posiadały modele oparte o miarę S. W obrębie modeli uwzględniających miary różnorodności mniejszym błędem, w przypadku uwzględnienia 12 grup zbiorowisk, cechował się ten oparty o indeks różnorodności E, zaś w przypadku uwzględnienia 6 zbiorowisk był to model bazujący na indeksie H.

Analizując pierwszą serię testową stwierdzono, że błąd RMSE we wszystkich analizowanych przypadkach był wyższy niż dla danych bazowych. Jednak podobnie jak w serii bazowej był on najniższy w sytuacji, gdy brano pod uwagę wartości miar zbiorowisk liczone przy uwzględnieniu 6 grup organizmów. Również podobnie jak w serii bazowej modele, w których cechą zależną był wskaźnik OWO odznaczały się niższymi wartościami RMSE, zaś wśród nich najniższe wartości tego parametru posiadały modele oparte o miarę S. Nastąpiła jednak zmiana w proporcji wielkości błędu modeli opartych o różnorodność. Mniejszymi wartościami analizowanego błędu cechowały się modele oparte o indeks H. W analogiczny sposób zaszeregowane zostały modele w oparciu o wartość współczynnika determinacji odnośnie liczby uwzględnianych grup oraz wartości zależnych. Inaczej uszeregowane zostały jednak modele w odniesieniu do uwzględnianych miar zbiorowisk – najwyższym współczynnikiem determinacji cechowały się modele oparte o bogactwo S, różnorodność H, a w dalszej kolejności różnorodność E i bogactwo Mg.

W drugiej serii testowej wartość błędu RMSE była w większości przypadków wyższa niż w przypadku danych bazowych, ale niższa niż w pierwszej serii testowej. Wyższymi wartościami cechowały się jedynie modele oparte o bogactwo Mg. Jednak w odróżnieniu od serii bazowej i pierwszej serii testowej błąd RMSE był niższy, gdy pod uwagę brano wartości miar zbiorowisk wyliczone przy uwzględnieniu 12 grup organizmów. Podobnie jak w serii bazowej i pierwszej serii testowej modele, w których cechą zależną był wskaźnik OWO cechowały się niższymi wartościami RMSE, zaś wśród nich najniższe wartości tego parametru posiadały modele oparte o miarę S, zaś w dalszej kolejności, zgodnie z rosnącą wartością błędu, plasowały się modele oparte o miary H, E i Mg. Uwzględniając wartość współczynnika determinacji stwierdzono, że najlepiej dopasowane zostały modele zbudowane w oparciu o różnorodność H, zarówno w przypadku analizy prowadzonej w oparciu o 12, jak i 6 grup organizmów, przy czym wyższe wartości tego współczynnika obserwowano dla modeli bazujących na 12 grupach. Należy jednak podkreślić, iż wartość R^2 była niższa w przypadku obliczeń prowadzonych na danych z drugiej serii testowej niż z serii pierwszej (tab. 5.12.) oraz dla danych uwzględnionych w modelu bazowym (tab. 5.9. i 5.11.).

Podsumowując można stwierdzić, że przy ocenie modeli bazującej na pierwszym zestawie danych testowych lepszymi parametrami cechowały się te oparte o liczbę grup organizmów ograniczoną do 6. W przypadku drugiego zestawu danych testowych

lepszymi parametrami cechowały się modele zbudowane w oparciu o 12 grup organizmów. Stąd też szerszy zestaw danych pozwolił opracować modele cechujące się wyższą trafnością zewnętrzną. Analizując wyniki można także stwierdzić, że zarówno w przypadku 12 jak i 6 branych pod uwagę grup organizmów miary bogactwa S i różnorodności H pozwalają na opracowanie modeli charakteryzujących się niższym błędem RMSE i wyższym współczynnikiem determinacji R^2 niż w przypadku miar względnego bogactwa Mg oraz różnorodności E.

Modele opracowane na podstawie wszystkich serii pomiarów

Parametry modeli

Celem uogólnienia wyników badań prowadzonych w ramach wszystkich serii pomiarów (21 sesji pomiarowych) zbudowano modele zależności pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu a wartością wskaźników zanieczyszczenia ścieków. W trakcie analiz podobnie, jak przy określaniu trafności zewnętrznej modeli brane było pod uwagę bogactwo grup S oraz różnorodność H, bazujące na zestawie danych obejmującym 12 grup organizmów oraz najbardziej zawężonym zestawie danych obejmującym 6 grup – 3 grupy orzęsek, 2 grupy ameb i grupę wiciowców. Wyłączone z omówienia wyników zostały względne bogactwo Mg, oraz różnorodność E ze względu na wyższe wartości RMSE oraz niższe R^2 odpowiednio względem miary bogactwa S i różnorodności H, wykazane w trakcie analizy rezultatów badań z obu serii testowych.

Parametry charakteryzujące opracowane modele zostały przedstawione w tabeli 5.13.

Tabela 5.13. Parametry zależności pomiędzy miarami bogactwa i różnorodności zbiorowisk organizmów pektonu a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków, przy uwzględnieniu 12 oraz 6 grup organizmów

liczba grup	$\hat{y}$	x	$\hat{\beta}_0$	$\hat{\beta}_1$	RSE	R^2	F
12	ChZT	S	1585,1***	-186,1***	136,5	0,931	120,6***
		H	1359,3***	-836,2***	198,6	0,853	52,2***
	OWO	S	462,6***	-53,7***	31,8	0,954	185,0***
		H	404,5***	-248,3***	40,7	0,924	109,8***
6	ChZT	S	1616,9***	-281,2***	142,2	0,925	110,4***
		H	1236,4***	-923,3***	202,7	0,847	49,8***
	OWO	S	471,0***	-81,0***	35,4	0,943	148,3***
		H	367,7***	-273,9***	42,9	0,915	97,6***

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$; ‘ $p > 0,1$

Analizując informacje zawarte w tabeli 5.13. obejmujące parametry opracowanych modeli można stwierdzić, że zdecydowanie mniejszym błędem RSE cechowały się modele, w których cechą zależną był wskaźnik OWO. Niższymi wartościami tego błędu charakteryzowały się modele oparte o miarę bogactwa S niż różnorodności H. W analogiczny sposób wartościowane są omawiane modele pod względem wielkości współczynnika determinacji. Wyniki testu F wykazały istotny

wpływ miar charakteryzujących zbiorowiska na cechę zależną modeli, czyli wartość wskaźników zanieczyszczenia. Można więc stwierdzić, że uwzględnienie w obrębie użytego zestawu danych pomiarów ze wszystkich 21 serii, nie zmieniło zasadniczo poziomu analizowanych parametrów statystycznych modeli opisujących związek pomiędzy miarami zbiorowisk pektonu a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków, w odniesieniu do tych z serii bazowej. Choć widoczna wcześniej niewielka przewaga modeli budowanych na podstawie miar z analizy 6 grup organizmów została zniwelowana, najprawdopodobniej na skutek uwzględnienia przy budowie modeli wyników z drugiej serii testowej.

Testowanie modeli

Do oceny jakości omawianych modeli użyte zostały statystyki R^2 i RMSE. Jednak statystyki te opracowane dla danych na podstawie których powstał oceniany model często wskazują zawyżone wartości dopasowania w stosunku do praktycznej zdolności generalizacyjnej modelu. Aby dokładniej przeanalizować parametry statystyczne modeli, na kolejnym etapie badań w trakcie przygotowania danych do budowy i oceny modeli zastosowano resampling z wykorzystaniem metody bootstrap. Zastosowana w pracy metoda bootstrap polegała na wielokrotnym losowaniu ze zwracaniem, z dostępnego zestawu danych pomiarowych, próby o tej samej wielkości co próba badawcza. Na wylosowanych elementach zbudowane zostały modele, dla których poprawność predykcji sprawdzona została na elementach, które nie zostały wylosowane do ich budowy. Czynność ta powtórzona została 50 razy, dając podstawę oszacowania wyznaczonych na różnych próbach parametrów dopasowania modeli. Parametry statystyczne uzyskane z wykorzystaniem resamplingu metodą bootstrap (RMSE 2) zostały przedstawiane w zestawieniu tabelarycznym (tab. 5.14.) razem z parametrami opracowanymi na podstawie zestawu danych pomiarowych (RMSE 1). W tabeli 5.14. zamieszczona została również wartość współczynnika determinacji modelu utworzonego na podstawie danych opracowanych z użyciem resamplingu (R^2 2).

Tabela 5.14. Parametry statystyczne dopasowania modeli opracowanych dla danych pomiarowych oraz na podstawie resamplingu

liczba grup	$\hat{y}$	x	RMSE 1	RMSE 2	R^2 2
12	ChZT	S	123,453	134,850	0,889
	ChZT	H	179,671	190,986	0,891
	OWO	S	28,796	34,747	0,900
	OWO	H	36,797	38,496	0,932
6	ChZT	S	128,640	145,632	0,925
	ChZT	H	183,311	197,784	0,851
	OWO	S	31,981	38,181	0,926
	OWO	H	38,851	42,005	0,893

Omawiając parametry opracowanych modeli zestawione w tabeli 5.14. można stwierdzić, że mniejszym błędem RMSE charakteryzują się modele, w których cechą

zależną był wskaźnik OWO, zaś wśród nich niższe wartości tego parametru posiadały modele oparte o miarę bogactwa S niż różnorodności H. Odnosi się to zarówno do błędu obliczanego dla modelu budowanego w oparciu o dane pomiarowe, jak i tego tworzonego w oparciu o dane z resamplingu. Można również stwierdzić, że uwzględnienie różnej liczby grup organizmów przy obliczaniu miar zbiorowisk ma wpływ na wartości błędu RMSE modeli opisujących związek pomiędzy tymi miarami a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków. Analizowany błąd był większy przy modelach uwzględniających 6 grup organizmów.

Błąd RMSE był większy w przypadku obliczeń uzyskanych dla modelu budowanego na podstawie danych uzyskanych za pomocą resamplingu metodą bootstrap niż modelu z danych pomiarowych. Spowodowane było to głównie tym, że odnosił się on do analiz wykonanych na podstawie danych, które nie były wykorzystane w trakcie budowy ocenianego modelu.

Interesującą właściwością omawianych modeli, którą można zauważyć na podstawie analizy współczynnika determinacji R^2 jest to, że w porównaniu do modeli z pomiarów (tab. 5.13.) współczynnik ten maleje lub pozostaje na tym samym poziomie przy stosowanym resamplingu w przypadku zależności opisujących związek bogactwa S i wskaźników zanieczyszczenia. Omawiany współczynnik R^2 wzrasta w przypadku modeli związku różnorodności H oraz wskaźników zanieczyszczeń – wyjątek stanowi tu jedynie przypadek związku OWO i H przy uwzględnieniu 6 grup organizmów. Pozwala to przypuszczać, że rozszerzanie ilości danych pomiarowych użytych przy opracowaniu tego typu modeli, skutkowałoby polepszaniem się parametrów statystycznych tych modeli, które bazują na różnorodności H oraz prawdopodobnym brakiem polepszenia parametrów modeli bazujących na bogactwie S.

Podsumowując przeprowadzone analizy można stwierdzić, że najbardziej obiecujące w przyszłych zastosowaniach praktycznych wydają się być dwie grupy modeli. Pierwsza z nich obejmuje modele opisujące związek wskaźników zanieczyszczenia ChZT i OWO z bogactwem S pektonu ustalonym na podstawie zestawienia 6 grup organizmów. Uzasadnić taki wybór można krótkim czasem i łatwością pozyskania niezbędnych danych pomiarowych. Należy przy tym jednak założyć, iż tak uproszczone badania dobrze odzwierciedlać będą zależności w stabilnych warunkach bytowania organizmów zbiorowisk pektonu, czyli w urządzeniach pracujący bez zakłóceń realizowanych procesów. Drugą grupą obiecujących modeli opisujących zależności pomiędzy analizowanymi wskaźnikami zanieczyszczeń, a miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu jest ta uwzględniająca różnorodność H wyznaczaną dla 12 grup organizmów. Uzasadnione jest to rosnącą wartością współczynnika determinacji przy rozszerzaniu zbioru danych użytych przy tworzeniu modeli, jak również tym, że dane takie odzwierciedlają strukturę zbiorowisk organizmów, będąc w pełni ilościową jej miarą. W związku z tym bazując na różnorodności H można oczekiwać bardziej uniwersalnych modeli charakteryzujących się wysoką zgodnością zewnętrzną i praktyczną zdolnością generalizacji. Modele charakteryzujące się taką zdolnością mogą dobrze nadawać się do oceny nie tylko sytuacji w stabilnych systemach oczyszczania ścieków, ale również takich, które znajdują się pod presją różnych

czynników zakłócających. Choć w odniesieniu do modeli opartych o różnorodność H przy uwzględnieniu 12 grup organizmów należy pamiętać o większym nakładzie czasu pracy na pozyskanie niezbędnych danych pomiarowych.

5.2. Porównanie pektonu i osadu czynnego

5.2.1. Wskaźniki fizyczno-chemiczne zanieczyszczenia ścieków

Analizowany okres badań charakteryzował się stabilnymi warunkami obciążeń bioreaktora ładunkami zanieczyszczeń. Świadczyć o tym mogą wartości średnie odniesione do zakresu wartości minimalnych i maksymalnych oraz współczynnika zmienności V wskaźników fizyczno-chemicznych zanieczyszczenia ścieków dopływających i odpływających z bioreaktora. Omawiane dane zawarte są w tabeli 5.15.

Tabela 5.15. Charakterystyki ścieków w trakcie II etapu badań

	BZT ₅	ChZT	N _{og}	P _{og}
Dopływ do bioreaktora				
$x_{\min}$	380	640	95	11,2
$x_{\max}$	420	889	98,2	14,9
$\bar{x}$	395	724,78	96,39	12,63
V (%)	3,58	10,45	1,13	11,64
Ścieki oczyszczone				
$x_{\min}$	3,9	57	11,84	0,14
$x_{\max}$	5,8	67	12,70	0,30
$\bar{x}$	4,95	61,25	12,37	0,24
V (%)	18,18	7,10	4,77	29,17
% usuwania	98,7	91,6	87,2	98,1

Wartości wskaźnika zmienności dla ścieków dopływających do bioreaktora były stosunkowo niskie dla wszystkich ważniejszych wskaźników zanieczyszczeń, przy czym najniższy dla azotu ogólnego (N_{og}) oraz biodegradowalnych związków węgla wyrażanych przez wartość BZT₅. Stopień usuwania zanieczyszczeń był wysoki i przeciętnie wynosił powyżej 90% dla analizowanych wskaźników zanieczyszczeń, jedynie w odniesieniu do N_{og} nie przekraczał 88%. Zwiększyły się natomiast współczynniki zmienności parametrów jakości ścieków na odpływie z oczyszczalni i wynosiły od 4,77 do 29,17%, co wynikało jednak nie tyle z małej stabilności pracy systemu oczyszczania, co z uzyskiwanej wysokiej sprawności i niewielkich średnich stężeń zanieczyszczeń w odpływie.

W badanym bioreaktorze stężenie zanieczyszczeń po połączeniu się strumienia ścieków oczyszczonych mechanicznie ze strumieniem recyrkulatu zewnętrznego zmniejszało się około 50% przez rozcieńczenie, a następnie o około 90% na skutek

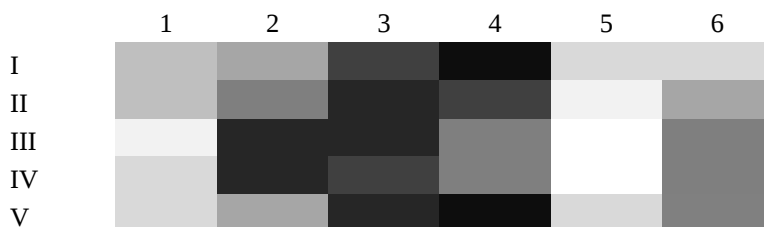
adsorpcji na powierzchni kłaczków osadu czynnego, cechującego się rozbudowaną powierzchnią właściwą. Strumień oznaczony na rysunku 4.1. cyfrą 3 (powstały z połączenia strumienia 2 i 4) miał zróżnicowane właściwości w kolejnych objętościach bioreaktora w którym następowało zespolone usuwanie związków węgla azotu i fosforu. W objętości beztlenowej z komórek organizmów kumulujących polifosforany uwalniał się w formie rozpuszczalnej fosfor i spadało stężenie węgla zawartego w LKT (lotnych kwasach tłuszczowych). W części niedotlenionej, w której zachodził proces denitryfikacji, spadało stężenie dostępnych form węgla organicznego, i azotu ogólnego, który powracał do tej objętości z recyrkulatem wewnętrznym (5) w formie N_{NO_3} . W komorze napowietrzanej następował dalszy spadek stężenia BZT₅, asymilacja i wbudowanie w biomase rozpuszczalnych form P_{og} i utlenianie N_{NH_4} (azotu amonowego). W strumieniu 2 stale, oprócz asymilacji zanieczyszczeń rozpuszczalnych, następowało usuwanie cząstek zawiesiny ożywionej i nieożywionej, organicznej i mineralnej zarówno na skutek sorpcji fizycznej, jak również procesów biologicznych związanych z aktywnym pobieraniem pokarmu przez organizmy. Strumień ten ulegał w osadniku wtórnym podziałowi na dwie części – ścieki oczyszczone biologicznie (6) i recyrkulat zewnętrzny, zawierający osad czynny (4).

5.2.2. Analiza materiału biologicznego

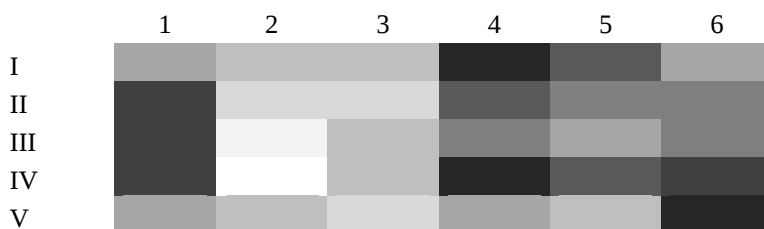
Grupy morfologiczne zbiorowisk pektonu i osadu czynnego

Podczas opracowania danych z obserwacji mikroskopowych pektonu i osadu czynnego, brane pod uwagę były grupy morfologiczne pierwotniaków wymienianych jako istotne z punktu widzenia analizy procesów realizowanych w systemach oczyszczania ścieków (Klimowicz, 1977; Turoboyski, 1979; Kalisz i Kaźmierczuk, 1998; Eikelboom i van Buijsen, 1999; Martin-Cerceda i in., 2001, 2002; Fiałkowska i in., 2005; Drzewicki i Kulikowska, 2011; Madoni, 2011; Foissner, 2016). Było to 6 tych samych grup morfologicznych które uwzględniane zostały przy analizie pektonu, podczas badania zależności pomiędzy miarami opisującymi zbiorowiska a wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków, czyli: orzęski pływakowe, orzęski osiadłe, orzęski pełzające, ameby nagie, ameby skorupkowe oraz wiciowce. Dodatkowym argumentem który przemawiał za doбором takiego zestawienia grup, było to, że ich przedstawiciele występowali licznie zarówno w pektonie jak i osadzie czynnym.

Na bazie wyników z analiz mikroskopowych opracowane zostały zestawienia udziałów frakcyjnych (p_i) grup morfologicznych występujących we wszystkich analizowanych punktach w obrębie zbiorowisk pektonu i osadu czynnego. Zestawienia zbiorcze uśrednionych wartości udziałów p_i ze wszystkich sesji pomiarowych zamieszczone zostały w diagramach wykonanych w formie map natężenia cechy – *heatmap* (rys. 5.48. i 5.49.), gdzie za pomocą odcieni szarości wyróżniono udziały od najmniejszych – w kolorze czarnym, do największych w kolorze białym z rozdzielczością co 5%.



Rys. 5.48. Udziały frakcyjne grup morfologicznych pektonu



Rys. 5.49. Udziały frakcyjne grup morfologicznych osadu czynnego

Diagramy na rysunkach 5.48. i 5.49. odzwierciedlają średnie udziały frakcyjne (wyrażone w %) grup morfologicznych pektonu i osadu czynnego. Symbole użyte na rysunkach mają następujące znaczenie: 1 – orzęski pływające, 2 – orzęski osiadłe, 3 – orzęski pełzające, 4 – ameby nagie, 5 – ameby skorupkowe, 6 – wiciowce; I–V – punkty pobierania materiału biologicznego (zgodnie z opisem rysunku 4.1.).

Grupę orzęsków pływających (1) cechowały w pektonie wyrównane udziały z niewielką tendencją wzrostową w kolejnych komorach bioreaktora, zaś w osadzie czynnym wysokie i wyrównane udziały na początku i końcu bioreaktora – punkty I i V, oraz niskie udziały w punktach centralnych – II, III i IV. Grupa orzęsków osiadłych (2), zarówno w obrębie pektonu, jak i osadu czynnego wykazywała zauważalne zmiany udziału frakcyjnego na kolejnych etapach oczyszczania biologicznego. Skrajne punkty bioreaktora I i V cechowały się zbliżonymi udziałami tej grupy zarówno w pektonie, jak i osadzie czynnym. Natomiast w punktach centralnych – III i IV, w zbiorowisku pektonu udział ten malał zaś w osadzie czynnym wzrastał. Grupa obejmująca orzęski pełzające (3), cechowała się dość wyrównanym udziałem frakcyjnym w obu zbiorowiskach w kolejnych punktach bioreaktora, z tym że w pektonie były to w większości niskie poziomy, zaś w osadzie czynnym wysokie.

Grupa obejmująca ameby nagie (4) w obrębie pektonu cechowała się niskimi wartościami udziałów frakcyjnych w punktach skrajnych bioreaktora i średnimi w centralnych, zaś w obrębie zbiorowisk osadu czynnego pozostawała na niskim poziomie udziału frakcyjnego w punktach I i IV (przy niskich stężeniach tlenu) zaś w pozostałych punktach zauważalnie wzrastał jej udział. Grupa ameb skorupkowych (5) prezentowała bardzo podobne trendy zmian liczebności jak grupa ameb nagich w obrębie obu formacji, przy czym jej udziały frakcyjne były znacznie wyższe, co szczególnie wyraźne jest w odniesieniu do formacji pektonu.

Grupa wiciowców (6), odzwierciedla ogólnie podobną tendencję zmian udziałów frakcyjnych w obu zbiorowiskach, wykazując zauważalne spadki w trakcie procesu oczyszczania ścieków, z tym że tendencja ta jest bardziej wyraźna w osadzie czynnym.

Podsumowując można stwierdzić, że udziały frakcyjne analizowanych grup morfologicznych różniły się w poszczególnych punktach pobierania prób materiału biologicznego jak i pomiędzy analizowanymi formacjami występującymi w tym samym punkcie. W osadzie czynnym licznie występowały orzęski osiadłe i orzęski pełzające, natomiast w pektonie orzęski pełzające oraz ameby skorupkowe.

Analizując omawiane diagramy z rysunków 5.48. i 5.49. można zauważyć, że zbiorowisko osadu czynnego jest bardziej jednorodne pod względem udziałów frakcyjnych niż zbiorowisko pektonu, co wizualnie reprezentowane jest przez mniejszą liczbę bardzo jasnych i bardzo ciemnych obszarów histogramu, niż ma to miejsce w przypadku pektonu.



Rys. 5.50. Udziały frakcyjne grup morfologicznych pektonu oraz osadu czynnego, uśrednione względem punktów pobierania prób

Z kolei diagram na rysunku 5.50. opracowany na podstawie uśrednionych danych na temat udziałów frakcyjnych analizowanych grup w obrębie pektonu i obrębie osadu czynnego pokazuje ogólne różnice w strukturze analizowanych zgrupowań. Różnice widoczne w wierszach diagramu świadczą o przewadze różnych grup morfologicznych w udziałach frakcyjnych obu analizowanych formacji. W przypadku pektonu jest to grupa 1 i 5 (orzęski pływające oraz ameby skorupkowe), zaś osadu czynnego 2 i 3 (orzęski osiadłe i orzęski pełzające).

Celem weryfikacji występowania istotnych statystycznie różnic pomiędzy zgrupowaniami pektonu i osadu czynnego, które widoczne są na diagramach zamieszczonych na rysunkach 5.48. i 5.49. przeprowadzona została analiza udziałów frakcyjnych grup morfologicznych obecnych w badanych punktach pomiarowych. Podczas analizy za pomocą testu χ^2 porównywane były udziały tych samych grup morfologicznych obu omawianych zbiorowisk, w każdym z analizowanych punktów. Przeprowadzony test wykazał, że rozkład udziałów frakcyjnych każdej grupy morfologicznej w porównywanych zbiorowiskach tego samego punktu pobierania materiału biologicznego jest inny. Stąd też można przyjąć, iż istnieje statystycznie istotna różnica pomiędzy pektonem i osadem czynnym pod względem udziałów frakcyjnych branych pod uwagę grup morfologicznych.

Podobieństwa w obrębie zbiorowisk pektonu i osadu czynnego

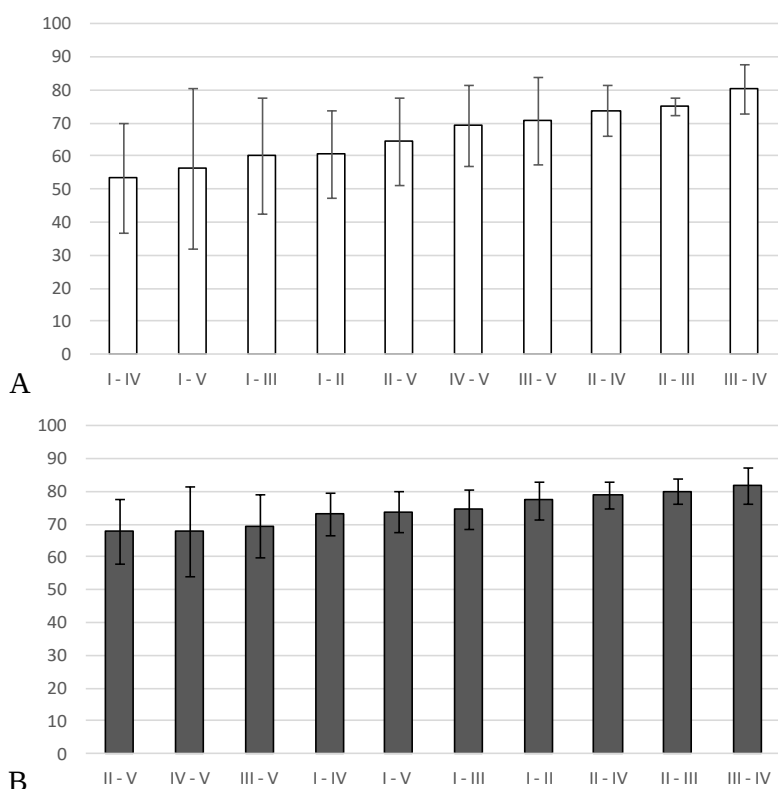
Za pomocą metody Renkonena porównanie zostały podobieństwa udziałów frakcyjnych grup morfologicznych występujące w obrębie zbiorowisk pektonu

i zbiorowisk osadu czynnego, w kolejnych etapach oczyszczania ścieków. Analizy przeprowadzone zostały dla wartości podobieństw występujących w poszczególnych sesjach pomiarowych oraz średnich podobieństwa z całego okresu badań.

Odnosząc się do analiz prowadzonych z osobna dla wyników poszczególnych sesji pomiarowych należy stwierdzić, że podobieństwo zbiorowisk pektonu pomiędzy kolejnymi etapami nie przekroczyło 95%, ale nie spadło także poniżej 20%. Średnio w tej formacji najczęściej podobieństwo wykazywały próby z punktów III i IV oraz II i III, natomiast najrzadziej próby z punktów I i IV oraz I i V, czyli umieszczonych na początku i na końcu procesu oczyszczania.

Podobieństwo pomiędzy punktami zbiorowisk osadu czynnego nie przekroczyło wartości 90%, ale nie spadło też poniżej wartości 45%. Najczęściej podobieństwo wykazywały próby z punktów III i IV, a najrzadziej z punktów II i V oraz IV i V, co analogicznie jak w przypadku pektonu przekłada się na poziom wartości średnich.

Dla dalszej analizy wartości podobieństwa występującego w obrębie poszczególnych zgrupowań pektonu oraz w obrębie osadu w komorze bioreaktora opracowana została interpretacja graficzna zamieszczona na rysunku 5.51.



Rys. 5.51. Wartości średnie podobieństwa (%) zespołów organizmów w pektonie (A) i osadzie czynnym (B), występującego pomiędzy poszczególnymi punktami w bioreaktorze

Widoczne na rysunku 5.51. pary punktów uszeregowane z rosnącą wartością podobieństwa wskazują na występowanie regularności w zmianach zachodzących w składzie zgrupowania organizmów pektonu oraz osadu czynnego w kolejnych strefach bioreaktora, w trakcie procesu oczyszczania ścieków.

Różnice w poziomie podobieństwa występujące pomiędzy kolejnymi parami punktów pektonu są wyraźne (rys. 5.51.A). Najniższy poziom podobieństwa odnotowany jest dla punktu I, i oddalonych od niego punktów – najmniej podobne są najbardziej odległe od niego punkty IV i V (53,8–56,7%), w dalszej kolejności III (60,5%), zaś najbardziej podobny jest bezpośrednio z nim sąsiadujący punkt II (60,8%). Większe podobieństwo wykazuje para punktów II i V (ok. 64,6%). Pozostałe pary punktów wykazują jeszcze większe podobieństwo mieszczące się w zakresie od ok. 70% do 80 %, przy czym najbardziej podobne są punkty III z IV (80,7%), następnie II z III (75,5%) oraz II z IV (73,9%). Można więc stwierdzić, że podobieństwo pomiędzy punktami związane jest najprawdopodobniej z poziomem zanieczyszczeń, co również rzutuje na niskie podobieństwa pomiędzy punktami na początku procesu – w punkcie pierwszym gdzie występują wysokie ich stężenia, i pod koniec procesu oczyszczania niskie. Stwierdzenie takie można odnieść również do pektonu bytującego w warunkach niedotlenionych i tlenowych oczyszczania ścieków który wykazuje wyższe podobieństwo niż zespół rozwijający się w warunkach beztlenowych i tlenowych. Tak więc można stwierdzić, że niski poziom podobieństwa zgrupowań pektonu występuje pomiędzy punktami na początku i na końcu ciągu technologicznego oczyszczania ścieków, gdzie panują najbardziej odmienne warunki w odniesieniu do dostępności pokarmu.

Różnice w poziomie podobieństwa występującego w obrębie zbiorowisk osadu czynnego obserwowane pomiędzy kolejnymi punktami pomiarowymi są mniej regularne i wyraźne niż w przypadku zgrupowań pektonu. W mniej licznych przypadkach obserwowano wyraźny wzrost podobieństwa osadu w następujących bezpośrednio po sobie punktach pomiarowych. Sytuacja taka dotyczyła par punktów – II i III (80,2%), III i IV (81,9%) oraz I i II (77,7%) (rys. 5.51.B).

Ponadto różnice podobieństwa zgrupowań osadu czynnego są niewielkie i zawierają się w zakresie 67,9–81,9%, co świadczy o tym, że osad czynny w poszczególnych punktach pobierania prób zlokalizowanych w różnych strefach bioreaktora może być traktowany jako jednolity w swoim składzie zespół organizmów. Taka sytuacja jest związana z ciągłym mieszaniem osadu w poszczególnych komorach bioreaktora przy jednoczesnym jego przepływie z komory do komory oraz recyrkulacji wewnętrznej i zewnętrznej. Uniemożliwia to wytworzenie się znacznie zróżnicowanych struktur w kolejnych punktach ciągu technologicznego, pomimo występujących w nich różnic w stężeniu zanieczyszczeń i tlenu rozpuszczonego. Ponadto wartości błędu standardowego (rys. 5.51.B) wskazują na niewielką zmienność w zgrupowaniach osadu w kolejnych sesjach pomiarowych.

Podsumowując można stwierdzić, że różnica w poziomie podobieństwa zbiorowisk pektonu była zauważalnie większa niż w zbiorowiskach osadu czynnego, zaś podobieństwo zawierało się w przedziale 53,8–80,7%. Poziom podobieństwa osadu czynnego zawierał się w zakresie 67,9–81,9%. Sugeruje to, że zbiorowisko

organizmów pektonu w kolejnych etapach oczyszczania ścieków w bioreaktorze było bardziej zróżnicowany niż zbiorowisko osadu. Można więc przyjąć, że im bardziej skuteczny i bezawaryjny będzie proces oczyszczania ścieków, co przejawiać się będzie niskim i stabilnym stężeniem zanieczyszczeń w odpływie z bioreaktora, tym większa będzie różnica w strukturze zgrupowań organizmów pektonu na początku i na końcu ciągu technologicznego procesu oczyszczania, czyli maleć będzie podobieństwo pomiędzy analizowanymi punktami. Z kolei wzrost podobieństwa pomiędzy zbiorowiskami organizmów pektonu na początku i na końcu bioreaktora realizującego proces oczyszczania świadczyć może o zakłóceniach procesu oraz obniżeniu jego efektywności. Analizując wyniki odnoszące się do osadu czynnego można przyjąć, że zespół jego organizmów odzwierciedlał zarówno kondycję czynnika procesowego jak i zmiany zachodzące w jakości oczyszczanych ścieków. Przy czym jakość czynnika procesowego wpływała bezpośrednio na parametry oczyszczonych ścieków.

Można w tym miejscu nadmienić, że o różnicach w strukturach zbiorowisk decydować mogą także dopływające czynniki destrukcyjne, których oddziaływanie na omawiane formacje będzie zróżnicowane (stopniowo niwelowane) przez rozcieńczane w miarę oddalenia się od wejścia do bioreaktora i dodatkowo rozcieńczane przez strumień recyrkulacji wewnętrznej. Stąd też zmiany w zbiorowisku osadu czynnego mogą być krótkotrwałe w konkretnym punkcie, ze względu na wspomniany ciągły przepływ i mieszanie, podczas gdy zbiorowiska pektonu pozostają bardziej ustabilizowane w czasie, a zachodzące w ich obrębie zmiany są reakcją na długotrwałe ekspozycje względem analizowanego czynnika środowiskowego. Jednak silnie oddziałujący czynnik szkodliwy nawet przy krótkotrwałym kontakcie może pozostawić widoczny ślad w strukturze zbiorowisk pektonu.

Podobieństwo zbiorowisk pektonu i osadu czynnego w poszczególnych punktach bioreaktora

Wyniki analizy podobieństwa zbiorowisk pektonu i osadu czynnego obliczone za pomocą metody Renkonena, przedstawiono w postaci tabelarycznej (tab. 5.16.).

Tabela 5.16. Podobieństwo (%) pomiędzy zgrupowaniami pektonu i osadu czynnego w analizowanych punktach pomiarowych

podobieństwo \ punkt	I	II	III	IV	V
$X_{\min}$	42,9	20,2	26,6	25,9	50,4
$X_{\max}$	80,3	65,2	54,9	57,9	81,3
$\bar{X}$	62,3	52,9	42,6	38,8	60,4
V (%)	33,2	41,5	28,2	40,2	23,9

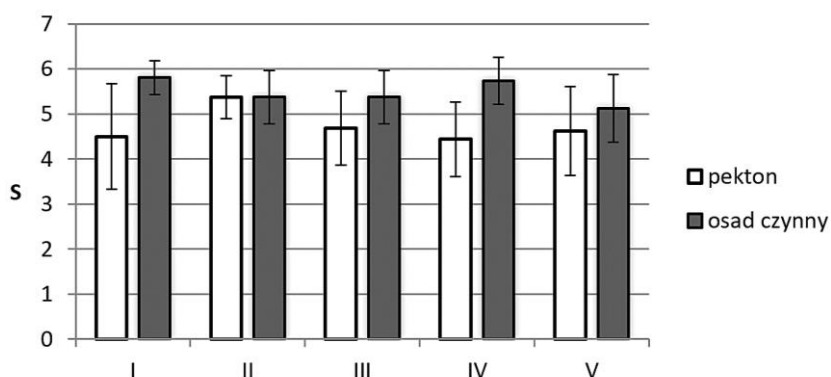
Największe podobieństwo składu grupowego pomiędzy pektonem i osadem czynnym, wynoszące odpowiednio 81,3% i 80,3% zaobserwowano w próbach pobieranych z punktów pomiarowych V oraz I (tab. 5.16.). Najmniej podobne były omawiane formacje w próbach pobranych z punktów II (20,2%) i IV (25,9%).

Biorąc pod uwagę wartości średnie, najbardziej podobne były próby pektonu i osadu pobrane z punktów I oraz V, zaś ich podobieństwa kształtowały się na poziomie 60,4–62,3%. Warto także pokreślić, że wartość podobieństwa pomiędzy omawianymi zbiorowiskami w punkcie pomiarowym V była najbardziej stabilna w czasie, co przejawiało się najniższym współczynnikiem zmienności. Najmniejsze podobieństwo zbiorowisk organizmów, wynoszącym 38,8% cechowało się próby z punktu IV, zlokalizowanego na początku strefy tlenowej. W punkcie tym występuje najbardziej zróżnicowana dostępność substratu dla obu analizowanych zbiorowisk. Praktycznie cały zasób substratów jest tu zwykle zaadsorbowany przez osad czynny, a roztwór w zasadzie jest oczyszczony z biodegradowalnych związków węgla, stąd też mniejsza ich ilość jest dostępna dla pektonu.

Analiza miar opisujących zbiorowiska pektonu i osadu czynnego

Rysunek 5.52. przedstawia średnie wartości oraz błąd standardowy estymacji ze wszystkich sesji pomiarowych odnoszące się do wartości bogactwa grup S dla poszczególnych punktów pobierania prób pektonu na tle wartości tego samego parametru obliczonego dla osadu czynnego. Zaobserwowano, że tylko w punkcie II omawiane wartości były zbliżone, zaś w każdym z pozostałych punktów wartość S była większa dla zbiorowisk osadu czynnego.

Wartość bogactwa branych pod uwagę grup (S) pektonu na początku bioreaktora znajduje się średnio na poziomie 4,5, następnie wzrasta w punkcie II do wartości 5,5 i znów spada, oscylując w następnych punktach na poziomie niewiele wyższym niż wartość początkowa. Z kolei wartość S dla osadu czynnego w pierwszym punkcie jest wysoka i wynosi średnio 5,8 następnie obniża się do 5,5 w punktach II i III, znów rośnie do wartości 5,8 w punkcie IV, aby na koniec spaść do wartości poniżej 5,1. Jak wynika z powyższego trudno jest w oparciu o zmiany wartości S wnioskować o czytelnych i łatwych do wyjaśnienia trendach widocznych w obrębie każdego z analizowanych zgrupowań.



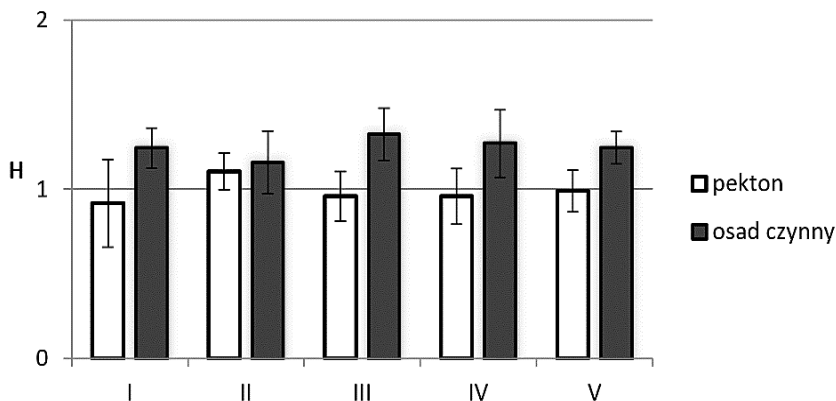
Rys. 5.52. Wartości średnie oraz błąd standardowy dla bogactwa grup S zbiorowisk pektonu oraz zbiorowisk osadu czynnego

Poszukując ogólnych prawidłowości w poziomie średnich wartości S odpowiadających analizowanym punktom, można zauważyć, że bardziej wyrównana ich wartość występuje w obrębie osadu czynnego – współczynnik zmienności V wynosi 23%. Z kolei zmienność w obrębie pektonu kształtująca się na poziomie wynoszącym 31% może wynikać z bardziej zmiennych warunków jego bytowania w każdym z punktów bioreaktora. Spostrzeżenie takie potwierdza zależności dostrzeżone wcześniej podczas analizy podobieństw w obrębie pektonu i osadu czynnego prowadzonej metodą Renkonena w oparciu o udziały frakcyjne grup morfologicznych.

Celem sprawdzenia, czy w omawianym zbiorze danych istnieją statystycznie istotne różnice, przeprowadzono analizę wartości bogactwa grup S występującego podczas wszystkich sesji pomiarowych w obrębie wszystkich punktów obu zbiorowisk. Przeprowadzone testy wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA wykazały, że wpływ zbiorowiska (pektonu i osadu czynnego) był istotny statystycznie, zaś pozostałych czynników – punktu oraz sesji pomiarowej, były nieistotne. Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, co pozwala przyjąć, że pierwsze założenie ANOVA zostało spełnione. Test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, czyli założenie o jednorodności wariancji również zostało spełnione na standardowo przyjętym poziomie prawdopodobieństwa $\alpha = 0,05$. Testy post-hoc w odniesieniu do uzyskanych wyników analiz nie były wykonywane, gdyż przy różnicującym dane efekcie zbiorowiska i dwu zbiorowiskach wiadomo, że to między nimi istnieje różnica, zaś skoro inne efekty nie różnicują danych istotnie statystycznie nie ma potrzeby zastosowania w stosunku do nich wspomnianych testów.

Podsumowując analizę statystyczną dotyczącą miary S należy stwierdzić, że jakkolwiek istnieją dostrzegalne różnice w poziomie wartości tej miary w odniesieniu do osadu czynnego w kolejnych punktach bioreaktora, a także nawet bardziej widoczne w odniesieniu do pektonu, to jednak statystyczne potwierdzenie tej różnicy odnosi się tylko do różnicy pomiędzy bogactwem grup morfologicznych pektonu i osadu czynnego.

Na rysunku 5.53. przedstawiono średnie wartości indeksu Shannona H oraz błąd standardowy dla punktów pobierania prób pektonu i osadu czynnego obliczone na podstawie danych z kolejnych sesji pomiarowych. Podobnie jak w przypadku bogactwa grup morfologicznych S , zauważalnie niższe średnie wartości indeksu H obserwowano w przypadku pektonu. Średnie obliczone na podstawie wyników wszystkich sesji pomiarowych wskazują, że indeks H dla osadu czynnego w próbach pobieranych w poszczególnych sesjach pomiarowych i we wszystkich punktach bioreaktora był większy od 1. W tym samym czasie różnorodność zespołu pektonu określana za pomocą indeksu H przyjmowała wartości mniejsze od 1 dla większości analizowanych punktów. Wyjątek stanowił punkt II. Analizując wartości indeksu H przed uśrednieniem wyników uzyskanych w poszczególnych punktach pobierania prób i poszczególnych sesji pomiarowych stwierdzono, że w osiemdziesięciu procentach przypadków wartości H były wyższe w odniesieniu do osadu czynnego niż analogiczne wartości obliczone dla pektonu.



Rys. 5.53. Wartości średnie oraz błąd standardowy dla różnorodności H zbiorowisk pektonu i zbiorowisk osadu czynnego

Analiza ogólnych zależności odnoszących się do wartości indeksu różnorodności H dla pektonu i osadu czynnego przeprowadzona na podstawie wartości współczynnika zmienności dla wspomnianego indeksu, wskazuje, że formacja pektonu była najbardziej zmienna w próbach pobranych z punktu I, który zlokalizowany był na wlocie do bioreaktora. W tym miejscu formacja pektonu kontaktowała się ze strumieniem mechanicznie oczyszczanych ścieków i ze strumieniem recyrkulatu zewnętrznego, który zawierał zagęszczony osad czynny. Z kolei najmniej zmienne były próby pektonu z punktu II, zlokalizowanego na wylocie ze strefy beztlenowej. W dwóch kolejnych punktach pomiarowych zmienność wzrastała. Natomiast w punkcie V, czyli na wylocie ze strefy tlenowej, gdzie znajdują się ścieki biologicznie oczyszczone ponownie spadała. Formacja osadu czynnego najmniej zmienna była w próbach z punktów I i V (początek i koniec procesu biologicznego oczyszczania), natomiast próby z punktów II, III i IV charakteryzowały się nieco większą zmiennością, podobną co do wielkości do stwierdzanych w formacji pektonu z punktów III i IV. Zmienność średnia liczona względem wszystkich kolejnych punktów pomiarowych była wyższa w przypadku pektonu, i wynosiła ok. 26%.

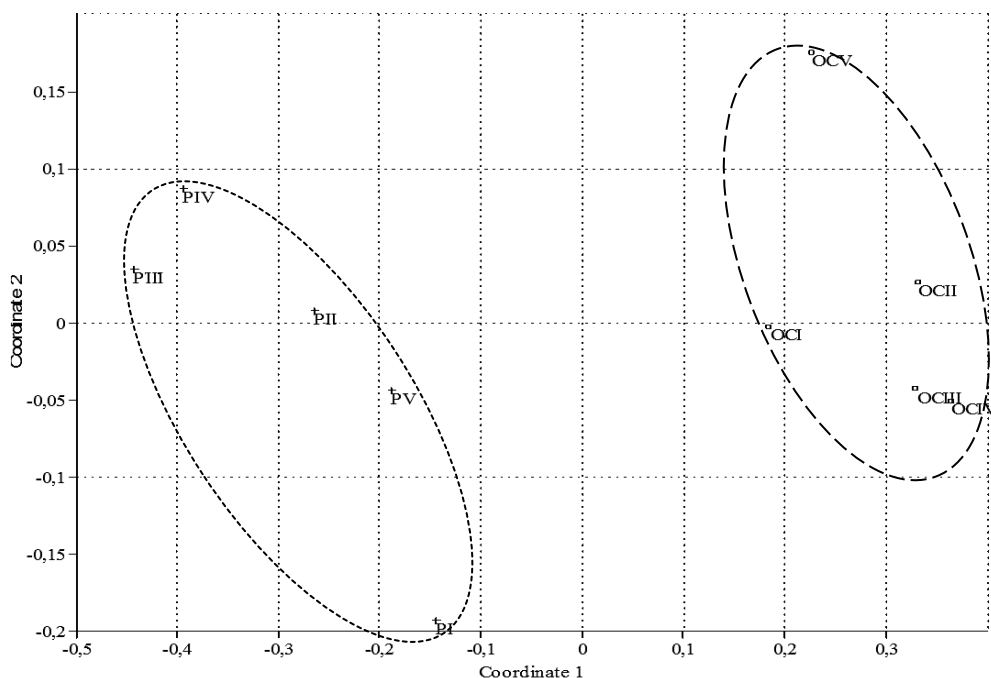
Na podstawie przeprowadzonego testu wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA można stwierdzić, że istnieje statystycznie istotna różnica pomiędzy średnimi wartościami H pektonu i osadu czynnego. Test ten wykazał również, że w obrębie zbiorowisk pektonu i osadu czynnego wyróżnione punkty pobierania materiału biologicznego oraz poszczególne sesje pomiarowe nie różnicują istotnie wartości indeksu H. Przeprowadzony test Shapiro-Wilka dowiódł, że rozkład reszt modelu ANOVA nie różnił się istotnie od rozkładu normalnego, co potwierdza, że pierwsze założenie ANOVA zostało spełnione. Ponadto test Levene'a potwierdził homogeniczność reszt, czyli założenie o jednorodności wariancji także zostało spełnione. Z takich samych powodów, podobnie jak w przypadku analizy statystycznej dotyczącej wartości bogactwa grup morfologicznych, nie były wykonywane testy post-hoc odnośnie indeksu różnorodności Shannona.

Podsumowując można stwierdzić, że chociaż podobnie jak w przypadku bogactwa grup istnieje dostrzegalna różnica w poziomie średnich wartości indeksu różnorodności Shannona H osadu czynnego i pektonu w kolejnych punktach bioreaktora, to jednak statystycznie istotne różnice wystąpiły tylko pomiędzy poziomem różnorodności pektonu i osadu czynnego.

Podsumowując część rozdziału dotyczącą wartości miar bogactwa grup morfologicznych S oraz różnorodności H należy odnotować brak istotnych statystycznie różnic w obrębie pektonu i osadu czynnego, pomiędzy kolejnymi etapami oczyszczania w bioreaktorze. Jakkolwiek większą zmiennością pomiędzy analizowanymi punktami cechowała się formacja pektonu. Stwierdzić należy jednak obecność statystycznie istotne różnic w bogactwie grup oraz różnorodności pomiędzy badanymi formacjami.

Analiza podobieństwa zbiorowisk pektonu i osadu

Wyniki analizy podobieństwa zgrupowań pektonu (P) oraz osadu czynnego (OC) w badanych punktach, ocenianego na podstawie udziałów frakcyjnych p_i w obrębie poszczególnych grup morfologicznych, uzyskane za pomocą metody skalowania wielowymiarowego przy zastosowaniu Euklidesowej miary podobieństwa zamieszczone zostały na rysunku 5.54.



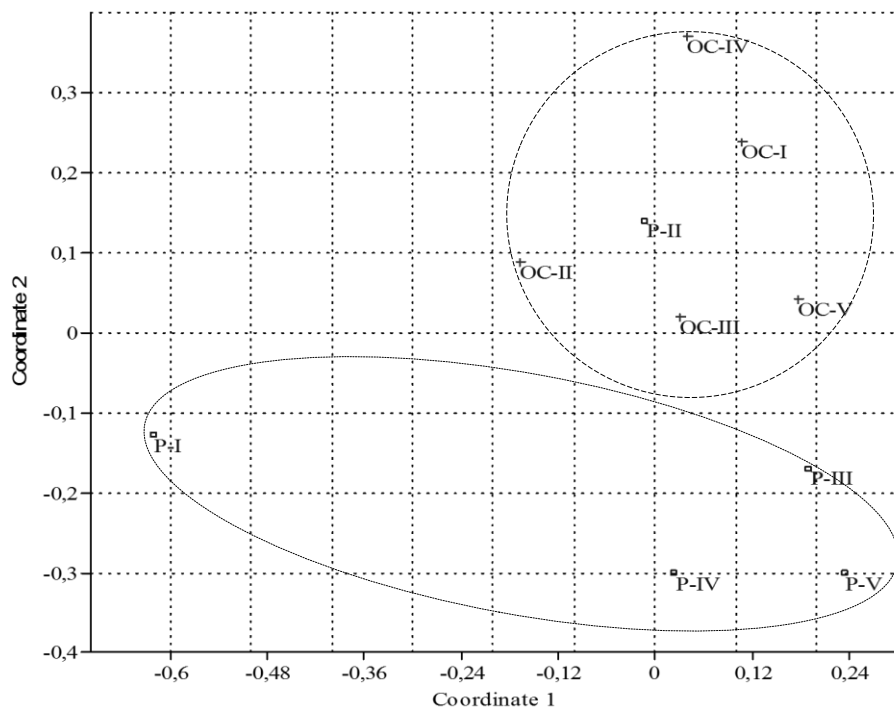
Rys. 5.54. Podobieństwo pomiędzy zespołami organizmów w pektonie (P) i osadzie czynnym (OC) wyznaczone metodą skalowania wielowymiarowego udziałów frakcyjnych (p_i)

Badane zgrupowania pektonu, i osadu czynnego tworzą dwa wyraźnie różne i odległe od siebie zbiory, znajdujące się w ujemnej oraz dodatniej części osi odciętych. Rozpatrując każdy zbiór z osobna można zauważyć, że podobieństwa materiału biologicznego tych samych zgrupowań pobieranych w różnych punktach są zbieżne z tymi, które zostały opracowane metodą Renkonena i przedstawione w postaci wykresów słupowych na rysunku 5.51. Największa odległość punktu PI od pozostałych punktów reprezentujących strukturę udziałów frakcyjnych grup morfologicznych pektonu wskazuje, że w tym punkcie struktura zgrupowania badanych organizmów najbardziej różni się od pozostałych. Natomiast najmniejsza odległość pomiędzy punktami PIII i PIV może sugerować, że zgrupowania w tych miejscach są do siebie najbardziej podobne. Punkty reprezentujące osad czynny OCIII i OCIV także wykazują największe podobieństwo w obrębie swojego zbioru (rys. 5.54.). Punkt OCII wykazuje również znaczne podobieństwo do punktu OCIII, podobnie jak OCI do OCII, co wynika z ich kolejności w układzie technologicznym oczyszczalni związanym z kierunkiem przepływu ścieków. Z kolei punkt OCV jest najmniej podobny do pozostałych.

Rozmieszczenie punktów w obrębie analizowanych zbiorów danych wskazuje, że formacja pektonu charakteryzuje się większym zróżnicowaniem niż formacja osadu czynnego, choć zróżnicowanie to nie jest aż tak wyraźne, jak miało to miejsce w przypadku wyników uzyskanych metodą Renkonena. Cechą wspólną obu omawianych zbiorów jest to, że oba zawierają grupy punktów zlokalizowanych w niewielkiej odległości od siebie, czyli do siebie podobnych oraz po jednym odległym, który odzwierciedla punkty skrajne w bioreaktorze. Jednakże w przypadku pektonu jest to punkt pierwszy PI, zaś w przypadku osadu czynnego ostatni OCV.

Podobieństwa zbiorowisk pektonu i osadu czynnego w poszczególnych punktach bioreaktora, ocenianych metodą skalowania wielowymiarowego na podstawie wartości bogactwa grup morfologicznych (S) obliczonych w oparciu o wyniki z wszystkich sesji pomiarowych, przedstawiona jest na rysunku 5.55.

Ogląd sytuacji nie jest jednak już tak jednoznaczny jak opisywany w oparciu o udziały frakcyjne. Chociaż wszystkie zbiorowiska osadu czynnego pobieranego w różnych punktach znalazły się na płaszczyźnie w dodatniej części osi rzędnych i tworzą dość zwartą grupę, to jednak w zbiorze pomiędzy nimi znajduje się również punkt II pektonu. Punkt ten znajduje się dość blisko punktu II osadu czynnego, co wskazuje na znaczące podobieństwo średniej wartości S z poszczególnych sesji pomiarowych uzyskanych dla tych dwu punktów. W odniesieniu do wartości bogactwa grup nie jest również widoczne wcześniej wyraźne (przy analizie udziałów frakcyjnych) podobieństwo pomiędzy kolejnymi punktami osadu II, III i IV. W zbiorze punktów dotyczących pektonu, podobnie jak poprzednio, punkt I oddalany jest znacznie od punktów pozostałych, zaś punkty III i IV oraz V znajdują się dość blisko siebie.

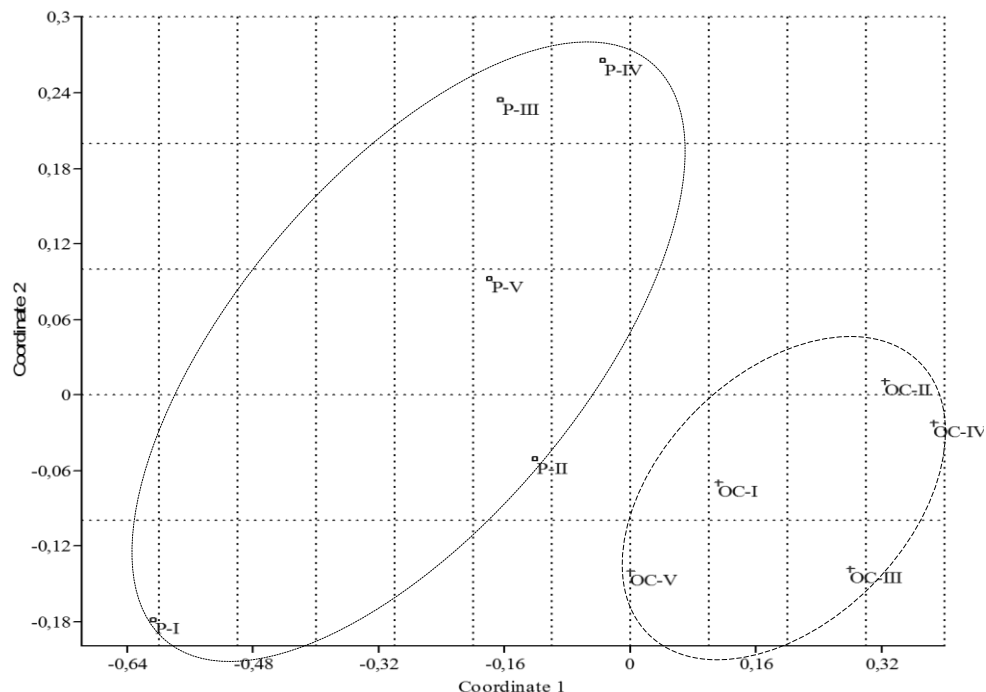


Rys. 5.55. Podobieństwo pomiędzy zespołami organizmów w pektonie (P) i osadzie czynnym (OC) wyznaczone metodą skalowania wielowymiarowego na podstawie wartości bogactwa grup morfologicznych S

Wyniki uzyskane za pomocą metody skalowania wielowymiarowego zastosowanej do wartości różnorodności wyrażanej za pomocą indeksu H przedstawione zostały na rysunku 5.56. Zależą one jednocześnie od udziałów frakcyjnych poszczególnych grup morfologicznych pektonu oraz osadu czynnego, jak i bogactwa grup w poszczególnych punktach bioreaktora.

Punkty powstałe na skutek skalowania wartości indeksu H obliczonych dla wszystkich sesji pomiarowych, po rozlokowaniu na płaszczyźnie utworzyły dwa zbiory rozmieszczone po ujemnej i dodatniej stronie osi odciętych (rys. 5.56.). Po ujemnej stronie tej osi znalazł się zbiór zawierający punkty odzwierciedlające stanowiska pobierania prób pektonu. Grupuje on elementy mało do siebie podobne. Najmniej podobnym do wszystkich innych elementów w omawianym zbiorze jest zbiorowisko pektonu z punktu I (początek bioreaktora). Obserwacje te są zgodne z wynikami analiz omawianych wcześniej diagramów utworzonych na podstawie skalowania udziałów frakcyjnych oraz bogactwa grup S (rys. 5.54. i 5.55). Punkty na wykresie odpowiadające zbiorowiskom pektonu z innych miejsc pobierania prób są od siebie mniej oddalone, a zatem zbiorowiska te są do siebie bardziej podobne, co widać szczególnie w przypadku punktów PIII i PIV. Z kolei punkt PII odpowiadający zbiorowisku pektonu pobranego na wylocie z części beztlenowej bioreaktora znajduje się najbliżej zbioru grupującego próby osadu czynnego. Można również zauważyć, że tylko punkty PI i PII znajdują się po ujemnej stronie osi rzędnych, co wskazuje na ich większe podobieństwo

do zbiorowisk osadu czynnego niż punktów pozostałych odnoszących się do pektonu. Odnosi się to w szczególności do punktu PII dodatkowo zlokalizowanego w pobliżu zera na osi odciętych. Co jest zrozumiałe, ze względu na to, że organizmy występujące w zgrupowaniu pektonu występują również w osadzie czynnym, zaś główne różnice odnoszą się do liczebności osobników w analizowanych populacjach i liczby grup morfologicznych w danym punkcie. Zespoły osadu czynnego z wszystkich punktów zostały zgrupowane w obrębie jednego zwartego zbioru, przy czym blisko sąsiadują ze sobą punkty OCII i OCIV oraz OCI i OCV.



Rys. 5.56. Podobieństwo pomiędzy zespołami organizmów w pektonie (P) i osadzie czynnym (OC) wyznaczone metodą skalowania wielowymiarowego wartości indeksu H

Podsumowując analizę danych przedstawionych na rysunku 5.56. można stwierdzić, że zbiorowiska organizmów błony biologicznej i osadu czynnego rozlokowane są w osobnych zbiorach, co odzwierciedla ich wewnętrzne podobieństwo. Zaobserwowano również, że zgrupowanie pektonu z punktu II jest najbardziej podobne do zbiorowisk osadu czynnego. Ponadto struktura zespołu osadu czynnego w punktach I i V jest dość podobna. Niski stopień podobieństwa zgrupowania pektonu z punktu I, widoczny jest również na analizowanym wcześniej rysunku 5.55, zarówno w odniesieniu do innych zgrupowań pektonu, jak i osadu czynnego.

Duże zbieżność wyników grupowania zbiorowisk organizmów pektonu i osadu czynnego zasiedlających bioreaktor, dokonanych za pomocą różnych metod analizy statystycznej potwierdza ich wiarygodność i wskazuje na występowanie opisywanych zależności w obrębie poszczególnych zbiorowisk, jak i pomiędzy nimi.

6. Dyskusja

Dyskusja przedstawionych wyników z wynikami uzyskanymi przez innych badaczy może być zrealizowana fragmentarycznie i jedynie w pewnych aspektach, ponieważ brakuje publikacji, które w sposób kompleksowy opisywałyby właściwości zbiorowisk pektonu w innych oczyszczalniach ścieków.

W dyskusji wyników związanych ze zmianami w liczebności grup morfologicznych pektonu analizowanych w ramach niniejsze pracy w rozdziale 5.1.2. (rys 5.8) można odwołać się do prac dotyczących składu błony biologicznej kolejnych tarcz złożeń obrotowych przedstawionych w pracach Martín-Cereceda i współautorów (2001, 2001a, 2002). W związku z tym, że prezentowane przez Martín-Cereceda i współautorów wyniki dotyczą tylko bioreaktora (co odpowiada jedynie trzem analizowanym w niniejszym rozdziale punktom) dyskusja nie może odnosić się bezpośrednio do wszystkich urządzeń oczyszczalni. Jednak w przypadku bioreaktora zauważyć można zbieżność trendów zmian liczebności wiciowców, ameb skorupkowych, orzęsków – a szczególnie orzęsków pływających, wrotków oraz nicieni które następowały wraz ze zmianą poziomu zanieczyszczenia z tymi, obserwowanymi w ramach niniejszej pracy oraz opisanymi przez Martín-Cereceda i innych (2001, 2001a, 2002).

Liczebności wiciowców, orzęsków, wrotków oraz nicieni w kolejnych punktach badanej oczyszczalni podlegały podobnym zmianom do opisanych wcześniej przez Selivanovskaya i innych (1997). Autorzy ci prowadzili badania z użyciem bioreaktora laboratoryjnego, składającego się z 6 obrotowych tarcz będących nośnikami błony biologicznej. W przywołanej pracy opisano zmiany następujące w zbiorowiskach organizmów błony biologicznej w trakcie oczyszczania ścieków zawierających zanieczyszczenia charakterystyczne dla przemysłu petrochemicznego.

Badania liczebności grup organizmów fotoautotroficznych w urządzeniach badanej oczyszczalni komunalnej wykazały, że zielenice najbardziej liczne były w punkcie 7, sinice 8 i 9, zaś okrzemki w punkcie 11. Wyniki te są zbieżne z obserwacjami opisanymi w publikacji Chindah'a i innych (2009), w której przedstawiono zmiany zachodzące w trakcie procesu oczyszczania mającego miejsce w nasłonecznionym zbiorniku wodnym na przestrzeni kolejnych 15 dni. W pracy tej badana była sukcesja glonów w pektonie stawów oczyszczających ścieki w skali laboratoryjnej. Badania wykazały, że dominującymi organizmami w zbiorowiskach bytujących w stopniowo oczyszczanych ściekach były: zielenice, sinice i okrzemki. Potwierdzenie licznego występowania glonów w urządzeniach zlokalizowanych na końcu ciągu technologicznego oczyszczalni, gdzie ścieki cechują się niskimi stężeniami zanieczyszczeń i znaczną przejrzystością znaleźć można w pracach Davis'a i współautorów (1990, 1990a), dotyczących pektonu obecnego w osadniku wtórnym.

Analizując zaprezentowane w rozdziale 5.1.2 wyniki dotyczące podobieństwa występowania poszczególnych grup organizmów pektonu (rys. 5.9.) można odnieść je do prac w których jest mowa o warunkach preferowanych przez określone grupy. W odniesieniu do organizmów występujących w systemach oczyszczania ścieków warunki te będą związane zarówno z poziomem zanieczyszczenia, obecnością

biologicznego czynnika procesowego, realizowanymi procesami technologicznymi jak również z dostępnością światła. Analizując dendrogram z rysunku 5.9, można stwierdzić, że większa z widocznych gałęzi agregujących grupy morfologiczne na podstawie średniej ich liczebności składa się z wyraźnie wyodrębnionych kolejnych dwu mniejszych. Analizując gałąź pierwszą większą można zauważyć, że agreguje ona grupy organizmów, których liczebność może wynikać z trzech podstawowych powodów. Pierwszym z nich jest podobne stężenie zanieczyszczeń zawartych w ściekach z którymi styka się pekton, drugim obecność osadu czynnego w danym urządzeniu, trzecim zaś dostępność światła. Na liczebność, a zatem i grupowanie we wspólnym klastrze wrotków, ameb nagich i ameb skorupkowych oraz orzęsków osiadłych i pełzających dominujący wpływ może mieć dostępność pokarmu związana z poziomem zanieczyszczeń oraz styczność z kłaczkami osadu czynnego, w skład którego wchodzi liczni przedstawiciele wymienionych grup, (m.in.: *Salvado i Garcia*, 1993, 1994; *Pauli i in.*, 2001; *Łagód i in.*, 2016). Z kolei na obecność w omawianym klastrze okrzemek, zielenic nitkowatych oraz sinic dominujący mogła mieć wpływ dostępność światła, w mniejszym stopniu poziom zanieczyszczeń (*Starmach i in.*, 1976; *Turoboyski*, 1979; *Davis i in.*, 1990, 1990a; *Chindah i in.*, 2009; *Łagód i in.*, 2016). O dominującym wpływie światła na liczebność wspomnianych grup morfologicznych może świadczyć to, że grupy te są spotykane sporadycznie w części mechanicznej badanej oczyszczalni, której obiekty przykryte są nieprzeźroczystymi kopułami celem hermetyzacji zmniejszającej uciążliwości zapachowe tych obiektów. Grupy organizmów agregowane w drugiej gałęzi większego klastra wykazują podobną tendencję w rozkładzie liczebności do opisanego wcześniej klastra, która powodowana jest najprawdopodobniej tymi samymi czynnikami. W obrębie grup analizowanego klastra dostępność światła i poziom zanieczyszczeń może mieć wpływ na liczebność grupy chlorokokowców, zaś na grupy orzęsków pływających, skąposzczetów, nicieni, brzuchorzęsków, wirków oraz larw owadów dominujący wpływ mógł wywierać poziom zanieczyszczeń oraz obecność osadu czynnego, na co wskazują też inni autorzy (*Klimowicz*, 1977; *Turoboyski*, 1979; *Pauli i in.*, 2001; *Nicolau i in.*, 2007).

Grupami organizmów, które wydają się nie pasować do opisywanych schematów są grzyby i drożdże, liczniej reprezentowane w części mechanicznej niż biologicznej. Prawdopodobną przyczyną tego zjawiska jest intensywny dopływ tych organizmów z sieci kanalizacyjnej, gdyż do badanej oczyszczalni napływają podczyszczone ścieki przemysłowe z browarów, gorzelni oraz drożdżowni, które mogą zawierać pozostałości czynnika procesowego stosowanego w tych zakładach (*Łagód i in.*, 2009a; *Jaromin i in.*, 2012).

Druga główna gałąź omawianego dendrogramu agreguje wszystkie grupy bakterii oraz wiciowce. Połączenie takie podyktowane jest przede wszystkim bardzo wysoką średnią liczebnością tych grup oraz skumulowaniem występowania przedstawicieli tych organizmów w mechanicznej części oczyszczalni, co może być związane z wysokim poziomem zanieczyszczenia ścieków, a jak wskazują liczne badania (*Martín-Cereceda i in.*, 2001, 2002; *Fiałkowska i in.*, 2005; *Babko i in.*, 2014) w takich właśnie warunkach obok bakterii najczęściej spotykaną grupą organizmów są właśnie wiciowce. Literatura związana z badaniami bioindykacyjnymi procesów

realizowanych w biologicznej części oczyszczalni wskazuje wiciowce jako grupę organizmów zwiększających swoją liczebność w przypadku obniżenia wydajności procesów oczyszczania i pogorszenia jakości ścieków (Curds, 1965; Madoni, 1994, 1994a) oraz Fiałkowska i inni (2005). Podobna sytuacja, w której obserwowana jest zwiększona liczebność wiciowców w bioreaktorach ma również miejsce w przypadku rozruchu oczyszczalni. W obrębie urządzeń części mechanicznej pekton rozwija się w warunkach bardzo podobnych do uruchamianych oczyszczalni, gdzie jeszcze nie wytworzyła się odpowiednia ilość czynnika procesowego i obciążenie biomasy ładunkiem zanieczyszczeń jest wysokie.

Rezultaty wyników klasyfikacji podobieństwa punktów pomiarowych w oparciu o średnią liczebność grup organizmów można odnieść do wyników analiz jakie przedstawiła Shchegolkova i inni (2016). Klasyfikacja zaprezentowana w cytowanej pracy, jakkolwiek bazująca nie na pektonie lecz zbiorowiskach mikroorganizmów obecnych w ściekach oraz czynnika procesowym bioreaktora, daje ogólnie zbieżny obraz grupowania punktów w których pobierane były ścieki o podobnych właściwościach fizyczno-chemicznych z tym jaki opisany został w ramach niniejszego opracowania. Shchegolkova i inni (2016) w swojej pracy wykazali między innymi, że bazując na podstawie informacji o strukturze zbiorowisk mikroorganizmów, można za pomocą metody hierarchicznej analizy skupień wyróżnić grupy ścieków o różnej charakterystyce. Grupami tymi były ścieki miejskie, ścieki miejskie z dodatkiem ścieków z przemysłu petrochemicznego oraz ścieki miejskie z dodatkiem ścieków z przemysłu mięsnego. Dodatkowo podczas analizy rozróżniono ścieki surowe napływające do oczyszczalni oraz ścieki oczyszczane w bioreaktorze.

Analiza informacji dotyczących struktury zbiorowisk mikroorganizmów w badanej oczyszczalni umożliwiła wyodrębnienie punktów zlokalizowanych w kolejnych urządzeniach oczyszczających ścieki. Podobne wyniki otrzymali Wells i inni (2014). Autorzy ci, bazując na metodzie hierarchicznej analizy skupień zgrupowali punkty pobierania materiału biologicznego w osobnych klastrach obejmujących: dopływ ścieków surowych do oczyszczalni, oczyszczanie na złożu biologicznym, odpływ ze złoża oraz bioreaktor z osadem czynnym.

Ważnym zagadnieniem jest związek miar charakteryzujących zbiorowiska pektonu z wartością wskaźników fizyczno-chemicznych zanieczyszczenia ścieków. Jak wynika z informacji zamieszczonych w rozdziale 5.1. a w szczególności 5.1.4., istnieje związek pomiędzy wskaźnikami zanieczyszczenia, a miarami bogactwa i różnorodności zbiorowisk pektonu. Przy uwzględnieniu 12, 8 i 6 grup organizmów różnorodność H analizowanych zbiorowisk rosła wraz ze spadkiem poziomu zanieczyszczenia materią organiczną i nieznacznie spadła w końcowym etapie oczyszczania. Podobna zależność pomiędzy różnorodnością analizowanych zbiorowisk, a poziomem zanieczyszczenia opisana została przez Puigagut'a i innych (2007, 2007a). W cytowanych pracach przedstawione są wyniki analizy zbiorowisk mikrofauny występującej na kolejnych etapach oczyszczania ścieków w systemach hydrofitowych.

Obserwowany w prezentowanych badaniach ogólny trend wskazujący, że wraz ze spadkiem poziomu zanieczyszczeń organicznych w ściekach rośnie różnorodność

analizowanych zbiorowisk opisany został również w opracowaniu Pauli'ego i innych (2001). W tym wypadku cytowani autorzy odnosili się do zbiorowisk obecnych w oczyszczalni ścieków analizowanych pod kontem obecności orzęsków. Potwierdzenie obserwowanego związku pomiędzy różnorodnością zbiorowisk orzęsków, a zanieczyszczeniem materią organiczną wyrażanym poprzez wskaźnik BZT znaleźć można również w pracach Salvado i Garcia (1991, 1993, 1994), Gracia i innych (1994) oraz Perez-Uz i innych (2010). Na związek pomiędzy poziomem zanieczyszczeń i różnorodnością zbiorowisk wskazują też inni autorzy (Cairns i Pratt, 1978; Nicolau i in., 2007; Liu i in., 2008; Madoni, 2011; Drzewicki i Kulikowska, 2011; dos Santos i in., 2014).

Podobny obraz sytuacji do tego jaki zaobserwowano w urządzeniach badanej oczyszczalni stwierdzony został również w pracy Chouari i innych (2017), gdzie opisane zostały badania zbiorowisk organizmów eukariotycznych osadu czynnego w komorze tlenowej i komorze beztlenowej oraz osadniku wtórnym za pomocą metod sekwencjonowania genetycznego. Cytowani autorzy stwierdzili, że różnorodność H badanych zbiorowisk osiągała najwyższy poziom w osadniku w którym ścieki cechowały się najniższym poziomem zanieczyszczenia wśród badanych punktów.

Podobnie jak w urządzeniach badanej oczyszczalni różnorodność H była większa w błonie biologicznej tarcz obrotowych na końcu procesu oczyszczania niż na początku, co zostało wykazane we wspomnianych już wcześniej opracowaniach przygotowanych przez Martín-Cereceda i współautorów (2001, 2001a, 2002). Również podobnie jak przypadku analizowanej oczyszczalni wraz ze spadkiem stężenia związków organicznych w ściekach wzrastało bogactwo obserwowanych grup organizmów oraz różnorodność zbiorowisk błony biologicznej rozwijającej się na tarczach obrotowych które analizowała Selivanovskaya i inni (1997).

Sytuacja podobna z tą jaką miała miejsce w urządzeniach badanej oczyszczalni w których pekton wystawiony był na oddziaływanie światła słonecznego przedstawiona została w wspomnianej już wcześniej pracy Chindah'a i innych (2009), gdzie wykazano, że bogactwo oraz różnorodność zbiorowisk glonów w zbiornikach oczyszczających wzrastały wraz ze spadkiem poziomu zanieczyszczenia.

Związek który obserwowano pomiędzy wartością różnorodności H zbiorowisk pektonu (w przypadku gdy brane było pod uwagę 12, 8 oraz 6 grup organizmów) a poziomem zanieczyszczenia, odnotowany został również podczas badań peryfitonu rozwijającego się na stałych podłożach zanurzonych w wodzie (Steinman i McIntire, 1990; Burns i Ryder, 2001). Związek taki stwierdzony został również w przypadku badań zbiorowisk orzęsków występujących błonie biologicznej prowadzonych przez Xu i innych (2014, 2014a), gdzie stwierdzono, że wśród rozważanych miar różnorodności najsilniej ze wskaźnikiem ChZT skorelowany był indeks Shannona H.

Pracami, do których można bezpośrednio odnieść wyniki omawianych analiz pektonu są wcześniejsze opracowania przygotowane przez zespół z Politechniki Lubelskiej (Łagód i in., 2008, 2010, 2016; Babko i in., 2014, 2015). Opisane w nich trendy zmian liczebności grup organizmów obserwowane były w trakcie badań prowadzonych w tej samej oczyszczalni, i są zbieżne z omawianymi w niniejszym

opracowaniu. Przy czym wyniki prezentowane w ramach tego opracowania powstały w ramach serii pomiarów realizowanych w przeciągu dwu lat i zweryfikowane zostały na podstawie dwu kolejnych serii testowych z których każda realizowana była w ciągu jednego roku, jak również obejmują szersze zestawienie branych pod uwagę grup organizmów.

Podobnie jak w omawianych wynikach badań odnotowane zostały w kolejnych analizowanych punktach zmiany liczebności grup: orzęsków, ameb, wrotków i nicieni, licznie występujących w części biologicznej, wiciowców i grzybów najliczniej występujących w części mechanicznej oraz glonów, które licznie występowały w nasłonecznionych urządzeniach z przejrzystą tonią ścieków (Łagód i in., 2008, 2010, 2016; Babko i in., 2014, 2015). Podobnie jak w niniejszym opracowaniu w oparciu o hierarchiczną analizę skupień zgrupowane zostały punkty pobierania prób pektonu kolejnych urządzeń ciągu technologicznego oczyszczania ścieków (Łagód i in., 2016). Niewielka różnica w tym przypadku polegała na tym, że osadnik wstępny i wtórny połączone zostały w obrębie jednego klastra, co wynikało głównie z faktu, że wyniki analiz mikroskopowych obejmowały nieco inne zestawienie grup organizmów i odnosiły się do znacznie krótszego czasu niż sytuacja rozważana w ramach niniejszego opracowania. Podobnie do zmian opisanych w tym rozdziale (dla zbiorowisk składających się z 12, 8 i 6 grup) kształtowały się zmiany wartości indeksu różnorodności H w przywołanej pracy (Łagód i in., 2016), czyli wartości wspomnianej miary były niskie w części mechanicznej, wzrastały bardzo wyraźnie w części biologicznej i malały w osadniku wtórnym oraz kanale odpływu oczyszczonych ścieków do odbiornika. Która to prawidłowość jest zbieżna z opisaną przez Puigagut'a i innych (2007, 2007a).

Można więc stwierdzić, że w przywołanej literaturze (Davis i in., 1990, 1990a; Steinman i McIntire, 1990; Salvado i Garcia 1993, 1994; Garcia i in., 1994; Pauli i in., 2001; Selivanovskaya i in., 1997; Burns i Ryder, 2001; Martín-Cereceda i in., 2001, 2001a, 2002; Fiałkowska i in., 2005; Nicolau i in., 2007; Puigagut i in., 2007, 2007a; Liu i in 2008; Chindah i in., 2009; Perez-Uz i in., 2010; Madoni, 2011; Drzewicki i Kulikowska 2011; dos Santos i in., 2014; Wells i in., 2014; Xu i in., 2014, 2014a; Shchegolkova i in., 2016; Chouari i in., 2017) dostępnych jest wiele fragmentarycznych danych oraz wyników analiz dotyczących poszczególnych urządzeń ciągu technologicznego oczyszczania ścieków. Wyniki te oraz dostrzeżone na ich podstawie zależności są zbieżne z tymi, które zaobserwowano na podstawie analiz zbiorowisk pektonu obecnego, w kolejnych urządzeniach badanej oczyszczalni. Brak jest jednak opracowań które opisywałyby zależności występujące pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu, a wskaźnikami jakości ścieków pobieranych w tych samych punktach oczyszczalni i tym samym czasie.

Dyskusja badań porównawczych zbiorowisk pektonu oraz zbiorowisk osadu czynnego pobieranych w tych samych punktach bioreaktora podobnie jak przeprowadzona wcześniej dyskusja wyników dotyczących pektonu kolejnych punktów oczyszczalni może odnosić się tylko do ogólnych podobieństw, zmian i zależności. Dzieje się tak, gdyż jak już uprzednio zostało wspomniane, brakuje badań dotyczących zbiorowisk pektonu bytującego w kolejnych strefach bioreaktora z osadem czynnym. Można tylko stwierdzić, że sytuacja przedstawiona w rozdziale

5.2 jest ogólnie zbieżna z wynikami badań błony biologicznej obrotowych złóż kontaktowych traktowanej jako czynnik procesowy oczyszczania biologicznego oraz samoistnie tworzącej się zawiesziny złożonej z żywych organizmów obecnych w oczyszczanych ściekach (*Martín-Cereceda i in.*, 2001a).

W niniejszej pracy wykazano, że choć istnieją dostrzegalne różnice w poziomie bogactwa S i różnorodności H w obrębie zbiorowisk pektonu i obrębie osadu czynnego, to statystycznie istotne różnice występują tylko pomiędzy pektorem i osadem czynnym. W cytowanej pracy *Martín-Cereceda i inni (2001a)* stwierdzili, że rodzaj habitatu – stałe podłoże z którym związane były zbiorowiska oraz brak takiego związku, bardziej wpływał na właściwości analizowanych zbiorowiska niż miejsce pobierania prób w obrębie bioreaktora. Cytowani autorzy wykazali również, że struktura zbiorowisk pierwotniaków obecnych w błonie biologicznej złóż obrotowych zmienia się w kolejnych etapach oczyszczania w powiązaniu z właściwościami fizyczno-chemicznymi ścieków, z których największy wpływ miał wskaźnik zanieczyszczenia BZT₅. Można więc stwierdzić, że badania opisywane w cytowanym źródle dotyczą mniej skomplikowanego układu technologicznego, w którym brak jest recyrkulacji zewnętrznej i wewnętrznej oraz technologicznie kształtowanego wieku czynnika procesowego, a takie elementy występowały w badanym bioreaktorze. Analizowanym czynnikiem procesowym była błona biologiczna dla której punkt odniesienia stanowiła zawieszina żywych organizmów obecnych w oczyszczanych ściekach, podczas gdy w niniejszej pracy czynnikiem procesowym był osad czynny porównywany z pektorem. Jednak końcowe wnioski opracowane przez autorów przywołanej pracy potwierdzają obserwowany w ramach diskutowanych badań, potwierdzony obecnością statystycznie istotnych różnic wpływ habitatu (związku biomasy z powierzchnią podłoża lub jego brak) na właściwości badanych zbiorowisk.

Opisywane w pracy formacje osadu czynnego oraz pektonu można także analizować w odniesieniu do warunków panujących w bioreaktorze. W takim wypadku należy stwierdzić, iż omawiane zgrupowania funkcjonują w odmiennych warunkach środowiskowych, chociaż pobierane były w tych samych lokalizacjach w obrębie bioreaktora i w tym samym czasie. O występowaniu odmiennych warunków decyduje przede wszystkim wspomniany wcześniej związek pektonu z powierzchnią podłoża lub brak takiego związku w przypadku osadu czynnego.

Czas przetrzymywania ścieków w reaktorze, wynoszący 14,6 godz. powodował, że każda objętość strumienia recyrkulatu zewnętrznego z osadem czynnym ok. 1,5 razy na dobę stykała się ze strumieniem ścieków oczyszczonych mechanicznie, a w recyrkulacji wewnętrznej ok. 4 razy stykała się ze ściekami w zasadzie już oczyszczonymi biologicznie z biodegradowalnych substancji organicznych. Pamiętając dodatkowo o dobowej zmienności charakterystyki ścieków surowych, należy przyjąć że „czynnik procesowy”, jakim jest osad czynny pracował ze zróżnicowanymi czasowo dopływami substratu. To z kolei powodowało, że praktycznie każda objętość strumienia z osadem czynnym (recyrkulat zewnętrzny, wewnętrzny i suma strumieni) pomimo mieszania, znajdowała się w zmiennych i zmieniających się warunkach zarówno substratowych jak i tlenowych.

Pekton umiejscowiony na ścianach poszczególnych urządzeń przez które przepływały ścieki o różnej charakterystyce ze zwiększającą się odległością od wejścia do reaktora stykał się ze zróżnicowaną podażą substratu – w standardowych sytuacjach względnie stałą dla danego punktu. Jedynym punktem pobierania pektonu, w którym można spodziewać się nieco wyższej zmienności w składzie ścieków jest punkt I, zlokalizowany w miejscu, w którym mechanicznie oczyszczone ścieki napływają do bioreaktora. Zmienność taka wynikała głównie z istniejących nierównomierności w jakości i ilości ścieków dopływających do oczyszczalni. Z kolei w sytuacjach szczególnych (na przykład awarii) organizmy pektonu mogłyby stykać się także ze zróżnicowaną ekspozycją na czynniki destrukcyjne, dopływające z surowymi ściekami. Jednak tego typu sytuacja nie była odnotowana ani w I ani II etapie badań opisanych w niniejszej pracy.

Należy również pamiętać, że każdy element osadu czynnego wymieniany był przeciętnie co 15 dni (wiek osadu), natomiast elementy pektonu ulegały samoczynnej wymianie podobnie do wymiany błony biologicznej w złożu stacjonarnym. Formacja pektonu może być różnorodna także w funkcji odległości od powierzchni przepływających ścieków. Jednak zagadnienie to nie jest analizowane w niniejszej pracy, zarówno ze względu na jej ograniczoną objętość jak również ze względu na to, iż badanie tych zależności wymagałoby zastosowania innych metod pobierania prób pektonu niż te użyte podczas przygotowania niniejszego opracowania.

Opisane powyżej zjawiska tłumaczą niewielką zmienność formacji osadu czynnego w kolejnych punktach pobierania prób, zależną od zmienności w charakterystyce napływających ścieków i od stopnia recyrkulacji zewnętrznej i wewnętrznej. W związku z tym, że wspomniane parametry cechowały się niską zmiennością (tab. 5.15.) również i struktura zbiorowisk osadu czynnego była w trakcie prowadzonych badań dość stabilna. Z kolei zmienność formacji pektonu w kolejnych punktach pobierania prób wynikała z odległości od punktu początkowego reaktora, a także od zmienności charakterystyk ścieków surowych. Stąd też różnice w kompozycji zbiorowisk pektonu pobieranego z kolejnych punktów bioreaktora były bardziej zauważalne niż te istniejące w zgrupowaniach osadu czynnego. Znalazło to również potwierdzenie w omawianych wcześniej analizach statystycznych które wykazały obecność istotnej różnicy pomiędzy wartością miar opisujących zbiorowiska osadu czynnego i pektonu.

Jak wskazały zaprezentowane wcześniej wyniki badań, różniące się w sposób statystycznie istotny zgrupowania pektonu i osadu czynnego najbardziej do siebie podobne były w punktach I i V (tab. 5.16). Wspomniane podobieństwo pektonu i osadu w punkcie I oraz V można dostrzec także podczas analizy prowadzonej za pomocą skalowania wielowymiarowego udziałów frakcyjnych (rys. 5.54). Najprawdopodobniej jest ono efektem porównywalnej dostępności substratu w punkcie I, do którego dopływają ścieki oczyszczone tylko mechanicznie gdzie pekton i osad czynny mają kontakt z podobnymi stężeniami biodegradowalnych substancji chemicznych oraz punkcie V gdzie ścieki są już biologicznie oczyszczone i obydwa zbiorowiska funkcjonują w warunkach niskiej podarży substancji pokarmowych.

7. Podsumowanie i wnioski

Badania bioindykacyjne są wykorzystywane do przewidywania rezultatów oczyszczania ścieków oraz kontroli procesów realizowanych w urządzeniach oczyszczalni jako procedury uzupełniające dla standardowych badań fizyczno-chemicznych. Właściwościami zbiorowisk organizmów, w odniesieniu do których analizowany jest związek ze wskaźnikami zanieczyszczenia, są miary bogactwa lub różnorodności. Miary te opracowywane mogą być w oparciu o występowanie i liczebność odpowiednio dobranych grup morfologicznych.

We wszystkich urządzeniach ciągu technologicznego oczyszczania ścieków obecny jest pekton rozwijający się samoistnie na powierzchniach konstrukcji zanurzonych w ściekach, stykając się z zanieczyszczeniami występującymi w różnych stężeniach – od bardzo wysokiego w części mechanicznej po niskie w kanale odprowadzającym oczyszczone ścieki do odbiornika. Tak więc w każdym z urządzeń istnieją odmienne warunki mogące wpływać na różnicowanie się struktury zbiorowisk pektonu, co tworzy łatwo dostępne i zróżnicowane obiekty dla badań bioindykacyjnych. Stąd też w pierwszym etapie badań przeanalizowano zbiorowiska formacji pektonu oraz oczyszczane ścieki pobierane w 11 punktach oczyszczalni. Zbiorowiska te badano pod kątem obecności wybranych grup morfologicznych oraz ich liczebności, zaś w oczyszczanych ściekach określano wartość ChZT i OWO. Bazując na opracowanych zestawach danych określono zależności występujące pomiędzy miarami charakteryzującymi zbiorowiska pektonu a wartością wskaźników zanieczyszczenia ścieków. Modele tych zależności zostały przeanalizowane pod kątem ich parametrów statystycznych a także sprawdzone na niezależnych zestawach danych z pomiarów testowych. Parametry statystyczne modeli opracowanych na podstawie danych z wszystkich sesji pomiarowych zostały sprawdzone z wykorzystaniem resamplingu.

W systemach oczyszczania ścieków badania bioindykacyjne standardowo realizowane są w odniesieniu do czynnika procesowego bioreaktorów – osadu czynnego lub błony biologicznej. Dlatego też w drugim etapie badań przeanalizowano osad czynny oraz pekton pod kątem podobieństw występujących w obrębie każdej z tych formacji pobieranych w różnych punktach bioreaktora, a także podobieństw pomiędzy obiema formacjami rozwijającymi się w tych samych punktach bioreaktora.

Biorąc pod uwagę wyniki przeprowadzonych badań biologicznych, fizyczno-chemicznych i modelowych można stwierdzić że:

- Analiza zbiorowisk pektonu pobranego w urządzeniach ciągu oczyszczania ścieków, wykonana metodą hierarchicznej analizy skupień pozwoliła stwierdzić, że bazując na liczebności lub częstotliwości występowania branych pod uwagę grup morfologicznych możliwe jest wyróżnienie punktów w ciągu technologicznym podobnych do siebie pod względem właściwości pektonu. Wyróżnione klastry grupują punkty w sposób świadczący o ich zależności od poziomu zanieczyszczenia ścieków.

- Podobieństwo zbiorowisk pektonu pomiędzy punktami w ciągu technologicznym oczyszczania można analizować zarówno biorąc pod uwagę wszystkie grupy morfologiczne możliwe do wyodrębnienia w materiale biologicznym, jak i przy uwzględnianiu zawężonej liczby odpowiednio dobieranych grup organizmów, o czym świadczą wyniki analizy wykonane za pomocą metody hierarchicznej analizy skupień.
- Opierając się na analizie zależności miar charakteryzujących zbiorowiska pektonu od właściwości środowiska, w którym się on rozwija można stwierdzić, że najsilniejszy związek istnieje pomiędzy bogactwem (S), względnym bogactwem (Mg) oraz różnorodnością (H i E) grup morfologicznych, a zanieczyszczeniem ścieków wyrażanym jako ChZT i OWO. Usuwanie określonych grup organizmów z zestawu danych, branych pod uwagę przy wyliczaniu wymienionych miar, wpływa na wzrost wartości bezwzględnej estymatora korelacji r wspomnianych zależności.
- Analiza modeli otrzymanych za pomocą regresji liniowej metodą najmniejszych kwadratów, opisujących związek miar S, Mg, H i E oraz wskaźników zanieczyszczenia ścieków: ChZT i OWO pokazała, że najlepszym dopasowaniem określanym za pomocą RSE, R^2 , F i p cechowały się modele zbudowane na podstawie zestawu danych obejmujących uwzględniane grupy eukariotycznych organizmów heterotroficznych (12 grup), a także modele oparte o ograniczony zestaw 6 grup zawierający orzęski osiadłe, pływające i pływające, ameby nagie i skorupkowe oraz wiciowce.
- Opracowane modele zależności pomiędzy miarami S, Mg, H i E zbiorowisk pektonu a wartością wskaźników zanieczyszczenia ChZT i OWO, przetestowane na dwu niezależnych zestawach danych eksperymentalnych cechowały się dobrym poziomem dopasowania i generalizacji. Analizy wykazały również, że w obrębie modeli bazujących na bogactwie lepszymi parametrami dopasowania cechują się te oparte o miarę S, zaś spośród modeli bazujących na różnorodności, te oparte o miarę H.
- Analizowane modele uwzględniające miary bogactwa, oraz różnorodności cechują się bardziej korzystnymi parametrami statystycznymi dopasowania RSE, RMSE i R^2 w przypadku gdy objaśnianą cechą zależną jest wskaźnik zanieczyszczenia OWO niż w sytuacji, gdy jest nią wskaźnik ChZT.
- Analiza parametrów statystycznych modeli opracowanych na podstawie wszystkich 21 sesji pomiarowych, wykonana z wykorzystaniem resamplingu w postaci metody bootstrap pokazała, że badane modele oparte o miarę różnorodności H cechowały się zwykle wzrastającym poziomem wskaźnika determinacji R^2 wraz ze wzrostem liczby pomiarów branych pod uwagę przy ich budowie, podczas gdy oparte o miarę bogactwa S cechowały się tendencją odwrotną.
- Dla maksymalnego uproszczenia prowadzonych analiz mikroskopowych i skrócenia czasu pozyskania wyników zarekomendowany może być najprostszy model bazujący na bogactwie S zbiorowisk zawierających 6 grup organizmów:

orzęski osiadłe, pełzające i pływające, ameby nagie i skorupkowe oraz wiciowce. Jako bardziej uniwersalny, charakteryzujący się wyższą praktyczną zdolnością generalizacji rekomendowany może być model oparty o wartość różnorodności H wszystkich 12 grup heterotroficznych organizmów eukariotycznych uwzględnianych w trakcie badań.

- Pekton zasiedlający bioreaktory w badanej oczyszczalni ścieków komunalnych charakteryzował się większym zróżnicowaniem w kolejnych punktach pomiarowych niż osad czynny. Świadczą o tym mniejsze średnie wartości podobieństwa zaobserwowane pomiędzy zbiorowiskami pektonu pobranego w odległych od siebie i różniących się warunkami fizyczno-chemicznymi punktach bioreaktora. Ponadto, podobieństwo zbiorowisk pektonu malało wraz z odległością pomiędzy punktami, w których pobierano próby.
- Przeprowadzone badania porównawcze pozwoliły stwierdzić, iż największe średnie podobieństwo pomiędzy zbiorowiskami pektonu i osadu czynnego występowało w punkcie zlokalizowanym na początku bioreaktora (komora beztlenowa) oraz na końcu bioreaktora (komora tlenowa). Zaobserwowane wartości podobieństwa wskazują, że zbiorowiska pektonu mogą stanowić miarodajny obiekt badań bioindykacyjnych, będących podstawą do oceny procesów zachodzących w bioreaktorach.

Biorąc pod uwagę przedstawione powyżej wnioski należy wziąć pod uwagę fakt, że uzyskanie wyraźnych i statystycznie potwierdzonych zależności pomiędzy miarami opisującymi zbiorowiska pektonu, a wskaźnikami zanieczyszczenia możliwe było ze względu na występowanie dużego gradientu ich wartości w badanych urządzeniach ciągu technologicznego oczyszczania ścieków. Należy przy tym zauważyć, iż w pracy analizowane były wartości średnie badanych parametrów celem wyszukania i objaśnienia występujących zależności. W związku z tym opracowane modele nie stanowią gotowych narzędzi do rutynowej kontroli procesu oczyszczania ścieków lecz ukazując wykryte zależności wskazują przyszłe kierunki rozwoju metod bioindykacyjnych, wykorzystujących analizę zbiorowisk pektonu, prowadzoną w oparciu o odpowiednio dobrane grupy morfologiczne organizmów.

Przyszłe kierunki badań wynikające z przeprowadzonych analiz i opracowanych wniosków mogą dotyczyć wielu obszarów. Jednym z nich może być sprawdzenie istnienia wykrytych podczas badań zależności pomiędzy miarami opisującymi zbiorowiska pektonu, a wskaźnikami zanieczyszczenia, w odniesieniu do obiektów oczyszczalni charakteryzujących się innymi parametrami i rodzajem oczyszczanych ścieków niż przebadane w ramach niniejszej pracy. Mogłyby to być na przykład oczyszczalnie pracujące przy innym obciążeniu ładunkami zanieczyszczeń, jak również przy znacznym udziale ścieków przemysłowych z różnych gałęzi gospodarki. Innym obszarem kontynuacji zaprezentowanych badań może być analiza podobieństw występujących pomiędzy osadem czynnym, a pektorem w bioreaktorach oczyszczalni pracujących w innej niż badana w niniejszej pracy technologia BARDENPHO.

8. Literatura

- Amaral A.L., da Motta M., Pons M.N., Vivier H., Roche N., Mota M., Ferreira E.C., 2004. Survey of protozoa and metazoa populations in wastewater treatment plants by image analysis and discriminant analysis. *Environmetrics*, 15: 381-390.
- Anderberg M.R., 1973. Cluster analysis for applications. New York: Academic Press.
- Andersson S., 2009. Characterization of bacterial biofilms for wastewater treatment. School of Biotechnology, Royal Institute of Technology (KTH): 1-63.
- Arkhipchuk V.V., Blaise C., Malinovskaya M.V., 2006. Use of hydra for chronic toxicity assessment of waters intended for human consumption. *Environmental Pollution*, 142: 200-211.
- Arlot S., Celisse A., 2010. A survey of cross-validation procedures for model selection. *Statistics Surveys*, 4: 40-79.
- Augustin H., Foissner W., Bauer R., 1989. Counting of protozoa and small metazoa in activated sludge. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 17(4): 375-386.
- Babko R., Kuzmina T., Łagód G., Jaromin-Gleń K., 2015. The periphyton communities of a municipal wastewater treatment plant. *Proceedings of ECOpole*, 9(1): 13-17.
- Babko R., Kuzmina T., Łagód G., Jaromin-Gleń K., 2014. Analysis of the periphyton communities at the municipal wastewater treatment plant – case study. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 21(4): 403-414.
- Babko R., Kuzmina T., Pliashechnik V., Łagód G., Fyda J., 2016. Anaerobic ciliates in activated sludge communities. *Annual Set the Environment Protection*, 18: 733-745.
- Babko R., Łagód G., Jaromin-Gleń K.M., 2012. Abundance and structure of ciliated protozoa community at the particular devices of "Hajdów" WWTP. *Annual Set the Environment Protection*, 14: 56-68.
- Bailey R.C., Kennedy M.G., Dervish M.Z., Taylor R.M., 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39: 765-774.
- Bechtel T.J., Copeland B.J., 1970. Fish species diversity as indicators of pollution in Galveston Bay, Texas. *Contributions in Marine Science*, 15: 103-132.
- Beisel J-N., Usseglio-Polatera P., Bachmann V., Moreteau J-C., 2003. A comparative analysis of evenness index sensitivity. *International Review of Hydrobiology*, 88(1): 3-15.
- Bervoets L., Bruylants B., Marquet P., Vanelannoote A., Verheyen R., 1989. A proposal for modification of the Belgian biotic index method. *Hydrobiologia*, 179(3): 223-228.
- Bick H., 1963. A review of central european methods for the biological estimation of water pollution levels. *Bulletin of the World Health Organization*, 29: 401-413.
- Biecek P., 2013. Analiza danych z programem R, Modele liniowe z efektami stałymi, losowymi i mieszanymi. PWN.
- Bishop P.L., 1997. Biofilm structure and kinetics. *Water Science and Technology*, 36(1): 287-294.

- Bishop P.L., Zhang T.C., Fu Y-Ch., 1995. Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes. *Water Science and Technology*, 31(1): 143-152.
- Bitton G., 2005. Wastewater microbiology. 3rd Edition. New York: Wiley.
- Bloomfield V.A., 2014. Using R for numerical analysis in science and engineering. Chapman and Hall/CRC.
- Borg I., Groenen P., 2005. Modern Multidimensional Scaling: theory and applications. New York: Springer.
- Borg I., Lingoes J., 1987. Multidimensional similarity structure analysis. New York: Springer.
- Boryń K., Jakubowicz E., Lewicki T.A., 1985. Zastosowanie metody bioindykacji do ciągłego pomiaru toksyczności wody. *Ochrona Środowiska*, 463(2-3): 21-25.
- Bradley D.C., Ormerod S.J., 2002. Long-term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams. *Freshwater Biology*, 46: 161-171.
- Buck H., 1999. Mikroorganizmy w osadzie czynnym. Wydawnictwo Seidel-Przywecki.
- Burns A., Ryder D.S., 2001. Potential for biofilms as biological indicators in Australian riverine systems. *Ecological Management and Restoration*, 2(1): April 2001.
- Butterworth F., Gunatilaka A., Gensebatt (eds), 2000. Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change Vol. 2, New York: Kluwer Academic, Plenum Publishers.
- Canals O., Salvadó H., Auset M., Hernandez C., Malfeito J.J., 2013. Microfauna communities as performance indicators for an A/O shortcut biological nitrogen removal moving-bed biofilm reactor. *Water Research*, 47(9): 3141-3150
- Chadd R., Extence C., 2004. The conservation of freshwater macroinvertebrate populations: a community-based classification scheme. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 597-624.
- Cairns J., Pratt J.R., 1978. Ecotoxicological effect indices: A rapid evolving system. *Water Science and Technology*, 19(11): 1-12.
- Chambers J.M., Cleveland W.S., Kleiner B., Tukey P.A., 1983. Graphical methods for data analysis. Belmont: Wadsworth.
- Chao A., Chiu C-H., Jost L., 2010. Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365: 3599-3609.
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1): 45-67.
- Chaphekar S.B., 1991. An overview on bioindicators. *Journal of Environmental Biology*, 12: 163-168.
- Chindah A.C., Braide S.A., Amakiri J., Kiolawson A., 2009. Periphyton succession in a waste water treatment pond. *Revista Científica UDO Agrícola*, 9(3): 681-689.
- Chihara L.M., Hesterberg T.C., 2011. Mathematical statistics with resampling and R. Wiley.
- Chomczyńska M., Montusiewicz A., Malicki J., Łagód G., 2009. Application of saprobes for bioindication of wastewater quality. *Environmental Engineering Science*, 26(2): 289-296.

- Chouari R., Leonard M., Bouali M., Guermazi S., Rahli N., Zrafi I., Morin L., Sghir A., 2017. Eukaryotic molecular diversity at different steps of the wastewater treatment plant process reveals more phylogenetic novel lineages. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33:44.
- Clarke K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clifford H.T., Stephenson W., 1975. An introduction to numerical classification. London: Academic Express.
- Colwell R.K., Coddington J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 345: 101-118.
- Cranston P., Hillman T., 1992. Rapid assessment of biodiversity using "biological diversity technicians". *Australian Biologist*, 5: 144-154.
- Curds C.R., 1965. An ecological study of the ciliated protozoa in activated-sludge process. *Oikos*, 15(2): 282-289.
- Curds C.R., 1973. A theoretical study of factors influencing the microbial population dynamics of the activated sludge process - I The effects of diurnal variations of sewage and carnivorous ciliated protozoa. *Water Research*, 7(9): 1269-1284.
- Curds C.R., Cockburn A., 1970. Protozoa in biological sewage-treatment processes – I. A survey of the protozoan fauna of British percolating filters and activated-sludge process. *Water Research*, 4(3): 225-236.
- Curds C.R., Cockburn A., 1970a. Protozoa in biological sewage-treatment processes – II. Protozoa as indicators in the activated-sludge process. *Water Research*, 4(3): 237-249.
- Davis L.S., Hoffman J.P., Cook P.W., 1990. Seasonal succession of algal periphyton from a wastewater treatment facility. *Journal of Phycology*, 26(4): 611-617.
- Davis L.S., Hoffmann J.P., Cook P.W., 1990a. Production and nutrient accumulation by periphyton in a wastewater treatment facility. *Journal Phycology*, 26: 617-623.
- De Gregorio C., Caravelli A.H., Zaritzky N.E., 2011. Application of biological indices and a mathematical model for the detection of metal coagulant overload in a laboratory scale activated sludge reactor with phosphate simultaneous precipitation. *Chemical Engineering Journal*, 172(1): 52-60.
- De Gregorio C., Caravelli A.H., Zaritzky N.E., 2010. Performance and biological indicators of a laboratory-scale activated sludge reactor with phosphate simultaneous precipitation as affected by ferric chloride addition. *Chemical Engineering Journal*, 165: 607-616.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- dos Santos L.A., Ferreira V., Pereira M.O., Nicolau A., 2014. Relationship between protozoan and metazoan communities and operation and performance parameters in a textile sewage activated sludge system. *European Journal of Protistology*, 50: 319-328.
- Drapper N.R., Smith H., 1981. Applied Regression Analysis. New York: John Wiley and Sons, Inc.

- Drzewicki A., Kulikowska D., 2011. Limitation of Sludge Biotic Index application for control of a wastewater treatment plant working with shock organic and ammonium loadings. *European Journal of Protistology*, 47: 287-294.
- Dubber D., Gray N.F., 2009. Enumeration of protozoan ciliates in activated sludge: Determination of replicate number using probability. *Water Research*, 43(14): 3443-3452.
- Dubber D., Gray N.F., 2011. The effect of anoxia and anaerobia on ciliate community in biological nutrient removal systems using laboratory-scale sequencing batch reactors (SBRs). *Water Research*, 45(6): 2213-2226.
- Duelli P., Obrist M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures Agriculture, *Ecosystems and Environment*, 98(1-3): 87-98.
- Efron B., Tibshiriani R.J., 1998. An introduction to the bootstrap. New York, Washington, Boca Raton: Chapman & Hall/CRC.
- Egloff D.A., Brakel W.H., 1973. Stream pollution and a simplified diversity index. *Journal Water Pollution Control Federation*, 45: 2269-2275
- Eikelboom D.H., van Buijsen H.J.J., 1999. Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego. Wydawnictwo Seidel-Przywecki.
- Eikelboom D.H., 1975. Filamentous organisms observed in activated sludge. *Water Research*, 9: 365-388.
- Everitt B., 1974. Cluster analysis. London: Heinemann Educational Books Ltd.
- Faith D.P., Minchin P.R., Belbin L., 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69: 57-68.
- Fehmi J.S., Bartolome J.W., 2001. A grid-based method for sampling and analysing spatially ambiguous plants. *Journal of Vegetation Science*, 12(4): 467-472.
- Fiałkowska E., Fyda J., Pajdak-Stós A., Wiackowski K., 2005. Osad czynny – biologia i analiza mikroskopowa. Kraków: Oficyna Wydawnicza Impuls.
- Fisher J., Dunbar M.J., 2007. Towards representative periphytic diatom sample. *Hydrology and Earth System Science*, 11(1): 399-407.
- Fleishman A.E., 1980. Confidence intervals for correlation ratios. *Educational and Psychological Measurement*, 40: 659-670.
- Foissner W., 2016. Protists as bioindicators in activated sludge: Identification, ecology and future needs. *European Journal of Protistology*, 55: 75-94.
- Foissner W., Unterweger A., Henschel T., 1992. Comparison of direct stream bed and artificial substrate sampling of Ciliates (Protozoa, Ciliophora) in a mesosaprobic river. *Limnologia*, 22(2): 97-104.
- Fox J., 2008. Applied regression analysis and generalized linear models. Second Edition. Los Angeles, London, New Dehli, Washington DC: Sage Publications.
- Fox J., Weisberg S., 2011. An R companion to applied regression. Second Edition, Los Angeles, London, New Dehli, Washington DC: Sage Publications.
- Friberg N., Bonada N., Bradley D.C., Dunbar M.J., Edwards F.K., Grey J., Hayes R.B., Hildrew A.G., Lamouroux N., Trimmer M., Woodward G., 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: The good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research*, 44: 1-68.
- Fried J., Mayr G., Berger H., Traunspurger W., Psenner R., Lemmer H., 2000. Monitoring protozoa and metazoa biofilm communities for assessing wastewater

- quality impact and reactor up-scaling effects. *Water Science and Technology*, 41(4-5): 309-316.
- Fyda J., Babko R., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Kocerba-Soroka W., Sobczyk M., Sobczyk Ł., 2015. Effect of high levels of the rotifer *Lecane inermis* on the ciliate community in laboratory-scale sequencing batch bioreactors (SBRs). *European Journal of Protistology*, 51(5): 470-479.
- Gamito S., 2010. Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecological Indicators*, 10: 550-551.
- Garcia M.P., Salvado H., Rius M., Amigo J.M., 1994. Effects of copper on ciliate communities from activated sludge plants. *Acta Protozoologica*, 33: 219-226.
- Głowacki Ł.B., 2013. Biomonitoring a prawdziwa różnorodność rzędu pierwszego. *Scientific Annual of the Polish Angling Association*, 26: 5-19.
- Gove J.H., Patil G.P., Swindel B.F., Taille C., 1994. Ecological diversity and forest management. Handbook of statistic 12, Patil GP, Rao CR, editors. Amsterdam, London, New York, Tokyo: Elsevier Science, 12: 409-462.
- Gorzel M., Kornijów R., 2004. Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. *Kosmos*, 53(2): 183-191.
- Górny M., Grum L. 1981. Metody stosowane w zoologii gleby. Warszawa: PWN.
- Grady C.P.L., Daigger G.T., Love N.G., Filipe C.D.M., 2011. Biological wastewater treatment. Boca Raton, London, New York: CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Gray J.S., 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1-2): 23-49.
- Greenacre M.J., 1993. Correspondence analysis in practice. London, San Diego: Academic Press.
- Greig-Smith P., 1952. The use of random and contiguous quadrats in the study of the structure of plant communities. *Annals of Botany N.S.*, 16: 293-316.
- Greń J., 1982. Statystyka matematyczna, modele i zadania. Warszawa: PWN.
- Grzyb S., 1966. Obliczanie podobieństwa zdjęć fitosocjologicznych. *Zeszyt Problemowy Postępów Nauk Rolniczych*, 133-136.
- Guerold F., 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water Research*, 34: 487-492
- Guevara M.R., Hartmann D., 2017. Diversity measures for complex systems. R package 'diverse'.
- Guevara M.R., Hartmann D., Mendoza M., 2016. diverse: an R package to analyze diversity in complex systems. *The R Journal*, 8/2: 60-78.
- Hall T.M., Merlini L., 1979. Concentrations of Cr, Pb, Cu and Mn in some biotic and abiotic components of the benthic ecosystem of the Toce river and Isole Borromee basin (Lake Maggiore, Italy). Abiotic components. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 37: 1-22.
- Hallawell J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publishers.
- Hartmann L., 1999. Biologiczne oczyszczanie ścieków. Warszawa: Wydawnictwo Instalator Polski.

- Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J., Arvin E., 2000. Wastewater treatment. biological and chemical processes. Berlin: Springer.
- Hilbe J.M., Robinson A.P., 2013. Methods of statistical model estimation. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Hill M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54, 427-432.
- Hooper F.F., 1969. Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystems change Eutrophication: causes, consequences and correctives. Washington: National Academy of Sciences, 225-235.
- Hotelling H., Pabst M.R., 1936. Rank correlation and tests of significance involving no assumption of normality. *Annals of Mathematical Statistics*, 7: 29-43.
- Hurlbert S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52(4): 577-586.
- Hunter P.R., Gaston M.A., 1988. Numerical index of the discriminatory ability of typing systems: an application of Simpson's index of diversity. *Journal of Clinical Microbiology*, 26(11): 2465-2466.
- Jaromin K.M., Szaja A., Łagód G., 2012. Charakterystyka ścieków komunalnych określana na podstawie udziału frakcji ChZT. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 99: 115-130.
- Jaroszewicz H., 1982. Ocena metod określania podobieństw biocenotycznych. Lublin: UMCS.
- Johnson E.M., Gorman R M., Gabel B.E., George M.E., 1982. The Hydra attenuata system for detection of teratogenic hazards. *Teratogenesis Carcinogenesis and Mutagenesis*, 2: 263-276.
- Jongman R.H., ter Braak C.J., van Tongeren D.F. (eds), 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- Jost L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 2.
- Jost L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10): 2427-2439.
- Jost L., DeVries P., Walla T., Greeney H., Chao A., Ricotta C., 2010. Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16: 65-76.
- Kalinowski R., 2007. Badania toksykologiczne zanieczyszczeń w osadach dennych, w: Ekotoksykologia w ochronie środowiska glebowego i wodnego. Pierwsza Krajowa Konferencja i Warsztaty Naukowe, JUNG – PIB, Puławy, 27-28.
- Kalisz L., Kaźmierczuk M., 1998. Organizmy osadu czynnego – badania mikroskopowe. Warszawa: Wydawnictwo Instytutu Ochrony Środowiska.
- Kateri M., 2014. Contingency table analysis. New York: Birkhäuser/Springer.
- Khun M., Johnson K., 2013. Applied predictive modeling. New York: Springer.
- Kesaano M., 2015. Characterization and performance of algal biofilms for wastewater treatment and industrial applications. *All Graduate Theses and Dissertations*. Paper: 4445.
- Kocerba-Soroka W., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Sobczyk M., Pławecka M., Fyda J., 2013. Effect of the rotifer *Lecane inermis*, a potential sludge bulking control agent, on process parameters in a laboratory-scale SBR system. *Water Science and Technology*, 68(9): 2012-8.

- Kowalska E., Paturej E., Zielińska M., 2014. Use of *Lecane* rotifers for limiting *Thiothrix* filamentous bacteria in bulking activated sludge in a dairy wastewater treatment plant. *Archives of Biological Science, Belgrade*, 66(4): 1371-1378.
- Kindt R., Coe R., 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre.
- Kinner N.E., Curds C.R., Meeker L.D., 1988. Protozoa and metazoa as indicators of effluent quality in rotating biological contactors. *Water Science and Technology*, 20(11/12): 199-204.
- Klimiuk E., Łebkowska M., 2005. Biotechnologia w ochronie środowiska. Warszawa: PWN.
- Klimowicz H., 1977. Znaczenie mikrofauny przy oczyszczaniu ścieków osadem czynnym. Warszawa: Instytut Kształtowania Środowiska, Wydawnictwo Katalogów i Cenników.
- Kocwa-Haluch R., Woźniakiewicz T., 2011. Analiza mikroskopowa osadu czynnego i jej rola w kontroli procesu technologicznego oczyszczania ścieków. *Technical Transactions Environmental Engineering*, 108(6): 141-162.
- Kolkwitz R., Marsson M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 26(7): 505-519.
- Kolkwitz R., Marsson M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. In: Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 2: 126-152.
- Kolkwitz R., 1959. Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. *SchrReiche Ver. Wasserhyg.* 4: 1-64.
- Kołodziejczyk A., Koperski P., Kamiński M., 1998. Klucz do oznaczania słodkowodnej makrofauny bezkręgowej. Warszawa: PIOŚ.
- Koronacki J., Ćwik J., 2005. Statystyczne systemy uczące się. Warszawa: Wydawnictwa Naukowo-Techniczne.
- Kowalik R.A., Cooper D.M., Evans C.M., Ormerod S.J., 2007. Acid episodes retard the biological recovery of upland British streams from acidification. *Global Change Biology*, 13: 2439-2452.
- Krebs C.J., 1994. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. New York: Harper-Collins College Publishers.
- Krebs C.J., 2011. Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności. Warszawa: PWN.
- Kruskal J.B., 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29(1): 1-27.
- Lamper W., Sommer U., 1996. Ekologia wód śródlądowych. Warszawa: PWN.
- Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M., Costa D.M., Simões N.R., Alves G.M., 2014. Structure of the testate amoebae community in different habitats in a neotropical floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 74(1):181-190.
- Legendre P., Legendre L., 2012. Numerical ecology, 3rd English ed. Amsterdam: Elsevier Science BV.
- Lewandowski Z., Webb D., Hamilton M., Harbin G., 1999. Quantifying biofilm structure. *Water Science Technology*, 39(7): 71-76.

- Lindman H.R., 1976. Analysis of variance in complex experimental designs. *SIAM Review*, 18(1): 134-137.
- Liu J., Yang M., Qi R., An W., Zhou J., 2008. Comparative study of protozoan communities in full-scale MWTPs in Beijing related to treatment processes. *Water Research*, 42: 1907-1918.
- Logares R., Audic S., Bass D., Bittner L., Boutte C., Christen R., Claverie J-M., Decelle J., Dolan J.R., Dunthorn M., Edvardsen B., Gobet A., Kooistra W.H.C.F., Mahé F., Not F., Ogata H., Pawłowski J., Pernice M.C., Romac S., Shalchian-Tabrizi K., Simon N., Stoeck T., Santini S., Siano R., Wincker P., Zingone A., Richards T.A., De Vargas C., Massana R., 2014. Patterns of rare and abundant marine microbial eukaryotes. *Current Biology*, 24: 813-821.
- Łagód G., Babko R., Jaromin-Gleń K., Kuzmina T., Bieganski A., 2016. Biofilm communities in the successive stages of municipal wastewater treatment. *Environmental Engineering Science*, 33(5): 306-316.
- Łagód G., Chomczyńska M., Montusiewicz A., Malicki J., Bieganski A., 2009. Proposal of measurement and visualization methods for dominance structures in the saprobe communities. *Ecological Chemistry And Engineering S*, 16(3): 369-377.
- Łagód G., Hanzel J., Kopertowska A., Jilati A., Plizga O., Jaromin K., 2009a. Kanalizacja grawitacyjna jako bioreaktor i układ dynamiczny. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 59: 91-97.
- Łagód G., Jaromin K., Kopertowska A., Plizga O., Lefanowicz A., Woś P., 2010. Bioindicative studies of pecton in selected facilities of the Hajdów Wastewater Treatment Plant – a case study. In L. Pawłowski, M. Dudzińska and A. Pawłowski, Eds., *Environment Engineering III*. London: Taylor and Francis Group: 455-461.
- Łagód G., Malicki J., Chomczyńska M., Montusiewicz A., 2007. Interpretation of the results of wastewater quality biomonitoring using saprobes. *Environmental Engineering Science*, 24(7): 873-880.
- Łagód G., Sobczuk H., 2008. The number and size of samples required to measure the saprobe population at various pollutant concentrations in sewage. *Archives of Environmental Protection*, 34(3): 281-285.
- Ławniczak A., 2011. Wpływ wilgotności siedliska i zasobności w składniki biogenne na bioróżnorodność flory obszarów podmokłych. *Nauka Przyroda Technologie*, 5(5): 1-18
- MacArthur R.H., 1965. Patterns of species diversity. *Biological Reviews*, 40: 510-533.
- MacArthur R.H., Wilson E.O., 1967. The theory of island biogeography. New Jersey, Princeton: Princeton University Press.
- MacFarland T.W., 2014. Introduction to data analysis and graphical presentation in biostatistics with R: Statistics in the large. Springer.
- Madoni P., 1994. A sludge biotic index (SBI) for evaluation of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research*, 28(1): 67-75.
- Madoni P., 1994a. Quantitative importance of ciliated protozoa in activated sludge and biofilm. *Bioresource Technology*, 48: 245-249.
- Madoni P., 2003. Protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency. In: Mara D, Horan N, editors. The handbook of water and wastewater microbiology. London: Academic Press: 361-371.

- Madoni P., 2011. Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview. *Italian Journal of Zoology*, 78(1): 3-11.
- Madoni P., Ghetti P.F., 1981. The structure of ciliated protozoa communities in biological sewage treatment plants. *Hydrobiologia*, 83(2): 207-215.
- Manahan S.E., 2006. Environmental science and technology. A sustainable approach to green science and technology. Second Edition, CRC Press.
- Marchant R., Mitchell P., Norris R., 1984. Distribution of benthic invertebrates along a disturbed section of the La Trobe River, Victoria: an analysis based on numerical classification. *Marine and Freshwater Research*, 35: 355-374.
- Margalef R., 1958. Information theory in ecology. *International Journal of General Systems*, 3: 36-71.
- Margalef R., 1947. Los métodos para la investigación de las comunidades acuáticas adnadas y especialmente las formadas por organismos microscópicos (perifiton, pecton). *Collectanea Botánica*, 15(1): 247-259.
- Magurran A.E., 1988. Ecological diversity and its measurements. London, Sydney: Croom Helm.
- Magurran A.E., 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Publishing.
- Mandaville S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters-taxa tolerance values, metrics, and protocols. Soil, Water Conservation Society of Metro Halifax.
- Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G., 2003. Bioindicators and biomonitors: principles, concepts, and applications. Trace metals and others contaminants in the environment 6. Elsevier.
- Martin-Cereceda M., Serrano S., Guine, A., 1996. A comparative study of ciliated protozoa communities in activated sludge plants. *FEMS Microbiology Ecology*, 21: 267-276.
- Martín-Cereceda M., Álvarez A.M., Serrano S., Guinea A., 2001. Confocal and light microscope examination of protozoa and other microorganisms in the biofilms from a rotating biological contactor wastewater treatment plant. *Acta Protozoologica*, 40: 263-272.
- Martin-Cereceda M.; Perez-Uz B.; Serrano S.; Guinea A., 2002. An integrated approach to analysis biofilms of a full scale wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 46(1/2): 199-206.
- Martín-Cereceda M., Zamora J., Pérez-Uz B., Guinea A., 2002a. Ciliate communities of rotating biological contactor biofilms: a multivariate approach. *Systematic and Applied Microbiology*, 25: 301-313.
- Martín-Cereceda M., Pérez-Uz B., Serrano S., Guinea A., 2001a. Dynamics of protozoan and metazoan communities in a full scale wastewater treatment plant by rotating biological contactors. *Microbiological Research*, 156: 225-238.
- Matuszkiewicz W., Wydrzycka U., 1972. Liczba gatunków jako funkcja powierzchni i problem reprezentatywnej powierzchni fitocenozy. *Phytocoenosis*, 1(2): 95-120.
- Mayer F.L., Ellersieck M.R., 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. US Fish and Wildlife Service. Resource Publication 160. Washington DC.
- McIntosh R.P., 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, 48(3): 392-404.

- Mistri M., Gavinelli M., Gorni A., 1994. Structure of a protozoan community in a percolating filter. *Bollettino di Zoologia*, 61(1): 65-71.
- Mitosek H.T., 2009. Metody statystyczne w hydrologii. Kielce: WUH-PJK.
- Montgomery D.C., Runger G.C., 2011. Applied statistics and probability for engineers. NJ Hoboken: Wiley.
- Montusiewicz A., Chomczyńska M., Malicki J., Łagód G., 2010. Biofilm sampling for bioindication of municipal wastewater treatment. in Pawłowski, Dudzińska and Pawłowski (eds) 491-496. Environment Engineering III, London: CRC Press/Balkema, Taylor & Francis Group.
- Montusiewicz A., Malicki J., Łagód G., Chomczyńska M., 2007. Estimating the efficiency of wastewater treatment in activated sludge systems by biomonitoring, in Pawłowski L., Dudzińska M. & Pawłowski A. (eds) 47-54, Environmental Engineering, London: Taylor & Francis Group.
- Murdock J., Roelke D., Gelwick F., 2004. Interactions between flow, periphyton, and nutrients in a heavily impacted urban stream: implications for stream restoration effectiveness. *Ecological Engineering*, 22: 197-207
- Nicolau A., Dias N., Mota M., Lima N., 2001. Trends in the use of protozoa in the assessment of wastewater treatment. *Research in Microbiology*, 152: 621-630.
- Nicolau A., Mota M., Lima N., 2007. Microfauna as indicator of copper, zinc, and cycloheximide in activated sludge processes. *Environmental Engineering Science*, 24(4): 434-445.
- Obolewski K., 2005. Epiphytic macrofauna on water soldiers (*Stratiotes aloides* L.) in Ślupia river oxbows. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34(2): 37-54.
- Odum E.P., 1982. Podstawy ekologii. Warszawa: PWRiL.
- Ogbeibu A.E., Orihabor B.J., 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, 36(10): 2427-2436.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Wagner H., 2013. Vegan: community ecology package. R Package Version 2.0-10.
- Olańczuk-Neyman K., Geneja M., Quant B., Dembińska M., Krucalak K., Kulbat E., Kulik-Kuziemska I., Mikołajski S., Gielert M., 2003. Microbiological and biological aspects of the wastewater treatment plant "Wschód" in Gdańsk. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(6): 747-757.
- Olawusi-Peters O.O., Ajibare A.O., 2014. Species richness, diversity and abundance of some Decapod Crustaceans in coastal waters of Ondo State, South West, Nigeria. *International Journal of Fauna and Biological Studies*, 1(5): 44-51.
- Oliver I., Beattie A.J., 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, 7: 562-568.
- Olszewski P., 1971. Trofia i saprobia. *Zeszyty Naukowe WSR Olsztyn C*, 3: 5-14.
- Palaghianu C., 2014. A tool for computing diversity and consideration on differences between diversity indices. *Journal of Landscape Management*, 5(2): 78-82.
- Pantle R., Buck H., 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*, 96(18): 604-618.

- Pauli W., Jax K., Berger S., 2001. Protozoa in wastewater treatment: function and importance. The handbook of environmental chemistry vol. 2 part K, Biodegradation and persistence. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Pérez-Uz B., Arregui L., Calvo P., Salvadó H., Fernández N., Rodríguez E., Zornoza A., Serrano S., 2010. Assessment of plausible bioindicators for plant performance in advanced wastewater treatment systems. *Water Research*, 44: 5059-5069.
- Perry J., Vanderklein E.L., 1996. Water quality: management of a natural resource. Wiley-Blackwell.
- Pielou E.C., 1975. Ecological diversity. Mathematical ecology. New York, London, Sydney, Toronto: Wiley Interscience.
- Piernik A., 2008. Metody numeryczne w ekologii. Toruń: Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika.
- Pieczyńska E., Spodniewska I., 1979. Ekologia a ochrona środowiska człowieka. Warszawa: WSP.
- Pinto R., Patricio J., Baeta A., Fath B.D., Neto J.M., Marques J.C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, 9(1): 1-25.
- Pluta M., 1982. Mikroskopia optyczna. Warszawa: PWN.
- Puigagut J., Salvado H., Garcia D., Granes F., Garcia J., 2007. Comparison of microfauna communities in full scale subsurface flow constructed wetlands used as secondary and tertiary treatment. *Water Research*, 41: 1645-1652.
- Puigagut J., Salvado H., Tarrats X., Garcia J., 2007a. Effects of particulate and soluble substrates on microfaunapopulations and treatment efficiency in activated sludge systems. *Water Research*, 41: 3168-3176.
- Puigagut J., García J., Salvadó H., 2009. Microfauna community as an indicator of effluent quality and operational parameters in an activated sludge system for treating piggery wastewater. *Water Air and Soil Pollution*, 203: 207-216.
- R Core Team, 2016. www.r-project.org.
- Rahlf T., 2017. Data visualisation with R. New York: Springer International Publishing.
- Reynoldson T.B., Zarll M.A., 1989. The biological assessment of contaminated sediments - the Detroit River example. *Hydrobiologia*, 188-189: 463-476.
- Ravera O., 2001. A comparison between diversity, similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small stream: the Ravella river (Como Province, Northern Italy). *Aquatic Ecology*, 35: 97-107.
- Rosenberg R., 1976. Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary. *Oikos*, 27: 414-427.
- Royston J.P., 1982. Algorithm AS 181: The W test for normality. *Applied Statistics*, 31: 176-180.
- Royston P., 1995. Remark AS R94: A remark on Algorithm AS 181: The W test for normality. *Applied Statistics*, 44: 547-551.
- Salas F., Marcos C., Neto J.M., Patricio J., Perez-Ruzafa A., Marques J.C., 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean and Coastal Management*, 49: 308-331.

- Salvado H., Gracia M.P., 1991. Response of ciliate populations to changing environmental conditions. *Archiv für Hydrobiologie*, 123: 239-255.
- Salvado H., Gracia M.P., 1993. Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoan analysis. *Water Research*, 27(5): 891-895.
- Salvado H., Gracia M.P., 1994. Effects of BOD on ciliated protozoa communities. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25: 1950-1953.
- Salvado H., Mas M., Menéndez S., Gracia M.P., 2001. Effects of shock loads of salt on protozoan communities of activated sludge. *Acta Protozoologica*, 40: 177-185.
- Salvado H., Palomo A., Mas M., Puigagut J., Gracia M., 2004. Dynamics of nematodes in a high organic loading rotating biological contactors. *Water Research*, 38: 2571-2578.
- Sawitzki G., 2009. Computational statistics. An introduction to R. FL Boca Raton: Chapman and Hall/CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Scamoni A., 1967. Wstęp do fitosocjologii praktycznej. Warszawa: PWN.
- Schmitt-Jansen M., Veith U., Dudelc G., Altenburger R., 2008. An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: Approaches and challenges. *Basic and Applied Ecology*, 9: 337-345.
- Seetha N., Bhargava R., Kumar P., 2010. Effect of organic shock loads on a two-stage activated sludge-biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 101: 3060-3066.
- Selivanovskaya S.Y., Petrov A.M., Egorova K.V., Naumova R.P., 1997. Protozoan and metazoan communities treating a simulated petrochemical industry wastewater in a rotating disc biological reactor. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 13: 511-517.
- Shafer C.T., 1973. Distribution of foraminifera near pollution sources in Chaleur Bay. *Water Air and Soil Pollution*, 2: 219-233.
- Shannon C.E., Weaver W., 1949. The mathematical theory of communication. IL Urbana: University of Illinois Press.
- Shaw K.M., Lamshead P.J.D., Platt H.M., 1983. Detection of pollution induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. *Marine Ecology Progress Series*, 11: 195-202.
- Shchegolkova N.M., Krasnov G.S., Belova A.A., Dmitriev A.A., Kharitonov S.L., Klimina K.M., Melnikova N.V., Kudryavtseva A.V., 2016. Microbial community structure of activated sludge in treatment plants with different wastewater compositions. *Frontiers in Microbiology*, 7: Article90.
- Sienkiewicz J., 2010. Koncepcje bioróżnorodności – ich wymiary i miary w świetle literatury. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 45: 7-29.
- Simpson E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Sladeczek V., 1973. System of water quality from biological point of view. *Archives of Hydrobiology. Advances in Limnology*, 7: 1-218.
- Szymla Z., 2000. Determinanty rozwoju regionalnego. Wrocław: Ossolineum.
- Starmach K., Wróbel S., Pasternak K., 1976. Hydrobiologia. Linologia. Warszawa: PWN.
- Stasna G., Stransky D., Kabelkova I., Babko R., 2016. Simplified sampling of benthic macroinvertebrates from small streams. *Proceedings of ECOpole*, 10(2): 517-522.

- Steiger J.H., 1980. Testing pattern hypotheses on correlation matrices: Alternative statistics and some empirical results. *Multivariate Behavioral Research*, 15: 335-352.
- Steinman A.D., McIntire C.D., 1990. Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management*, 14: 589-604.
- Steel R., Torri J., Dickey D., 1997. Principles and procedures of statistics, a biometrical approach. New York: McGraw Hill Co.
- Stone M., 1974. Cross-validatory choice and assessment of statistical predictions. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B* 36 (2), 111-147.
- Toet S., Huibers L.H.F.A., Van Logtestijn R.S.P., Verhoeven J.T.S. 2003. Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. *Hydrobiologia*, 501: 29-44.
- Trojan P., 1977. Ekologia ogólna. Warszawa: PWN.
- Trottier S., Blaise C., Kusui T., Johnson E. M., 1997. Acute toxicity assessment of aqueous samples using a microplate-based *Hydra attenuata* assay. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 12(3): 265-271.
- Türkmen G., Kazanci N., 2010. Applications of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Review of Hydrobiology*, 3: 111-125.
- Turoboyski L., 1979. Hydrobiologia techniczna. Warszawa: PWN.
- Uchmański J., 1992. Klasyczna ekologia matematyczna. Warszawa: PWN.
- van Strien A.J., van Duuren L., Foppen R.P.B., Soldaat L.L., 2009. A typology of indicators of biodiversity change as a tool to make better indicators. *Ecological Indicators*, 9(6): 1041-1048.
- Vilbaste S., 2001. Benthic diatom communities in Estonian rivers. *Boreal Environmental Research*, 6: 191-203.
- Vymazal J., Sladeczek V., Stach J., 2001. Biota participating in wastewater treatment in a horizontal flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, 44(11-12): 211-214.
- Wagner M., Amann R., Kämpfer P., Assmus B., Hartmann A., Hutzler P., Springer N. Schleifer K.H., 1994. Identification and in situ detection of Gram-negative filamentous bacteria in activated sludge. *Systematic Applied Microbiology*, 17(3): 405-417.
- Wagner M., Loy A., Nogueira R., Purkhold U., Lee N., Daims H., 2002. Microbial community composition and function in wastewater treatment plants. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 81(1): 665-680.
- Walker C., Hopkin S., Sibly R., Peakall D., 2002. Podstawy ekotoksykologii. Warszawa: PWN.
- Wallace J.B., Webster J.R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115-139.
- Wang Z., Xu G., Yang Z., Xu H., 2016. An approach to determining homogeneity of body-size spectrum of biofilm-dwelling ciliates for colonization surveys. *Ecological Indicators*, 61: 865-870

- Ward D.F., Stanley M.C., 2004. The value of RTUs and parataxonomy versus taxonomic species. *New Zealand Entomologist*, 27(1): 3-9.
- Weber S.D., Ludwig W., Schleifer K.-H., Fried J., 2007. Microbial composition and structure of aerobic granular sewage biofilms. *Applied Environmental Microbiology*, 73: 6233-6240.
- Weiss D.J., 2006. Analysis of variance and functional measurement a practical guide. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Wells G.F., Wu C.H., Piceno Y.M., Eggleston B., Brodie E.L., DeSantis T.Z., Andersen G.L., Hazen T.C., Francis C.A., Criddle C.S., 2014. Microbial biogeography across a full-scale wastewater treatment plant transect: evidence for immigration between coupled processes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98: 4723-4736.
- Widdows J., Donkin P., 1991. Role of physiological energetics in ecotoxicology. *Comparative Biochemistry and Physiology C*, 100(1-2):69-75.
- Woombs M., Laybourn-Parry J., 1987. Seasonal species composition, density and role of nematodes in activated-sludge effluent treatment works. *Water Research*, 21(4): 459-467.
- Wright I.A., Chessman B.C., Fairweather P.G., Benson L.J., 1995. Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Australian Journal of Ecology*, 20: 142-149.
- Wu R.S.S., 1982. Periodical defaunation and recovery in a subtropical epibenthic community, in relation to organic pollution. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 64: 253-269.
- Xu H., Zhang W., Jiang Y., 2014. Do early colonization patterns of periphytic ciliate fauna reveal environmental quality status in coastal waters?. *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 7097-7112.
- Xu H., Zhang W., Jiang Y., Yang E.J., 2014a. Use of biofilm-dwelling ciliate communities to determine environmental quality status of coastal waters. *Science of the Total Environment*, 470-471: 511-518.
- Yeom D.-J., Kim J.H., 2011. Comparative evaluation of species diversity indices in the natural deciduous forest of Mt. Jeombong. *Forest Science and Technology*, 7(2): 68-74.
- Zelinka M., Marvan P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57(3): 389-407.
- Zhang Z., 2012. Confidence intervals for Simpson's diversity index. AMS 2000 Subject Classifications. University of North Carolina at Charlotte.
- Zimny H., 2002. Ekologia ogólna. Warszawa: AR-W Arkadiusz Grzegorzcyk.

**MONOGRAFIE KOMITETU INŻYNIERII ŚRODOWISKA
POLSKIEJ AKADEMII NAUK**

- NR 1 MIKROORGANIZMY W KSZTAŁTOWANIU JAKOŚCI I UZDATNIANIU
 WÓD PODZIEMNYCH
 Krystyna Olańczuk-Neyman
 Gdańsk 2001
- NR 2 METODY OCENY I PODNOSZENIA NIEZAWODNOŚCI DZIAŁANIA
 KOMUNALNYCH SYSTEMÓW ZAOPATRZENIA
 W WODĘ
 Artur Wieczysty
 Kraków 2001
- NR 3 UTYLIZACJA ZUŻYTYCH JONITÓW DO REKULTYWACJI
 ZDEGRADOWANYCH UTWORÓW PIASZCZYSTYCH – BADANIA
 MODELOWE
 Mariola Chomczyńska
 Lublin 2001
- NR 4 POJEZIERZE ŁĘCZYŃSKO-WŁODAWSKIE PRZEKSZTAŁCENIE
 STRUKTURY EKOLOGICZNEJ KRAJOBRAZU I UWARUNKOWANIA
 ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO
 Tadeusz J. Chmielewski
 Lublin 2001
- NR 5 DEGRADACJA ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH ZAWARTYCH
 W ODCIEKACH Z WYSYPISK
 Joanna Surmacz-Górska
 Lublin 2001
- NR 6 POLICHLOROWANE DIBENZO(P)DIOKSYNY I DIBENZOFURANY –
 WŁAŚCIWOŚCI I ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO
 Zdzisław Kozak, Marzenna R. Dudzińska
 Lublin 2001
- NR 7 PESTYCYDY W ŚRODOWISKU I ICH OZNACZENIE METODĄ
 CHROMATOGRAFII GAZOWEJ
 Krystyna Pomorska
 Lublin 2001
- NR 8 ENERGETYCZNE ASPEKTY WYTWARZANIA OZONU DLA POTRZEB
 INŻYNIERII ŚRODOWISKA
 Janusz Ozonek
 Lublin 2002
- NR 9 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA STAN OBECNY I PERSPEKTYWY
 ROZWOJU
 (MATERIAŁY NA KONGRES)
 Lublin 2002
- NR 10 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA
 MATERIAŁY
 Lublin 2002
- NR 11 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA
 MATERIAŁY
 Lublin 2002

- NR 12 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA
RERERATY PROBLEMOWE
Lublin 2002
- NR 13 ANALIZA PRCESÓW WYTWARZANIA OZONU DLA POTRZEB
OCHRONY ŚRODOWISKA
Janusz Ozonek
Lublin 2003
- NR 14 WYSTĘPOWANIE I PRZEMIANY POLICHLOROWANYCH
DIBENZO-P-DIOKSYN I DIBENZOFURANÓW W UKŁADACH:
OSADY ŚCIEKOWE - GLEBA
Marzenna R. Dudzińska
Lublin 2003
- NR 15 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA
MATERIAŁY - SUPLEMENT
Lublin 2003
- NR 16 FILOZOFICZNE I SPOŁECZNE UWARUNKOWANIA ZRÓWNOWAŻO-
NEGO ROZWOJU
Artur Pawłowski
Lublin 2003
- NR 17 INŻYNIERSKIE, PRZYRODNICZE I EKONOMICZNE UWARUNKOWA-
NIA ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU
Zdzisław Ciećko
Lublin 2003
- NR 18 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA - INFORMATOR
Anna Maria Anielak
Lublin 2003
- NR 19 UTLENIANIE METANU W WARUNKACH BIOLOGICZNEJ REKUL-
TYWACJI SKŁADOWISK KOMUNALNYCH PRZYWĘGŁOWEJ SKAŁY
PŁONNEJ
Witold Stępniewski
Lublin 2003
- NR 20 SPECJACJA W OCHRONIE I INŻYNIERII ŚRODOWISKA
Elżbieta Bezak-Mazur
Lublin 2004
- NR 21 NEW MATERIALS AND TECHNOLOGIES FOR ENVIRONMENTAL
ENGINEERING
Part I. Syntheses and structure of ion exchange fibers
Vladimir Soldatov, Lucjan Pawłowski, Aleksander Shunkevich, Henryk Wasąg
Lublin 2004
- NR 22 V KONFERENCJA NAUKOWA
MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE
ŚRODOWISKA
Gliwice 2004
- NR 23 HODOWLA SYNCHRONICZNA *CHLORELLA VULGARIS*
W KONTROLI JAKOŚCI WÓD
Anna Czaplicka-Kotas
Kraków 2004

- NR 24 PROFESOR TOMASZ WINNICKI W NAUCE I ŻYCIU SPOŁECZNYM
Lublin 2004
- NR 25 OCHRONA I INŻYNIERIA ŚRODOWISKA ZRÓWNOWAŻONY
ROZWÓJ
Szkoła Ochrony i Inżynierii Środowiska im. Walerego Goetla
Kraków 2004
- NR 26 FILOZOFICZNE, SPOŁECZNE I EKONOMICZNE UWARUNKOWANIA
ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU
Artur Pawłowski
Lublin 2004
- NR 26 Supplement PRZYRODNICZE UWARUNKOWANIA ZRÓWNOWAŻONEGO
ROZWOJU
Zdzisław Ciećko
Lublin 2004
- NR 27 PATHWAYS OF POLLUTANTS AND MITIGATION STRATEGIES
OF THEIR IMPACT ON THE ECOSYSTEMS
Marzenna R. Dudzińska, Małgorzata Pawłowska
Lublin 2004
- NR 28 PODSTAWY BEZPIECZEŃSTWA SYSTEMÓW ZAOPATRZENIA
W WODĘ
Janusz Rak
Lublin 2005
- NR 29 TECHNOLOGICZNE PODSTAWY MODERNIZACJI MAŁYCH
OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW
Lech Dzienis
Białystok 2005
- NR 30 XII OGÓLNOPOLSKA KONFERENCJA NAUKOWO-TECHNICZNA
Z CYKLU
PROBLEMY GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ W REGIONACH
ROLNICZO-PRZEMYSŁOWYCH
MATERIAŁY
Lech Dzienis
Białystok 2005
- NR 31 PROFESOR ANDRZEJ KRÓLIKOWSKI. JUBILEUSZ 50-LECIA PRACY
ZAWODOWEJ, BADAWCZEJ I NAUKOWO-DYDAKTYCZNEJ.
MATERIAŁY
Izabela Bartkowska, Lech Dzienis
Białystok 2005
- NR 32 II KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA
MATERIAŁY, TOM I
Lublin 2005
- NR 33 II KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA
MATERIAŁY, TOM II
Lublin 2005
- NR 34 DEVELOPMENT OF INSULATION WITH SPECIALLY DESIGNER
PROPERTIES FOR BUILDING RENOVATION
John Grunewald, Henryk Sobczuk
Lublin 2005

- NR 35 OSADY POWSTAJĄCE W OBIEKTACH SYSTEMU KANALIZACJI DESZCZOWEJ
A. Królikowski, K. Garbarczyk, J. Gwoździej-Mazur, A. Butarewicz
Białystok 2005
- NR 36 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA
Gliwice 2006
- NR 37 PODSTAWY MODELOWANIA SYSTEMÓW EKSPLOATACJI WODOCIĄGÓW I KANALIZACJI
Sławczo Danczew
Lublin 2006
- NR 38 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA INFORMATOR
Anna Maria Anielak
Lublin 2007
- NR 39 TIME DOMAIN REFLECTOMETRY METHOD IN ENVIRONMENTAL MEASUREMENTS
Henryk Sobczuk, Rudolph Plagge
Lublin 2007
- NR 41 ZINTEGROWANE SYSTEMY ZARZĄDZANIA ENERGIĄ W BUDYNKACH BIUROWYCH
Jan Syposz, Piotr Jadwiszczak
Lublin 2007
- NR 42 BADANIA DOŚWIADCZALNE W ROZWOJU TECHNOLOGII UZDATNIANIA WODY
Marek M. Sozański, Peter M. Huck
Lublin 2007
- NR 43 OCENA WPLYWU ZABEZPIECZEŃ PRZECIWEROZYJNYCH NA WARUNKI WILGOTNOŚCIOWE W PROFILU GLEBOWYM
Marcin K. Widomski
Lublin 2007
- NR 44 PROGNOSTYCZNY MODEL URUCHAMIANIA BIOGENNYCH ZWIĄZKÓW AZOTU I FOSFORU W ERODOWANYCH GLABACH MAŁEJ ZLEWNI LESSOWEJ
Piotr Gliński
Lublin 2007
- NR 45 BADANIA POLA CIEPLNEGO W HALACH OGRZEWANYCH PROMIENNIKAMI CERAMICZNYMI
Edyta Dudkiewicz, Janusz Jeżowiecki
Lublin 2007
- NR 46 VI ZJAZD KANALIZATORÓW POLSKICH POLKAN'07 MATERIAŁY
M. Zawilski, G. Sakson, G. Mozolewska
Lublin 2007
- Nr 47 ENERGETYCZNE I PROCESOWE ASPEKTY PRODUKCJI I ZASTOSOWAŃ OZONU W TECHNICIE
J. Ozonek, S. Fijałkowski
Lublin 2007

- Nr 48 OPTOELECTRONIC DIAGNOSTICS OF COMBUSTION PROCESSES. INSTRUMENTS METHODS OF APPLICATIONS.
Waldemar Wójcik
Lublin 2008
- Nr 49 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA.
Krystyna Konieczny, Michał Bodzek
Gliwice 2008
- Nr 50 WYBRANE ZAGADNIENIA Z MODELOWANIA MATEMATYCZNEGO PROCESU OSADU CZYNNEGO.
Z. Dymaczewski
Poznań 2008
- Nr 51 ROZWÓJ ZRÓWNOWAŻONY – IDEA, FILOZOFIA, PRAKTYKA.
A. Pawłowski
Lublin 2008
- Nr 52 ULTRASŁABA LUMINESCENCJA GLONÓW CHARACEAE JAKO METODA OCENY ŚRODOWISKA WODNEGO
Anna Jaśkowska
Lublin 2008
- Nr 53 PODSTAWY REOLOGII I TRANSPORTU RUROWEGO ZAWIESIN I OSADÓW Z OCZYSZCZANIA WODY I ŚCIEKÓW
Zbysław Dymaczewski, Joanna Jeż-Walkowiak, Adam Marlewski, Marek Sozański
Poznań 2008
- Nr 54 PRZYDATNOŚĆ WYBRANYCH BIOINDYKATORÓW DO OCENY EFEKTYWNOŚCI BIOREMEDIACJI GRUNTÓW ZANIECZYSZCZONYCH WĘGLOWODORAMI
A. Małachowska-Jutcz, K. Miksch
Gliwice 2008
- Nr 55 MECHANIZMY TWORZENIA SIĘ I ROZPRZESTRZENIANIA ZWIĄZKÓW DIOKSYNOPOCHODNYCH W ŚRODOWISKU
Jacek Czerwiński
Lublin 2008
- Nr 56 OGÓLNOPOLSKA KONFERENCJA NAUKOWA. INŻYNIERIA EKOLOGICZNA
Hanna Obarska-Pempkowiak
Lublin 2009

- Nr 57 RETENCJA ZBIRONIKOWA I STEROWANIE DOPŁYWEM ŚCIEKÓW DO OCZYSZCZALNI
Daniel Słyś
Lublin, 2009
- Nr 58 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 1
Janusz Ozonek, Małgorzata Pawłowska
Lublin 2009
- Nr 59 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 2
Janusz Ozonek, Artur Pawłowski
Lublin 2009
- Nr 60 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 3
Marzenna Dudzińska, Lucjan Pawłowski
Lublin 2009
- Nr 61 NOWE METODY REDUKCJI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ I WYKORZYSTANIA PRODUKTÓW UBOCZNYCH OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW
Hanna Obarska – Pempkowiak, Lucjan Pawłowski
Lublin 2009
- Nr 62 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W PRACY NAUKOWEJ PROF. DR HAB. INŻ. MICHAŁA BODZKA
Krystyna Konieczny
Gliwice 2009
- Nr 63 MIKROBIOLOGICZNE METODY OGRANICZANIA EMISJI METANU ZE SKŁADOWISK ODPADÓW
Małgorzata Pawłowska
Lublin 2010
- Nr 64 MICROORGANISMS IN THE ENVIRONMENT AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING FROM ECOLOGY AND TECHNOLOGY
Krystyna Olańczuk-Neyman
Hanna Mazur-Marzec
Gdańsk- Gdynia 2010
- Nr 65 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA-
tom 1
Krystyna Konieczny
Gliwice 2010
- Nr 66 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA
tom 2
Krystyna Konieczny
Gliwice 2010
- Nr 67 ENERGETYKA-DZIŚ I JUTRO
Tomasz Cholewa
Alicja Siuta-Oлча
Lublin 2010
- Nr 68 HYDROLOGIA W INŻYNIERII I GOSPODARCE WODNEJ TOM 1
Beniamin Więzik
Warszawa 2010

- Nr 69 HYDROLOGIA W INŻYNIERII I GOSPODARCE WODNEJ TOM 2
Artur Magnuszewski
Warszawa 2010
- Nr 70 PROFESOR LUCJAN PAWŁOWSKI W DRODZE PRZEZ ŻYCIE
Henryk Wasąg
Lublin 2010
- Nr 71 KOMPUTEROWE WSPOMAGANIE PROJEKTOWANIA
Zbigniew Suchorab, Agnieszka Jedut, Grzegorz Łagód, Andrzej Raczkowski
Lublin 2010
- Nr 72 MODELOWANIE PRZEPŁYWÓW ORAZ TRANSPORTU I BIODEGRADACJI ZANIECZYSZCZEŃ
Grzegorz Łagód, Zbigniew Suchorab, Marcin Widomski, Katarzyna Wróbel
Lublin 2010
- Nr 73 MODELOWANIE RUCHU WODY I TRANSPORT ZANIECZYSZCZEŃ W OŚRODKU POROWATYM
Marcin Widomski, Dariusz Kowalski, Grzegorz Łagód
Lublin 2010
- Nr 74 MODELOWANIE SYSTEMU OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW
Agnieszka Montusiewicz, Grzegorz Łagód, Adam Piotrowicz
Lublin 2010
- Nr 75 JĘZYKI PROGRAMOWANIA KOMPUTERÓW
Grzegorz Łagód, Henryk Sobczuk, Zbigniew Suchorab
Lublin 2010
- Nr 76 SYSTEMY GRZEWCZE
Tomasz Cholewa, Alicja Siuta-Oлча
Lublin 2010
- Nr 77 UKŁADY WENTYLACJI, KLIMATYZACJI I CHŁODNICTWA
Andrzej Raczkowski, Sławomira Dumala, Mariusz Skwarczyński
Lublin 2010
- Nr 78 NITRYFIKACJA W PROCESACH OCZYSZCZANIA WYBRANYCH WÓD ODPADOWYCH I ŚCIEKÓW
Joanna Surmacz-Górska
Gliwice 2010
- Nr 79 TECHNOLOGIE ENERGII ODNAWIALNEJ
K. Nalewaj, J. Diatczyk, R. Jaroszyńska
Lublin 2010
- Nr 80 NOWOCZESNE TECHNOLOGIE PALIW I SPALANIA
P. Komoda
Lublin 2010
- Nr 81 UKŁADY ELEKTRONICZNE W NOWOCZESNYCH TECHNOLOGIACH ENERGETYCZNYCH
W. Surtel, P. Komoda
Lublin 2010
- Nr 82 INŻYNIERIA ELEKTRYCZNA I TECHNOLOGIE INFORMATYCZNE W UKŁADACH ENERGOELEKTRONICZNYCH W NOWOCZESNYCH TECHNOLOGIACH ENERGETYCZNYCH
P. Kacejko, S. Adamek
Lublin 2010

- Nr 83 ENERGOOSZCZEDNY BUDYNEK
M. Horyński
Lublin 2010
- Nr 84 SIECI KOMPUTEROWE
K. Gromaszek, T. Ławicki
Lublin 2010
- Nr 85 ARCHITEKTURA KOMPUTERÓW I SYSTEMY GIER
W. Surtel, P. Kisała
Lublin 2010
- Nr 86 ARCHITEKTURA KOMPUTERÓW I SYSTEMY OPERACYJNE
W. Surtel, P. Kisała
Lublin 2010
- Nr 87 ZASTOSOWANIE ZJAWISKA KAWITACJI HYDRODYNAMICZNEJ
W INŻYNIERII ŚRODOWISKA
Janusz Ozonek
Lublin 2010
- Nr 88 NOWE METODY OPISU STRUKTURY SIECI WODOCIĄGOWYCH DO
ROZWIĄZANIA PROBLEMÓW ZWIĄZANYCH Z ICH PROJEKTOWA-
NIEM I EKSPLOATACJĄ
Dariusz Kowalski
Lublin 2010
- Nr 89 JAKUB KAZIMIERZ SIEMEK- PROFESOR HONOROWY POLITECHNIKI
LUBELSKIEJ
Lublin 2010
- Nr 90 TOMASZ WINNICKI- PROFESOR HONOROWY POLITECHNIKI LUBEL-
SKIEJ
Lublin 2010
- Nr 91 WYKORZYSTANIE WŁAŚCIWOŚCI ADSORPCYJNYCH MATERIAŁÓW
ODPADOWYCH DO USUWANIA BARWNIKÓW Z ROZTWORÓW WOD-
NYCH
Urszula Filipkowska
Lublin 2011
- Nr 92 ZAAWANSOWANE METODY USUWANIA NATURALNYCH SUBSTAN-
CJI
M. Kabsch-Korbutowicz
Lublin 2012
- Nr 93 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – STAN OBECNY I PERSPEKTYWY ROZO-
WJU
Cz. Rosik-Dulewska, M. Kostecki
Lublin 2011
- Nr 94 BADANIA NAD ZWIĘKSZENIEM WYDAJNOŚCI BARWNIKOWYCH
OGNIW SŁONECZNYCH
A. Zdyb
Lublin 2012
- Nr 95 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA
TOM 1
K. Konieczny, I. Korus
Gliwice 2012

- Nr 96 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA
TOM 2
M. Bodzek, J. Pelczara
Gliwice 2012
- NR 97 PROFESOR JANUARY BIEŃ CZTERDZIEŚCI LAT W DYDAKTYCE
I NAUCE
L. Pawłowski
LUBLIN 2012
- NR 98 WSPÓŁFERMENTACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I WYBRANYCH KO-
SUBSTRATÓW JAKO METODA EFEKTYWNEJ BIOMETANIZACJI
A. Montusiewicz
LUBLIN 2012
- NR 99 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA. PRACE. TOM I
M.R. Dudzińska, A. Pawłowski
LUBLIN 2012
- NR 100 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA. PRACE. TOM II
M.R. Dudzińska, A. Pawłowski
LUBLIN 2012
- NR 101 KOMPOSTOWANIE KOMUNALNYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH JAKO
FORMA RECYKLINGU ORGANICZNEGO
D. Kulikowska
LUBLIN 2012
- NR 102 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW WYTWORZONYCH Z POPIOŁÓW LOT-
NYCH DO USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY I ŚCIEKÓW
W. Franus
LUBLIN 2012
- NR 103 BADANIA EKSPERYMENTALNE I TEORETYCZNE ZASOBNIKA CIEPŁEJ
WODY ZE STRATYFIKACJĄ TERMICZNĄ WSPÓŁPRACUJĄCEGO
Z INSTALACJĄ NISKOTEMPERATUROWĄ
A. Siuta-Oлча
LUBLIN 2012
- NR 104 WYBRANE MIKROZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNE W WODACH
I GLEBACH
M. Włodarczyk-Makuła
LUBLIN 2012
- NR 105 TOKSYCZNOŚĆ W PROCESIE BEZTLENOWEJ STABILIZACJI KOMUN-
NYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH
Z. Sadecka
LUBLIN 2013
- NR 106 PROCESY I EFEKTYWNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z ODCIE-
KÓW ZE SKŁADOWISKA ODPADÓW KOMUNALNYCH W OCZYSZ-
CZALNIACH HYDROFITOWYCH
E. Wojciechowska
GDAŃSK 2013
- NR 107 ZASTOSOWANIE JONITÓW WŁÓKNISTYCH W PROCESACH DEZODO-
RYZACJI I KONTROLI JAKOŚCI POWIETRZA
H. Wasąg
LUBLIN 2013

- NR 108 ROZKŁAD BIOMIMETYKÓW HORMONALNYCH ZA POMOCĄ ZAA-
WANSOWANYCH PROCESÓW UTLENIANIA
E. Flis
GLIWICE 2013
- NR 109 DEGRADACJA PESTYCYDÓW WYBRANYMI METODAMI
I. Skoczko
BIAŁYSTOK 2013
- NR 110 WYKORZYSTANIE SYNTETYCZNYCH ŻYWIC JONOWYMIENNYCH W
REKULTYWACJI TERENÓW ZDEGRADOWANYCH
M. Chomczyńska
LUBLIN 2013
- NR 111 COMPUTER AIDED DESIGNING – 3D MODELING
G. Łagód, Z. Suchorab
LUBLIN 2013
- NR 112 AEROZOLE W POWIETRZU WEWNĘTRZNYM: ŹRÓDŁA - POZIOMY -
PROBLEMY
M. Dudzińska
LUBLIN 2013
- NR 113 SEPARACJA UCIAŹLIWYCH ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH Z
WYKORZYSTANIEM TECHNIK MEMBRANOWYCH
K. Majewska-Nowak
WROCŁAW 2013
- NR 114 ŹRÓDŁA WĘGLA W PROCESACH BIOLOGICZNEGO USUWANIA AZOTU I
FOSFORU
W. Janczukowicz, J. Rodziewicz
LUBLIN 2013
- NR 115 WSKAŹNIKI JAKOŚCIOWE SUBSTANCJI ORGANICZNEJ GLEB ZRÓŹNI-
COWANYM NAWOŻENIU I ZMIANOWANIU
G. Żukowska
LUBLIN 2013
- NR 116 ZANIECZYSZCZENIA A JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO W WY-
BRANYCH POMIESZCZENIACH
B. Południk
LUBLIN 2013
- NR 117 BIOSURFACTANTS: GREEN SURFACTANTS
G. Płaza
LUBLIN 2014
- NR 118 MEMBRANES AND MEMBRANE PROCESSES IN ENVIRONMENTAL
PROTECTION VOL. 1
K Konieczny, I. Korus
LUBLIN 2014
- NR 119 MEMBRANES AND MEMBRANE PROCESSES IN ENVIRONMENTAL
PROTECTION VOL. II
M. Bodzek, J. Pelczer
LUBLIN 2014
- NR 120 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW DO SEPARACJI CO₂ I Hg Z GAZÓW OD-
LOTOWYCH W PROCESACH WYCHWYTYWANIA I SKŁADOWANIA
DITLENKU WĘGLA

- M. Wdowin
LUBLIN 2015
- NR 121 WYKORZYSTANIE TUFÓW ZEOLITOWYCH W INŻYNIERII ŚRODOWISKA
W. Franus, A. Pawłowski
LUBLIN 2015
- NR 122 OBIEG WYBRANYCH MAKROPIERWIASTKÓW I ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W SYSTEMIE RZECZNO - JEZIORNYM NA PRZYKŁADZIE GÓRNEJ PASŁĘKI
J. Grochowska
LUBLIN 2015
- NR 123 INCINERATION OF WASTE IN A ROTARY KILN
J. W. Bujak
LUBLIN 2015
- NR 124 PIENIĄDZE I ZRÓWNOWAŻONY ROZWÓJ: BRAKUJĄCE OGNIWO
LUBLIN 2016
- NR 125 OCENA ZRÓWNOWAŻONOŚCI SYSTEMÓW SOLARNYCH OPARTA NA ANALIZIE CYKLU ŻYCIA
A. Żelazna
LUBLIN 2016
- NR 126 NEW MATERIAL SOLUTIONS FOR PLASM REACTOR
S. Gnapowski
LUBLIN 2016
- NR 127 SUSTAINABILITY OF COMPACTED CLAY LINERS AND SELECTED PROPERTIES OF CLAY
M. Widomski
LUBLIN 2016
- NR 128 DROGA PRZESZŁOŚĆ PROFESORA TADEUSZA PIECUCHA: 70 ROCZNICA URODZIN 4.06.2016R.
LUBLIN 2016
- NR 129 INFORMATOR INŻYNIERII ŚRODOWISKA
A. Anielak, M. Cimochoicz-Rybicka
LUBLIN 2016
- NR 130 METODY POMIARU GĘSTOŚCI STRUMIENIA CIEPŁA I STRAT CIEPŁA W BUDOWNICTWIE I CIEPŁOWNICTWIE
K. Wojdyga
WARSZAWA 2016
- NR 131 OKREŚLENIE POZIOMU AKTYWNOŚCI SZTUCZNEGO ^{137}Cs I NATURALNEGO ^{40}K ORAZ WYBRANYCH METALI CIĘŻKICH W GLEBACH, NIEKTÓRYCH ROŚLINACH I W OSADACH DENNYCH AKWENÓW WODNYCH NA OBSZARACH POLSKI POŁUDNIOWEJ
B. Kubica
LUBLIN 2016
- NR 132 UTYLIZACJA WYBRANYCH ODPADÓW W PRODUKCJI SPIEKANYCH KRUSZYW LEKKICH
M. Franus
LUBLIN 2016

- NR 133 ZASTOSOWANIE TECHNIKI REFLAKTOMETRII W DOMENIE CZASU
DO OCENY STANU ZAWILGOCENIA PRZEGRÓD BUDOWLANYCH
Z. Suchorab
LUBLIN 2016
- NR 134 DEPOZYCJA PM10 PODCZAS OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH
T. Olszowski
LUBLIN 2017
- NR 135 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW SYNTETYCZNYCH Z POPIOŁÓW LOT-
NYCH W INŻYNIERII ŚRODOWISKA
W. Franus
LUBLIN 2017