

WARUNKI METEOROLOGICZNE I HYDROLOGICZNE ORAZ CHARAKTERYSTYKA ELEMENTÓW FIZYCZNYCH, CHEMICZNYCH I BIOLOGICZNYCH POŁUDNIOWEGO BAŁTYKU W 2018 ROKU

Redakcja naukowa
Tamara Zalewska, Ewa Jakusik

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
Państwowy Instytut Badawczy

Warszawa 2020



SERIA PUBLIKACJI NAUKOWO-BADAWCZYCH IMGW-PIB

**WARUNKI METEOROLOGICZNE I HYDROLOGICZNE
ORAZ CHARAKTERYSTYKA ELEMENTÓW FIZYCZNYCH,
CHEMICZNYCH I BIOLOGICZNYCH
POŁUDNIOWEGO BAŁTYKU W 2018 ROKU**

Autorzy

Institut Meteorologii i Gospodarki Wodnej PIB: Anna Apanel, Dawid Biernacik, Ania Chodubska, Beata Danowska, Natalia Drgas, Agnieszka Grajewska, Ewa Jakusik, Joanna Maciak, Violetta Koszuta, Beata Kowalska, Wojciech Kraśniewski, Klaudia Kusek, Michał Marosz, Aleksandra Orlita, Krzysztof Piłczyński, Michał Saniewski, Patryk Sapiega, Kamil Wawryniuk, Ewa Wiktorowicz, Tamara Zalewska

Uniwersytet Morski w Gdyni:

Marlena Mioskowska, Andrzej Osowiecki, Iwona Zaboroś

Institut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk:

Miroslaw Darecki, Marta Konik, Mirosława Ostrowska

Recenzent

prof. dr hab. Krzysztof Migala, Uniwersytet Wrocławski

Opracowanie redakcyjne

Rafał Stepnowski

Opracowanie graficzne i techniczne

Michał Seredin

Za zgodą Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w opracowaniu wykorzystano dane pochodzące z Państwowego Monitoringu Środowiska finansowanego ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej



Główny Inspektorat
Ochrony Środowiska



Narodowy Fundusz
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej

Komitet Redakcyjny Wydawnictw IMGW-PIB:

prof. dr hab. inż. Janusz Zaleski – przewodniczący Komitetu Redakcyjnego
prof. dr hab. inż. Tomasz Heese; dr Przemysław Ligenza;
dr hab. inż. Bogdan Ozga-Zieliński, prof. IMGW-PIB; mgr Rafał Stepnowski;
dr hab. inż. Tamara Tokarczyk, prof. IMGW-PIB; prof. dr hab. Zbigniew Ustrnul;
dr hab. inż. Tamara Zalewska, prof. IMGW-PIB; dr Michał Ziemiański

ISBN: 978-83-64979-36-1

Wydawca:

Institut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Institut Badawczy
01-673 Warszawa, ul. Podleśna 61, E. content@imgw.pl

Redaktor Wydawniczy/Publishing Editor:

Rafał Stepnowski, E. rafal.stepnows@imgw.pl

SPIS TREŚCI

WSTĘP	4
I. WARUNKI METEOROLOGICZNE	6
I.1. Charakterystyka cyrkulacji atmosferycznej	6
I.2. Ciśnienie atmosferyczne	11
I.3. Wiatr	13
I.4. Temperatura powietrza	16
I.5. Opad atmosferyczny, pokrywa śnieżna i burze	20
I.6. Zachmurzenie, promieniowanie i usłonecznienie	22
I.7. Bieżące warunki meteorologiczne	25
II. WARUNKI HYDROLOGICZNE I HYDRODYNAMICZNE	26
II.1. Poziom morza	26
II.2. Prądy morskie i wymiana wód	34
II.3. Falowanie	36
II.4. Zlodzenie	41
III. CHARAKTERYSTYKA FIZYKOCHEMICZNA	45
III.1. Temperatura wody morskiej	45
III.2. Odczyn pH wody morskiej	51
III.3. Ciśnienie cząstkowe CO ₂	54
III.4. Zasolenie	56
III.5. Natlenienie wód	62
III.6. Stężenie substancji biogenych	66
IV. ZANIECZYSZCZENIA I SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE	70
IV.1. Substancje niebezpieczne	70
IV.2. Efekty oddziaływania substancji niebezpiecznych	88
IV.3. Odpady morskie	89
IV.4. Hałas podwodny	98
V. CHARAKTERYSTYKA BIOLOGICZNA	105
V.1. Fitoplankton	105
V.2. Chlorofil a	116
V.3. Roślinność makrofitobentosowa	121
V.4. Mezozooplankton	127
V.5. Makrozoobentos	137
VI. SATBAŁTYK	143
VII. PODSUMOWANIE	148
VIII. SPIS LITERATURY	153

Przez wiele lat Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy publikował coroczną analizę charakterystyk wybranych elementów środowiska południowego Bałtyku, bazującą na wynikach pomiarów i badań realizowanych przez pracowników Instytutu w Gdyni. W tym roku oddajemy w Państwa ręce opracowanie pt. *Warunki meteorologiczne i hydrologiczne oraz charakterystyka elementów fizycznych, chemicznych i biologicznych południowego Bałtyku w 2018 roku*. Wierzymy, że publikacja spotka się z zainteresowaniem środowisk naukowych, zajmujących się zagadnieniami związanymi z ekosystemem morskim, jak również organów administracji publicznej, odpowiedzialnych za ochronę i gospodarowanie obszarami morskimi. Monografia została przygotowana przez interdyscyplinarny zespół specjalistów z dziedziny klimatologii, hydrologii i oceanografii z Zakładu Badań Morskich, Biura Prognoz Hydrologicznych i Zakładu Oceanografii i Monitoringu Bałtyku Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego.

W opracowaniu znajdują się dane pochodzące z pomiarów służby hydrologiczno-meteorologicznej, badań monitoringowych jakości środowiska morskiego oraz programów badawczych realizowanych w IMGW-PIB w Gdyni. Badania prowadzone są na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska i finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Dane pozyskiwane w ramach monitorowania Bałtyku w polskich obszarach morskich raportowane są do odpowiednich baz zarządzanych przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES), Komisję Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (Komisja Helsińska – HELCOM) oraz zarządzanych na poziomie krajowym. Monitoring środowiska morskiego prowadzony jest zgodnie z metodami ustalonymi regionalnie w ramach współpracy z HELCOM. W 2018 roku badania realizowano na stacjach monitoringowych zlokalizowanych w obszarze południowego Bałtyku (rys. 1), według programu monitorowania HELCOM COMBINE koordynowanego przez Komisję Ochrony Środowiska Bałtyku (Komisję Helsińską). W zakres programu wchodzi jedenaście komponentów ekosystemu morskiego, a sam program jest zgodny z wymaganiami dyrektywy 2008/56/WE¹ oraz decyzją 2017/848².

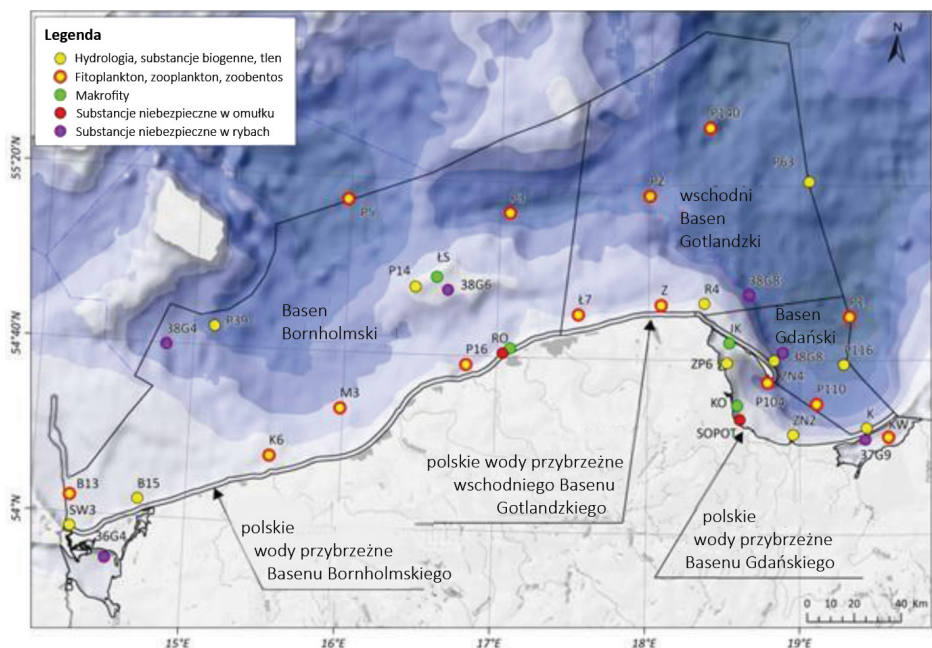
W książce przedstawiono charakterystykę warunków meteorologicznych obejmującą m.in.: analizę cyrkulacji atmosferycznej, ciśnienia atmosferycznego, wiatru, temperatury powietrza, zachmurzenia ogólnego i usłonecznienia oraz opadu atmosferycznego, pokrywy śnieżnej i burz – w odniesieniu do wartości z wielolecia 1971-2000. Omówiono warunki hydrologiczne i hydrodynamiczne, w tym zmienność poziomów morza, prądów morskich i wymiany wód oraz falowania i stanu zlodzenia w polskiej strefie Bałtyku, w miesiącach

¹ Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywy ramowej w sprawie strategii morskiej)

² Decyzja Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE

zimowych na tle badań z lat poprzednich. Ponadto scharakteryzowano zmienność warunków fizykochemicznych w 2018 r., z uwzględnieniem zmian temperatury i zasolenia wody morskiej, jej odczynu pH, stężenia cząstkowego dwutlenku węgla pCO_2 , a także natlenienia wód oraz stężenia substancji biogenych. Analiza warunków chemicznych obejmuje następujące zagadnienia: substancje odżywcze, zawartość radionuklidów w wodzie morskiej i organizmach fauny oraz flory morskiej, trwałe zanieczyszczenia organiczne i metale ciężkie w organizmach morskich (rybach i małżach). Ważnym elementem badań monitoringowych jest kontrola stanu elementów biologicznych ekosystemu: fitoplanktonu, chlorofilu, mezozooplanktonu, makrozoobentosu i fitobentosu. Nowymi elementami opisującymi jakość środowiska morskiego i wpływającymi na jego stan są odpady morskie, ze szczególnym uwzględnieniem odpadów gromadzonych na brzegu, oraz hałas podwodny.

Omówiono również możliwości wykorzystania w badaniach Bałtyku, coraz intensywniej rozwijających się, nowoczesnych metod badawczych opartych na teledetekcji satelitarnej. Przedstawiono platformę System SatBałtyk³, który jest pierwszym, efektywnym i działającym w trybie operacyjnym, narzędziem zapewniającym dostęp do zweryfikowanych danych, umożliwiającym kompleksową ocenę stanu środowiska Bałtyku oraz prognozowanie jego przemian. Planowana jest implementacja danych pochodzących z Sytemu SatBałtyk do poszerzenia i uzupełnienia informacji ekologicznej na temat środowiska Morza Bałtyckiego w przyszłych opracowaniach.



Rys. 1. Rozmieszczenie stacji pomiarowych w polskiej części południowego Bałtyku w 2018 roku [GIOŚ 2019]

³ <http://www.satbaltyk.pl/>

I. WARUNKI METEOROLOGICZNE

Dawid Biernacik, Ewa Jakusik, Patryk Sapiega, Klaudia Kusek, Anna Chodubska, Michał Marosz

Charakterystyki warunków meteorologicznych dokonano na podstawie danych z ośmiu stacji synoptycznych zlokalizowanych w sąsiedztwie linii brzegowej: Szczecina, Świnoujścia, Kołobrzegu-Dźwirzyna, Ustki, Łeby, Helu, Gdańska-Świbna oraz Elbląga-Milejewa. Wykorzystane dane pochodzą ze zweryfikowanej bazy IMGW-PIB. Skupiono się przede wszystkim na średnich (miesięcznych, sezonowych, rocznych) i ekstremalnych wartościach poszczególnych elementów, jak również na ich zmienności czasowej. W rozdziale omówiono również regionalną i lokalną cyrkulację atmosferyczną na obszarze południowego Bałtyku.

I.1. CHARAKTERYSTYKA CYRKULACJI ATMOSFERYCZNEJ

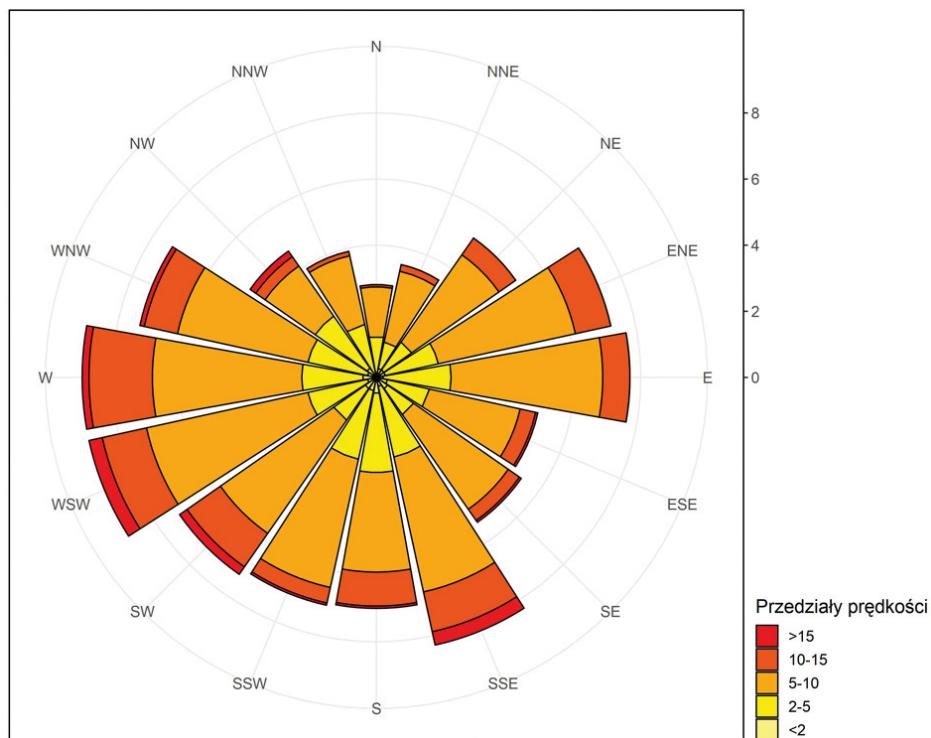
Sytuację anemobaryczną oraz charakterystyki przepływu powietrza nad południowym Bałtykiem przedstawiono na mapach średniego ciśnienia na poziomie morza (ang. *Sea Level Pressure - SLP*) oraz z wykorzystaniem charakterystyk wektora wiatru zaczonego w punkcie o koordynatach 55°N 17.5°E (rys. I.1.1). Dane dotyczące składowych wektora wiatru (u - równoleżnikowa, v - południkowa) na poziomie sigma995 zostały pozyskane z Reanalizy NCEP/NCAR [Kalnay i in. 1996], a ich rozdzielczość czasowa wynosiła 6 h (00, 06, 12 oraz 18 UTC). Prędkość wiatru oraz jego kierunek zostały obliczone na podstawie składowych wektora dla każdego kroku czasowego. Charakterystyki przepływu powietrza porównano ze średnimi z wielolecia 1971-2000.



Rys. I.1.1. Lokalizacja punktu, dla którego analizowano charakterystyki przepływu powietrza

W 2018 roku na obszarze południowego Bałtyku i polskiego Wybrzeża zaznaczył się brak wyraźnej dominacji przepływu strefowego (rys. I.1.2, tab. I.1.1). Średni roczny wektor wiatru, opisany przez składowe $u = 0,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i $v = 1,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, oznacza wypadkowy sptyw mas powietrza z kierunku SSW (210°) i był o 33° odchylony (przeciwnie do ruchu wskazówek zegara) w porównaniu z wieloletnim (1971-2000) średnim kierunkiem wektora wiatru dla rejonu południowego Bałtyku (składowe: $u = 2,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, $v = 1,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, kierunek - 243° WSW). Intensywność przepływu powietrza, opisana przez moduł wektora, wyniosła $6,7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i była niższa od średniej wieloletniej o $0,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Poniżej wartości wieloletniej była również stabilność kierunku przepływu mas powietrza - współczynnik stałości (η) wyniósł zaledwie 0,17 i był niemalże dwukrotnie niższy niż w wieloletniu 1971-2000 (0,31).

W styczniu cyrkulacja atmosferyczna na obszarze Europy była kształtowana przez wyraźnie zaznaczony dipol Niżu Islandzkiego i Wyżu Azorskiego. Nad południowym Bałtykiem dominował dosyć stabilny ($\eta = 0,56$) przepływ powietrza z sektora południowego (SSW - 197°). W stosunku do średnich warunków wieloletnich (przepływ z kierunku SW - 235°) można zauważyć znaczny skręt kierunku wiatru. Średnia miesięczna prędkość wiatru nad południowym Bałtykiem wyniosła $8,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i była o $0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ niższa od średniej wieloletniej. Intensywny przepływ powietrza, zbliżający się do $20 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, odnotowano

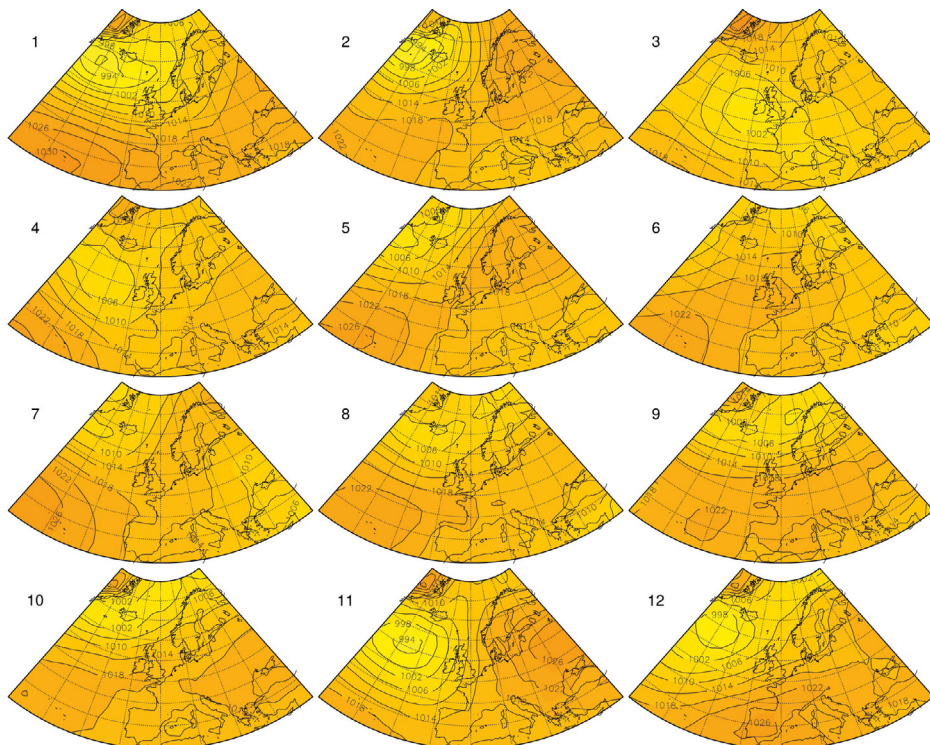


Rys. I.1.2. Róża wiatrów (skala prędkości w $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) dla punktu $55,0^\circ\text{N}$, $17,5^\circ\text{E}$ w 2018 roku

29 stycznia o 12 UTC (z maksimum $17,7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, kierunek WSW). Znaczne prędkości, przekraczające $15 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, notowano również w połowie miesiąca.

W lutym ograniczony został zasięg wpływu Niżu Islandzkiego. Zauważyć można również znaczne rozmycie centrum Wyżu Azorskiego, a nad Europą Środkową dominuje rozmyte pole baryczne. Kierunek przepływu mas powietrza nad południowym Bałtykiem zmienił się istotnie w porównaniu do stycznia, a średni kierunek wskazywał na napływ z kierunku SE (138°). Sytuacja ta jest wyraźnie odmienna do średniego kierunku z wielolecia (WSW - 238°) - zaznacza się przeciwny (względem 1971-2000) do ruchu wskazówek zegara skręt wektora wiatru aż o 100° . Średnia prędkość wiatru ($6,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) była o $1,7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ niższa niż w wieloleciu. Intensywny przepływ powietrza odnotowywano na początku trzeciej dekady lutego (24 lutego), kiedy to prędkość wiatru przekroczyła $10,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Najwyższą prędkość ($12,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ z kierunku NE) zanotowano 24 lutego o godzinie 06 UTC. W lutym współczynnik stabilności przepływu (0,18) był znacznie niższy od wartości wieloletniej (0,29).

W marcu w polu barycznym zaznaczył się rozległy układ niskiego ciśnienia z centrum nad Irlandią, a obszar południowego Bałtyku znalazł się na skraju oddziaływania tego układu. Skutkowało to specyficznymi warunkami adwekcji. Nad południowym Bałtykiem



Rys. I.1.3. Średnie miesięczne wartości SLP w obszarze atlantycko-europejskim w 2018 roku

dominował przepływ mas powietrza z kierunku ESE (105°) i tak jak miało to miejsce w lutym, znacznie odbiegał od średniego przepływu wieloletniego (SW – 222°). Stabilność kierunku wiatru w marcu ($\eta = 0,39$) była nieco wyższa od wartości wieloletniej (0,26). Intensywność przepływu (6,0 m·s⁻¹) była znacznie niższa od średniej z okresu 1971-2000 (7,5 m·s⁻¹). Największe prędkości wiatru (przekraczające 10 m·s⁻¹) odnotowano 16, 17, 29 oraz 31 marca, a wartość największą (14,1 m·s⁻¹) – 29 marca o 06 UTC.

W kwietniu nad Europą Środkową dominowało rozmyte pole SLP. Zaznaczył się jedynie układ niskiego ciśnienia na zachód od Irlandii. Południowy Bałtyk charakteryzował się przewagą napływu mas powietrza z kierunku SSW (210°), co znacznie odbiegało od średniego wieloletniego kierunku przepływu powietrza w kwietniu (WNW – 292°). Podkreślić jednak należy, że zarówno w 2018 r., jak i w wieloleciu 1971-2000, kwiecień charakteryzował się bardzo małą wartością współczynnika stałości kierunku wiatru ($\eta = 0,15$) przy wartości dla wielolecia wynoszącej 0,08. Średnia prędkość wiatru była wyższa od wieloletniej i wyniosła 7,4 m·s⁻¹. Maksymalna prędkość wiatru wystąpiła 12 kwietnia (18 UTC) i wyniosła 14,5 m·s⁻¹ (kierunek ENE).

Tabela I.1.1. Średnie miesięczne (m·s⁻¹) wartości składowych (u, v) i modułu (V) wektora wiatru oraz wartości współczynnika stałości wiatru η dla punktu 55,0°N, 17,5°E w 2018 r. oraz w wieloleciu 1971-2000 [źródło danych: NCEP/NCAR]

	Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
u	2018	1,3	-0,7	-2,3	0,6	-3,1	1,6	0,9	2,6	3,9	2,4	-2,1	1,6	0,6
v		4,3	0,8	0,6	1,0	-1,5	-0,8	-3,0	2,1	1,2	2,3	3,4	1,8	1,0
V		8,0	6,0	6,0	7,4	5,7	5,9	5,2	6,1	7,5	8,3	6,9	7,5	6,7
η		0,56	0,18	0,39	0,15	0,61	0,3	0,59	0,54	0,54	0,39	0,57	0,32	0,17
u	1971-2000	3,0	1,9	1,3	0,5	-0,3	1,7	2,6	2,1	2,3	2,4	2,8	3,3	2,0
v		2,1	1,2	1,4	-0,2	-0,5	-0,1	-0,1	0,4	1,1	2,2	2,3	2,2	1,0
V		8,3	7,7	7,5	6,5	5,9	5,9	6,0	5,9	7,0	7,7	8,2	8,3	7,1
η		0,45	0,29	0,26	0,08	0,10	0,29	0,43	0,37	0,37	0,42	0,44	0,47	0,31

W maju nad analizowanym obszarem zaznaczył się wpływ płytkiego układu niskiego ciśnienia z centrum na zachód od Islandii oraz grzbietu wysokiego ciśnienia rozciągającego się od Wyżu Azorskiego w kierunku północno-wschodnim. Średni kierunek przepływu powietrza nad południowym Bałtykiem (ENE – 64°) był zasadniczo zgodny ze średnim wieloletnim kierunkiem adwekcji (NE – 34°). Należy jednak podkreślić, że współczynnik stałości wiatru (0,61) w maju był aż sześciokrotnie wyższy od wartości wieloletnich (0,10). Średnia prędkość wiatru w maju wyniosła 5,7 m·s⁻¹ i była niższa (o 0,2 m·s⁻¹) od przeciętnych warunków w tym miesiącu. Szczególnie intensywny spływ mas powietrza odnotowano 2 maja o 00 UTC (12,1 m·s⁻¹; kierunek WSW).

W czerwcu w polu SLP nad północną Europą wyraźnie zaznaczył się klin Wyżu Azorskiego, jednak jego zasięg nie dorównywał temu z maja. Średnia prędkość przepływu powietrza nad południowym Bałtykiem wyniosła 5,9 m·s⁻¹ i była równa średniej wieloletniej. Średni kierunek (WNW – 295°) był zbliżony do wieloletniego (W – 272°).

Największą prędkość wiatru odnotowano 21 czerwca o 18 UTC ($14,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; kierunek W). Stałość kierunku wiatru w czerwcu 2018 (0,30) była niemal identyczna z wartością z wielolecia 1971-2000 (0,29).

W lipcu pole baryczne rozpatrywanego obszaru wciąż charakteryzowało się obecnością wyraźnie zaznaczonego Wyżu Azorskiego, jednak klin nie dominował już nad Europą Środkową, tak jak miało to miejsce w maju i czerwcu. Wschodnia część kontynentu znalazła się w obszarze niskogradentowego pola barycznego. Średnia prędkość wiatru nad południowym Bałtykiem wyniosła $5,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (o $0,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ mniej od średniej wieloletniej) i była najniższą z notowanych w 2018 roku. Dominujący kierunek przepływu powietrza (NNW - 342°) znacznie odbiegał od kierunku wieloletniego (W - 271°) i cechował się wyższą stabilnością (0,59). Największą prędkość wiatru odnotowano 1 lipca o 12 UTC ($10,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, N).

W sierpniu wyraźniej zaznaczył się obszar obniżonego ciśnienia z centrum zlokalizowanym na południe od Islandii. Wschodnia część omawianego obszaru wciąż znajdowała się w niskogradentowym polu barycznym. Nad południowym Bałtykiem dominował przepływ powietrza z kierunku SW (231°) i był on zgodny z wieloletnim kierunkiem wiatru (WSW - 259°). Stabilność przepływu wyniosła 0,59, była wyraźnie wyższa od wartości wieloletniej (0,37), a średnia prędkość wiatru nad południowym Bałtykiem wyniosła $6,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (wyższa o $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ od średniej wieloletniej). Największą prędkość wiatru zanotowano 12 sierpnia (00 UTC) i wyniosła ona $13,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (kierunek WSW).

We wrześniu w przestrzennym rozkładzie ciśnienia atmosferycznego można było dostrzec wyraźnie zaznaczoną strefę obniżonego ciśnienia północnej części obszaru badań oraz rozbudowany Wyż Azorski wraz z klinem w polu *SLP* rozciągającym się w kierunku wschodnim. Południowy Bałtyk cechował się przewagą spływu powietrza z kierunku WSW (252°), który był zbliżony do wieloletnich charakterystyk (WSW - 244°). Współczynnik stałości kierunku wiatru, wynoszący 0,54, był wyższy od wartości przeciętnej z wielolecia ($\eta = 0,37$). Średnia miesięczna prędkość wiatru ($7,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) była wyższa od średniej wieloletniej ($7,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Największe prędkości wiatru odnotowano 26 września 12 UTC - $18,7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (SW).

Kształt pola *SLP* w październiku był bardzo zbliżony do wrześniowego, przy czym zasięg oddziaływania obszaru niskiego ciśnienia na północy został ograniczony do Atlantyku. Efektem takiego rozkładu ciśnienia była dominacja przepływu mas powietrza z kierunku SW (226°) o stabilności $\eta = 0,39$ nieco niższej od wartości wieloletniej ($\eta = 0,42$). Średnia prędkość wiatru wyniosła $8,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i była wyższa od wartości wieloletniej o $0,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Szczególnie intensywny przepływ powietrza odnotowano 23 (06 UTC, $18,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, SW) oraz 24 października (06 UTC, $17,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, NW).

W średnim polu barycznym listopada zaznaczyły się wyraźnie dwa układy baryczne determinujące przepływ powietrza nad kontynentem. Pierwszy to głęboki niż z centrum na południe od Islandii. Drugi to rozbudowany układ wysokiego ciśnienia we wschodniej części obszaru badań. Taki kształt pola *SLP* wskazuje na zintensyfikowany przepływ

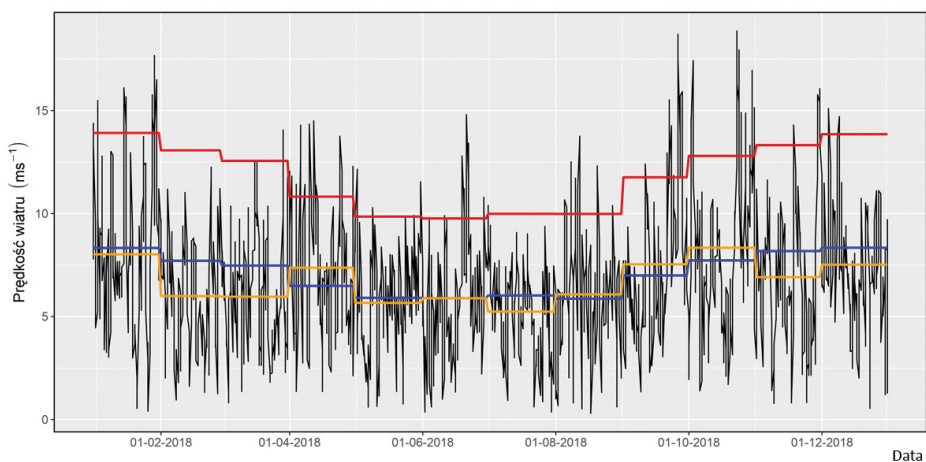
z sektora południowego w Europie Środkowej. Nad południowym Bałtykiem zanotowano średni przepływ z kierunku SSE (148°), który był znacząco odmienny od charakterystyk wieloletnich (SW – 230°). Średnia prędkość wiatru wyniosła w listopadzie $6,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i była o ponad $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ niższa od średniej wieloletniej ($8,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Współczynnik stabilności kierunku wiatru wyniósł 0,57 i był większy od średniej wieloletniej ($\eta = 0,44$). Najwyższą prędkość wiatru zanotowano 30 listopada (06 UTC) – $16,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (SSE).

W grudniu na rozpatrywanym obszarze zaznacza się obecność rozbudowanego ośrodka niżowego na południe od Islandii oraz klina Wyżu Azorskiego w południowej części obszaru badań. Przeciętny kierunek przepływu powietrza (SW – 220°) był zbliżony do warunków wieloletnich (WSW – 237°). Średnia prędkość wiatru w grudniu wyniosła $7,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ i była o $0,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ niższa od średniej wieloletniej. Współczynnik stałości kierunku, wynoszący 0,32, był wyraźnie niższy od średniej z okresu referencyjnego (0,47). Największa wartość prędkości wiatru wystąpiła 4 grudnia (18 UTC); wyniosła $15,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (W).

1.2. CIŚNIENIE ATMOSFERYCZNE

W 2018 roku średnie roczne ciśnienie atmosferyczne na polskim Wybrzeżu wynosiło od 1014,7 hPa w Ustce do 1015,3 hPa w Świnoujściu oraz w Szczecinie i było na każdej stacji nieznacznie wyższe od średnich wartości wieloletnich.

Ujemne odchylenia od wartości wieloletnich 1971-2000 odnotowano na każdej stacji w styczniu, marcu i kwietniu, a także w lipcu i we wrześniu w Helu oraz w październiku w Świnoujściu. Największe ujemne anomalie wystąpiły na Wybrzeżu w marcu (od



Rys. 1.1.4. Zmienność prędkości wiatru (00, 06, 12 i 18 UTC) w punkcie 55,0°N, 17,5°E w 2018 r.;
średnia miesięczna (2018 r.) – linia pogrubiona pomarańczowa, średnia miesięczna (1971-2000) – linia
pogrubiona niebieska, miesięczne wartości kwantyla 90% (1971-2000) – linia pogrubiona czerwona

-5,6 hPa w Łebie do -7,1 hPa w Ustce i Świnoujściu). Znaczne ujemne anomalie zarejestrowano także w styczniu (od -2,6 hPa w Łebie do -3,8 hPa w Kołobrzegu).

Najwyższe dodatnie anomalie w stosunku do średniej wieloletniej (1971-2000) odnotowano w listopadzie (od 7,6 hPa w Kołobrzegu do 10,2 hPa na Helu). Wysokimi dodatnimi różnicami charakteryzował się również luty - wartości anomalii mieściły się w przedziale od 3,1 hPa w Ustce do 4,4 hPa w Łebie.

Ciśnienie o wartościach mniejszych lub równych 990 hPa odnotowano w 2018 r. na każdej stacji Wybrzeża głównie w styczniu (od 18 przypadków w Helu do 27 w Świnoujściu) oraz po kilka razy w marcu i grudniu. W skali roku liczba przypadków z ciśnieniem ≤ 990 hPa wynosiła od 28 w Helu do 37 w Świnoujściu. Na wszystkich stacjach najniższe ciśnienie wystąpiło w marcu - 12 marca w Kołobrzegu, Świnoujściu i Szczecinie (989,1-988,8 hPa) oraz 13 marca w Ustce, Łebie i Helu (987,2-988,1 hPa).

Tabela I.2.1. Ekstremalne (P_{max} , P_{min}) oraz średnie miesięczne (P_{sr}) i roczne ciśnienie atmosferyczne (hPa) na poziomie morza w 2018 r. w Świnoujściu i Helu oraz odchylenia

$\Delta P = P_{2018} - P_{1971-2000}$ od średnich wartości wieloletnich 1971-2000

Miesiąc	Świnoujście				Hel			
	P_{max}	P_{sr}	ΔP	P_{min}	P_{max}	P_{sr}	ΔP	P_{min}
I	1036,3	1015,4	-0,1	980,7	1039,5	1013,0	-2,2	984,4
II	1034,1	1019,5	3,2	994,7	1033,5	1020,3	4,1	994,6
III	1028,3	1007,7	-7,1	989,2	1030,2	1009,4	-5,8	988,1
IV	1032,2	1012,5	-1,1	995,0	1030,7	1011,0	-2,7	991,3
V	1029,4	1015,9	0,1	1004,2	1028,7	1019,8	3,7	1005,9
VI	1027,1	1015,7	1,2	1005,9	1027,2	1015,1	1,2	1003,4
VII	1022,2	1015,7	1,1	1008,1	1019,4	1013,4	-0,5	1007,0
VIII	1023,1	1015,8	0,5	1005,4	1023,4	1015,5	0,5	1005,5
IX	1035,6	1015,8	0,5	1001,2	1033	1010,6	-4,5	1001,0
X	1028,3	1015,6	-0,1	992,0	1027,9	1015,8	0,0	992,0
XI	1040,6	1021,2	7,0	1009,6	1042,8	1023,7	10,2	1013,4
XII	1030,5	1014,7	0,7	983,2	1031,5	1014,4	0,9	985,7
ROK	1040,6	1015,3	0,3	980,7	1042,8	1015,9	1,1	984,4

Tabela I.2.2. Liczba przypadków z ciśnieniem powietrza ≤ 990 hPa i ≥ 1030 hPa dla ośmiu odczytów barometru na dobę w 2018 r. na stacjach w Świnoujściu, Łebie i Helu

Stacja	Ciśnienie	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	ROK
Świnoujście	990 hPa	27	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	6	37
	1030 hPa	32	27	0	12	0	0	0	0	9	0	28	3	102
Łeba	990 hPa	23	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	7	35
	1030 hPa	39	27	0	10	0	0	0	0	7	0	36	7	126
Hel	990 hPa	18	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	6	28
	1030 hPa	40	27	1	5	0	0	0	0	6	0	125	8	200

Ciśnienie o wartościach większych lub równych 1030 hPa notowano w 2018 r. w styczniu, lutym, kwietniu oraz listopadzie i grudniu. Najwięcej takich przypadków wystąpiło w styczniu (od 32 w Świnoujściu do 40 w Helu), w lutym (po 27 przypadków na każdej stacji) oraz w listopadzie (od 28 w Świnoujściu do aż 125 przypadków w Helu). W skali

całego roku łączna liczba przypadków z ciśnieniem ≥ 1030 hPa wyniosła od 102 (3,5 %) w Świnoujściu do 200 (6,8 %) na Helu.

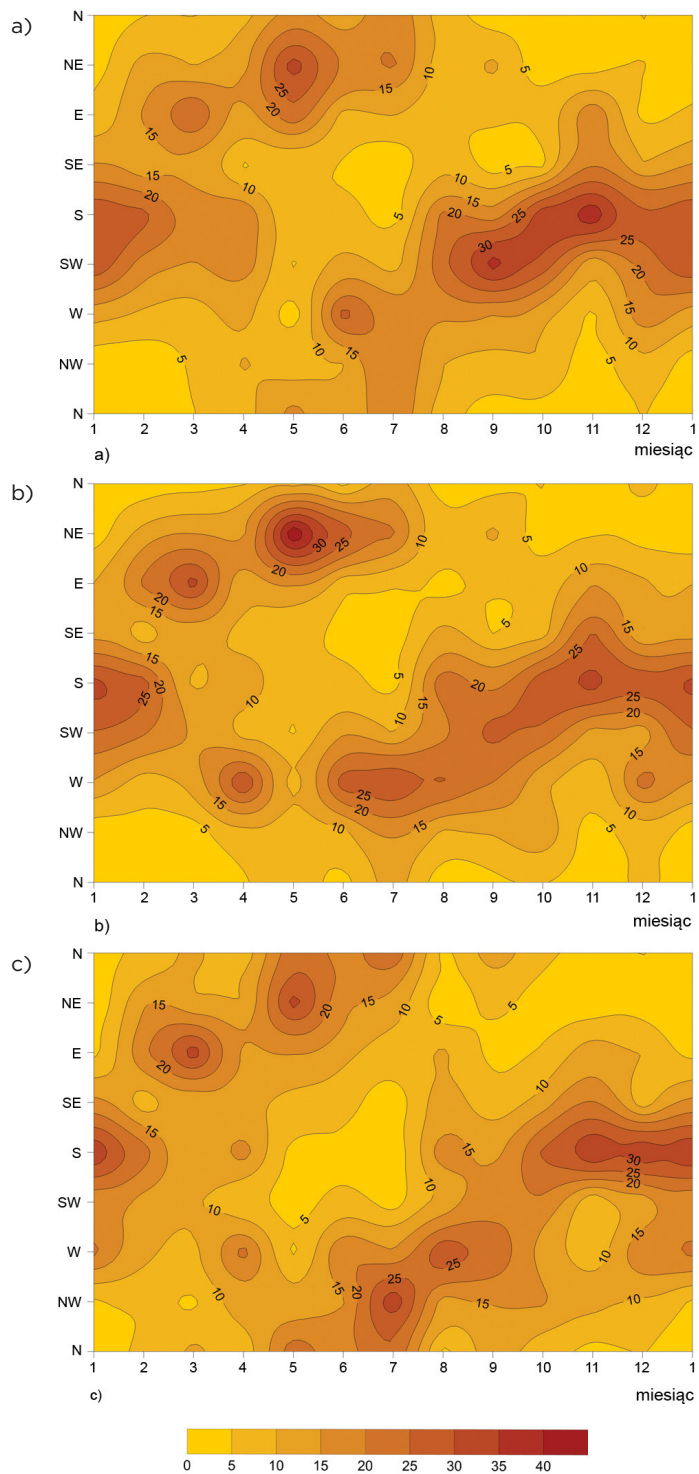
Średnia różnica ciśnienia atmosferycznego między zachodnią (Świnoujście) a wschodnią częścią Wybrzeża (Hel) w 2018 r. wyniosła 0,6 hPa. Największe różnice średnich wartości stwierdzono w styczniu (2,4 hPa), maju (3,9 hPa) oraz w listopadzie (2,5 hPa). Największe wartości gradientu barycznego na obszarze polskiego Wybrzeża zanotowano 3 stycznia o godz. 09 UTC, kiedy różnica wskazań barometrów między Helem i Świnoujściem wyniosła -11,4 hPa (odpowiednio 991,8 hPa i 1003,2 hPa). Największa dodatnia różnica (12,3 hPa) wystąpiła 1 kwietnia o godz. 18 UTC (odpowiednio 996,1 hPa i 983,8 hPa).

1.3. WIATR

Roczny rozkład częstości wiatru na Wybrzeżu w 2018 r. przedstawiono na rysunku I.3.1. Nieznacznie odbiegał on od średniego rozkładu z wielolecia 1971-2000. Na wszystkich stacjach można zauważyć zwiększony udział wiatru z kierunków południowego (o 4-5%) i wschodniego (o 3-5%) oraz mniejszy udział cyrkulacji zachodniej (SW i W). Na stacjach pomiarowych w Łebie, Helu i w Świnoujściu przeważał wiatr z kierunku południowego (a nie z SW jak zwykle) – jego udział wynosił odpowiednio 19,1%, 18,5% i 20,5%. Najrzadziej notowany był wiatr z kierunku N (odpowiednio ok. 5% w Świnoujściu i ok. 7% w Łebie) oraz NE (9,4% w Helu), co było porównywalne z normą 1971-2000.

W pracy skupiono się na opisie rozkładu częstości wiatru w każdej części Wybrzeża w miesiącach charakterystycznych (styczniu, kwietniu, lipcu i październiku). W części zachodniej, na stacji w Świnoujściu, w styczniu przeważały kierunki S i SW (po 29,4%) i były o kilka procent częściej notowane niż w wieloleciu 1971-2000. Na uwagę zasługuje mniejszy niż zazwyczaj udział wiatrów z kierunku NW. Również w kwietniu dominował wiatr z kierunku S oraz SW, jednakże rozkład w tym miesiącu był bardziej wyrównany. W lipcu dominowały kierunki wiatru z sektora północnego: NE, N i NW, o częstości ok. 20-21%, przewyższając udział w normie wieloletniej o ok. 10,0%. Natomiast w październiku (podobnie jak przez całą jesień i zimę) wiatry z kierunku południowego występowały zdecydowanie najczęściej, z udziałem 33,5% (występując częściej o 13,0% w stosunku do okresu 1971-2000). W całym roku częstość przypadków z ciszą wynosiła w Świnoujściu 1,8% i była zbliżona od normy wieloletniej.

W Łebie przez większą część miesiąca 2018 r. dominowały wiatry z południa, południowego zachodu bądź zachodu. W styczniu występował najczęściej wiatr z kierunku S (31,9%). Częstość wiatru z tego kierunku przekroczyła normę wieloletnią o ponad 12,0%. W kwietniu na środkowym Wybrzeżu dominował wiatr z kierunku zachodniego 30,8%, stanowiąc o 12,0% więcej udziału niż w okresie referencyjnym. Także lipiec charakteryzował się przeważającym kierunkiem wiatru z zachodu, o frekwencji 29,4%, która była zbliżona do normy wieloletniej. W tym miesiącu (podobnie jak w maju i czerwcu) zaznaczył się znaczny udział wiatru z kierunku NE (21,0%). W październiku najwyższą częstością



Rys. I.3.1. Rozkład częstości (%) kierunków wiatru w 2018 r. na stacjach w: Swinoujściu (a), Łebie (b) i Helu (c)

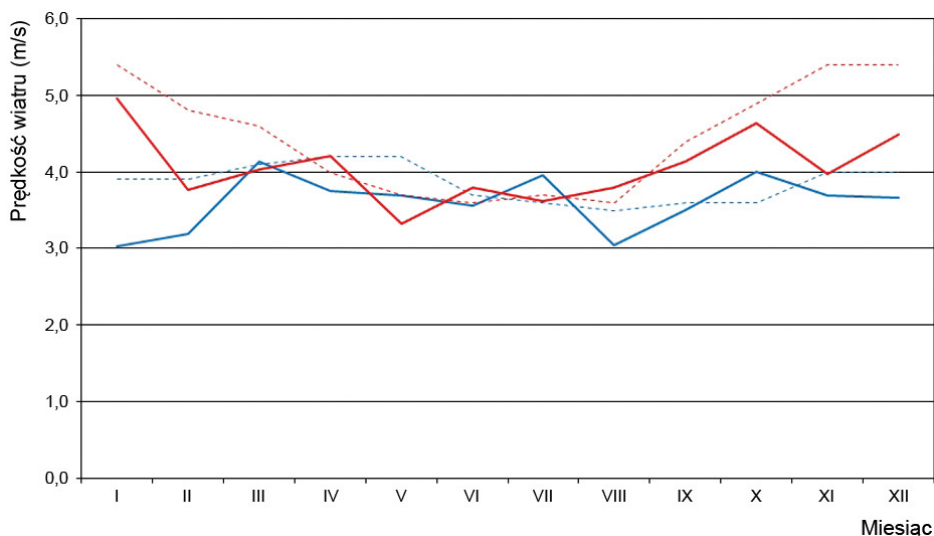
(29,0%) odznaczał się kierunek S, przekraczając o 10,0% częstość normy z wielolecia. W skali roku udział ciszy w Łebie wynosił zaledwie 0,2%.

Na stacji w Helu w styczniu, podobnie jak przez całą zimę, występował najczęściej wiatr z kierunku południowego, mając aż 35,1% udziału częstości – ponad 12% więcej niż w okresie 1971-2000. W kwietniu częstość kierunków wiatru była wyrównana, z największym udziałem wiatru zachodniego, którego frekwencja była wyższa o prawie 10,0% niż w normie wieloletniej. Lipiec charakteryzował się przewagą wiatru z sektora północnego, w szczególności z kierunków NW (33,9%) i N (24,6%), natomiast od października aż do końca roku dominował wiatr z kierunku S (odpowiednio od 25,8% do 35,4%). W 2018 roku odsetek przypadków z ciszą stanowił na stacji w Helu 0,4% i był niższy od normy wieloletniej o 1,2%.

Najwyższą liczbę dni w roku z wiatrem o prędkości równej lub większej niż $10 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ zarejestrowano w Ustce (67 dni), w Łebie (50 dni) oraz w Świnoujściu (33 dni). Największą liczbę dni z wiatrem o prędkości większej niż $15 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ odnotowano w Ustce (7 dni).

Średnia roczna prędkość wiatru wyniosła w 2018 r.: $4,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w Ustce, $4,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w Łebie, $4,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w Helu, $3,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w Gdańsku Świbnie oraz $3,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w Świnoujściu. Średnia prędkość wiatru na stacjach Wybrzeża w 2018 r. nie odbiegała znacząco od średnich wartości wieloletnich – różnica w stosunku do wieloletniej normy nie przekraczała przeważnie $\pm 0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Na stacji w Helu w 2018 roku przeważnie wystąpiły niewielkie ujemne odchylenia średnich miesięcznych prędkości wiatru od średnich wieloletnich (o od $-0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ do $-1,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Największe ujemne anomalie zanotowano w listopadzie ($-1,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) i lutym ($-1,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Nieznacznie większą niż przeciętnie prędkość wiatru (o $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) odnotowano jedynie w kwietniu, czerwcu i sierpniu. Na stacji w Helu średnie miesięczne prędkości



Rys. I.3.2. Przebieg średniej miesięcznej prędkości wiatru ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) w 2018 r.:

Świnoujście - linia niebieska, Hel - linia czerwona, wielolecie 1971-2000 oznaczono liniami przerywanymi

wiatru w miesiącach zimowych (XII-II) zawierały się w przedziale od 3,8 do 5,0 m·s⁻¹, w miesiącach wiosennych (III-V) od 3,3 do 4,2 m·s⁻¹, w sezonie letnim (VI-VIII) od 3,6 do 3,8 m·s⁻¹, a jesienią (IX-XI) od 4,0 do 4,6 m·s⁻¹.

Na stacji w Świnoujściu średnie miesięczne prędkości wiatru w 2018 r. były zbliżone do wartości średnich z wielolecia – w lipcu i październiku były wyższe o 0,4 m·s⁻¹, a w pozostałych miesiącach roku niższe do -0,5 m·s⁻¹ (rys. I.3.2). Jedyne w styczniu i lutym ujemne anomalie prędkości wiatru w odniesieniu do średniej miesięcznej wieloletniej na tej stacji były większe i wynosiły odpowiednio -0,9 m·s⁻¹ i -0,7 m·s⁻¹. W Świnoujściu, średnie miesięczne prędkości wiatru w miesiącach zimowych (XII-II) zawierały się w przedziale od 3,0 do 3,7 m·s⁻¹, w miesiącach wiosennych (III-V) od 3,7 do 4,1 m·s⁻¹, a w sezonie letnim (VI-VIII) od 3,0 do 4,0 m·s⁻¹, zaś jesienią (IX-XI) od 3,5 do 4,0 m·s⁻¹.

I.4. TEMPERATURA POWIETRZA

Średnia roczna temperatura powietrza na polskiej części wybrzeża Bałtyku osiągała od 8,7°C (Elbląg-Milejewo) do 10,3°C (Szczecin). Na wszystkich stacjach pomiarowych była o ponad 1°C wyższa od średniej wieloletniej (1971-2000), a różnice wyniosły od 1,1°C (Kołobrzeg-Dźwirzyno) do 1,6°C (Hel) (tab. I.4.1).

W rocznym przebiegu zmian temperatury powietrza zaobserwowane zostały wyraźne różnice, objawiające się przesunięciem terminu pojawienia się najniższej średniej miesięcznej temperatury powietrza. We wszystkich opisywanych lokalizacjach w obrębie wybrzeża Morza Bałtyckiego wystąpiła ona w lutym. Najwyższa średnia temperatura na tym obszarze została zarejestrowana w sierpniu (od 19,2°C do 20,3°C), jednak na stacjach pomiarowych Szczecin i Gdańsk-Świbno różnice między średnią temperaturą powietrza w lipcu i sierpniu wynosiły poniżej 0,1°C.

Przez większość miesięcy 2018 r. średnia temperatura powietrza była zdecydowanie wyższa od średniej wieloletniej 1971-2000 (tab. I.4.1). Dodatkowo odchylenia temperatury dominowały w styczniu oraz od kwietnia do grudnia. Zimniej w porównaniu do okresu referencyjnego było w lutym i marcu. Podczas całego roku kalendarzowego panowały warunki atmosferyczne wyraźnie różniące się od przyjętej normy klimatycznej. Jedyne na stacji pomiarowej w Łebie w czerwcu odnotowano wartość temperatury zaledwie o 0,4°C wyższą od średniej z wielolecia 1971-2000.

Największe dodatnie odchylenia temperatury zaobserwowano w kwietniu, kiedy na polskim Wybrzeżu wartość ta była o co najmniej 2,7°C wyższa od średniej wieloletniej (Kołobrzeg-Dźwirzyno). Najwyraźniejszą różnicę odnotowano w Szczecinie (4,4°C). Wszystkie kolejne miesiące na niemal każdej stacji pomiarowej były znacząco cieplejsze od średniej z wielolecia 1971-2000. Rozbieżności są szczególnie widoczne w okresie od lipca do września – od 1,9°C w Kołobrzegu (lipiec) do 3,1°C w Helu (sierpień).

Ewidentnie najzimniejszym miesiącem w stosunku do wielolecia 1971-2000 był marzec, kiedy przeciętna anomalia na obszarze Wybrzeża mieściła się w granicach

Tabela I.4.1. Ekstremalne (T_{max} , T_{min}) oraz średnie (T_{sr}) miesięczne i roczne wartości temperatury powietrza (°C)

w 2018 r. oraz odchylenia (ΔT) temperatury powietrza od średniej wartości wieloletniej (1971-2000)														
Miejscowość	Parametr	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	ROK
Świnoujście	T_{max}	10,2	6	15,9	27,2	28,6	26,5	27,9	36,8	28,9	22,7	14,9	10,9	36,8
	T_{sr}	2,7	-1,3	0,3	9,9	13,9	17,3	19,9	20,2	15,9	11,0	5,5	4,1	10,0
	T_{min}	-6,5	-13,2	-13,8	-0,4	2,6	9,0	11,7	9,6	5,7	3,2	-1,9	-1,4	-13,8
	ΔT	2,5	-2,0	-3,0	3,2	2,4	2,2	2,6	2,8	2,2	1,7	1,0	2,5	1,5
Szczecin	T_{max}	11,7	8,1	16,2	26,6	30,0	30,6	32,8	36,0	29,8	24,6	16,8	11,5	36,0
	T_{sr}	2,7	-1,8	0,5	12,3	16,6	18,5	20,0	20,0	15,4	10,3	4,7	3,9	10,3
	T_{min}	-8,9	-13,7	-14,8	-0,3	1,0	7,7	5,2	6,7	2,8	-1,7	-6,8	-2,8	-14,8
	ΔT	2,8	-2,4	-3,3	4,4	3,4	2,5	2,0	2,3	1,8	1,3	0,5	2,5	1,5
Kolobrzeg- Dźwierzyno	T_{max}	10,2	7,3	16,0	27,3	27,7	27,7	26,0	34,9	28,7	23,6	16,4	10,6	34,9
	T_{sr}	2,7	-1,5	0,3	9,4	12,0	16,1	19,2	20	15,9	11,5	5,4	3,8	9,6
	T_{min}	-5,8	-16,9	-15,1	-1,8	3,4	7,1	8,6	9,7	6,1	2,6	-2,5	-3,2	-16,9
	ΔT	2,5	-2,2	-3,0	2,7	0,7	1,2	1,9	2,6	2,1	2,0	0,8	2,2	1,1
Ustka	T_{max}	9,8	6,7	12,9	28,7	29,5	27,6	26,8	33,8	29,5	23,1	17,2	10,3	33,8
	T_{sr}	1,9	-1,7	0,2	9,4	12,6	16,0	19,3	20,2	15,9	11,5	5,9	3,4	9,6
	T_{min}	-6,9	-15,1	-12,5	-1,3	2,7	4,9	12,4	10,4	4,8	4,1	-3,4	-4,7	-15,1
	ΔT	1,8	-2,2	-2,7	3,3	1,9	1,7	2,3	3,0	2,3	2,1	1,3	1,8	1,4
Łeba	T_{max}	8,9	6,5	11,9	25,8	28,6	28,5	29,4	33,2	29,2	23,9	17,6	9,7	33,2
	T_{sr}	1,8	-2,2	-0,1	9,5	13,7	14,5	19,2	19,6	15,4	10,9	5,5	2,7	9,2
	T_{min}	-7,2	-14,6	-12,5	-2,4	1,7	2,8	10,8	8,7	0,8	2,4	-5,3	-6,0	-14,6
	ΔT	2,2	-2,1	-2,4	3,7	3,1	0,4	2,6	3,0	2,4	2	1,4	1,5	1,4
Hel	T_{max}	8,5	5,5	9,1	19,6	26,8	28,1	28,4	31,5	25,6	18,3	13,1	8,6	31,5
	T_{sr}	1,7	-1,8	0,1	8,7	14,3	17,5	20,0	20,3	15,9	11,1	6,0	3,0	9,7
	T_{min}	-5,5	-11,0	-10,2	-1,1	3,8	6,6	13,4	10,3	6,8	3,9	-2,9	-5,9	-11,0
	ΔT	1,6	-1,9	-2,1	3,1	3,7	2,9	2,9	3,1	2,3	1,8	1,4	1,2	1,6
Gdańsk- Świbno	T_{max}	9,9	5,6	11,1	27,1	29,5	30,0	29,5	32,9	30,0	22,1	16,0	9,1	32,9
	T_{sr}	0,7	-3,3	0,0	10,6	15,7	17,8	20,1	20,1	15,9	10,5	5,0	2,1	9,6
	T_{min}	-8,4	-15,3	-14,3	-1,6	3,0	5,9	11,7	9,2	2,4	2,2	-4,4	-8,4	-15,3
	ΔT	1,9	-2,8	-2,6	3,8	3,4	2,1	2,0	2,2	2,3	1,7	1,4	1,6	1,3
Elbląg- Milejewo	T_{max}	8,2	4,3	9,6	26,8	27,9	28,2	28,4	30,5	27,8	20,8	16,3	8,2	30,5
	T_{sr}	-0,6	-4,8	-1,2	10,7	15,8	16,8	18,9	19,2	14,9	10,1	4,0	0,7	8,7
	T_{min}	-12,4	-18,9	-17,0	-1,1	3,8	4,8	11,3	9,7	3,6	0,6	-6,1	-10,1	-18,9
	ΔT	Stacja w Milejewie funkcjonuje od 1 kwietnia 2013 r.												

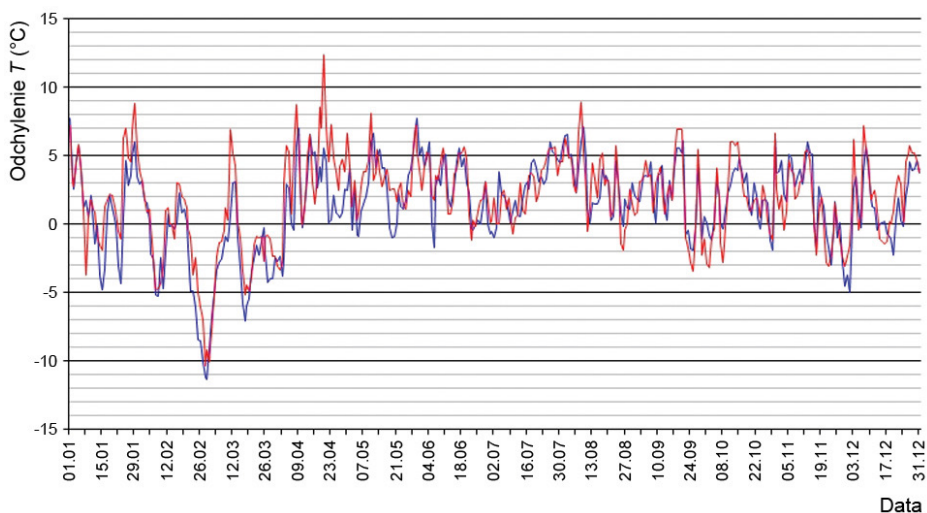
od -2,1°C (Hel) do -3,3°C (Szczecin). Nieco mniejsze, choć nadal znaczące, ujemne odchylenia wartości temperatury od średniej wieloletniej odnotowano na wszystkich stacjach w lutym 2018 roku. Wyniosły one od -2,0°C w Świnoujściu do -2,8°C w Gdańsku Świbnie.

Szczegółowy obraz zmienności temperatury powietrza na Wybrzeżu można zaobserwować na wykresie przebiegu dobowych anomalii termicznych w Helu i Świnoujściu (rys. I.4.1).

Pierwsze dni 2018 roku były relatywnie ciepłe, odchylenia względem średniej z okresu 1971-2000 sięgały ok. 3-7°C. Po 7 stycznia temperatura w Świnoujściu spadła do 3,5°C poniżej średniej wieloletniej, jednak pod koniec stycznia nastąpiło krótkie, ale wyraźne ocieplenie (o 6-8°C więcej). Na początku lutego temperatura powietrza w Helu i Świnoujściu była bliska średniej wieloletniej. Po 20 lutego nastąpiło gwałtowne ochłodzenie, w wyniku którego na przełomie lutego i marca odnotowane

zostało minimum termiczne. Dopiero w pierwszej dekadzie marca wartości temperatury powróciły do bliskich średniej z okresu referencyjnego, jednak już w połowie tego miesiąca zaobserwowano ponowne, choć mniej wyraźne, ochłodzenie. Następnie temperatura stopniowo wzrastała, od początku kwietnia do połowy czerwca utrzymując się niemal ciągle powyżej normy. Około 20 kwietnia odnotowano największą dodatnią anomalię względem wartości z wielolecia (temperatura wyższa o 6,2°C w Helu i o 11,8°C w Świnoujściu). Delikatne spadki poniżej wartości referencyjnych, rzędu maksymalnie 1°C, pojawiły się na początku i w połowie maja, a także na przełomie maja i czerwca. Między trzecią dekadą czerwca a końcem sierpnia nastąpiła fala upałów, która swoje apogeum osiągnęła 7 sierpnia (wartości temperatury na stacji pomiarowej Hel wyższe od średniej wieloletniej o 6,0°C, a w Świnoujściu o 8,5°C). Pod koniec sierpnia, po gwałtownym ochłodzeniu, temperatura spadła o 2,3°C poniżej wartości referencyjnych (Świnoujście), podczas gdy w Helu różnica ta wynosiła 0,5°C. Po kolejnym, już mniej wyraźnym ociepleniu, a następnie znaczącym ochłodzeniu, pod koniec września odnotowano wartości niższe o 1,5-3°C od średniej z wielolecia 1971-2000. Na początku oraz pod koniec października temperatura oscylowała ok. 3°C poniżej wartości referencyjnych. W listopadzie odnotowano ocieplenie, które trwałoby do początku grudnia. Ostatni miesiąc 2018 roku był maksymalnie o 5-7°C cieplejszy od odnotowanej średniej wieloletniej.

Ogółem w 2018 roku liczba dni z ujemną anomalią temperatury powietrza, przekraczającą -2°C, wyniosła 51 w Świnoujściu i 37 w Helu, większą niż -4°C odpowiednio 17 i 19 dni, a przekraczającą -8°C po 4 dni w Świnoujściu i w Helu. Dla porównania w Świnoujściu i Helu wystąpiło odpowiednio 169 i 176 dni z dodatnim odchyleniem



Rys. I.4.1. Odchylenia średniej dobowej temperatury powietrza w 2018 r. od wartości średnich wieloletnich (1971-2000) w Helu (linia czerwona) i Świnoujściu (linia niebieska)

temperatury powietrza od średniej wieloletniej (1971-2000) większym niż 2°C, 82 i 87 dni z anomalią powyżej 4°C oraz 3 dni w Świnoujściu i 1 dzień w Helu z anomalią wynoszącą ponad 8°C.

W 2018 roku najwyższa temperatura powietrza osiągnęła: 36,8°C w Świnoujściu; 36,0°C w Szczecinie; 34,9°C w Kołobrzegu; 33,8°C w Ustce; 33,2°C w Łebie; 31,5°C w Helu; 32,9°C w Gdańsku-Świbnie; 30,5°C w Elblągu-Milejewie. Termin wystąpienia maksimum rocznego był zbliżony na wszystkich stacjach pomiarowych – przypadał na pierwszą dekadę sierpnia. Najwcześniej ekstremum wystąpiło w Helu (1 sierpnia), a najpóźniej w Gdańsku i Elblągu (9 sierpnia). Na wszystkich pozostałych stacjach zarejestrowane zostało 8 sierpnia.

Na większości stacji odnotowanych zostało co najmniej 25 dni gorących. Wyłącznie wyniki pomiarów z Ustki odstają od tej tendencji (21 dni gorących). Zdecydowanie więcej było ich w Gdańsku i Świnoujściu (odpowiednio 40 i 42 dni), natomiast w Szczecinie zaobserwowano ich aż 51. Pierwsze dni gorące pojawiły się na przełomie maja i czerwca. W Szczecinie jednak łącznie 2 dni gorące zostały zarejestrowane już w kwietniu i maju. Najwięcej dni gorących na wszystkich stacjach przypadło na początek czerwca, a także przełom lipca i sierpnia. We wschodniej części Wybrzeża (Elbląg, Gdańsk-Świbno) pojawiły się również pojedyncze dni gorące we wrześniu.

Liczba dni upalnych, z maksymalną dobową temperaturą powietrza równą lub większą niż 30°C, wyniosła od 2 w Łebie, Helu i Elblągu do 14 w Szczecinie. Na większości stacji pomiarowych przypadki te stwierdzono w pierwszej połowie sierpnia; wyróżniał się jedynie Szczecin z pierwszymi dniami upalnymi już na przełomie maja i czerwca oraz Gdańsk-Świbno z ostatnią falą upałów odnotowaną na początku drugiej dekady września.

Absolutne minima termiczne 2018 r. zarejestrowano na przełomie lutego i marca. Najwcześniej ekstremum pojawiło się w Gdańsku, Elblągu i Łebie (26 lutego), a najpóźniej w Świnoujściu (3 marca). Na stacjach pomiarowych Hel, Ustka i Kołobrzeg-Dźwirzyno odnotowane zostało 28 lutego, a w Szczecinie – 2 marca.

Dni przymrozkowe, podczas których zarejestrowana została minimalna dobową temperatura powietrza równa co najwyżej 0°C, pojawiały się w okresach od stycznia do początku kwietnia i od listopada do grudnia na przeważającej liczbie stacji Wybrzeża. Średnia łączna liczba dni przymrozkowych w większości wspomnianych lokalizacji była stosunkowo niewielka i wyniosła ok. 35 (poza Kołobrzegiem i Elblągiem). Najwięcej z nich odnotowano w Ustce (38), a najmniej w Elblągu (jedynie 18). Na żadnej z opisywanych stacji nie odnotowano majowych przymrozków. Najwięcej dni przymrozkowych we wszystkich badanych lokalizacjach zaobserwowano od końca stycznia do połowy lutego, a także pod koniec listopada i w grudniu. Pojedyncze z nich pojawiały się również w marcu. Jesienne przymrozki najwcześniej rozpoczęły się w Szczecinie (trzecia dekada października).

Średnia ilość dni mroźnych, z temperaturą minimalną poniżej -10°C i maksymalną nie wyższą niż 0°C, wyniosła na badanym obszarze 8. Największą ich liczbę odnotowano

w Świnoujściu (14 dni) oraz Elblągu (13 dni), a najmniejszą w Helu (3 dni) i w Łebie (4 dni). Zdecydowana większość dni mroźnych wystąpiła na przełomie lutego i marca; w Gdańsku, Elblągu i Świnoujściu pojedyncze z nich pojawiały się również pod koniec stycznia.

Na Wybrzeżu w 2018 roku odnotowano tylko 2 dni bardzo mroźne z temperaturą poniżej -10°C utrzymującą się przez całą dobę – wyłącznie na stacji pomiarowej Elbląg-Milejewo (28 lutego i 1 marca).

I.5. OPAD ATMOSFERYCZNY, POKRYWA ŚNIEŻNA I BURZE

Roczne sumy opadów, które zostały odnotowane w 2018 r. na stacjach południowej części Morza Bałtyckiego (za wyjątkiem stacji w Elblągu-Milejewie), nie przekroczyły średnich wartości z wielolecia 1971-2000 (tab. I.5.1). Roczne sumy opadów atmosferycznych stanowiły od 60,3% średniej wieloletniej w Kołobrzegu do 103,4% tej wartości w Elblągu.

Tabela I.5.1. Miesięczne i roczne sumy opadu atmosferycznego R (mm) w 2018 r. na polskim

Wybrzeżu wraz z ich procentowym odniesieniem do średnich sum wieloletnich (1971-2000)

Miejscowość	R/%	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	ROK
Świnoujście	R	55,5	11,2	62,8	28,9	12,8	7,6	51,0	25,0	31,9	25,4	17,9	57,6	387,6
	%	135,4	41,5	161,0	85,0	28,4	12,9	96,2	46,3	62,5	56,4	40,7	115,2	71,8
Szczecin	R	71,4	5,5	42,9	26,8	22,5	15,0	92,8	21,4	16,3	20,2	11,5	54,8	401,1
	%	193,0	19,6	119,2	76,6	46,9	24,2	142,8	40,4	37,0	54,6	29,5	119,1	75,7
Kołobrzeg-Dźwirzyno	R	40,0	20,3	44,9	24,1	7,6	11,1	71,8	35,5	24,0	53,0	16,3	57,7	406,3
	%	85,1	59,7	104,4	65,1	16,5	16,1	84,5	50,7	33,8	91,4	28,1	106,9	60,3
Ustka	R	52,5	18,4	46,7	20,4	18,0	32,3	98,7	34,5	52,7	89,4	14,6	65,6	543,8
	%	114,1	52,6	116,8	58,3	46,2	53,8	131,6	50,7	68,4	113,2	20,3	115,1	79,6
Łeba	R	58,6	18,4	35,8	30,3	27,5	20,6	33,9	49,6	90,5	74,9	13,8	69,6	523,5
	%	150,3	63,4	102,3	94,7	61,1	38,1	48,4	70,9	120,7	101,2	23,4	131,3	82,7
Hel	R	47,2	25,7	27,8	35,4	8,9	20,7	78,7	56,4	22,0	48,8	22,3	75,5	469,4
	%	127,6	91,8	95,9	114,2	20,2	34,5	114,1	84,2	35,5	87,1	45,5	157,3	80,9
Gdańsk-Świbno	R	37,0	11,7	19,5	34,1	33,0	19,5	62,7	27,3	17,0	37,7	24,5	53,9	377,9
	%	132,1	55,7	78,0	110,0	70,2	29,1	93,6	42,0	27,9	73,9	55,7	141,8	69,2
Elbląg-Milejewo	R	72,8	14,3	34,4	39,7	34,3	48,6	139,9	34,4	61,5	89,6	28,7	90,7	688,8
	%	182,0	44,7	104,2	110,3	70,0	60,8	172,7	44,7	83,1	144,5	51,3	177,8	103,4

Najwyższą sumę opadów, osiągającą wartość prawie 200% średniej wieloletniej, odnotowano w styczniu w Szczecinie (193%). Najbardziej wilgotnymi miesiącami na polskim Wybrzeżu były styczeń i grudzień, kiedy to na większości stacji zostały przekroczone wieloletnie normy opadowe. Najniższe wartości miesięcznych sum opadów atmosferycznych w stosunku do średnich miesięcznych z wielolecia 1971-2000 zostały odnotowane w czerwcu na stacjach w Świnoujściu (12,9%) i Kołobrzegu (16,1%).

Liczba dni z opadem równym lub przekraczającym 0,1 mm spadła w stosunku do roku poprzedniego średnio o 46 dni. Najwięcej dni z opadem atmosferycznym wystąpiło w Elblągu (167 dni). Na pozostałych stacjach omawiana wartość wahała się od 125 dni w Szczecinie do 156 dni w Helu i wyniosła: 136 dni w Świnoujściu, 138 dni w Gdańsku Świbnie, 140 dni w Kołobrzegu, 150 dni w Łebie i 154 dni w Ustce.

Liczba dni z opadem wyższym lub równym 10 mm wahała się od 5 dni w Świnoujściu do 16 dni w Elblągu. Opady równe lub przekraczające 10 mm występują na polskim Wybrzeżu najczęściej od maja do października. Najwięcej dni z intensywnym opadem odnotowano w lipcu (od 1 dnia w Gdańsku Świbnie do 4 dni w Elblągu). W marcu i kwietniu dobową sumę opadów atmosferycznych równała się lub przekroczyła 10 mm zaledwie 3 razy. Warto podkreślić, że w lutym nie odnotowano ani jednego dnia z omawianym opadem.

Najwyższą maksymalną sumę dobową w 2018 r. zanotowano 11 lipca w Szczecinie – 53,9 mm. Na pozostałych stacjach polskiego wybrzeża Bałtyku dobowe maksima opadowe wynosiły: w Łebie 41,8 mm (22 września), w Elblągu 38,7 mm (12 lipca), w Ustce 37,9 mm (11 lipca), w Kołobrzegu 36,1 mm (17 lipca), w Helu 34,9 mm (17 lipca), w Świnoujściu 22,2 mm (31 marca) i w Gdańsku Świbnie 20,5 mm (13 listopada).

Charakterystyki opadu śniegu, śniegu z deszczem, pokrywy śnieżnej, szadzi, gołoledzi i dni burzowych powstały na podstawie danych pochodzących ze stacji: Elbląg-Milejewo, Gdańsk-Świbno, Hel, Szczecin, Świnoujście i Ustka.

Opady śniegu oraz śniegu z deszczem odnotowywano w 2018 r. w okresach od stycznia do kwietnia i od października do grudnia. Najwięcej dni z opadami śniegu wystąpiło w Elblągu (65 dni) i kolejno: w Gdańsku Świbnie (45 dni), w Helu i Ustce (43 dni), w Łebie (40 dni), Świnoujściu (30 dni) i Szczecinie (26 dni). Opady śniegu występowały najczęściej w lutym, zwłaszcza na stacjach wschodniego wybrzeża Morza Bałtyckiego – w Gdańsku Świbnie (17 dni), Elblągu (16 dni) i Helu (16 dni).

Śnieg z deszczem występował na omawianych stacjach w okresie od stycznia do kwietnia i od listopada do grudnia. Epizodycznie śnieg z deszczem wystąpił 29 października na stacji w Elblągu. Zjawisko śniegu z deszczem odnotowywano od 11 dni w Szczecinie do 24 dni w Ustce (najczęściej w lutym).

Liczba dni z pokrywą śnieżną wahała się od 16 dni w Szczecinie do 74 dni w Elblągu. Najwięcej dni z pokrywą śnieżną odnotowano w lutym (od 9 do 25 dni) i marcu (od 3 do 17 dni). Największą grubość pokrywy śnieżnej zanotowano 21 stycznia w Elblągu (29 cm).

W 2018 roku zjawisko szadzi zanotowano na stacjach polskiego Wybrzeża w styczniu, lutym, marcu oraz w listopadzie i grudniu. Najczęściej występowała ona w Elblągu-Milejewie (9 dni w styczniu oraz 8 dni w lutym) i w Gdańsku Świbnie (5 dni w lutym).

Gołoledź, podobnie jak szadź, występuje na polskim Wybrzeżu tylko w chłodnej połowie roku. W 2018 roku gołoledź pojawiła się w styczniu (2 dni), marcu (5 dni), listopadzie (4 dni) i grudniu (8 dni). Najczęściej zjawisko to odnotowywano w Elblągu-Milejewie (10 dni), po dwa dni w Gdańsku-Świbnie, Szczecinie i Świnoujściu oraz raz w roku w Helu, Kołobrzegu i Ustce.

Liczba dni, podczas których odnotowano burzę, wahała się na polskim Wybrzeżu od 14 dni w Kołobrzegu do 25 dni w Elblągu. Omawiane zjawisko najczęściej występowało w maju (3-6 dni), w lipcu (2-9 dni) i w sierpniu (3-5 dni). Najwięcej burz w lipcu odnotowano w Elblągu a najmniej w Kołobrzegu, Szczecinie i Łebie.

I.6. ZACHMURZENIE, PROMIENIOWANIE I USŁONECZNIENIE

W 2018 roku średnie roczne zachmurzenie ogólne wynosiło: 4,0 oktanta w Świnoujściu; 4,5 oktanta w Szczecinie; 4,6 oktanta w Kołobrzegu; 4,8 oktanta w Gdańsku Świbnie, Helu i Ustce; 5,0 oktanta w Łebie; oraz 5,2 oktanta w Elblągu.

Największe średnie miesięczne zachmurzenie wystąpiło na Wybrzeżu w grudniu i styczniu oraz w marcu, osiągając wartości od 4,6 do 7,4 oktanta. Maksimum zachmurzenia odnotowano na wszystkich stacjach Wybrzeża w grudniu; wyniosło ono od 6,6 oktanta w Świnoujściu do 7,4 oktanta w Łebie.

Najmniejsze średnie miesięczne zachmurzenie wystąpiło na Wybrzeżu wiosną i latem, osiągając wartości od 2,1 do 6,2 oktanta. Minimum zachmurzenia zanotowano na wszystkich stacjach polskiego Wybrzeża w maju: 2,1 oktanta w Świnoujściu; 2,5 oktanta w Ustce; 2,6 oktanta w Helu, Kołobrzegu i Szczecinie; 2,8 oktanta w Gdańsku Świbnie; 2,9 oktanta w Łebie; 3,3 oktanta w Elblągu-Milejewie.

Udział liczby dni pogodnych (z zachmurzeniem $\leq 1,6$ oktantów) w stosunku do liczby dni pochmurnych (z zachmurzeniem $\geq 6,4$ oktantów) przedstawiał się w 2018 r. następująco: 38/118 w Helu, 42/132 w Łebie, 38/145 w Elblągu, 65/110 w Szczecinie, 45/111 w Gdańsku Świbnie, 48/118 w Ustce, 44/65 w Kołobrzegu (od IV do XII) i 75/82 w Świnoujściu (tab. I.6.1).

Najpogodniejszym miesiącem na polskim Wybrzeżu był maj - liczba dni pogodnych wyniosła od 9 w Elblągu do 17 na stacji w Świnoujściu. Pogodnym miesiącem były także październik (od 7 dni w Elblągu i Łebie do 10 dni w Gdańsku Porcie Północnym) i lipiec (od 2 dni w Elblągu do 13 dni w Świnoujściu). Najwięcej pogodnych dni w roku odnotowano na stacji w Szczecinie, łącznie 75 dni.

Tabela I.6.1. Liczba dni pogodnych i pochmurnych w 2018 roku

Miejscowość	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Dni pochmurne													
Elbląg-Milejewo	22	12	20	2	3	5	9	8	6	12	18	28	145
Gdańsk-Świbno	21	8	19	3	1	4	5	3	1	4	15	27	111
Hel	23	10	22	2	1	2	6	4	2	5	16	25	118
Kołobrzeg-Dźwirzyno	-	-	-	2	1	1	6	1	5	10	14	25	65
Łeba	22	14	20	3	0	5	6	5	5	11	13	28	132
Ustka	23	11	19	1	1	2	7	4	5	7	12	26	118
Szczecin	25	9	17	3	1	3	5	3	3	4	12	25	110
Świnoujście	19	6	10	1	2	2	3	0	2	3	10	24	82
Dni pogodne													
Elbląg-Milejewo	0	3	3	5	9	1	2	5	3	7	0	0	38
Gdańsk-Świbno	0	2	2	6	12	2	3	5	2	10	1	0	45
Hel	0	2	2	0	12	4	3	6	0	8	1	0	38
Kołobrzeg-Dźwirzyno	-	-	-	4	13	6	5	4	2	8	2	0	44
Łeba	0	1	2	4	12	4	3	4	2	7	3	0	42
Ustka	0	1	1	5	14	5	7	2	2	8	3	0	48
Szczecin	1	5	5	8	12	4	11	4	4	8	2	1	65
Świnoujście	1	5	5	7	17	8	13	4	2	8	4	1	75

Najwięcej dni pochmurnych wystąpiło na Wybrzeżu w grudniu, styczniu i marcu. W grudniu odnotowano: 24 dni pochmurne w Świnoujściu, 25 dni w Helu, w Kołobrzegu i w Szczecinie, 26 dni w Ustce, 27 dni Gdańsku Porcie Północnym oraz 28 dni w Elblągu i Łebie. W styczniu liczba dni pochmurnych wyniosła od 19 w Świnoujściu do 25 w Szczecinie. Warto zaznaczyć, iż w ciągu roku, wśród analizowanych stacji najwięcej dni pochmurnych odnotowano na stacji w Elblągu, łącznie 145 dni.

Średnia suma roczna usłonecznienia rzeczywistego w 2018 r. wyniosła: 1800,4 godz. w Świnoujściu; 2183,7 godz. w Szczecinie; 2184,8 godz. w Gdyni; 2244,3 godz. w Gdańsku Świbnie; 2291 godz. w Ustce; 2292,9 godz. w Kołobrzegu; 2298,1 godz. w Helu; 2322,7 godz. w Elblągu-Milejewie; oraz 2344,6 godz. w Łebie. Najwyższe miesięczne sumy usłonecznienia odnotowano w maju: 349,8 godz. w Szczecinie; 379,7 godz. w Elblągu-Milejewie; 380,1 godz. w Gdańsku Świbnie; 381,4 godz. w Kołobrzegu; 384,1 godz. w Świnoujściu; 385,5 godz. w Łebie; 386,8 godz. w Ustce; 387,1 godz. w Gdyni; 397 godz. w Helu. Ponadto bardzo dużo godzin ze słońcem zarejestrowano na wszystkich stacjach polskiego Wybrzeża w miesiącach sezonu letniego (VI-VIII).

W maju na wszystkich analizowanych stacjach wystąpiły najwyższe miesięczne wartości usłonecznienia względnego, licząc w stosunku do długości dnia uśrednionego dla Wybrzeża na podstawie danych z Gdyni. Największe wartości usłonecznienia względnego wynosiły odpowiednio: w Helu (81%), w Gdyni (79%), w Ustce, Łebie i Świnoujściu (78%), w Kołobrzegu, Gdańsku-Świbnie, Elblągu-Milejewie (77%) oraz w Szczecinie (71%)

Najwyższą dobową sumę usłonecznienia w 2018 r. zanotowano w Ustce w dniu 7 czerwca - 16,5 godzin. Warto zaznaczyć, iż na pozostałych stacjach na Wybrzeżu także w czerwcu odnotowano maksymalne dobowe sumy usłonecznienia: Kołobrzeg - 16,4 h (06.06.2018), Hel - 16,2 h (07.06.2018/08.06.2018), Elbląg-Milejewo - 16,0 h (07.06.2018/09.06.2018), Łeba - 15,9 h (09.06.2018), Świnoujście - 15,7 h (06.06.2018/07.06.2018), Gdynia - 15,6 h (04.06.2018), Gdańsk-Świbno - 15,4 h (28.06.2018), Szczecin - 15,2 h (06.06.2018/07.06.2018).

Najmniejsze sumy miesięczne usłonecznienia wystąpiły na wszystkich stacjach w grudniu: Gdynia - 5,8 godz., Świnoujście - 8,1 godz., Ustka - 8,2 godz., Łeba - 11,2 godz., Kołobrzeg - 12,8 godz., Szczecin - 13,5 godz., Elbląg-Milejewo - 23,9 godz., Hel - 25,2 godz., Gdańsk-Świbno - 27,4 godz.

Minimalne wartości usłonecznienia względnego odnotowano na większości stacji Wybrzeża w grudniu; wyniosły one odpowiednio: 3% w Szczecinie, 4% w Ustce, 5% w Łebie, 6% w Szczecinie i Kołobrzegu, 10% w Elblągu-Milejewie, 11% w Helu, 12% w Gdańsku Świbnie. Wyjątkiem była stacja w Gdyni (12%), na której najmniejsze wartości usłonecznienia względnego zanotowano w styczniu.

Miesięczne sumy promieniowania całkowitego w Gdyni wahały się od 3344 J·cm⁻² w grudniu do 74984 J·cm⁻² w maju (tab. I.6.2). Sumy promieniowania bezpośredniego zawierały się w przedziale od 918 J·cm⁻² w grudniu do 59129 J·cm⁻² w maju. Wartości promieniowania całkowitego w lutym, kwietniu, maju, czerwcu, lipcu, sierpniu, wrześniu i październiku przewyższały wartości średnie wieloletnie (1971-2000), a szczególnie duże

odchylenia odnotowano w maju. Wyraźnie mniejsze od przeciętnych sumy promieniowania całkowitego wystąpiły w styczniu, marcu, listopadzie i grudniu.

Tabela I.6.2. Miesięczne sumy promieniowania całkowitego Q ($J\cdot cm^{-2}$) w 2018 r. i ich odchylenia od średnich wieloletnich (1971-2000) oraz miesięczne sumy promieniowania bezpośredniego Q_e ($J\cdot cm^{-2}$) w Gdyni w 2018 roku

Miesiąc	Q	ΔQ	Q_e	Miesiąc	Q	ΔQ	Q_e
I	5100	-583	1071	VII	63542	4138	41888
II	13093	2202	5913	VIII	51605	2355	33030
III	21726	-3467	8733	IX	34701	4542	20798
IV	45113	4752	28527	X	21487	3978	13364
V	74984	16621	59129	XI	6768	-147	2670
VI	67951	8567	46628	XII	3344	-903	918

Do zjawisk, które w istotny sposób oddziałują na pogorszenie widzialności, można zaliczyć m.in. mgłą i zamglenie [Wasserman, Monte 1972]. Zamglenie na polskim Wybrzeżu najczęściej występowało w grudniu, listopadzie, styczniu oraz marcu, a najrzadziej w sierpniu i we wrześniu. Najwięcej dni z tym zjawiskiem w 2018 r. odnotowano w: Elblągu-Milejewie – po 28 dni w styczniu i grudniu, Świnoujściu – 27 dni w styczniu, oraz Szczecinie – 27 dni w styczniu. Najmniej dni ze zamgleniem było w Ustce (po 2 dni w sierpniu i we wrześniu) oraz w Helu i Łebie (po 3 dni we wrześniu), a także w Świnoujściu (po 3 dni w sierpniu i wrześniu).

Występowanie mgły jest w dużym stopniu uwarunkowane czynnikami lokalnymi i dlatego obserwuje się duże zróżnicowanie w jej rozkładzie na polskim Wybrzeżu. Najbardziej sprzyjające warunki do występowania mgły wystąpiły w Elblągu-Milejewie, gdzie liczba dni z tym zjawiskiem meteorologicznym wyniosła 87 w roku (tab. I.6.3).

Na polskim Wybrzeżu częściej zdarzają się duże kontrasty termiczne między morzem a lądem. Stosunkowo mała liczba dni z mgłą w Helu (13) świadczy o bardziej wyrównanych termicznie warunkach obu środowisk. W ciągu roku mgły występowały najczęściej w maju, kiedy woda morska jest znacznie chłodniejsza od atmosfery nad lądem – wówczas mgły tworzą się z ochłodzenia – oraz jesienią (listopad) lub zimą (grudzień), podczas przemieszczania się chłodnych mas powietrza znad lądu nad cieplejsze w tym czasie morze. Przeważają tu więc mgły typu adwekcyjnego, co jest charakterystyczne dla strefy brzegowej oraz otwartego morza.

Tabela I.6.3. Liczba dni z mgłą w 2018 roku

Miejscowość	Miesiące												Rok
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Elbląg-Milejewo	14	9	7	4	5	0	6	0	2	8	18	14	87
Gdańsk-Świbno	7	6	1	3	2	2	6	3	6	5	10	5	56
Hel	2	0	4	4	1	0	0	0	0	0	2	0	13
Łeba	5	2	2	7	12	10	13	0	4	3	6	5	69
Ustka	2	0	2	5	9	6	3	2	0	1	2	1	33
Kołobrzeg-Dźwirzyno	-	-	-	-	9	3	3	0	1	2	4	6	28
Szczecin	0	2	2	1	2	0	2	1	4	8	6	1	29
Świnoujście	2	1	6	2	3	1	0	0	1	2	4	2	24

I.7. BIEŻĄCE WARUNKI METEOROLOGICZNE

2018 rok był wyjątkowo ciepły i suchy, z większym niż przeciętnie udziałem wiatrów z sektora południowego oraz z temperaturą powietrza znacznie powyżej wieloletniej normy. Rekordy temperatury powietrza, fale ciepła i trwające przez kilka miesięcy susze odnotowano zarówno w Polsce, jak i niemal w całej Europie [WMO 2019].

Bieżąca obserwacja zjawisk i procesów w regionie Wybrzeża nabiera szczególnego znaczenia w warunkach współcześnie obserwowanej zmiany klimatu, której konsekwencje, np. w wyniku przewidywanego wzrostu średniego poziomu morza, mogą być szczególnie odczuwalne w strefie nadmorskiej [Miętus 1999; Jakusik i in. 2012; Biernacik i in. 2019]. Aktualne dane na temat stanu środowiska w polskiej strefie brzegowej znajdują się w, wydawanym co miesiąc przez IMGW-PIB, *Biuletynie Południowego Bałtyku*.

Biuletyn składa się z dwóch części. W pierwszej przedstawione są charakterystyki miesięczne warunków termicznych, pluwialnych (opady) i anemometrycznych (kierunek i prędkość wiatru) oraz poziomu morza i falowania, a także statystyki dotyczące liczby wydanych ostrzeżeń meteorologicznych dla subregionu nadmorskiego oraz dla polskiej strefy brzegowej. W drugiej części Biuletynu znajduje się analiza charakterystyk na tle wielolecia 1981-2010, gdzie przedstawiona jest klasyfikacja termiczna i opadowa oraz charakterystyki statystyczne następujących zmiennych: temperatury powietrza, opadu atmosferycznego, prędkości wiatru oraz poziomu morza.

Publikacja opracowywana jest na podstawie różnych rodzajów danych gromadzonych przez IMGW-PIB. Dane meteorologiczne pochodzą z siedmiu stacji synoptycznych zlokalizowanych na Wybrzeżu: Świnoujścia; Szczecina; Kołobrzegu; Ustki; Łeby; Helu i Gdańska Świbna. Ponadto trzy boje meteorologiczne, zlokalizowane na morzu w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, mierzą prędkość wiatru, temperaturę powietrza oraz ciśnienie atmosferyczne. Prędkość i kierunek wiatru na morzu (z punktu zlokalizowanego na północ od Władysławowa) opracowywane są z użyciem danych składowych wiatru pochodzących z reanalizy NCEP/NCAR. Przebieg wysokości fali oraz ekstremalne wysokości falowania w danym miesiącu pochodzą z danych z modelu WaveWatch 3. Charakterystyki falowania (wysokość fali maksymalnej, znacznej i średniej, średni okres fali) oraz profile wysokich fal z wybranego sztormu miesiąca opisywane na podstawie pomiarów z przetwornika akustycznego AWAC oraz urządzenia WaveGuide firmy Radac, zamontowanych na platformie LOTOS PETROBALTIC BETA.

Biuletyn udostępniany jest w wersji elektronicznej na platformie www.klimat.imgw.pl w zakładce „Biuletyn Południowego Bałtyku”.

II. WARUNKI HYDROLOGICZNE I HYDRODYNAMICZNE

II.1. POZIOM MORZA

Beata Kowalska

Poziom morza wzdłuż polskiego Wybrzeża ulega stałym wahaniom w wyniku przede wszystkim zmian warunków meteorologicznych, takich jak ciśnienie oraz siła i kierunek wiatru. Ważnym czynnikiem jest wymiana wód przez Cieśniny Duńskie, czyli bilans wodny Bałtyku. Poziom morza jest stale monitorowany za pomocą czujników, w jakie wyposażone są stacje mareograficzne należące do IMGW-PIB. Ostrona hydrologiczna Wybrzeża należy do standardowych obowiązków Biura Prognoz Hydrologicznych IMGW-PIB w Gdyni.

Zmiany poziomów morza mają bardzo duży wpływ na sytuację powodziową na Wybrzeżu. Długotrwałe utrzymywanie się stanów alarmowych może prowadzić do poważnych utrudnień w pracy portów i stoczni, powodować duże straty materialne, a nawet zagrażać życiu mieszkańców. Z kolei utrzymywanie się niskich poziomów jest poważnym zagrożeniem dla bezpieczeństwa żeglugi. Przyczyny i skutki zmian poziomów morza wzdłuż polskiego Wybrzeża były przedmiotem wielu analizy [Sztobryn, Stigge 2005; Sztobryn i in. 2012].

Wysokie stany Morza Bałtyckiego występują najczęściej w okresie jesienno-zimowym, przy dominacji cyrkulacji zachodniej. Niskie poziomy są również związane z półroczem zimowym i zwykle poprzedzone wystąpieniem wezbrania. Zmienność stanu Bałtyku w polskiej strefy brzegowej w 2018 r. przeanalizowano na podstawie pomiarów ciągłych (z częstotliwością 10-minutową), wykonywanych na posterunkach mareograficznych IMGW-PIB w: Świnoujściu, Ustce, Łebie, Helu i Gdańsku. Następnie dokonano analizy zaobserwowanych warunków hydrologicznych na tle wielolecia 1971-2000. Wartości średnich i ekstremalnych miesięcznych oraz rocznych poziomów morza przedstawiono tabelach II.1.1 i II.1.2.

Tabela II.1.1. Wartości średnich i ekstremalnych miesięcznych oraz rocznych poziomów morza wzdłuż polskiego Wybrzeża zaobserwowanych w 2018 roku

Stacja	H	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	2018
Gdańsk	min	442	481	462	472	477	473	496	485	468	496	406	429	406
	śr.	512	505	484	490	496	500	513	512	5116	533	495	499	505
	max	556	548	511	527	520	536	531	534	573	590	530	538	590
Hel	min	447	480	458	469	475	470	494	487	471	497	415	435	415
	śr.	511	503	481	488	494	499	511	512	516	533	497	499	504
	max	551	542	503	525	514	530	523	531	562	582	531	535	582
Łeba	min	447	478	456	467	473	467	493	486	472	496	406	435	406
	śr.	511	503	480	487	491	494	508	509	512	530	493	498	501
	max	553	544	507	523	512	526	522	535	578	581	529	536	581
Ustka	min	450	481	455	458	473	465	491	476	465	490	410	438	410
	śr.	515	507	486	497	494	494	507	508	510	529	493	498	503
	max	559	551	512	530	516	531	519	533	567	581	529	542	581
Świnoujście	min	428	464	452	447	479	470	494	471	436	462	374	428	374
	śr.	509	505	488	491	496	497	510	507	507	526	494	496	502
	max	555	562	529	537	517	537	530	543	565	584	553	556	584

Tabela II.1.2. Wartości średnich i ekstremalnych miesięcznych oraz rocznych poziomów morza wzdłuż polskiego Wybrzeża zaobserwowanych w latach 1971-2000

Stacja	H	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	1971-2000
Gdańsk	min	431	434	423	460	465	467	477	470	447	442	414	440	414
	śr.	515	508	499	500	497	504	515	514	515	512	516	518	509
	max	638	615	595	608	551	562	558	578	600	594	638	608	638
Hel	min	428	435	419	455	460	464	475	466	449	438	412	435	412
	śr.	510	503	495	495	492	500	510	509	511	507	511	514	505
	max	622	604	587	591	548	555	554	467	585	584	615	601	622
Łeba	min	430	438	417	452	456	465	473	464	447	437	405	437	405
	śr.	511	504	494	494	489	498	505	507	509	507	512	515	504
	max	638	605	591	612	546	545	555	570	580	583	622	592	638
Ustka	min	418	420	418	449	456	463	465	466	441	431	409	420	409
	śr.	509	502	494	494	490	468	508	507	508	506	510	512	503
	max	635	6119	588	620	547	553	569	567	588	583	624	599	635
Świnoujście	min	400	404	412	423	450	456	455	451	413	405	370	379	370
	śr.	503	500	492	494	491	497	505	487	498	500	485	504	495
	max	628	641	601	608	567	561	590	602	596	600	669	613	669

II.1.1. Ekstremalne poziomy morza

Dane przygotowane do analizy pochodzą ze stacji: Gdańsk, Hel, Łeba, Ustka, Świnoujście. W 2018 roku wzdłuż polskiego Wybrzeża maksymalny poziom morza, równy 590 cm, zaobserwowano na stacji w Gdańsku Porcie Północnym w październiku. W stosunku do absolutnego maksimum (644 cm) z 2004 r. poziom ten był niższy o 54 cm. W okresie referencyjnym 1971-2000 maksymalny poziom morza w Gdańsku wynosił 638 cm i był wyższy od obserwowanego w 2018 r. o 48 cm. Na pozostałych stacjach maksymalne poziomy były dość wyrównane. Układały się w przedziale od 581 cm w Łebie i Ustce, przez 582 cm na Helu, do 584 cm w Świnoujściu. Wszystkie maksima na stacjach

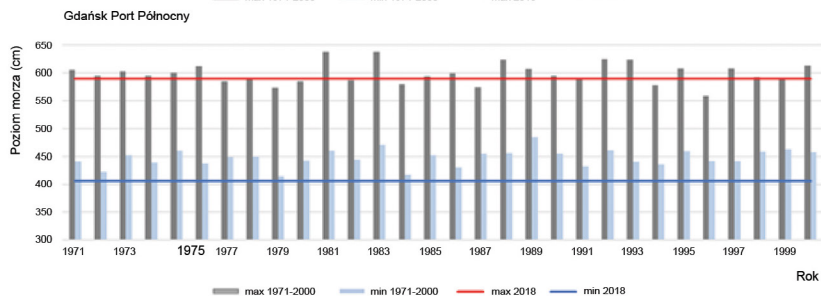
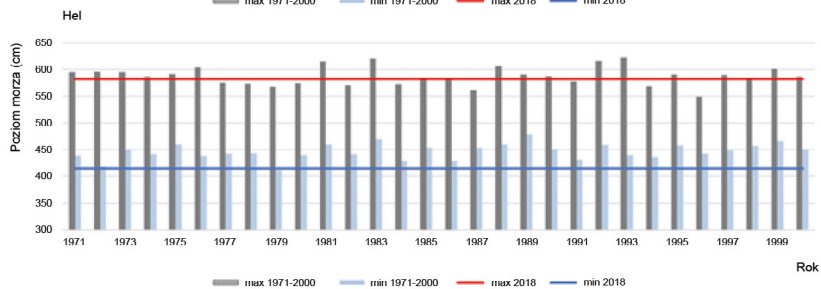
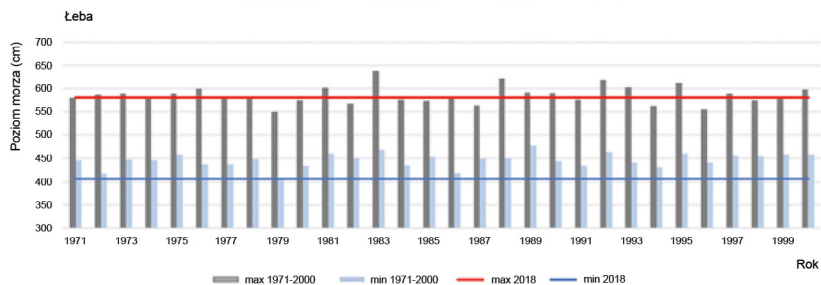
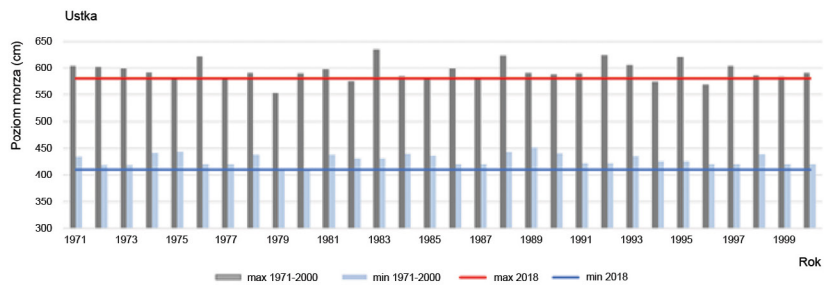
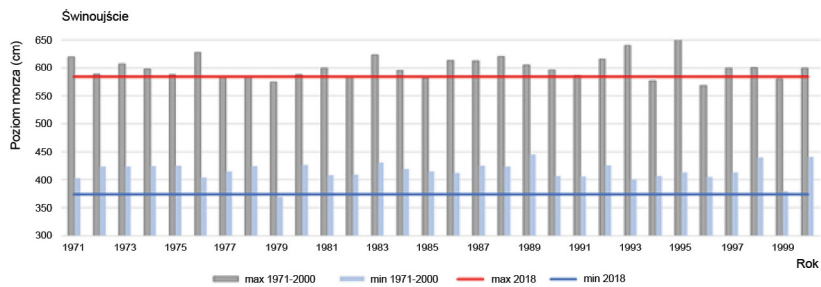
zarejestrowano w październiku. W przypadku w/w stacji zaobserwowane wartości z 2018 r. były niższe od absolutnego maksimum (z lat 1950-2018): Hel o 52 cm, Łeba o 51 cm, Ustka o 65 cm, Świnoujście o 85 cm. Wartości te były też odpowiednio niższe od maksymalnych zaobserwowanych na w/w stacjach w wieloletnim okresie 1971-2000, ponieważ w okresie referencyjnym maksymalny zaobserwowany poziom morza wynosił: 638 cm - Gdańsk, 622 cm - Hel, 638 cm - Łeba, 635 cm - Ustka, 669 cm - Świnoujście. Należy dodać, że w większości przypadków w okresie 1970-2000 maksymalny poziom morza wystąpił w styczniu (Hel, Łeba, Ustka) lub w listopadzie (Gdańsk i Świnoujście). W porównaniu do okresu referencyjnego, w 2018 r. na wszystkich stacjach nastąpiło przesunięcie maksimum z miesięcy zimowych na październik, a w związku z powyższym wcześniej rozpoczął się sezon wezbrań sztormowych.

W 2018 roku niskie poziomy morza od Wybrzeża Zachodniego w kierunku Wybrzeża Wschodniego kształtowały się następująco: Świnoujście - 374 cm, Ustka - 410 cm, Łeba - 406 cm, Hel - 415 cm, Gdańsk - 406 cm. W odniesieniu do minimalnych poziomów morza z wieloletniego okresu 1971-2000, na stacjach Hel, Łeba, Ustka, Świnoujście w 2018 r. zanotowano minimalne poziomy morza wyższe odpowiednio: Hel o 3 cm, Łeba i Ustka o 1 cm, Świnoujście o 4 cm. Jedynie w Gdańsku minimalny poziom morza (406 cm) był niższy o 8 cm w odniesieniu do minimalnego z okresu 1971-2000.

Poniżej przedstawiono charakterystykę zmian poziomów morza w poszczególnych stacjach. Wieloletnie zmiany maksymalnych i minimalnych rocznych poziomów morza przedstawiono na rysunku II.1.1.

Maksymalne roczne poziomy morza w Świnoujściu w okresie 1970-2000 zawierały się w przedziale 568-669 cm (średnio 601 cm), natomiast poziomy minimalne oscylowały w granicach 370-445 cm (średnio 415 cm). W 2018 roku maksymalny poziom morza zarejestrowany w Świnoujściu wynosił 584 cm i był zdecydowanie niższy od średnich maksymalnych poziomów morza z wieloletniego okresu referencyjnego. Natomiast minimalny poziom morza w 2018 r. (374 cm) był bliski minimum z okresu referencyjnego (370 cm). Maksymalne roczne poziomy morza w Ustce w okresie 1970-2000 zawierały się w przedziale 553-635 cm (średnio 594 cm), natomiast poziomy minimalne oscylowały w granicach 409-452 cm (średnio 429 cm). W 2018 roku maksymalny poziom morza zarejestrowany w Ustce wynosił 581 cm i zdecydowanie znajdował się poniżej średniej z maksymalnych poziomów morza z wieloletniego okresu referencyjnego. Natomiast minimalny poziom morza (410 cm) był bliski minimum z okresu referencyjnego (409 cm). Maksymalne roczne poziomy morza w Łebie w okresie 1970-2000 zawierały się w przedziale 550-638 cm (średnio 586 cm), natomiast poziomy minimalne oscylowały w granicach 405-446 cm (średnio 405 cm). W 2018 roku maksymalny poziom morza zarejestrowany w Łebie wynosił 581 cm i był zdecydowanie kilka centymetrów poniżej średniej z maksymalnych poziomów morza z wieloletniego okresu referencyjnego. Natomiast minimalny poziom morza w 2018 r. (406 cm) oscylował w pobliżu minimum z okresu referencyjnego (405 cm).

Maksymalne roczne poziomy morza w Helu w okresie 1970-2000 zawierały się w przedziale 549-622 cm (średnio 588 cm), natomiast poziomy minimalne oscylowały



Rys. II.1.1. Wieloletnie zmiany maksymalnych i minimalnych rocznych poziomów morza w latach 1971-2000 i 2018: Świnoujście, Ustka, Łeba, Hel, Gdańsk Port Północny

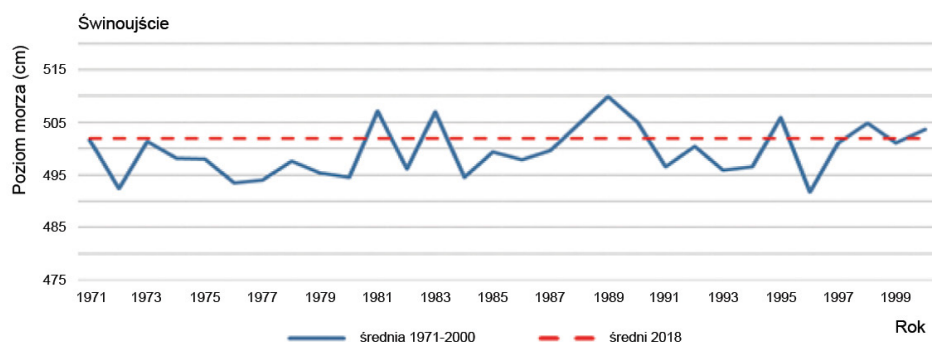
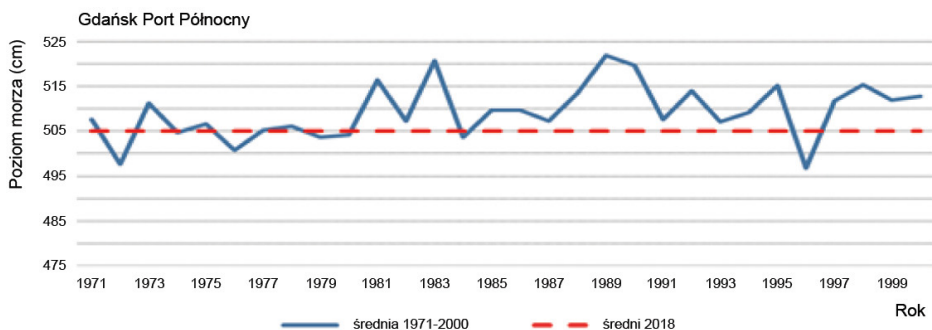
w granicach 412-479 cm (średnio 447 cm). W 2018 roku maksymalny poziom morza zarejestrowany w Helu wynosił 582 cm i był kilka centymetrów poniżej średniej z maksymalnych poziomów morza z wielolecia referencyjnego. Natomiast minimalny poziom morza w 2018 r. (415 cm) oscylował w pobliżu minimum z okresu referencyjnego (412 cm). Maksymalne roczne poziomy morza w Gdańsku Porcie Północnym w okresie 1970-2000 zawierały się w przedziale 559-638 cm (średnio 599 cm), natomiast poziomy minimalne oscylowały w granicach 414-485 cm (średnio 447 cm). W 2018 roku maksymalny poziom morza zarejestrowany w Helu wynosił 590 cm i był kilka centymetrów niższy od średnich maksymalnych poziomów morza z wielolecia referencyjnego. Natomiast minimalny poziom morza w 2018 r. (406 cm) układał się poniżej minimum z okresu referencyjnego (414 cm).

Ze względu na fakt, że na wszystkich wymienionych stacjach zaobserwowany maksymalny poziom morza był dużo niższy w stosunku do wartości z wielolecia 1970-2000, można stwierdzić, że w 2018 r. wysokie poziomy morza nie stwarzały zagrożenia powodziowego terenów portowych i nadmorskich. Ponadto poziomy minimalne były niskie i bardzo zbliżone do minimalnych wartości z okresu referencyjnego.

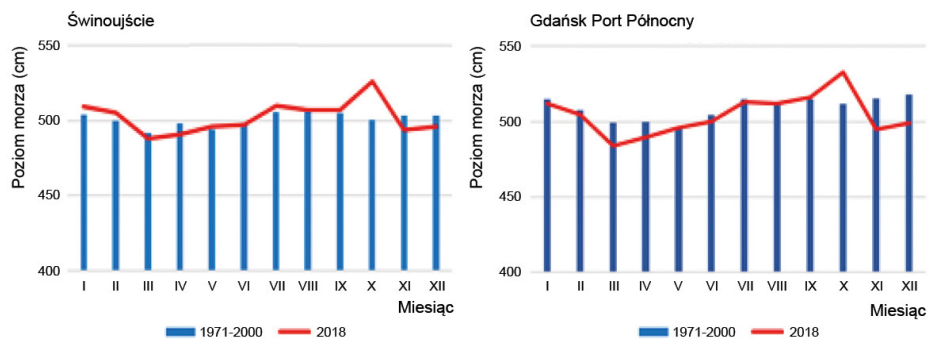
II.1.2. Średnie poziomy morza

W przypadku stacji w Świnoujściu oraz w Gdańsku, IMGW-PIB dysponuje długimi ciągami obserwacyjnymi, odpowiednio od 1811 oraz 1886 roku. Analiza zmian średniego poziomu morza wzdłuż polskiego Wybrzeża w wieloleciu wykazywała stały trend rosnący [Kowalska, Sztobryn 2009]. W 2018 roku średnie poziomy morza przedstawiały się następująco: Świnoujście - 502 cm, Ustka - 503 cm, Łeba - 501 cm, Hel - 504 cm, Gdańsk - 505 cm. Z analizy wynika, że na Wybrzeżu Wschodnim średni poziom morza był wyższy o kilka cm w stosunku do Wybrzeża Zachodniego. Wyniki z 2018 roku porównano z wieloleciem 1971-2000. W Gdańsku średni poziom morza w odniesieniu do wartości z wielolecia 1970-2000 był niższy o 4 cm (509 cm), w Helu o 1 cm (505 cm), w Łebie o 3 cm (504 cm), a w Ustce bez zmian. Natomiast w Świnoujściu poziom morza był o 7 cm wyższy (495 cm). Przebieg średniego rocznego poziomu morza w 2018 r. na tle wielolecia 1970-2000 przedstawiono dla przykładowych stacji w Świnoujściu i Gdańsku Porcie Północnym na rysunku II.1.2.

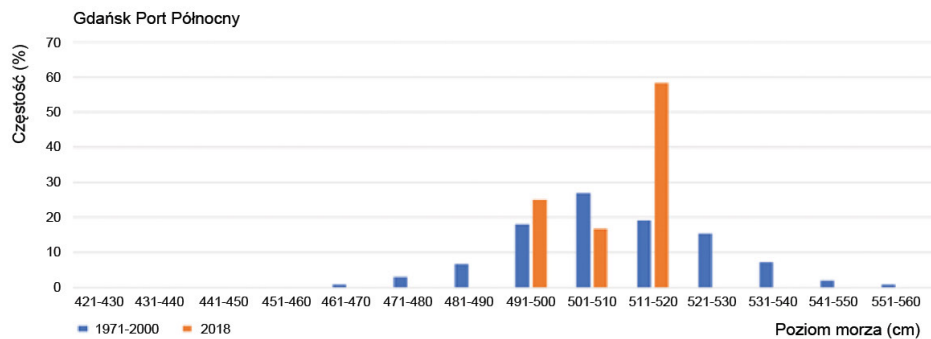
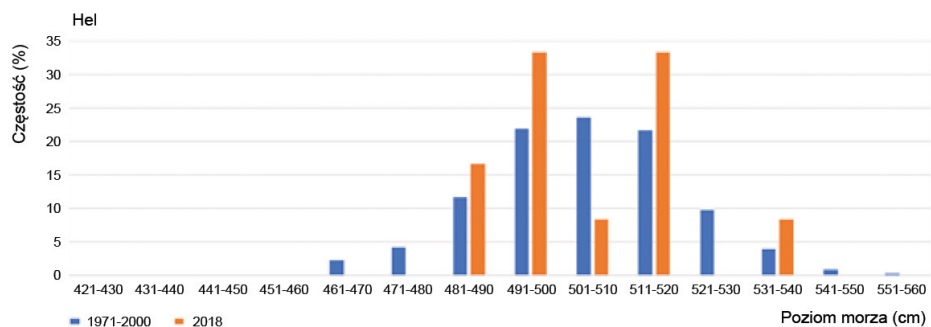
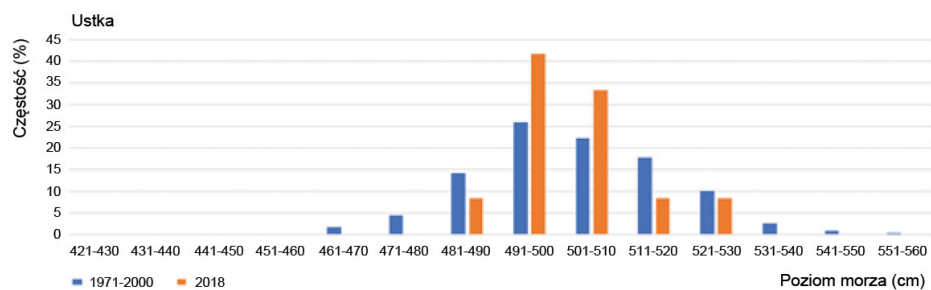
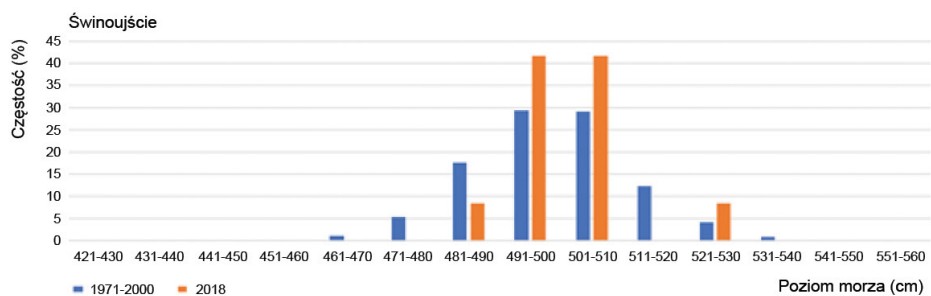
Na wszystkich analizowanych stacjach porównano również przebieg średnich miesięcznych poziomów morza z 2018 r. z wartościami z okresu referencyjnego 1970-2000. Na wszystkich w/w stacjach poziom morza w październiku znacznie przewyższały wartości z wielolecia: od 26 cm w Świnoujściu i Helu, przez 23 cm w Ustce i Łebie, do 21 cm w Gdańsku. Związane jest to z faktem wystąpienia w tym miesiącu wszystkich maksymalnych poziomów morza w 2018 roku. W odniesieniu do pozostałych miesięcy różnice te wahały się w granicach: od 5 do -9 cm w Świnoujściu, od 6 do -17 cm w Ustce, od 3 do -19 cm w Łebie, od 5 do -15 cm w Helu oraz od 1 do -21 cm w Gdańsku Porcie Północnym



Rys. II.1.2. Przebieg średniego rocznego poziomu morza w 2018 r. na tle wielolecia 1970-2000 w Gdańsku Porcie Północnym i Świnoujściu



Rys. II.1.3. Zmiany średnich miesięcznych poziomów morza w Świnoujściu i Gdańsku Porcie Północnym



Rys. II.1.4. Rozkład średnich miesięcznych poziomów morza w 2018 r. oraz w okresie referencyjnym 1971-2000 w: Świnoujściu, Ustce, Helu, Gdańsku

(rys. II.1.3). W zakresie średnich poziomów morza, badania potwierdziły występowanie trendu rosnącego wzdłuż całego polskiego Wybrzeża, przy czym od lat zmiany te są intensywniejsze na Wybrzeżu Wschodnim.

Poziom morza w Świnoujściu w 2018 r. najczęściej zawierał się w przedziale 491-500 cm oraz 501-510 cm, podobnie jak w okresie 1971-2000, ale z większą częstością (42% do 29%). Podobnie było w Ustce: 491-500 cm (42% do 26% w wieloleciu) oraz 501-510 cm (33% do 22% w wieloleciu). W Helu w 2018 roku średnie poziomy morza najczęściej układały się w przedziale 491-500 cm (33%) oraz 511-520 (33%) - w okresie referencyjnym 1971-2000: 501-510 cm (24%), 491-500 (22%) oraz 511-520 (22%). W porównaniu rozkładu częstości średnich poziomów ciekawe spostrzeżenia dotyczą wyników w Gdańsku Porcie Północnym. W 2018 roku poziomy morza kształtowały się tam najczęściej w przedziale 511-520 cm - 58% przy zaledwie 19% w okresie 1971-2000.

Na wszystkich analizowanych stacjach rozkłady częstości w 2018 r. wykazują wzrost ilości obserwowanych poziomów wody w przedziałach 491-500 cm. Ponadto w zakresie poziomów 501-510 cm zaobserwowano wzrost w Świnoujściu i Ustce, a spadek w Helu i Gdańsku, natomiast w zakresie poziomów 511-520 spadek w Świnoujściu i Ustce, a w Helu i Gdańsku znaczny wzrost. W zakresie średnich miesięcznych najniższych poziomów poniżej 480 cm zanotowano zmniejszenie występowania takich przypadków w stosunku do okresu 1971-2000.

II.2. PRĄDY MORSKIE I WYMIANA WÓD

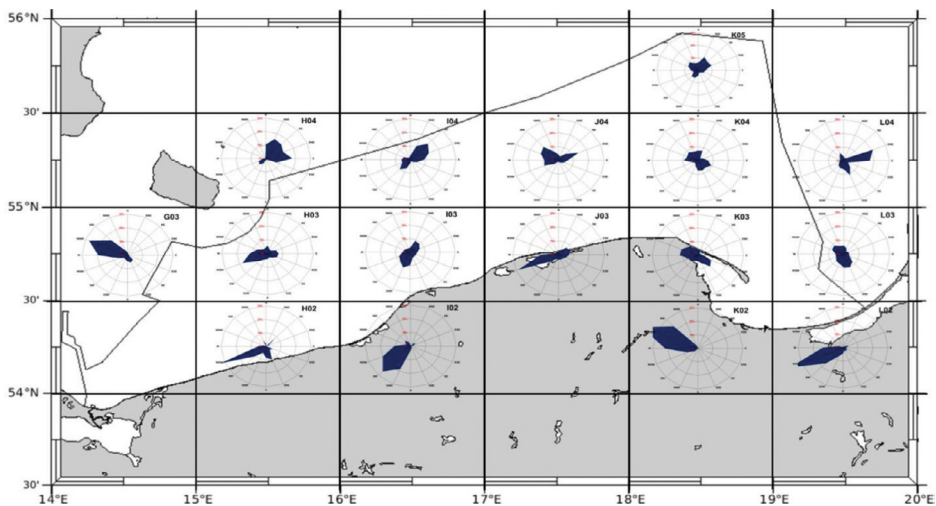
Krzysztof Piłczyński

Prądy morskie w Morzu Bałtyckim generowane są w głównej mierze przez takie mechanizmy, jak naprężenia wiatru na powierzchni morza, wychylenia swobodnej powierzchni morza oraz termohalinowy horyzontalny gradient gęstości, podczas gdy na ostateczną postać prądów morskich mają wpływ przyśpieszenie Coriolisa, topografia oraz tarcie. Pomiary warunków hydrodynamicznych w Bałtyku realizowane są podczas rejsów badawczych na r/v Baltica, w ramach monitoringu środowiskowego Polskich Obszarów Morskich, przez pracowników Działu Ocenografii i Monitoringu Bałtyku IMGW-PIB w Gdyni. Pomiary prądów morskich w 2018 r. przeprowadzone zostały za pomocą prądomierza ADCP RDI 300 kHz podczas ruchu statku. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe zwykle mierzono w warstwach o grubości 2,5 metra, od około 9,8 m do 12,3 m głębokości, zaś w rejonach o głębokości większej od 30 m - w warstwie od około 7,5 do 12,5 m.

Ogólną charakterystykę rozkładu prądów podczas rejsów w 2018 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (rys. II.2.1). Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na rysunkach przedstawiających prądy morskie wynosi 30%. Prądy podpowierzchniowe w polskiej strefie przybrzeżnej (sektory: H02, I02, J03) w 2018 r. zdominowane zostały przez prądy

w kierunkach południowo-zachodnich. W kwadracie K02 w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej przeważnie rejestrowano prądy północno-zachodnie, natomiast w kwadracie L02 w większości przypadków były to prądy południowo-zachodnie skierowane wzdłuż brzegu. W obrębie kwadratu L03 dominowały prądy skierowane wzdłuż osi północ-południe, ze znaczną przewagą prądów południowych. W obrębie południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej (kwadraty: K04, K05) występowały głównie prądy południowo-zachodnie. W kwadratach obejmujących Rynną Słupską uwidoczniła się dominacja prądów północno-wschodnich (w kwadracie I04) oraz północno-zachodnich (w kwadracie J04). W rejonie Basenu Bornholmskiego (sektory: G03, H03, H04, I03, I04, J04) nie zarejestrowano zbyt wielu prądów północnych i południowych. Niemniej, w obszarze tym przeważały kierunki wschodnie i północno-zachodnie oraz południowo-zachodnie.

Wymiana wód pomiędzy Bałtykiem a Morzem Północnym następuje poprzez Cieśniny Duńskie. Kattegat stanowi strefę przejściową, w której mieszają się wody oceaniczne z Morza Północnego z masami pochodzenia bałtyckiego. Na granicy występują umiarkowanie zasolone wody, które poprzez wąskie i płytkie cieśniny Sund (głębokość 8 m) oraz Wielki Bełt (głębokość 15-16 m) wprowadzane są do Basenu Arkońskiego. Topografia i batymetria Cieśnin Duńskich, w dużej mierze ogranicza ciągły przepływ zasolonych i natlenionych wód z morza Północnego, mających kluczowe znaczenie dla warunków tlenowych w wodach przydennych Morza Bałtyckiego. Dodatkowo wymiana wód w znaczący sposób skorelowana jest z cyrkulacją atmosferyczną w tym obszarze. Głównym czynnikiem sprawczym wystąpienia odpowiednio silnych wlewów, mogących odnowić wody w niższych warstwach głębokich akwenów Morza Bałtyckiego, jest wystąpienie długookresowych i wystarczająco silnych



Rys. II.2.1. Różne prądów w kwadratach przedstawiają kierunek prądów w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2018 r. [GIOŚ 2019]

wiatrów wschodnich, wzmacniających wypływ wód powierzchniowych, w wyniku czego następuje obniżenie poziomu morza w Bałtyku. Wielkości wlewów znacząco różnią się od siebie. Jeden z największych wlewów słonych wód z Morza Północnego, którego wpływ na cykle biogeochemiczne jest nadal widoczny, zainicjowany został jesienią 2014 roku. Według Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde⁴ objętość wód wlewowych wyniosła 198 km³, natomiast ilość transportowanej soli to około 4 Gt⁵. Odnotowano zmiany warunków zasolenia, tlenowych oraz temperaturowych, sięgające centralnych stref Morza Bałtyckiego. W 2018 roku nie stwierdzono istotnych zmian, w tym żadnych większych wlewów.

Głównym czynnikiem determinującym wypływ mas wodnych z Morza Bałtyckiego przez Cieśniny Duńskie oraz Kattergat, podobnie jak w przypadku wlewów, jest poziom morza pomiędzy Bałtykiem a Morzem Północnym. Większe różnice uwarunkowane są wiatrami wschodnimi, podczas gdy wiatry zachodnie ograniczają wymianę wód w tym obszarze. Równie istotny wpływ na poziom Morza Bałtyckiego ma dopływ wód rzecznych oraz opady atmosferyczne.

II.3. FALOWANIE

Patryk Sapiega

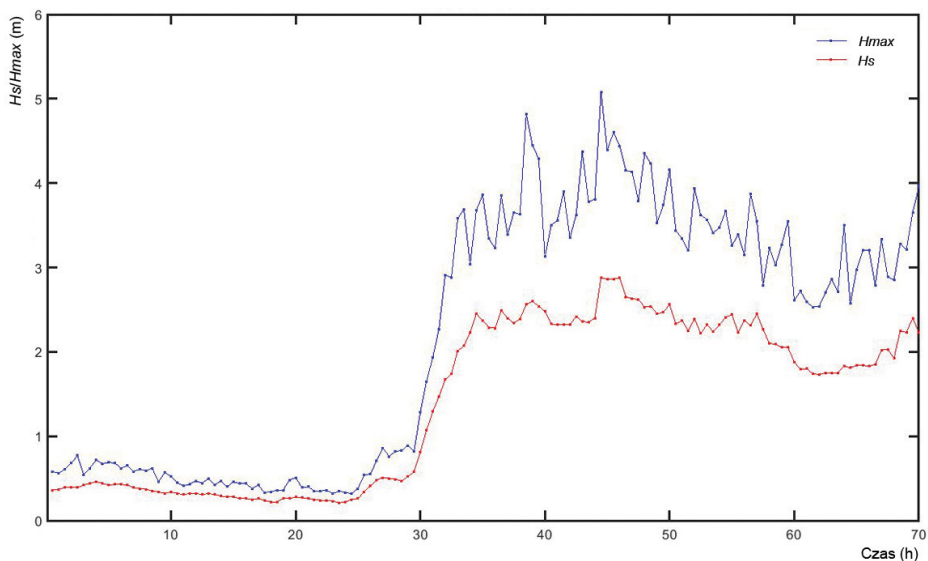
Zmiany wartości parametrów falowania zostały zmierzone urządzeniem AWAC firmy Nortek, które posadowiono w 2015 r. na dnie, na głębokości 80 m, w pobliżu platformy wiertniczej, w północnej części wyłącznej strefy ekonomicznej Polski. W celu uzyskania jakiegokolwiek odniesienia i porównania wyników pomiarów falowania prowadzonych w 2018 r., wykorzystano dostępne dane pomiarowe z roku poprzedniego. Przeanalizowano wysokość fali znacznej, fali maksymalnej oraz okres maksimum widma częstotliwościowego, który odpowiada składowej sinusoidalnej B falowania o najwyższej amplitudzie. Wszystkie pomiary pochodzą ze stanów morza, w których nie następuje załamanie fali, gdyż obecność pęcherzyków powietrza w wodzie rozprasza sygnał urządzenia AWAC, uniemożliwiając jego pracę. Skutkuje to często całkowitą utratą danych w czasie sztormu, kiedy prędkość wiatru przekracza prędkość przemieszczania się fal i powoduje powstawanie tzw. grzywaczy. Pomimo ograniczeń zakresu pracy urządzenia pomiarowego, niektóre sztormy zostały zarejestrowane w całości. Z reguły charakteryzowały się one wówczas niższymi wartościami wysokości fali znacznej.

Pełen przebieg dwóch sztormów (letniego oraz zimowego) z 2018 r. przedstawiono na rysunkach II.3.1. i II.3.2. Brak ciągłości pomiaru spowodowany był załamywaniem się fal – jest to bardzo ważna informacja o gwałtowności sztormu, pomimo braku samego zapisu falowania dostarczającego ilościowe charakterystyki stanu morza.

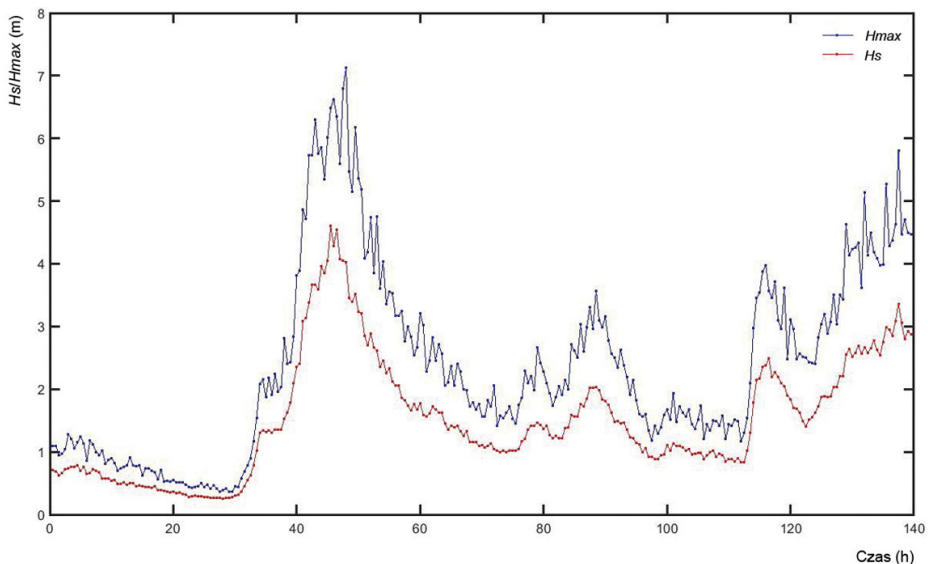
⁴ www.io-warnemuende.de

⁵ www.io-warnemuende.de/environmental-monitoring.html

Wysokość fali maksymalnej w wybranym, najgwałtowniejszym i zarejestrowanym w całości, sztormie letnim wyniosła ponad 5 m, a wysokość fali znacznej przekraczała 2,5 m (rys. II.3.2). Parametry wysokości fal wskazują, iż było to zjawisko sztormowe o sile 6° w skali Beauforta. Sztorm zimowy przedstawiony na rysunku II.3.2 był najsilniejszym, jaki w całości udało się zarejestrować w 2018 roku. Parametry wysokości



Rys. II.3.1. Wysokość fali znacznej (H_s , linia czerwona) i fali maksymalnej (H_{max} , linia niebieska) w przedziale czasowym w dniach 28-30 czerwca 2018 roku



Rys. II.3.2. Wysokość fali znacznej (H_s , linia czerwona) i fali maksymalnej (H_{max} , linia niebieska) w przedziale czasowym w dniach 22-27 lutego 2018 roku

fal maksymalnej (7 m) i znacznej (4,5 m) świadczą o tym, że sztorm ten osiągnął 7° w skali Beauforta.

Na podstawie uzyskanych pomiarów można stwierdzić, że zimą 2018 r. wysokość fali maksymalnej rzadko przekraczała 6 m, a fali znacznej 4 m, natomiast latem fala maksymalna rzadko była wyższa niż 5 m, a znaczna – wyższa niż 3 m. Wartości te dotyczą stanów morza pomierzonych urządzeniem AWAC. Należy zaznaczyć, że w stanach morza w okolicach pików sztormu, gdy pomiar był niemożliwy z powodu obecności grzywaczy, wartości wysokości fali maksymalnej i znacznej mogły przekroczyć odpowiednio 6 i 4 m. Potwierdzają to pomiary z 2 stycznia 2019 r., kiedy wysokość fali znacznej zmierzona znad wody nowym urządzeniem radarowym WaveGuide przekroczyła 7 m, natomiast wysokość fali maksymalnej osiągnęła ponad 13 m. AWAC w tym czasie przerwał rejestrację pomiaru wysokości fali.

W ciągu całego 2018 roku utracono całkowicie ok. 4% pomiarów, z czego nie więcej niż 1,2% można przypisać operacjom związanym z pobieraniem danych z urządzenia. Wśród wszystkich danych zarejestrowanych przez AWAC, prawie 18 % zawiera błędy spowodowane obecnością grzywaczy i wynikającymi z tego zakłóceniami wiązki pomiarowej przyrządu, które uniemożliwiły rejestrację zmian stanu morza. Można więc wnioskować, że ok. 2,8% wszystkich stanów morza w ciągu roku stanowiły te, w których łamiące się falowanie uniemożliwiło urządzeniu prawidłowy zapis – są to stany morza bardzo burzliwe, należące do pików sztormu, podczas których nieznanne są wysokości fali znacznej oraz maksymalnej.

Zebrane dane pozwoliły oszacować wielkość i liczbę sztormów w latach 2017-2018. W tabeli II.3.1 umieszczono wykaz dni sztormowych oraz ich sumy oddzielnie dla każdego z dwóch analizowanych lat. Za dzień sztormowy uznano taki, w którym wysokość fali znacznej przekroczyła 2,5 m, natomiast dni, w których brak było zapisu falowania pominięto w analizie. Liczba sztormów w obu analizowanych latach była podobna – w 2017 r. wynosiła 38 sztormów, natomiast w 2018 r. wystąpiły 33 sztormy. W 2017 roku miesiącami o największej liczbie dni sztormowych były styczeń, październik i grudzień, natomiast w 2018 r. były to: styczeń, październik i listopad.

W obu latach widoczne jest nasilenie się zjawisk sztormowych w okresie jesiennym i zimowym, tj. październik-styczeń (rys. II.3.3). W 2018 roku liczba sztormów w okresie zimowym (XII-II) była mniejsza niż w 2017 r. o 14,3-50%, z kolei w okresie letnim więcej sztormów zarejestrowano w 2018 roku.

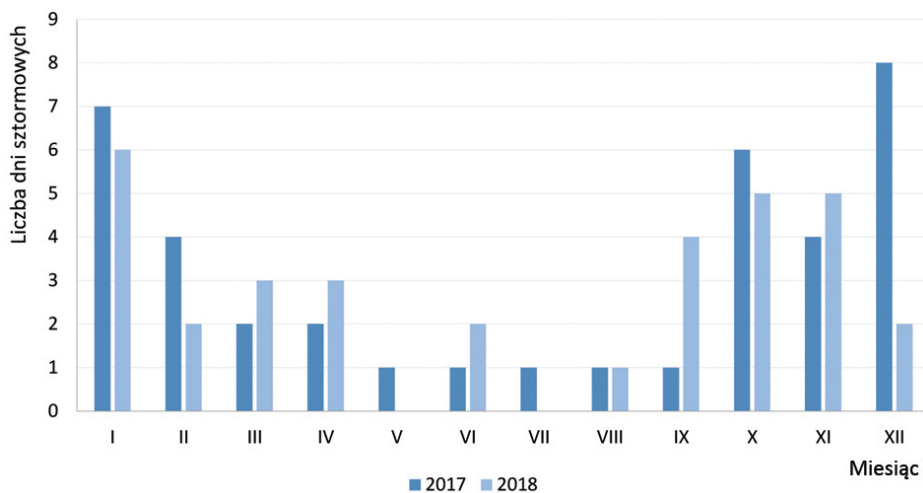
Na rysunkach II.3.4 i II.3.5 przedstawiono wykresy punktowe wysokości fali znacznej w funkcji okresu widmowego maksimum, wraz z brzegowymi rozkładami prawdopodobieństwa obydwu wyżej wymienionych zmiennych. Uzupełniono je dwuwymiarowymi rozkładami prawdopodobieństwa (rys. II.3.6), w których kolorami oznaczono liczbę stanów morza, która wystąpiła w danym roku.

Z wykresów tych można odczytać, iż w 2018 r. najczęściej występująca wartość wysokości fali znacznej wynosiła poniżej 0,5 m, podczas gdy w 2017 r. wartość pików była

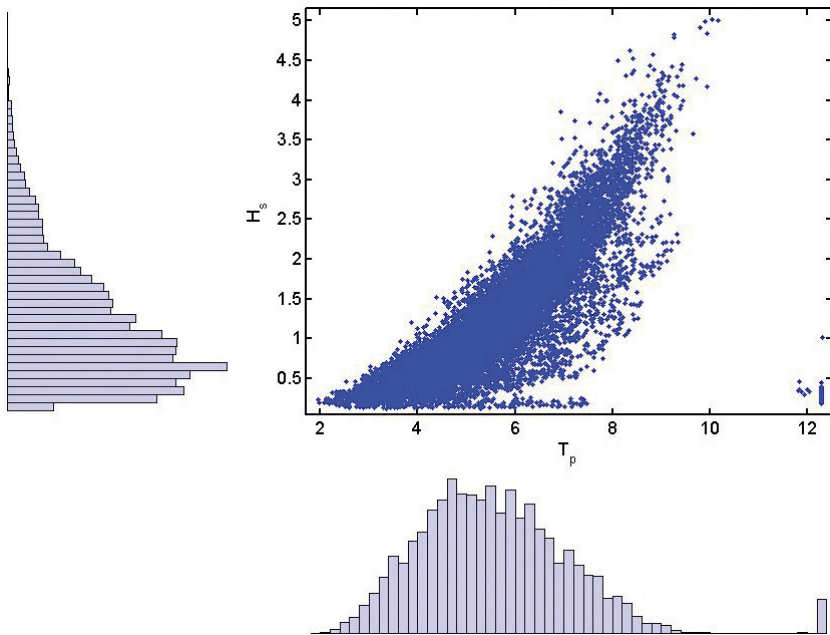
powyżej 0,5 m. W przypadku okresu widmowego maksimum nie zauważono wyraźnej różnicy między rokiem 2018 a 2017 – obydwie wartości maksymalne znajdują się w okolicy 4,5-5 sekund. Warto zwrócić uwagę na obecność niskiego i długiego (ok. 12 sekund) rozkołysu w obydwu latach, który wyraźnie oddzielony jest od reszty stanów morza. Ponadto z rozkładów częstości występowania na rysunku II.3.6 można zauważyć, że najczęściej występowały dwie grupy stanów morza: jedna o wysokości fali znacznej $H_s = 0,5$ m i okresie widmowego maksimum $T_p = 3,9$ s, druga natomiast o $H_s = 0,7$ m i $T_p = 4,5$ s.

Tabela II.3.1. Liczba dni sztormowych w latach 2017 i 2018

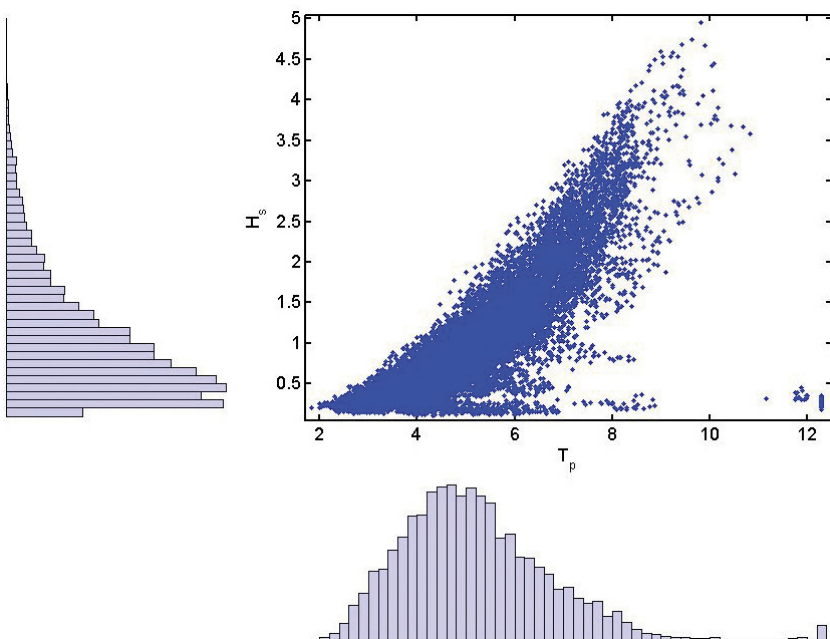
	Tabela II.3.1. Liczba dni sztormowych w latach 2017 i 2018													
	Miesiąc	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI		XII
2017	Okres (dni)	1; 4; 5; 7; 11; 12; 18	7; 19; 20; 26	7; 15	20; 21	8	13	3	5	14	4; 9; 13; 28; 29; 30	11; 18; 27; 28	1; 3; 7; 9; 13; 14; 24; 25	
	Suma	7	4	2	2	1	1	1	1	1	6	4	8	Σ 38
2018	Miesiąc	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
	Okres (dni)	1; 3; 16; 24; 28; 30	4; 23	16; 17; 29	1; 6; 10;	0	21; 29	0	12	21; 22; 26; 28	2; 3; 23; 29; 30	18; 30; 31	5; 8	
Suma	6	2	3	3	0	2	0	1	4	5	5	2	Σ 33	



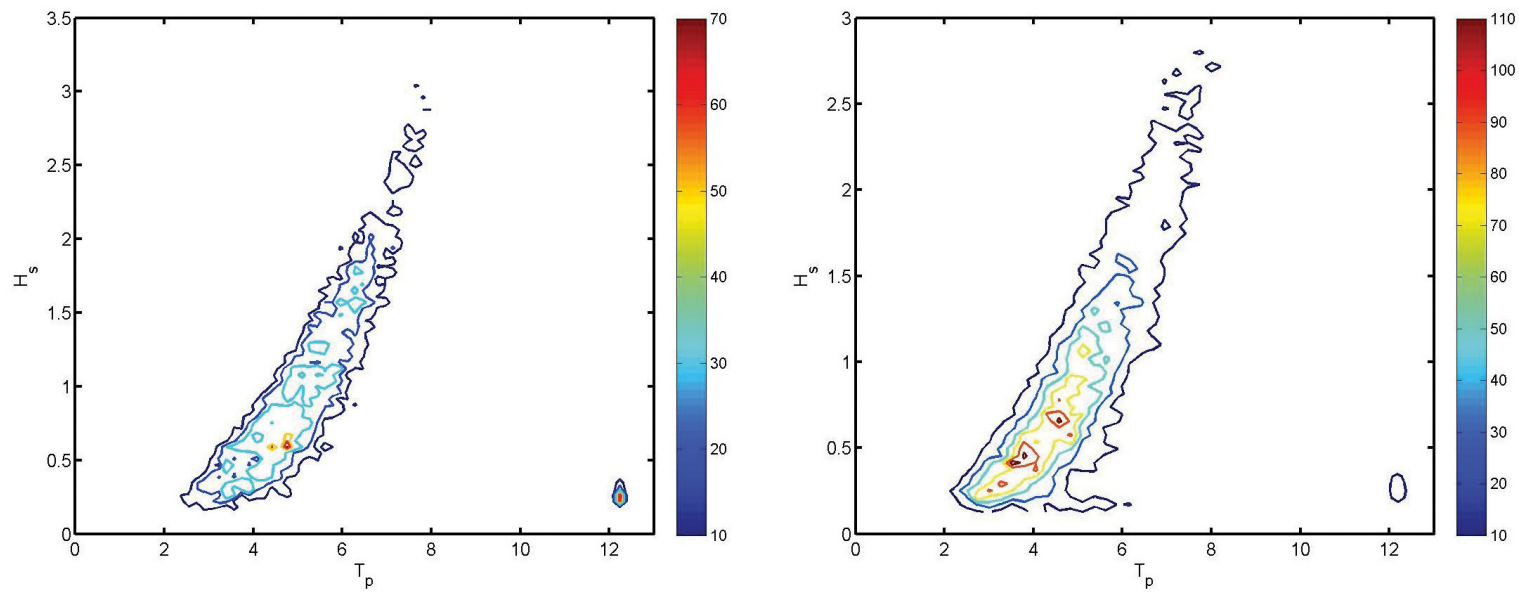
Rys. II.3.3. Liczba dni sztormowych w latach 2017 i 2018



Rys. II.3.4. Wysokość fali znacznej (H_s) i okres widmowego maksimum (T_p) wraz z gęstościami prawdopodobieństwa rozkładów brzegowych w 2017 roku



Rys. II.3.5. Wysokość fali znacznej (H_s) i okres widmowego maksimum (T_p) wraz z gęstościami prawdopodobieństwa rozkładów brzegowych w 2018 roku



Rys. II.3.6. Histogramy wysokości fali znacznej (H_s) i okresu widmowego piku (T_p) w 2017 r. (po lewej)

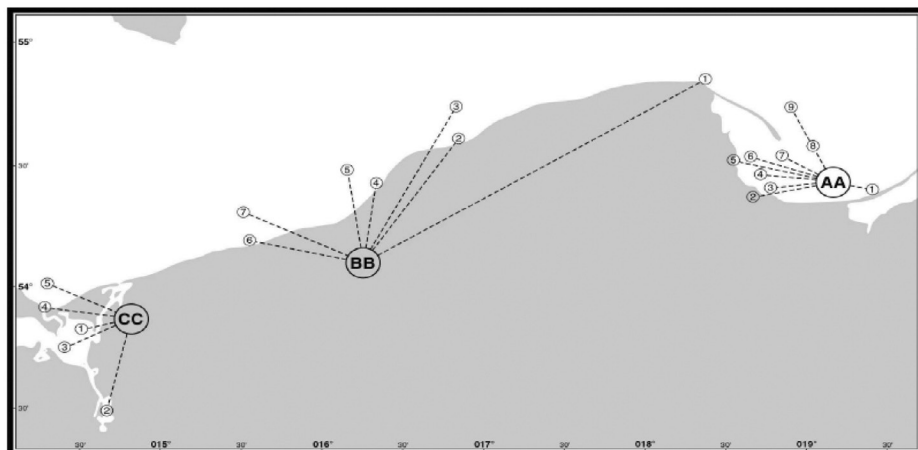
i 2018 r. (po prawej); kolor linii wyznacza liczbę stanów morza w odpowiednich przedziałach H_s i T_p

2.4. ZŁODZENIE

Ida Stanisławczyk

Charakterystykę warunków lodowych opracowano na podstawie obserwacji zlodzenia w strefie przybrzeżnej wraz z zalewami i ujściowymi odcinkami rzek (rys. II.4.1). Obserwacje wykonywano raz na dobę w godzinach rannych i kodowano według Bałtyckiego Klucza Lodowego – ASTK, w celu przedstawienia warunków zlodzenia i zjawisk najbardziej istotnych dla żeglugi. Dodatkowe dane, dotyczące sytuacji na otwartym morzu, otrzymywano ze zdjęć satelitarnych oraz statków żeglugi morskiej. Ponadto pozyskiwano informacje z urzędów morskich, kapitanatów i bosmanatów portów o utrudnieniach w żegludze oraz pracy holowników i lodołamaczy.

Sezon zimowy 2017/2018 na polskim Wybrzeżu należał do umiarkowanych [Stanisławczyk 2018]. W strefie brzegowej otwartego morza lód się nie utworzył. Zlodzenie w polskiej strefie przybrzeżnej nie spowodowało utrudnień nawigacyjnych, z wyjątkiem toru wodnego Szczecin-Świnoujście. Średnie miesięczne temperatury powietrza w okresie zimowym były dodatnie (poza lutym z temperaturą $-1,8^{\circ}\text{C}$ (Hel) oraz $-1,5^{\circ}\text{C}$ (Kołobrzeg), tab. II.4.1). Temperatury w grudniu i styczniu były dużo wyższe od wartości średnich wieloletnich z okresu 1961-1990, natomiast w lutym i marcu znacznie niższe.



Rys. II.4.1. Rejony obserwacji zlodzenia na polskim wybrzeżu Bałtyku

(źródło: www.bsis-ice.de/fairway_areas/poland.pdf)

Tabela II.4.1. Średnie miesięczne temperatury powietrza w zimie 2017/2018

Miesiąc	Hel		Kołobrzeg	
	Średnia miesięczna 2017/2018	Odchylenie	Średnia miesięczna 2017/2018	Odchylenie
XI	6,2	1,4	6,2	1,5
XII	3,6	2,3	3,4	2,4
I	1,7	2,5	2,5	3,3
II	-1,8	-1,2	-1,5	-1,3
III	0,1	-1,6	0,3	-2,2

W styczniu występowały krótkie okresy z ujemną dobową temperaturą powietrza, ale dopiero w lutym nastąpiło większe ochłodzenie, które zapoczątkowało tworzenie się lodu. Najchłodniej było na przełomie lutego i marca 2017 r., a w zasadzie w trzeciej dekadzie lutego i pierwszym tygodniu marca. Zjawiska lodowe wystąpiły na Wybrzeżu Zachodnim (wraz z Zalewem Szczecińskim) i wodach wewnętrznych – Zalewie Wiślanym, Zatoce Puckiej oraz w portach. Złodzenie na morzu prawie nie wystąpiło, były to pojedyncze dni w rejonie Gdyni i Kołobrzegu (tab. II.4.2). Najczęściej notowano krę, śryż i lód brzegowy.

Pierwszy lód na Zalewie Wiślanym pojawił się na krótko w drugiej połowie grudnia, a także stycznia, ale dopiero w lutym zalew pokrył się lodem i taka sytuacja utrzymała się prawie do końca marca. Na Zatoce Puckiej lód pojawił się w połowie stycznia, ale po dwóch tygodniach zanikł; ponownie pojawił się w marcu. Na Zalewie Szczecińskim lód powstał pod koniec lutego i zalegał nieprzerwanie do końca drugiej dekady marca. Lód zanikł na Zalewie Szczecińskim, Wiślanym, Zatoce Puckiej po 20 marca.

W portach sytuacja wyglądała różnie. Największą liczbę dni z lodem notowano w Darłowie (tab. II.4.2). Najwięcej dni z lodem było na Zalewie Wiślanym – 47 dni i Zatoce Puckiej – 38 dni.

Maksymalny zasięg lodu na Bałtyku odnotowano 5 marca 2018 r. – przeszło 170 tys. km² (wartość zbliżona do średniej wieloletniej). W polskiej strefie brzegowej największe złodzenie wystąpiło 7 marca 2018 r. (rys. II.4.2).

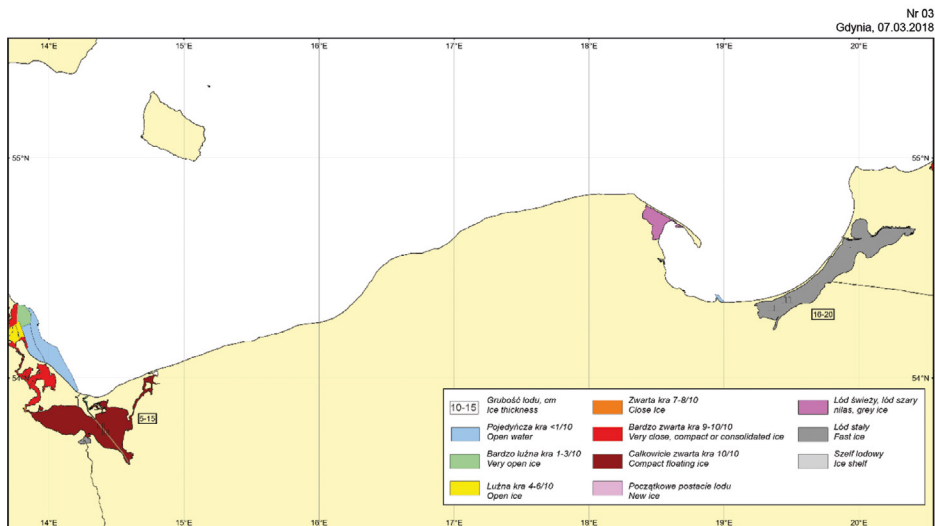
W sezonie 2017/2018 żegluga w rejonie otwartego morza odbywała się bez przeszkód; utrudniona była na Zalewie Szczecińskim (tor wodny Szczecin-Świnoujście).

IMGW-PIB opracował i wydał następujące produkty informujące o sytuacji lodowej na polskim Wybrzeżu:

- 37 raportów lodowych Polish Ice Report (komunikaty o sytuacji lodowej dla wybrzeża polskiego – codziennie w przypadku wystąpienia złodzenia na polskich wodach przybrzeżnych – wymiana międzynarodowa);
- 22 Mapy Złodzenia Bałtyku (raz w tygodniu);
- 8 Map Złodzenia Polskiej strefy brzegowej;
- 44 Biuletyny Lodowe (dwa razy w tygodniu).

Tabela II.4.2. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2017/2018

Stacje	Pierwszy lód	Ostatni lód	Długość sezonu	Liczba dni z lodem	Maksymalna grubość
Morze Bałtyckie:					
morze przed Świnoujściem	2.03	5.03	4	4	10
morze przed Gdynią	11.03	11.03	1	1	5
Porty:					
Gdańsk Port Północny	28.02	6.03	7	7	10
Gdynia	3.03	10.03	8	7	5
Hel	2.03	3.03	2	2	5
Ustka	9.02	7.03	27	13	5
Darłowo	15.02	18.03	32	18	10
Kołobrzeg	28.02	10.03	11	11	5
Dziwnów	1.03	4.03	4	4	10
Świnoujście	28.03	11.03	12	12	10
Szczecin	28.02	14.03	15	15	15
Zalewy/wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślany	19.12	24.03	96	47	25
Puck, port i wody przyległe	15.01	24.03	69	38	10
Zalew Szczeciński	26.02	22.03	25	25	15
Tor wodny Szczecin-Świnoujście	28.02	14.03	15	15	20



Rys. II.4.2. Maksymalny zasięg zlodzenia w zimie 2017/2018 w polskiej strefie brzegowej

III. WARUNKI FIZYCZNE I CHEMICZNE

III.1. TEMPERATURA WODY MORSKIEJ

Tamara Zalewska, Agnieszka Grajewska, Natalia Drgas, Violetta Koszuta

W 2018 roku średnia temperatura w warstwie powierzchniowej strefy przybrzeżnej morza (0-5 m) wahała się od 3,0 do 23,9°C (rys. III.1.1). Od lutego temperatura wody powierzchniowej stopniowo rosła, osiągając w sierpniu najwyższe wartości. W kolejnych miesiącach woda ochładzała się – do średniej temperatury w listopadzie ok. 10,6°C. Podobną tendencję zaobserwowano na stacjach pełnomorskich. Przy czym w okresie od stycznia do sierpnia (z wyjątkiem maja) średnia temperatura wody powierzchniowej na stacjach w rejonie otwartego morza była wyższa o około 1-2°C w porównaniu do wód przybrzeżnych (rys. III.1.2).

W strefie przybrzeżnej, w maju, czerwcu i sierpniu średnia temperatura spadała wraz z głębokością w całej kolumnie wody. Do głębokości 30 m woda ochładzała się około trzykrotnie w stosunku do temperatury warstwy powierzchniowej, osiągając w maju i czerwcu ok. 4°C, a w sierpniu 7°C. W warstwie 40-60 m spadek temperatury wraz z głębokością był najłagodniejszy. Średnia temperatura wód w rejonie przybrzeżnym pomiędzy majem a sierpniem mieściła się w tej warstwie w zakresie od 3,1 do 4,4°C. W chłodniejszych miesiącach (wrzesień, listopad) woda w warstwie 10-30 m była cieplejsza od wody powierzchniowej, przy czym wzrost temperatury wraz z głębokością obserwowano do głębokości 15 m we wrześniu i do 20 m w listopadzie. W warstwie 40-60 m średnia temperatura wody mieściła się w zakresie od 3,6 do 6,8°C i była około dwukrotnie niższa niż wartości charakteryzujące wodę powierzchniową. W styczniu średnia temperatura w całej kolumnie wody była podobna i mieściła się w wąskim zakresie od 3,4 do 3,9°C. Wzrost temperatury wraz z głębokością, od wartości 3,5°C przy powierzchni do wartości maksymalnej, obserwowano do głębokości 50 m. Najniższą wartość średnią temperatury w styczniu (3,3°C) odnotowano w wodzie przydennej, na głębokości ok. 60 m.

W styczniu i lutym woda w rejonach głębokowodnych była dobrze wymieszana do głębokości 40-50 m, a średnie wartości temperatury mieściły się w zakresie od 4,5 do 4,9°C. Poniżej obserwowano nieznaczny wzrost temperatury do wartości nieco przewyższającej 6°C na głębokości 70 m. Od maja średnia temperatura wody powierzchniowej (0-5 m) wzrastała od 11°C o ok. 5°C miesięcznie, osiągając w sierpniu najwyższe wartości przekraczające 24°C. Stopniowe ogrzewanie wody powierzchniowej skutkowało powstaniem termokliny. Warstwa gwałtownej zmiany temperatury w pełni uformowała się w czerwcu na głębokości 10-20 m. Pomimo różnic w temperaturze wody powierzchniowej, w okresie od maja do czerwca, do głębokości 50 m następował spadek temperatury w głąb kolumny wody do około 3°C. We wrześniu warstwa wymieszania wód sięgała głębokości 20 m. Średnie wartości temperatur w tej warstwie mieściły się w zakresie od 18,2°C do 19,7°C. Poniżej termokliny, znajdującej się na głębokości 20-30 m, temperatura

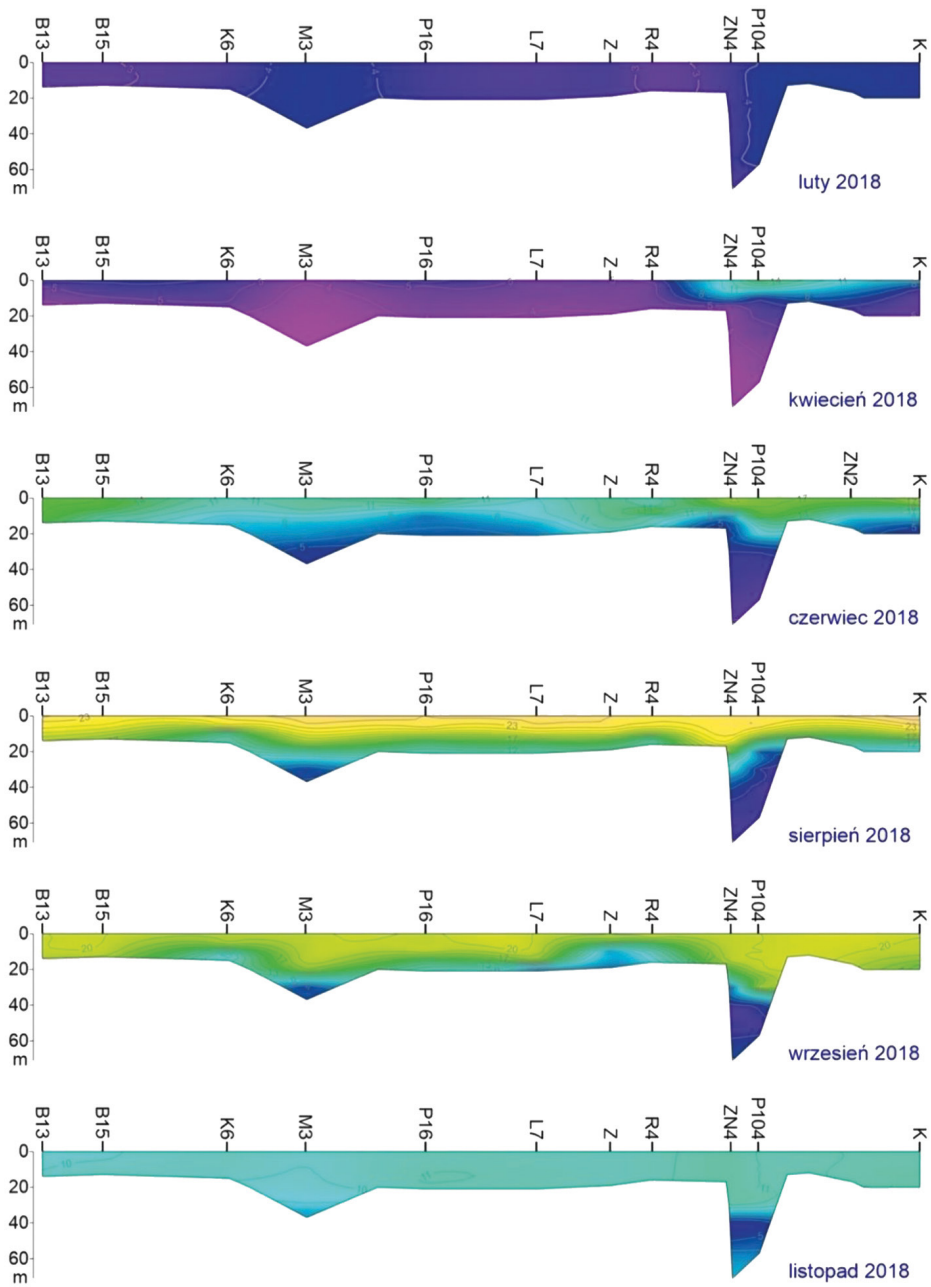
wody spadła od średniej wartości 5,3°C do 4,0°C na głębokości 50 m. Podobnie jak w przypadku stycznia i lutego, w okresie od maja do września w warstwie 60-70 m zaobserwowano nieznaczny wzrost temperatury, jednakże woda była chłodniejsza w stosunku do poprzednich miesięcy o ok. 2°C w okresie od maja do sierpnia i o ok. 1°C we wrześniu. Dalsze mieszanie wód skutkowało powstaniem w listopadzie, jednorodnej pod względem temperatury (10,6-10,8°C), warstwy wody do głębokości 30 m. Na głębokości 50 m średnia temperatura wody spadała do wartości 7,3°C, natomiast w warstwie 60-70 m odnotowano jej wzrost do wartości 8,1°C, a więc wyższej niż w pozostałej części roku.

Na stacjach pełnomorskich średnia temperatura na głębokościach poniżej 80 m nie wykazywała zmienności sezonowej i mieściła się w zakresie od 5,9 do 6,8°C. Wyjątkiem był listopad. W tym miesiącu średnie temperatury na głębokościach 80, 90 i 100 m były wyższe w stosunku do reszty roku i wyniosły odpowiednio: 8,7°C; 7,8°C; 8,4°C.

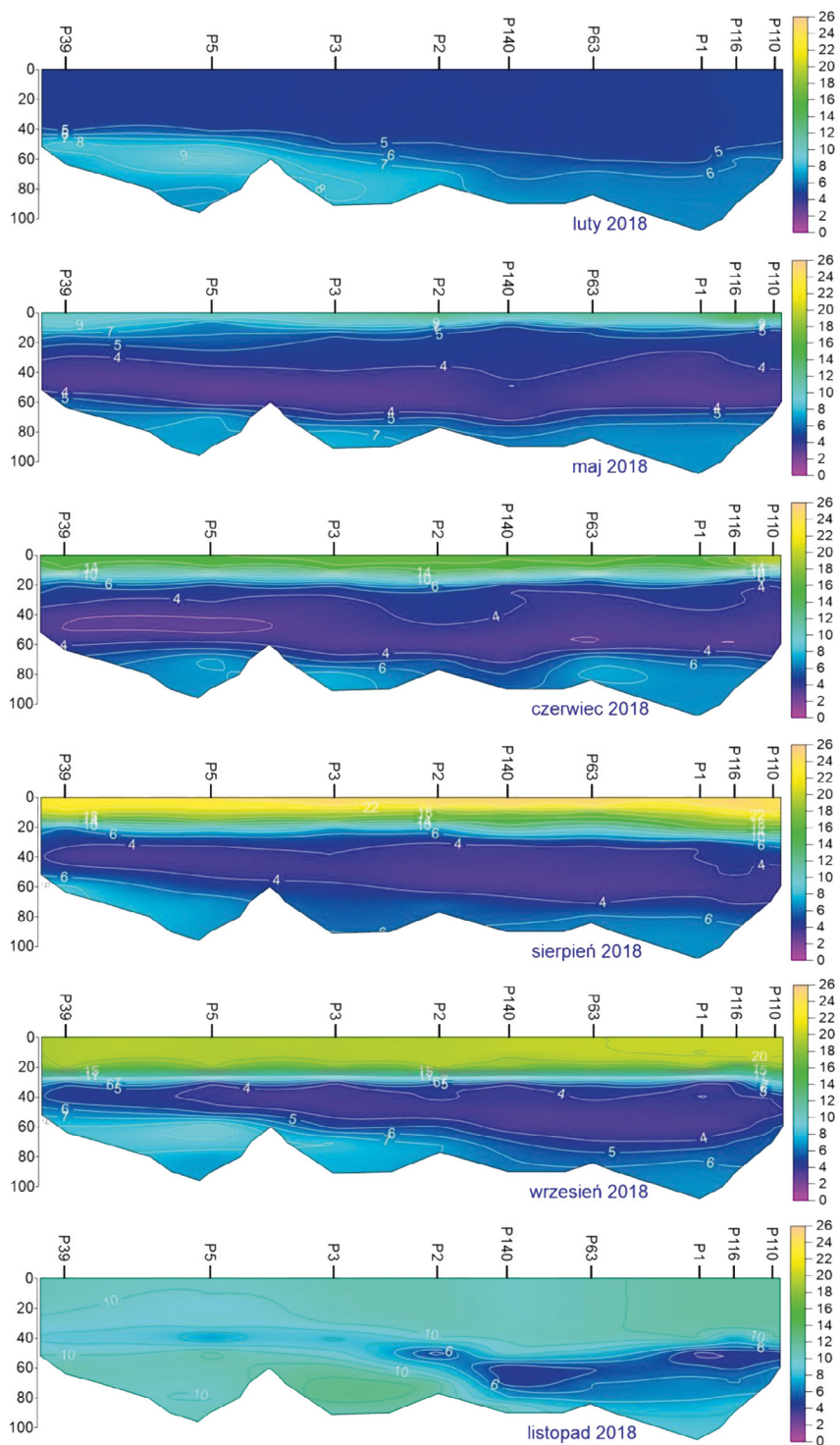
W rejonie Głębi Bornholmskiej największe sezonowe zmiany temperatur w profilu pionowym dotyczyły warstwy do 30 m głębokości (rys. III.1.4). W lutym na stacji P5 temperatura wody była bardzo wyrównana do głębokości 40 m i nie przekraczała 5°C. Do głębokości 84 m temperatury na różnych poziomach pozostawały w zakresie 6,8-9,6°C. W maju najwyższe temperatury na poziomie 10°C wystąpiły w warstwach do 2,5 m, natomiast w czerwcu najwyższa temperatura wynosiła ok. 15°C i charakteryzowała warstwę do 10 m. W sierpniu najwyższe temperatury (23,6-23,8°C) wystąpiły w warstwach do 5 m, natomiast we wrześniu wartość 19,2°C była charakterystyczna do 20 m głębokości. Poniżej 30 m do dna temperatury nie przekraczały 10°C. Najbardziej wyrównane temperatury w całym profilu pionowym wystąpiły w listopadzie, zmieniając się w zakresie od 6,9 do 11,2°C, przy czym najczęstszą wartością było 10°C.

Sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego były zbliżone do obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej, przy czym mniejsze zróżnicowanie charakteryzowało głębsze partie kolumny wody (rys. III.1.5). W lutym temperatury w warstwach do 40 m utrzymywały się na poziomie 4,4°C. W maju na stacji P140 temperaturę na poziomie 11,5°C odnotowano w warstwie do 2,5 m, podczas gdy poniżej tej głębokości wartości pozostawały w zakresie od 3,3 do 6,8°C. W czerwcu najwyższa temperatura na poziomie 16°C występowała w warstwie do 10 m, na głębokości 15 m wynosiła 9,1°C, natomiast w warstwach poniżej tej głębokości temperatury były wyrównane (3,5-5,0°C). Najwyższa temperatura (25,1°C) wystąpiła w sierpniu w warstwie do 5 m głębokości, natomiast poniżej 40 m temperatury pozostawały w zakresie 3,2-5,9°C. We wrześniu ujednocnione wartości temperatur na poziomie 19°C występowały do głębokości do 20 m, a w listopadzie takie same temperatury, równe 10,2°C, charakteryzowały warstwy do głębokości 40 m.

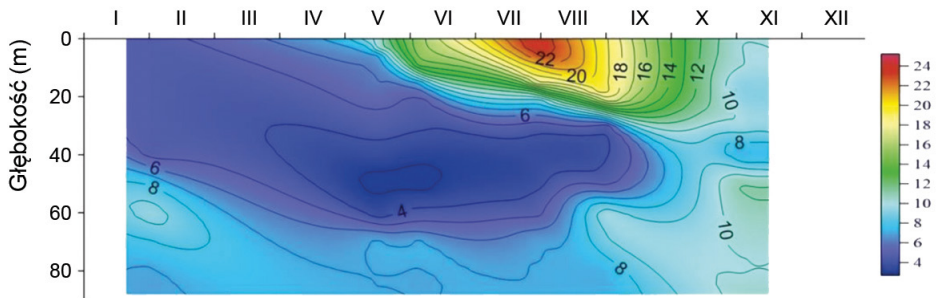
Zasadniczo sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gdańskiego przebiegały w sposób podobny, jak w pozostałych rejonach głębi (rys. III.1.6). W lutym temperatury były wyrównane (4,7°C) do głębokości 60 m, a poniżej wartości były większe o ok. 2°C. Wyższe temperatury w maju, na



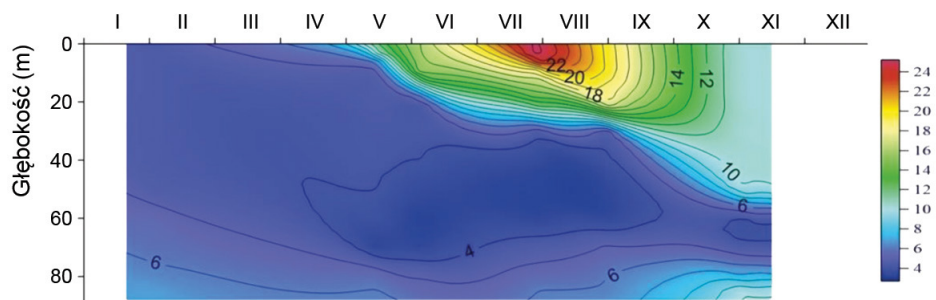
Rys. III.1.1. Rozkład temperatur w profilu pionowym w strefie przybrzeżnej w 2018 roku



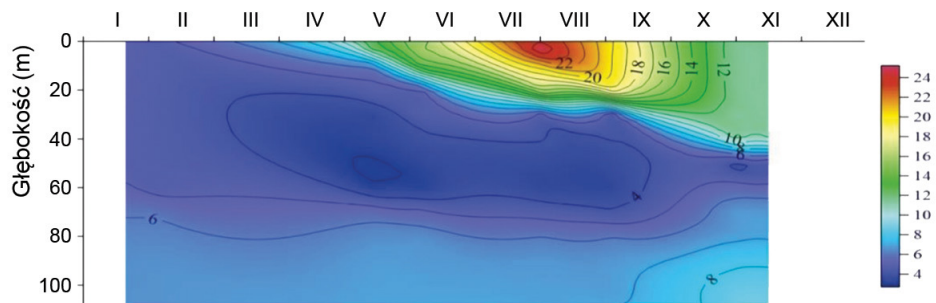
Rys. III.1.2. Rozkład temperatur w profilu pionowym w strefie pelagicznej w 2018 roku



Rys. III.1.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej w poszczególnych miesiącach w 2018 roku [GIOŚ 2019]



Rys. III.1.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim w poszczególnych miesiącach w 2018 roku [GIOŚ 2019]



Rys. III.1.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim w poszczególnych miesiącach w 2018 roku [GIOŚ 2019]

poziomie 12,5°C, wystąpiły do 2,5 m głębokości. W warstwie od 30 do 60 m odnotowano wartości najniższe (ok 3°C), a przy dnie temperatura wynosiła 6,8°C. W czerwcu, sierpniu i wrześniu różnice wystąpiły w zakresie głębokości występowania najwyższych temperatur oraz ich wartości. W czerwcu temperatury na poziomie 15-16°C występowały do głębokości 10 m, podczas gdy w sierpniu i wrześniu warstwa ta rozszerzyła się do 20 m. Maksymalne temperatury wyniosły odpowiednio 24,9°C i 20°C. W listopadzie temperatury równe 11,4°C charakteryzowały warstwy do głębokości 40 m.

III.2. ODCZYN PH WODY MORSKIEJ

Natalia Drgas, Kamil Wawryniuk

Odczyn pH pozwala nam ocenić zmiany w zakwaszeniu wód Bałtyku, spowodowane w głównej mierze zwiększoną emisją dwutlenku węgla do atmosfery, który jest pochłaniany przez wody oceanu światowego. Jest on następnie absorbowany przez fitoplankton jako niezbędny składnik fotosyntezy. Bałtyk należy to płytkich mórz szelfowych, które jak wykazano absorbują aż jedną trzecią całego dwutlenku węgla pochłanianego przez ocean światowy [Borges 2005; Takahashi 2009]. Badanie tego parametru jest bardzo istotne dla poznania jego zmian sezonowych oraz przestrzennych. Pozwala również na zrozumienie naturalnych procesów np. geologicznych czy meteorologicznych mających wpływ na zmianę wartości pH w wodach Bałtyku.

W 2018 roku pomiary pH wody morskiej prowadzone były na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w południowej części Morza Bałtyckiego oraz Zalewie Wiślanym na (rys. 1).

Średnia wartość pH dla całego akwenu objętego badaniami, w całej kolumnie wody (od powierzchni do dna), w 2018 r. wyniosła 8,02 i była niższa od średniej dla 2017 r., która wynosiła 8,16. Wartość minimalna pH wyniosła 7,02, i została odnotowana w sierpniu na stacji P1 zlokalizowanej w obszarze Głębi Gdańskiej w Basenie Gdańskim. Maksymalna zmierzona wartość pH to 9,27 – odnotowana w maju na stacji P140 zlokalizowanej w południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim. Zakres zmienności w porównaniu do poprzedniego roku przesunął się w kierunku wyższych wartości: 6,85-9,18 [tab. III.2.1.; Krzymiński 2018].

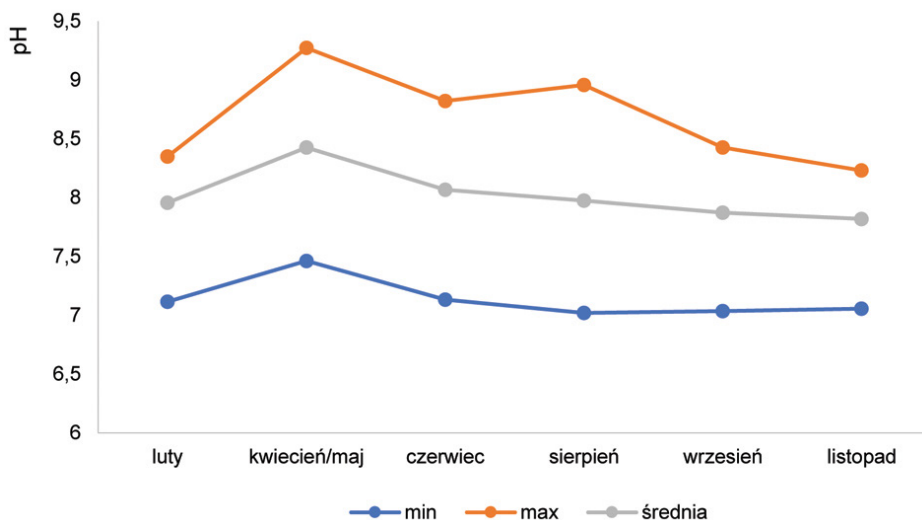
Tabela III.2.1. Minimalne, maksymalne i średnie wartości pH w wybranych akwenach w 2018 roku

Akwen	min	max	średnia
Zatoka Pomorska	7,61	8,39	8,04
Zalew Wiślany	7,74	9,13	8,44
Zatoka Pucka	7,90	8,87	8,39
Zatoka Gdańska	7,26	9,11	8,08
południowo-wschodni Basen Gotlandzki	7,05	9,27	8,04
Basen Bornholmski	7,06	8,99	7,98
Basen Gdański	7,02	9,22	7,99

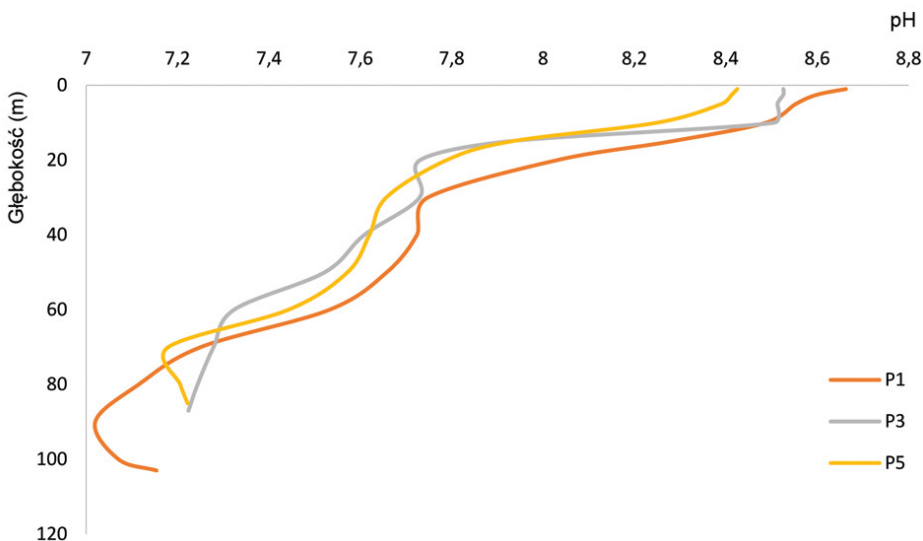
Zmiany pH są także uwarunkowane sezonowo. Wiążą się one bezpośrednio z procesem fotosyntezy zachodzącym przy udziale CO₂, który jest najintensywniejszy podczas wiosennych zakwitów fitoplanktonu [Wesslander 2011]. Największe wartości stwierdzono na przełomie kwietnia i maja, najniższe w listopadzie, gdy dwutlenek węgla nie jest tak intensywnie zużywany przez fitoplankton (rys. III.2.1). Ponadto temperatura wody ulega obniżeniu, co skutkuje lepszym rozpuszczaniem się dwutlenku węgla w wodzie.

Obserwowane są również charakterystyczne zmiany wartości pH w kolumnie wody. Produkcja pierwotna, a więc również fotosynteza, jest najintensywniejsza

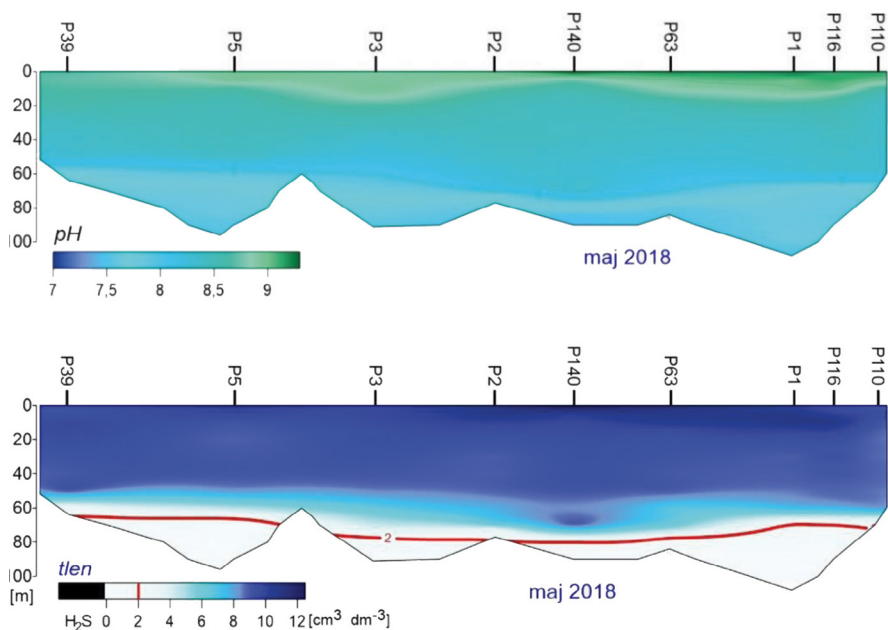
w powierzchniowej warstwie toni wodnej (do 10 metrów) Podczas tego procesu absorbowany jest dwutlenek węgla, natomiast uwalniany tlen. Dlatego obserwowane wartości pH są widocznie większe niż w głębszych warstwach (rys. III.2.2). W 2018 roku średnia wartość pH w warstwie eufotycznej (0-10 m) wynosiła 8,24, natomiast średnia poniżej tej głębokości była niższa i wynosiła 7,63. Obniżone wartości w głębszych warstwach spowodowane są zachodzącymi procesami biochemicznymi, podczas których zużywany zostaje tlen, takimi jak na przykład rozkład obumarłej materii organicznej (rys. III.2.3).



Rys. III.2.1. Sezonowa zmiana wartości pH (minimalnej, maksymalnej i średniej) w 2018 roku



Rys. III.2.2. Rozkład pionowy pH w sierpniu 2018 r. na wybranych stacjach



Rys. III.2.3. Pionowy rozkład pH oraz stężenia tlenu w wodach polskiej strefy południowego Bałtyku wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej w maju 2018 roku

III.3. CIŚNIENIE CZĄSTKOWE CO₂

Joanna Maciak

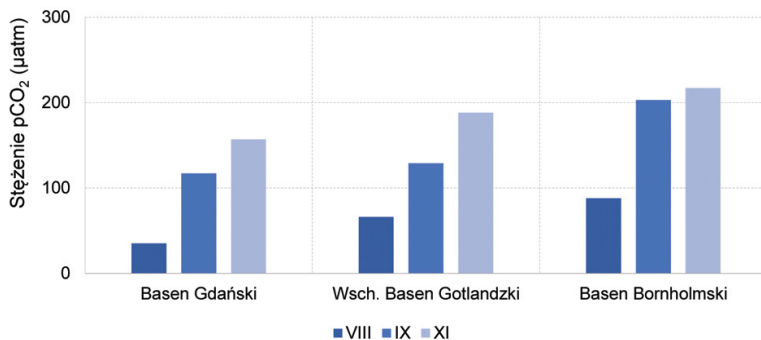
Stężenie dwutlenku węgla w atmosferze znacząco wzrosło od początku okresu industrialnego, głównie na skutek spalania paliw kopalnych. Ponieważ gaz ten rozpuszcza się w wodzie morskiej, tworząc szybko dysocjujący słaby kwas węglowy, szacuje się, że wody oceaniczne pochłonęły dotychczas prawie połowę wyemitowanego do atmosfery dwutlenku węgla. Na skutek tego procesu równowaga między nieorganicznymi formami węgla przesuwana jest na rzecz zwiększonego stężenia CO₂ i obniżonej koncentracji jonów węglanowych, co powoduje wzrost kwasowości, a zatem obniżenie pH wody [Jakubowska i in. 2013]. Zjawisko to określane jest jako „zakwaszanie oceanów” (ang. *ocean acidification*). Zakwaszanie oceanów jest uznane przez społeczność naukową za jedno z największych zagrożeń ekosystemów morskich, co znajduje swoje odzwierciedlenie w aktach prawnych Unii Europejskiej (UE), nakazujących monitorowanie tego procesu i uwzględnianie go w ocenie stanu środowiska morskiego.

W 2018 roku próbki wody morskiej do pomiarów pCO₂ pobrano podczas trzech rejsów badawczych (sierpień, wrzesień i listopad) na dwudziestu jeden stacjach pomiarowych zlokalizowanych w polskiej strefie południowego Bałtyku (rys. 1) [GIOŚ 2019].

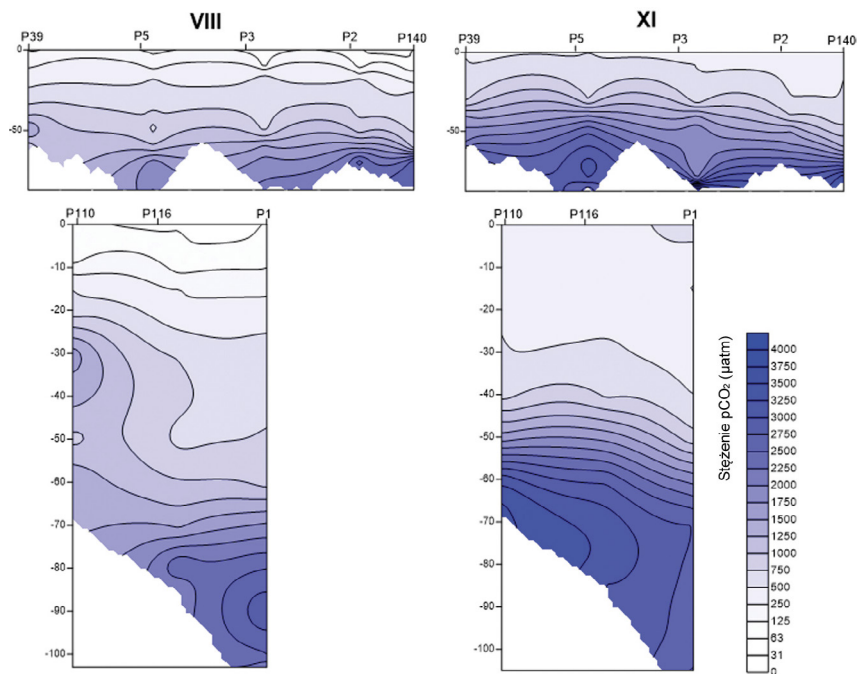
W Basenie Bornholmskim średnie stężenia pCO₂ w warstwie powierzchniowej (0-10 m) zawierały się w zakresie od 168 do 217 μatm, przy czym najmniejszą wartość odnotowano

w sierpniu, a największą w listopadzie. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego zakres wartości pCO_2 przesunięty był w kierunku niższych wartości (107-188 μatm), podobnie jak w Basenie Gdańskim, w którym średnie wartości ciśnienia parcjalego pozostawały w zakresie od 95 μatm w sierpniu do 157 μatm w listopadzie (rys. III.3.1).

Wartość maksymalna ciśnienia parcjalego dwutlenku węgla wystąpiła w listopadzie w Basenie Gdańskim (537 μatm), w sierpniu i wrześniu maksymalne wartości były równe 350 μatm i 465 μatm .



Rys. III.3.1. Wartości średnie pCO_2 w 2018 r. w warstwie 0-10 m w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim [GIOŚ 2019]



Rys. III.3.2. Rozkład pionowy pCO_2 w wodzie morskiej (sierpień, listopad) na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39-P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje P110-P1) w 2018 r. [GIOŚ 2019]

Według Kulińskiego i Pempkowiaka [2011] największą zawartość CO₂ w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, natomiast w okresie letnim jego ciśnienie parcjalne pozostaje na niższym poziomie. Duża zmienność sezonowa wynika m.in. z tego, że zimą woda z głębszych warstw jest wnoszona do powierzchni przez intensywne mieszanie. Jest ona wzbogacona w CO₂ na skutek mineralizacji materii organicznej. Powoduje to wyraźny wzrost ciśnienia cząstkowego w wodach powierzchniowych (400-600 μatm). Wiosną, kiedy zaczyna się kształtować stratyfikacja termalna i rozpoczyna się okres wzmożonej produkcji pierwotnej, CO₂ jest zużywane w trakcie procesu fotosyntezy. Przyczynia się to do spadku pCO₂ i wzrostu pH do nawet ok. 8,5. Część materii organicznej wyprodukowanej w warstwie eufotycznej opada do dna, gdzie ulega częściowej mineralizacji, co prowadzi do uwalniania CO₂ i obniżenia pH. W niektórych głębokowodnych obszarach Bałtyku Właściwego występują dłuższe okresy stagnacji, kiedy z powodu braku tlenu materia organiczna jest utleniana w wyniku redukcji siarczanów. Mimo że CO₂ produkowane jest również w tym procesie, pH nie ulega dalszemu obniżeniu, ponieważ uwalnianie siarczków, będących składnikiem alkaliczności całkowitej (AT), zwiększa jednocześnie pojemność buforową. Mechanizm ten jest dodatkowo wzmacniany przez denitryfikację, która również przyczynia się do wzrostu AT [Ulfsbo i in. 2011; Kuliński i in. 2014; Müller i in. 2016].

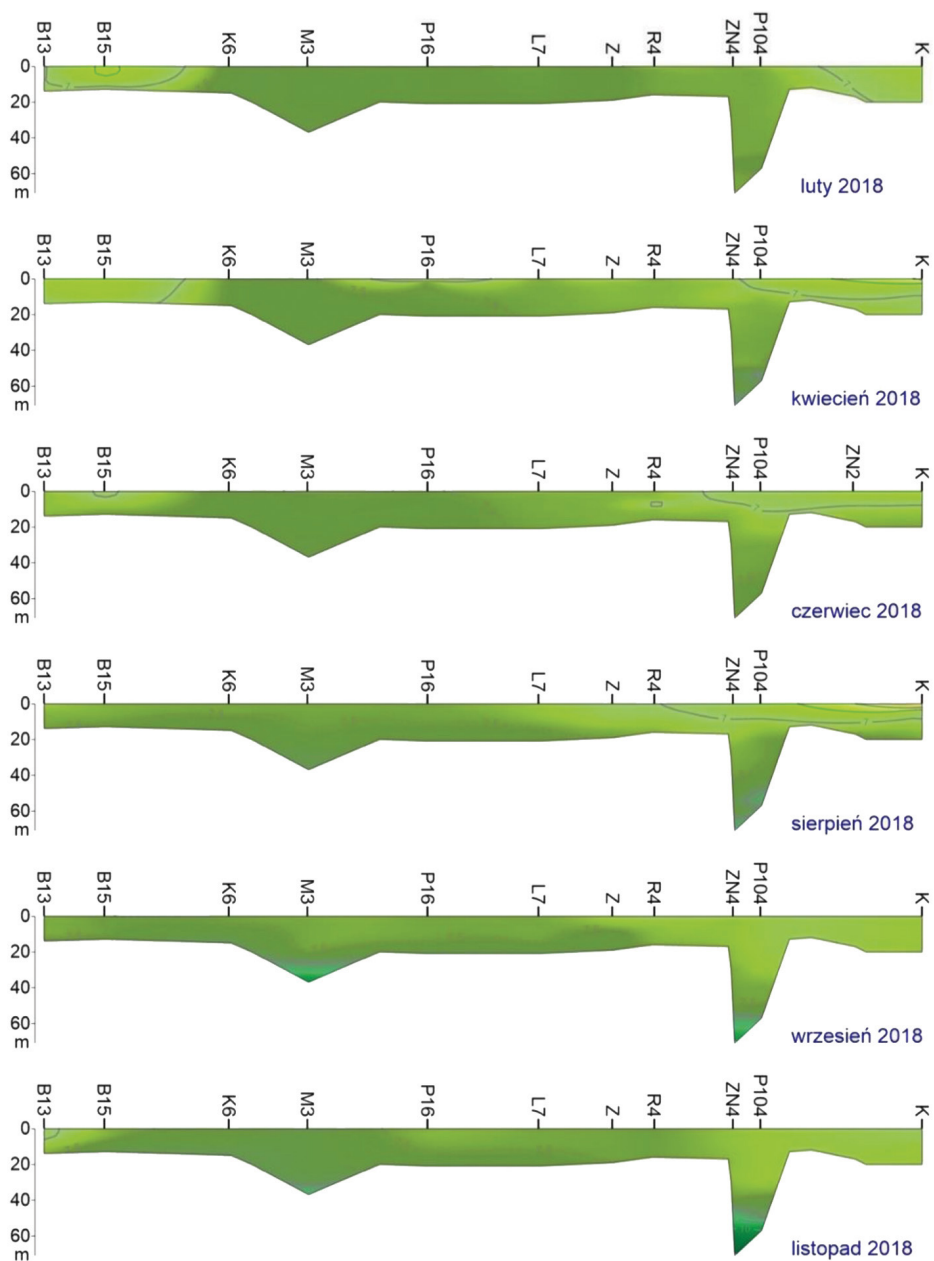
Opisane zależności znalazły swoje odzwierciedlenie w wynikach uzyskanych w ramach prowadzonych pomiarów (rys. III.3.2).

III.4. ZASOLENIE

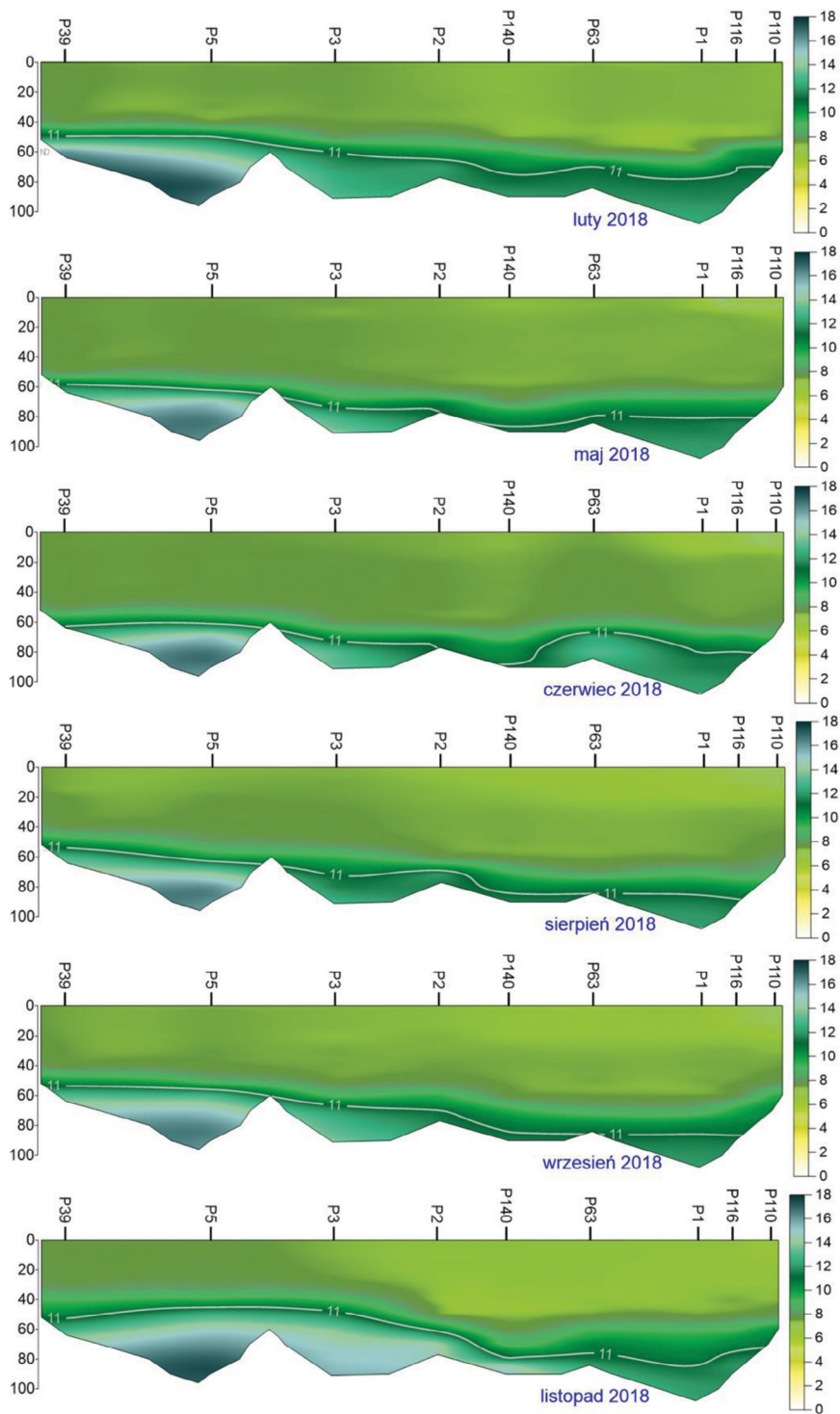
Tamara Zalewska, Agnieszka Grajewska, Natalia Drgas, Violetta Koszuta

W 2018 roku średnie wartości zasolenia w strefie przybrzeżnej nie wykazywały dużej zmienności - mieściły się w zakresie od 6,45 do 10,55 (rys. III.4.1). W ciągu całego okresu badań najniższe wartości odnotowano w warstwie powierzchniowej (6,45 w lutym do 7,33 w listopadzie). Nieznaczny wzrost wartości zasolenia następował w głąb kolumny wody, osiągając maksimum w warstwie przydennej na głębokości ok. 60 m. Wyjątkiem był sierpień, w którym najwyższe zasolenie (7,84) odnotowano na głębokości 50 m. Największą różnicę (o ponad 3) pomiędzy wartością zasolenia na dnie i na powierzchni odnotowano w listopadzie; w pozostałych miesiącach różnica wartości zasolenia pomiędzy wodą powierzchniową i przydenną mieściła się w zakresie 0,2-1,2.

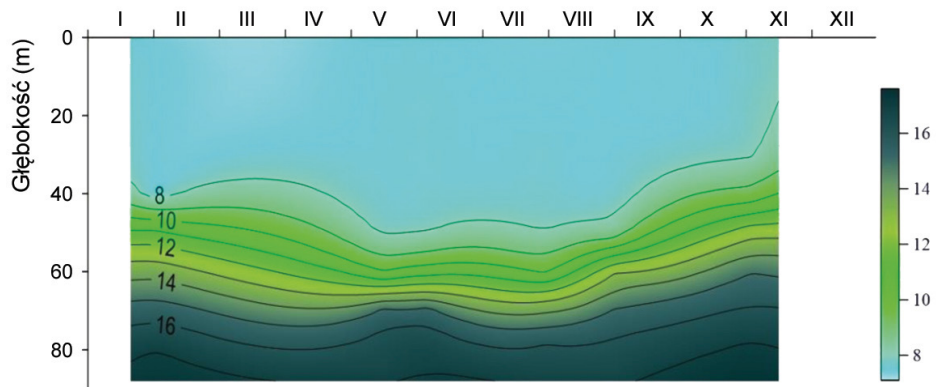
Stacje zlokalizowane w obszarze pełnomorskim charakteryzowały się wyższymi wartościami zasolenia w stosunku do wód przybrzeżnych (rys. III.4.2). Warstwa wody 0-40 m była jednorodna pod względem wartości zasolenia w ciągu całego roku. Średnie zasolenie w wodzie powierzchniowej utrzymywało się przez większość roku na poziomie 7,3, podczas gdy na głębokości 40 m zwykle dochodziło do ok. 7,5. W głębszych warstwach wody obserwowano wzrost wartości zasolenia do wartości ok. 12. W okresie od maja do listopada w warstwie 80-90 m obserwowano niewielki spadek średnich wartości



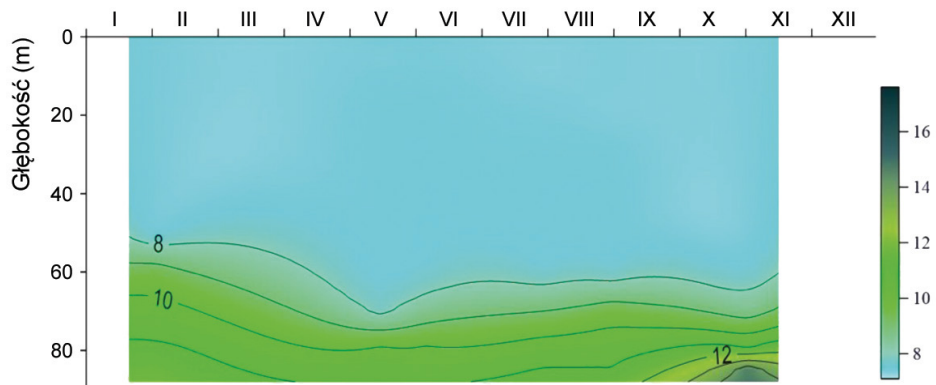
Rys. III.4.1. Rozkład zasolenia w profilu pionowym w strefie przybrzeżnej w 2018 roku



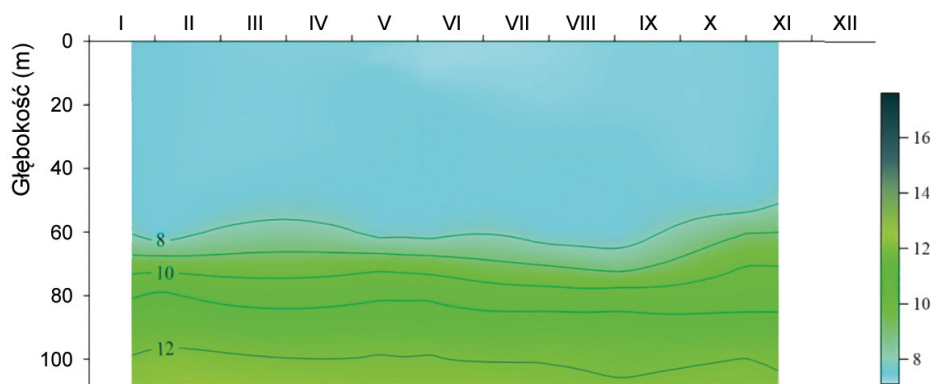
Rys. III.4.2. Rozkład zasolenia w profilu pionowym w strefie pełnomorskiej w 2018 roku



Rys. III.4.3. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej w 2018 r. [GIOŚ 2019]



Rys. III.4.4. Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim w 2018 r. [GIOŚ 2019]



Rys. III.4.5. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej w 2018 r. [GIOŚ 2019]

zasolenia, przy czym jedynie w sierpniu zasolenie przy dnie, poniżej warstwy, w której następował spadek, przekroczyło wartość odnotowaną na głębokości 80 m.

W 2018 roku w Głębi Bornholmskiej, reprezentowanej przez stację P5, sezonowe zmiany zasolenia w profilu pionowym wykazywały zbliżony przebieg (rys. III.4.3). Do głębokości 40 m wartości zasolenia pozostawały w wąskim zakresie od 7,30 do 7,69. W listopadzie głębokość wyrównanych wartości zasolenia została ograniczona do 30 m. Poniżej tych głębokości zasolenie wrastało, osiągając w miesiącach zimowych w warstwach przydennych wartości przekraczające 17, a w pozostałych miesiącach pozostając w wąskim zakresie od 16,53 do 16,84.

Na stacji P140, zlokalizowanej we wschodnim Basenie Gotlandzkim, wartości zasolenia w kolumnie wody pozostawały, zgodnie z oczekiwaniem, na niższych poziomach niż w Basenie (rys. III.4.4). W lutym wyrównane zasolenie wystąpiło do głębokości 50 m, w maju granica przesunęła się do głębokości 70, natomiast w czerwcu, sierpniu, wrześniu i listopadzie wyrównane zasolenia (7,29-7,62) występowały do głębokości 60 m. Wartości zasolenia w warstwach przydennych zmieniały się od 10,79 w maju do 14,80 w listopadzie [GIOŚ 2019].

Na stacji P1, zlokalizowanej w Basenie Gdańskim, głębokość warstwy, do której wartości zasolenia pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od 7,19 do 7,66, wynosiła 60 m w miesiącach: lutym, maju, czerwcu, sierpniu i wrześniu (rys. III.4.5). Wyjątek stanowił listopad, w którym miąższość warstwy charakteryzowanej wartościami 7,31-7,47 wynosiła 50 m. Zasolenie w warstwach przydennych w całym okresie badań było na poziomie 12.

3.5. NATLENIE WÓD

Natalia Drgas, Kamil Wawryniuk

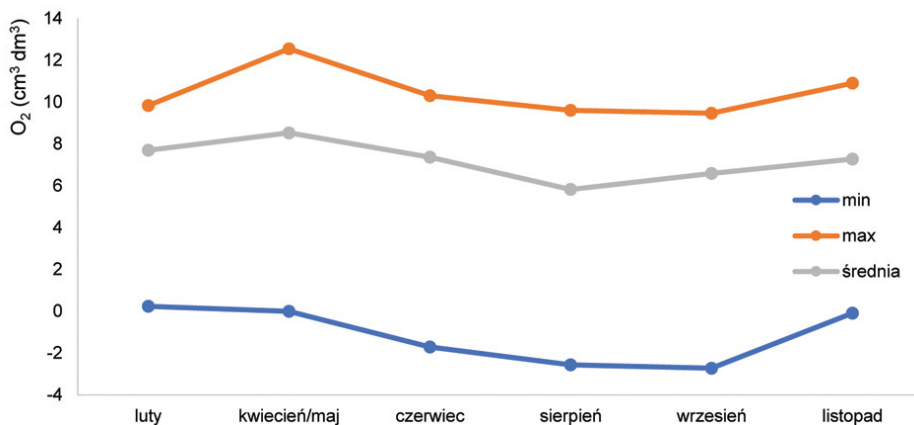
Informacja na temat poziomu stężeń tlenu rozpuszczonego w wodzie jest kluczowa z punktu widzenia oceny stanu środowiska morskiego z tego względu, że tlen jest elementem niezbędnym dla rozwoju organizmów morskich. Trafia do wody morskiej głównie z atmosfery, ale jest również produktem procesów fotosyntezy. Za transport tlenu do warstw przydennych odpowiadają procesy hydrodynamiczne, w strefie płytkowodnej jest to mieszanie wiatrowe. W rejonach głębokowodnych za natlenienie wód dennych odpowiadają głównie wlewy dobrze natlenionych wód z Morza Północnego [Hansson 2009; Conley 2011].

W 2018 roku pomiary stężenia tlenu w wodzie morskiej prowadzone były w obszarze południowego Bałtyku podczas sześciu rejsów (rys. 1). Jeśli brać pod uwagę cały obszar badań, to maksymalne stężenie tlenu rozpuszczonego obserwowane było na przełomie kwietnia i maja (rys. III.5.1). Wartość maksymalna w 2018 roku wyniosła $12,55 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ i wystąpiła w warstwie powierzchniowej na stacji P140 położonej w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Również wartość średnia wyznaczona dla całego obszaru w całym zakresie głębokości była w tym okresie najwyższa ($8,53 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$), co było spowodowane wiosennym wzrostem produkcji pierwotnej, czyli intensywniejszą produkcją tlenu w procesie fotosyntezy. W okresie letnim zanotowano spadek stężeń,

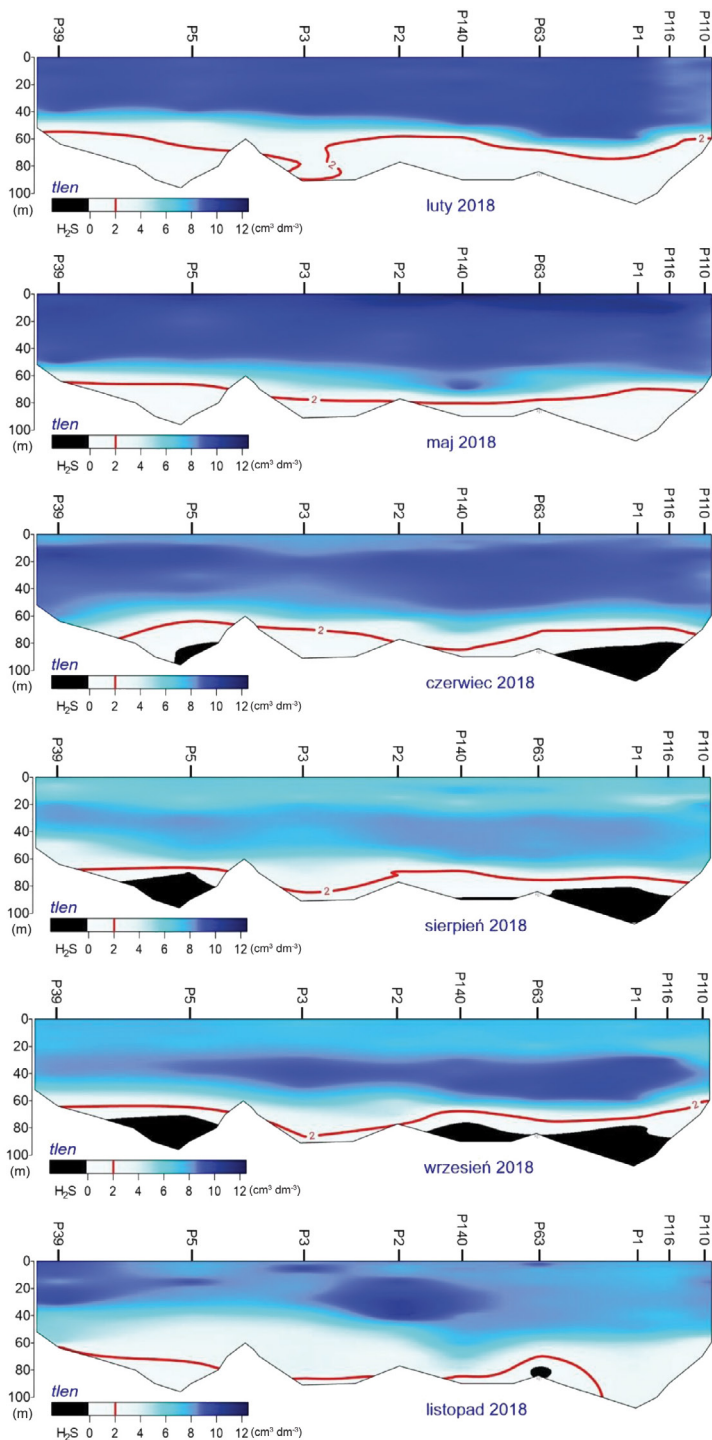
co można tłumaczyć mniejszą intensywnością rozwoju fitoplanktonu oraz zmianą temperatury, której wzrost, zgodnie z prawem Henry'ego, obniża rozpuszczalność gazów w wodzie. Ponowny wzrost stężeń tlenu rozpuszczonego nastąpił wraz z jesiennym ochłodzeniem wody oraz intensywniejszym mieszaniem wiatrowym w listopadzie.

Największe nasycenie tlenem w Zatoce Puckiej, Zalewie Wiślanym, Zatoce Gdańskiej oraz południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim występowało w okresie wiosennym na przełomie kwietnia i maja, pokrywając się ze wzmożonym wzrostem produkcji pierwotnej. Najwyższa odnotowana wartość nasycenia wody tlenem wystąpiła w maju na obszarze południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego, w warstwie powierzchniowej wynosiło ono 172,5%. W Zatoce Puckiej (stacja ZP6), Zatoce Gdańskiej (stacja P104), Zalewie Wiślanym (stacja KW) oraz w Zatoce Pomorskiej (stacje B13 i B15) w całym 2018 r. nie odnotowano spadku stężenia rozpuszczonego tlenu poniżej wartości $2 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$, która jest wartością graniczną silnego deficytu tlenowego [Miętus i in. 2009]. Najgorsze warunki tlenowe panowały w przydennej warstwie Basenu Gdańskiego, szczególnie w obszarze Głębi Gdańskiej. W trzech wydzielonych akwenach (płd.-wsch. Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski oraz Basen Gdański) stwierdzono w miesiącach letnich obecność siarkowodoru (tab. III.5.1). Największe jego stężenie w warstwie przydennej ($61,46 \text{ mmol dm}^{-3}$) odnotowano we wrześniu na stacji P1 zlokalizowanej w rejonie Głębi Gdańskiej. Siarkowódor był wykrywany jedynie w okresie od czerwca do września, wyjątkiem było pojawienie się siarkowodoru w listopadzie w przydennej warstwie stacji P63 w południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim. Na głębokościach powyżej 60 m, w całym okresie badań na całym badanym obszarze, nie stwierdzono stref z silnym deficytem tlenowym (rys III.5.2).

Na wszystkich stacjach pomiarowych widoczna jest zmienność pionowa w rozkładzie stężeń tlenu. W każdym przypadku występuje zauważalny spadek zawartości rozpuszczonego tlenu wraz ze wzrostem głębokości. Spowodowane jest to w głównej mierze zużyciem



Rys. III.5.1 Zmiany sezonowe wartości minimalnych, maksymalnych oraz średnich stężeń tlenu rozpuszczonego w 2018 r., wyznaczone dla całego obszaru w całym zakresie głębokości



Rys. III.5.2 Pionowy rozkład stężenia tlenu w wodach polskiej strefy południowego Bałtyku, wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej w badanych miesiącach 2018 roku

tlenu do biochemicznych procesów rozkładu obumarłej materii organicznej w głębszych warstwach toni wodnej (rys. III.5.2). Jedynie w miesiącach ciepłych od czerwca do września możemy zauważyć mniejsze stężenia tlenu przy powierzchni niż w warstwie 20-40 metrów, co spowodowane jest znacznym ogrzewaniem warstwy eufotycznej.

Tabela III.5.1. Średnie stężenie tlenu w lutym 2018 r., maksymalne nasycenie tlenem oraz minimalne stężenie O₂ przy dnie/maksymalne stężenie H₂S

Akwen (stacje)	Maksymalne nasycenie tlenem (%)	Minimalne stężenie O ₂ przy dnie (cm ³ dm ⁻³)/maksymalne stężenie H ₂ S (mmol dm ⁻³)
Zatoka Pomorska (B13, B15)	127,2 ^{viii}	3,91
Zalew Wiślany (KW)	143,3 ^{iv}	3,22
Zatoka Pucka (ZP6)	159,1 ^v	5,71
południowo-wschodni Basen Gotlandzki (Ł7, Z, R4, P2, P140, P63)	172,5 ^v	26,91*
Basen Bornholmski (K6, M3, P16, P39, P5, P3)	148,6 ^{xi}	35,22*
Basen Gdański (ZN4, P1, P116, K, P110)	172,1 ^{viii}	61,46*

* w akwenach, gdzie stwierdzono obecność siarkowodoru podano jego maksymalne stężenie

3.6. STĘŻENIE SUBSTANCJI BIOGENNYCH

Natalia Drgas, Kamil Wawryniuk

Zmienność stężeń substancji biogenicznych w wodach południowego Morza Bałtyckiego oceniono, wykorzystując dane analiz próbek pobranych podczas sześciu rejsów badawczych zrealizowanych w 2018 r. (rys. 1). Znajomość zmienności stężeń soli biogenicznych, w tym głównie azotu i fosforu, ma podstawowe znaczenie dla badań ekosystemu morskiego, gdyż te pierwiastki wraz z węglem są najważniejszymi budulcami żywej materii. Jednocześnie niekontrolowany wzrost ich stężeń prowadzi do eutrofizacji, której głównym skutkiem jest zmniejszenie ilości tlenu w rejonach przydennych, a w konsekwencji jego niedoboru powstawanie pustyni azoicznych. Głównym źródłem tych dwóch pierwiastków w Morzu Bałtyckim jest dopływ rzeczny. W przypadku fosforu jest to prawie 99%, natomiast w przypadku azotu 75%. W środowisku wodnym zachodzą również procesy, podczas których uwalniany jest azot, czego przykładem jest bakteryjna redukcja amoniaku [Pliński 1995].

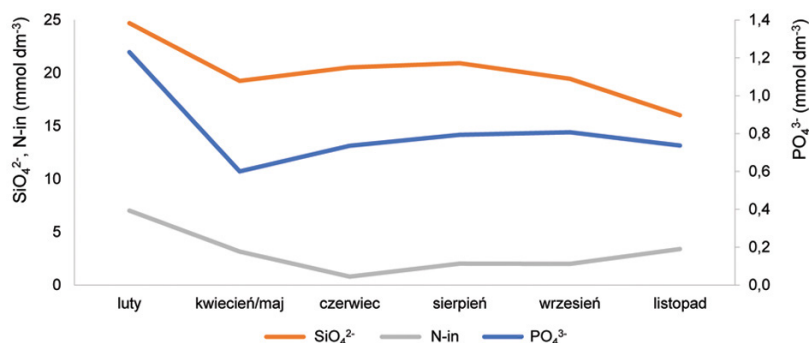
Zgodnie z sezonowym cyklem produkcji pierwotnej, najwyższe średnie stężenia azotu nieorganicznego (7,02 mmol·dm⁻³), fosforanów (1,23 mmol·dm⁻³), jak również krzemianów (24,69 mmol·dm⁻³) zostały odnotowane w okresie zimowym (rys. III.6.1) Właśnie zimą dochodzi do odbudowania rezerwuaru substancji biogenicznych zużytych podczas letnich zakwitów. W późniejszym okresie można zauważyć gwałtowny spadek dostępnych substancji odżywczych spowodowany intensywnym wiosennym wzrostem produkcji pierwotnej. Niższe wartości substancji biogenicznych utrzymują się w całym okresie wegetacyjnym. Niskie stężenie krzemianów (19,26 mmol·dm⁻³), wraz z najniższymi stężeniami fosforanów na przełomie kwietnia i maja, wskazują na rozpoczętą biologiczną asymilację krzemianów przez pojawiające się w tym okresie okrzemki.

Przedstawione w tabeli III.6.1 średnie zimowe stężenia substancji odżywczych w warstwie powierzchniowej wydzielonych akwenów dają przybliżony obraz intensywności wiosennych zakwitów. Największą pulę soli biogenicznych zaobserwowano w Zatoce Pomorskiej (tab. III.6.1). Na podstawie stężeń azotu nieorganicznego oraz fosforu nieorganicznego obliczono stosunek N:P (tab. III.6.1) Parametr ten pozwala określić, który z pierwiastków w danym obszarze limituje produkcję pierwotną. Jedynie w rejonie Zatoki Pomorskiej zaobserwowano współczynnik Redfielda powyżej wartości teoretycznej wynoszącej 16. Osiągnął on wartość 18,44. Wyższa wartość tego parametru oznacza, że pierwiastkiem limitującym wiosenny przyrost produkcji pierwotnej był fosfor. W pozostałych rejonach polskiej strefy południowego Bałtyku pierwiastkiem limitującym pozostawał azot.

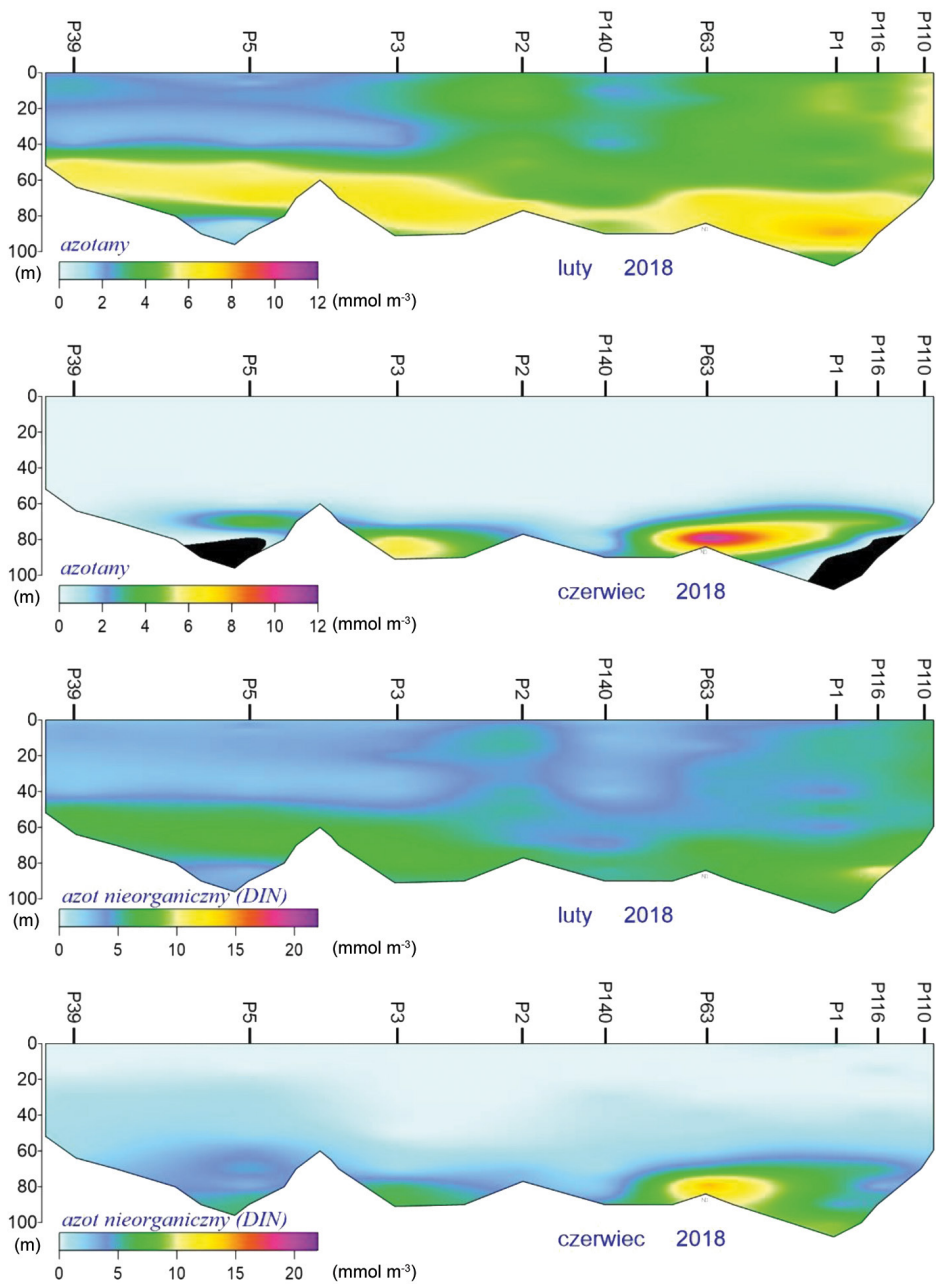
Tabela III.6.1. Średnie zimowe stężenie substancji biogenicznych (mmol·m⁻³) w rejonie Bałtyku Południowego w warstwie powierzchniowej (0-10 m)

Akwen	PO ₄ ³⁻	N-in	SiO ₄ ²⁻	N-in : P-in
Zatoka Pomorska	1,10	38,87	47,84	18,44
Południowo-wschodni Basen Gotlandzki	1,07	5,58	22,30	2,93
Basen Bornholmski	0,67	1,84	16,59	1,13
Basen Gdański	1,18	7,91	23,83	4,17

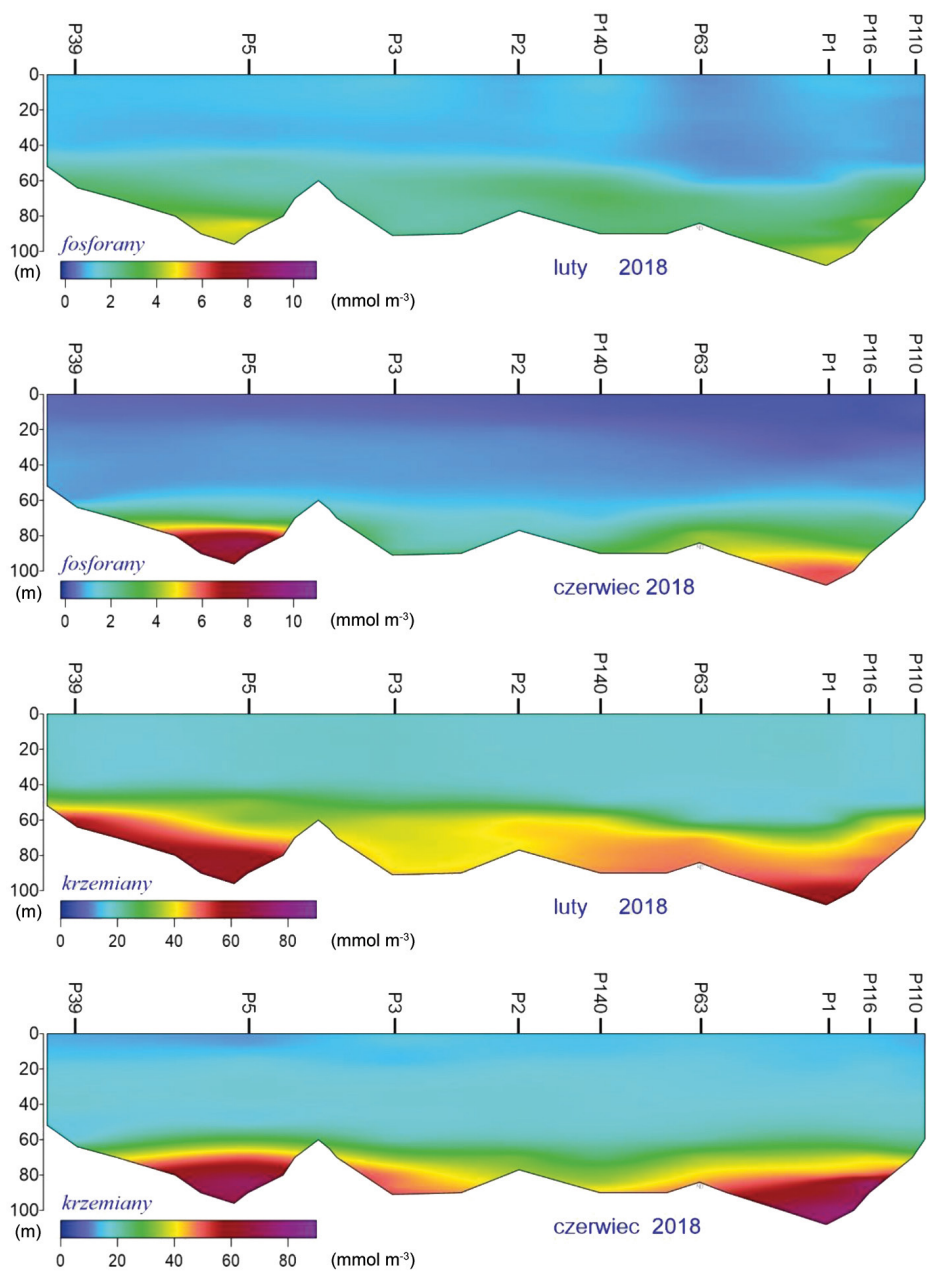
Na podstawie otrzymanych wyników prześledzono również zmiany w rozkładzie pionowym stężeń substancji biogenicznych. Każda z badanych substancji, niezależnie od pory roku, cechuje się wzrostem stężeń wraz z głębokością (rys. III.6.2). Spowodowane jest to głównie konsumpcją dostępnej puli substancji biogenicznych w warstwie eufotycznej przez fitoplankton. Szczególnie zauważalne jest to latem podczas intensyfikacji produkcji pierwotnej, gdy substancje biogeniczne w warstwie przypowierzchniowej są prawie całkowicie wykorzystane. Zauważalny jest również gwałtowny wzrost substancji odżywczych w warstwie 40-60 m, co może mieć związek z występowaniem halokliny stanowiącej naturalną barierę dla transportu substancji biogenicznych do powierzchni z warstw głębszych, które stanowią swoisty rezerwuuar substancji biogenicznych.



Rys. III.6.1. Sezonowa zmiana stężeń substancji biogenicznych (PO₄³⁻ - fosforany, SiO₄²⁻ - krzemiany, N-in - azot nieorganiczny; stężenia podane w mmol·m⁻³) w obszarze południowego Bałtyku w 2018 roku



Rys. III.6.2a. Pionowy rozkład stężenia substancji biogenicznych w wodach polskiej strefy Bałtyku Południowego, wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej w lutym oraz czerwcu 2018 roku



Rys. III.6.2b. Pionowy rozkład stężenia substancji biogenicznych w wodach polskiej strefy Bałtyku Południowego, wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej w lutym oraz czerwcu 2018 roku

IV. ZANIECZYSZCZENIA I SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE

IV.1. SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE

Tamara Zalewska, Beata Danowska, Aleksandra Orłita, Michał Saniewski

RADIONUKLIDY

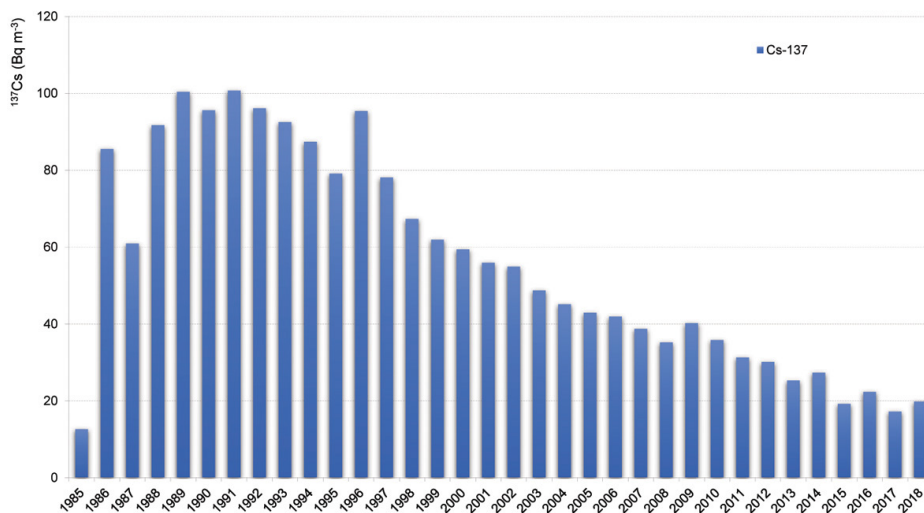
W 2018 roku poziom radioaktywności obserwowany w elementach środowiska południowego Bałtyku związany był głównie z obecnością izotopów promieniotwórczych: cezu (^{137}Cs) i strontu (^{90}Sr), których połowiczne czasy rozpadu wynoszą odpowiednio 30 i 28 lat. Głównym źródłem ^{137}Cs zdeponowanego obecnie w Bałtyku była awaria elektrowni atomowej w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 r., natomiast główny ładunek ^{90}Sr został wprowadzony do środowiska w wyniku testów broni jądrowej, przeprowadzanych w latach 50. i 60. XX wieku. Aktualnie w przypadku obydwu izotopów odnotowano istotny spadek aktywności promieniotwórczych od czasu wystąpienia ww. zdarzeń. Taka sama zależność jest charakterystyczna dla obszaru całego Morza Bałtyckiego [HELCOM 2018a-b].

Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2018 r., obliczone na podstawie wyników z siedemnastu stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $19,8 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ i było wyższe od średniego stężenia odnotowanego w roku poprzednim o $2,6 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ i jednocześnie około pięciokrotnie niższe od wartości maksymalnej odnotowanej w 1991 r. ($101 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) (rys. IV.1.1). Na zmianę aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs w środowisku morskim wpływają głównie rozpad promieniotwórczy, procesy sedymentacji, wymiana wód z Morzem Północnym oraz w znikomym stopniu procesy bioakumulacji w organizmach fauny i flory morskiej [Zalewska, Lipska 2006; Zalewska, Suplińska 2013; Saniewski, Zalewska 2018].

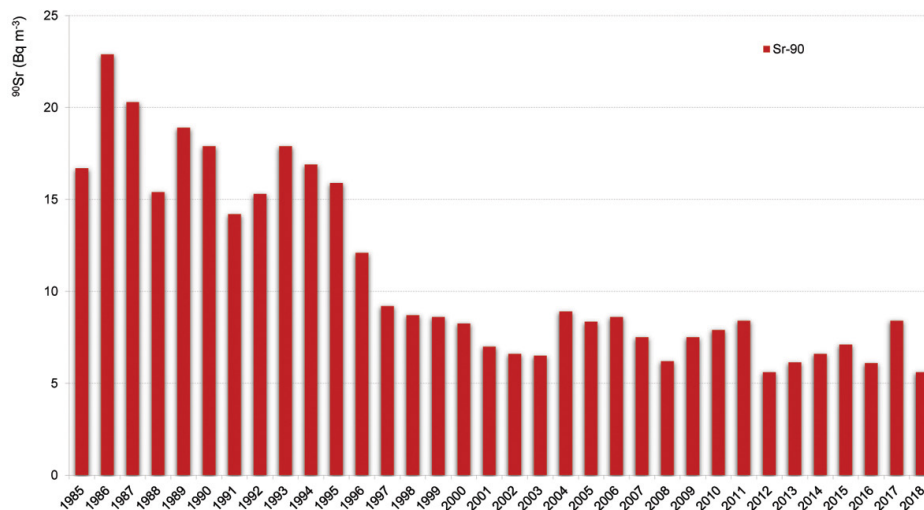
W 2018 roku średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr , charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku, wynosiła $6,2 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ i była niższa od obserwowanej w roku poprzednim o $2 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (rys. IV.1.2). Od 1997 roku obserwuje się stabilizację stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku i nie rejestruje się jednoznacznego spadku. Oznacza to, że jego rola w kształtowaniu poziomu radioaktywności wzrasta w porównaniu do ^{137}Cs [Saniewski, Zalewska 2018].

W 2018 roku stężenia ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku pozostawały w zakresie od $13,2 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ do $27,8 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Najwyższe stężenia ^{137}Cs , przekraczające nieznacznie $27 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, odnotowano podobnie jak w roku ubiegłym w wodach przydennych w rejonie Głębi Gdańskiej (rys. IV.1.3). Najniższe aktywności wystąpiły w wodach przydennych w Głębi Bornholmskiej (od $13 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ do $18 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). Podobnie jak w latach poprzednich, w zachodnich obszarach strefy morza otwartego zmiany stężeń ^{137}Cs w profilu pionowym pozostawały w związku z wielkością zasolenia ($r = -0,5402$, $p = 0,01$), przy czym wyższemu zasoleniu towarzyszyły niższe stężenia izotopu (rys. IV.1.4). Rozkład pionowy w Głębi Gdańskiej i w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego był już znacznie bardziej wyrównany, ponieważ oddziaływanie wód z Morza Północnego w tym rejonie

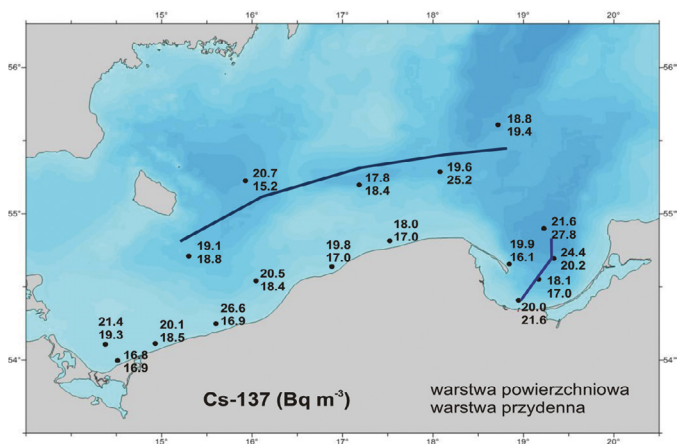
jest już znacznie ograniczone. W obszarach bezpośredniego ujścia Wisły, ze względu na zdecydowanie niższe aktywności ^{137}Cs w wodzie rzecznej, stężenia tego pierwiastka pozostają również na niższych poziomach [Saniewski, Zalewska 2016]. W 2018 roku nie zaobserwowano istotnego efektu rozcieńczającego wody słodkiej ze względu na dominację wiatrów z kierunków północnych w okresie pobierania próbek, o czym świadczy wysokie zasolenie wody powierzchniowej na stacji położonej najbliżej ujścia rzeki – ZN2 (6,3 PSU). W czerwcu 2017 roku zasolenie wynosiło 1,3.



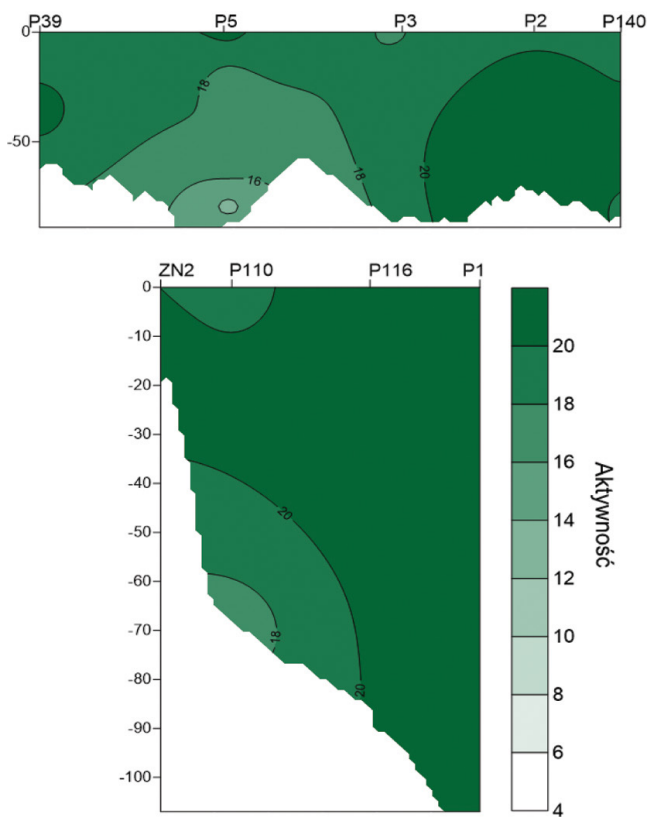
Rys. IV.1.1. Zmiany stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 1985-2018



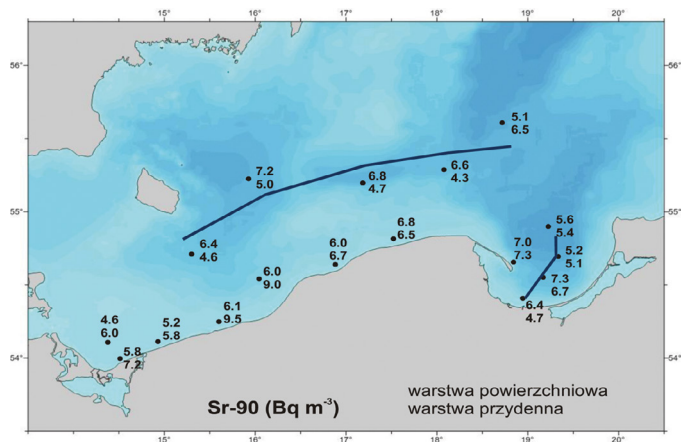
Rys. IV.1.2. Zmiany stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 1985-2018



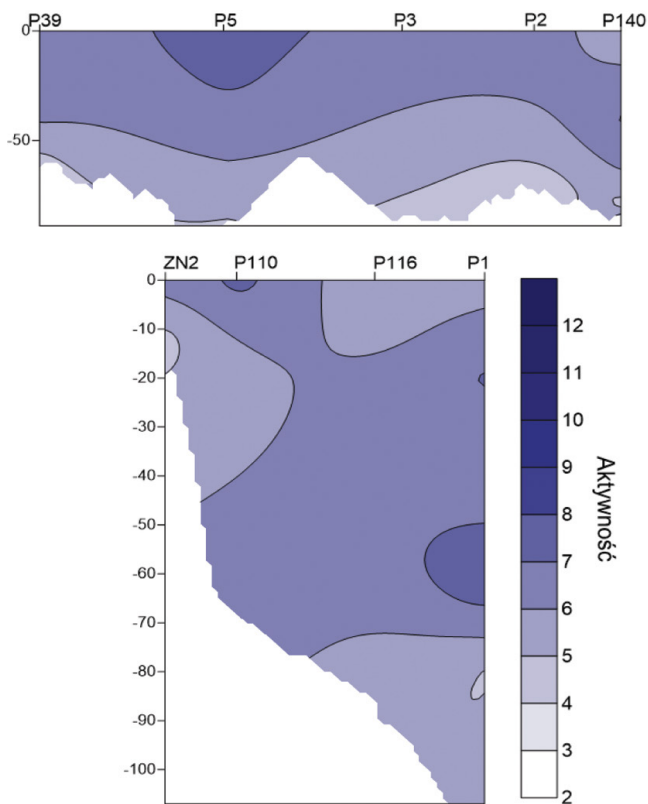
Rys. IV.1.3. Rozkład stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku (wartość górna – stężenie w warstwie powierzchniowej, wartość dolna – stężenie w warstwie przydennej); linie przedstawiają profile – pełnomorski i ujścia Wisły



Rys. IV.1.4. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w 2018 r. [GIOŚ 2019]

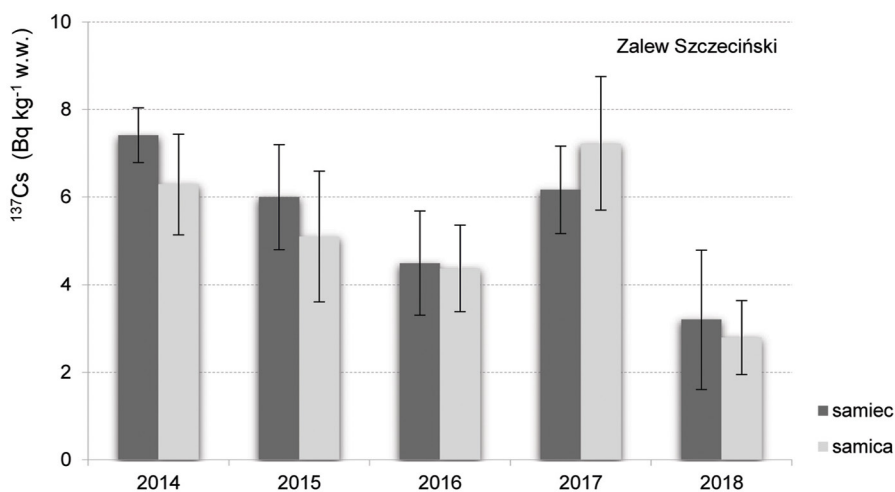
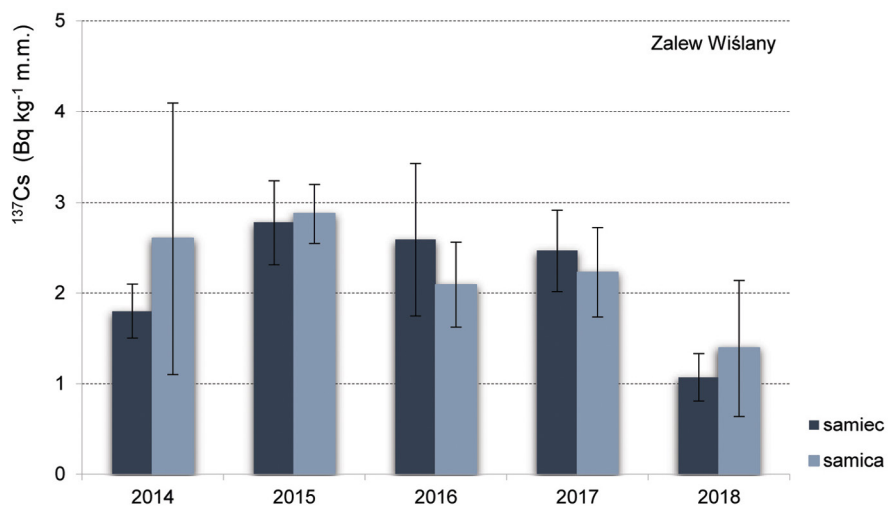


Rys. IV.1.5. Rozkład stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku (wartość górna – stężenie w warstwie powierzchniowej, wartość dolna – stężenie w warstwie przydennej); linie przedstawiają profile – pełnomorski i ujścia Wisły



Rys. IV.1.6. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w 2018 r. [GIOŚ 2019]

Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs , stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodach północnego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od $4,3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ do $9,5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (rys. IV.1.5 i IV.1.6). Najniższe stężenia ^{90}Sr , na poziomie $4\text{-}5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (17% odnotowanych wyników), wystąpiły w wodach przydennych obszarów morza otwartego. Nieznacznie wyższe stężenia, na poziomie od $6 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ do $7 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, które stanowiły 47% wszystkich odnotowanych wyników, występowały głównie w wodach przybrzeżnych oraz w wodach powierzchniowych w rejonie morza otwartego i Zatoki Gdańskiej. Najwyższe aktywności, na poziomie około $9 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, wystąpiły jedynie w wodach przydennych obszarów środkowego wybrzeża (stacje M3, K6).



Rys. IV.1.7. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2018 [GIOŚ 2019]

W 2018 roku aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w stosunkowo szerokim zakresie: od 2,2 do 4,9 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. w przypadku samic i od 1,6 do 7,7 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. w przypadku samców (rys. IV.1.7). Wartości średnie dla obu płci były zbliżone i wynosiły odpowiednio: 2,8 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. – samice i 3,2 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. – samce; jednocześnie były prawie dwukrotnie niższe niż roku poprzednim. W Zalewie Wiślanym średnie wartości stężeń wynosiły odpowiednio 1,4 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. (samice) i 1,1 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. (samce) i były, podobnie jak w przypadku Zalewu Szczecińskiego, dwukrotnie niższe do wartości obserwowanych w roku poprzednim: 2,0 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. (samice) i 2,5 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ m.m. (samce).

TRWAŁE ZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNE

W 2018 roku prowadzono badania trwałych substancji organicznych w rybach i małżach w celu określenia potencjalnych zagrożeń wynikających z ich obecności w środowisku morskim. Związkami objętymi badaniami były: (i) substancje bromoorganiczne: polibromowane defenylotery – PBDE i heksabromocyklododekan – HBCDD), (ii) sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), (iii) substancje chloroorganiczne: heksachlorocykloheksan – HCH, heksachlorocyklobenzen – HCB, kongenery polichlorowanych bifenyli – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180, CB 118, oraz DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), (iv) tributyllocyna – TBT oznaczanych w mięśniach ryb i tkance miękkiej małży oraz (v) metabolity WWA (1-hydroksypiren i 1 – hydroksyfenantren) oznaczanych w żółci ryb.

ZWIĄZKI BROMOORGANICZNE

W 2018 roku stężenia pojedynczych kongenerów BDE 28 i BDE 154 pozostawały poniżej granicy oznaczalności (na poziomie 0,003-0,007 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ m.m.) w przypadku wszystkich gatunków i wszystkich lokalizacji (tab. IV.1.1). W okoniu z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego taka sama sytuacja obowiązywała w przypadku pozostałych kongenerów. W przypadku śledzia, w rejonie łowiska władysławowskiego i łowiska kołobrzESCO-dartłowskiego stężenia kongenerów BDE 47, BDE 100 i BDE 154 były na zbliżonych poziomach wynoszących odpowiednio: 0,12 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ m.m., 0,03 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ m.m., 0,01 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ m.m.

Tabela IV.1.1. Stężenia kongenerów polibromowanych bifenyloteterów (PBDE) w trzech gatunkach ryb odłowionych w południowym Bałtyku w 2018 roku

Lokalizacja	Gatunek ryb	Stężenie ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ m.m.)						
		BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	HBCDD
łowisko władysławowskie (ŁW)	śledź (<i>Clupea harengus</i>)	<0,007	0,122	0,024	0,035	<0,007	0,012	0,318
łowisko kołobrzESCO-dartłowskie (ŁKD)	śledź (<i>Clupea harengus</i>)	<0,006	0,123	0,030	0,032	<0,007	0,012	0,319
Zatoka Gdańska (ZG)	stornia (<i>Platichthys flesus</i>)	<0,006	0,055	0,008	0,015	<0,006	0,011	0,077
Zatoka Pomorska (ZP)	stornia (<i>Platichthys flesus</i>)	<0,003	0,015	<0,003	<0,003	<0,003	<0,004	<0,052
Zalew Wiślany (ZW)	okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,073
Zalew Szczeciński (ZSZ)	okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,046

Na rysunkach IV.1.8-IV.1.11 przedstawiono sumy stężeń sześciu kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości BDE w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*) i okonia (*Perca fluviatilis*), odłowionych w różnych akwenach, odniesione do sum wyznaczonych w latach poprzednich [GIOŚ 2018].

W tkankach okoni odłowionych z wód Zalewu Szczecińskiego zaobserwowano w 2018 r. spadek zawartości polibromowanych difenylesterów w porównaniu do roku poprzedniego. Natomiast w tkankach okoni pozyskanych z wód Zalewu Wiślanego można zaobserwować wzrost zawartości polibromowanych difenylesterów, jednakże obserwowane zmiany nie są znaczne (rys. IV.1.8).

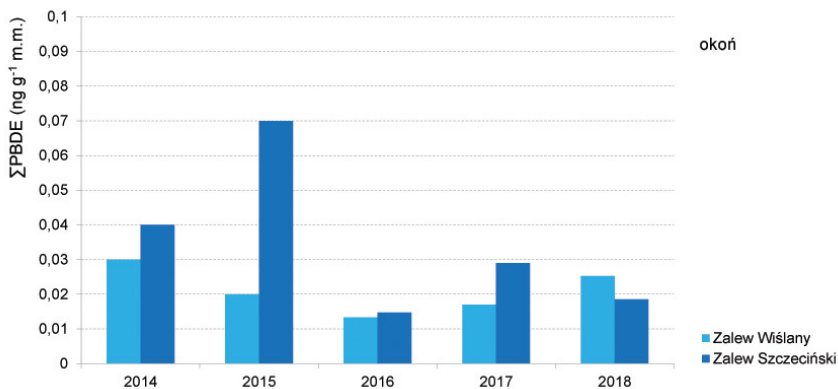
W porównaniu do ubiegłych lat, w 2018 r. zaobserwowano spadek zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionych z wód Basenu Gdańskiego [GIOŚ 2018] – rys. IV.1.9.

W 2018 roku w tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego odnotowano nieznaczny spadek sumy stężeń PBDE w stosunku do roku poprzedniego, który jest kontynuacją trendu obserwowanego od 2013 r. (rys. IV.1.10). Suma stężeń kongenerów PBDE w śledziach był zbliżona do wartości odnotowanych w latach 2004-2006 [Szlinder-Richert in. 2010]. W tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód Basenu Bornholmskiego zaobserwowano widoczny wzrost zawartości PBDE, ale jednocześnie wartość ta była zbliżona do tej odnotowanej w 2016 r. i znacznie niższa od obserwowanych w latach poprzednich (rys. IV.1.11). Stężenie sumy sześciu kongenerów PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionych z wód Basenu Bornholmskiego pozostało na stałym poziomie zbliżonym do odnotowanego w 2017 roku.

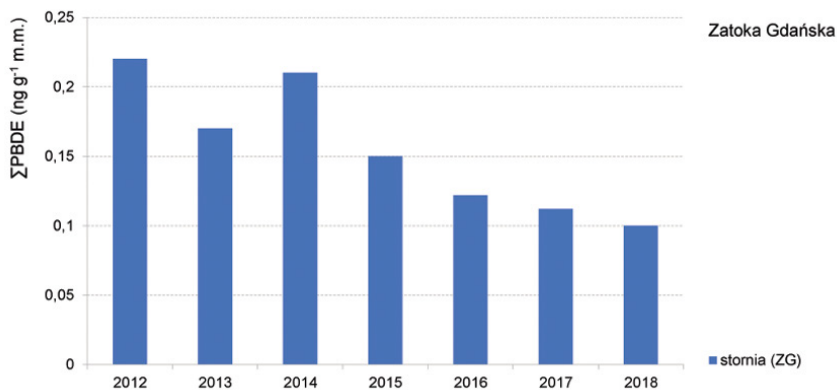
W porównaniu do ubiegłych lat (2013-2015) w 2018 r. zaobserwowano spadek zawartości PBDE w tkankach miękkich małży odłowionych z wód Basenu Gdańskiego, co było kontynuacją tendencji obserwowanej w latach 2016 i 2017 (rys. IV.1.12).

W 2018 roku wartości sumy sześciu kongenerów polibromowanych defenylesterów (PBDE) w tkankach miękkich małży odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (okolice Rowów) były nieznacznie wyższe niż stężenie tych związków w roku 2017 i 2016 i jednocześnie znacznie niższe od wartości obserwowanych w latach 2013-2015 [GIOŚ 2018] – rys. IV.1.13.

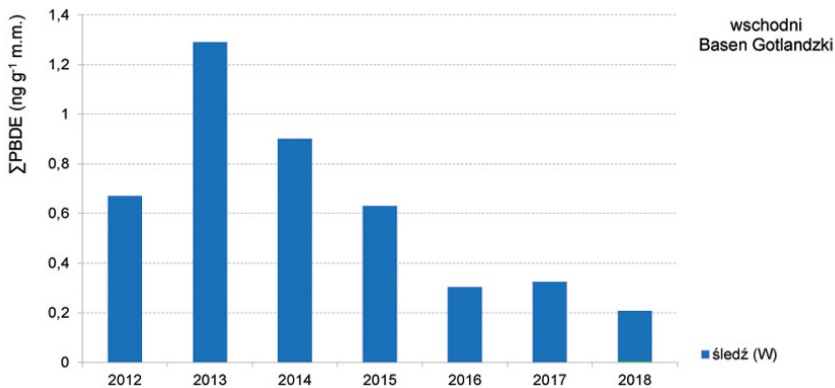
W 2018 roku stężenie HBCDD w tkankach mięśniowych śledzia zmniejszyło się nieznacznie (łowisko władysławowskie) lub pozostało na tym samym poziomie (łowisko kołobrzESCO-darłowskie) w porównaniu do roku ubiegłego (tab. IV.1.2). Jednocześnie w okresie 2012-2018 zaznacza się pewien trend spadkowy w przypadku śledzia. W tkankach mięśniowych storni odłowionej w wodach Basenu Gdańskiego stężenie HBCDD było niższe od wartości charakterystycznych dla śledzi i wyniosło w 2018 r. $0,077 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1} \text{ m.m.}$, co oznacza, że było zbliżone do wartości w latach 2016 i 2017. W przypadku storni z Zatoki Pomorskiej oraz okonia z Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego były na poziomach poniżej granicy oznaczalności stosowanych metod pomiarowych.



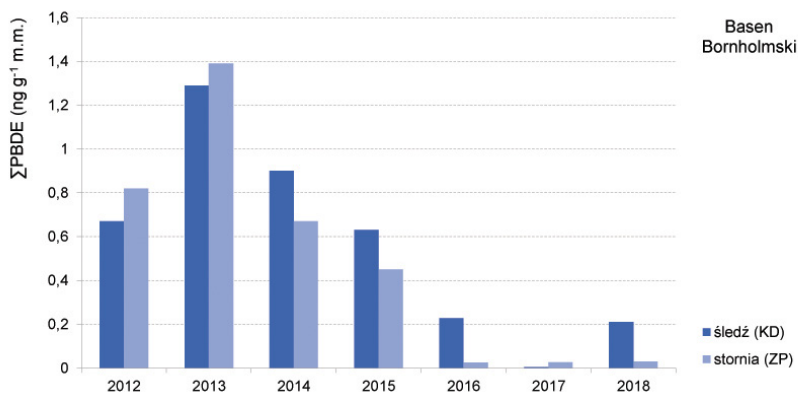
Rys. IV.1.8. Sumy sześciu kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2018 [GIOŚ 2019]



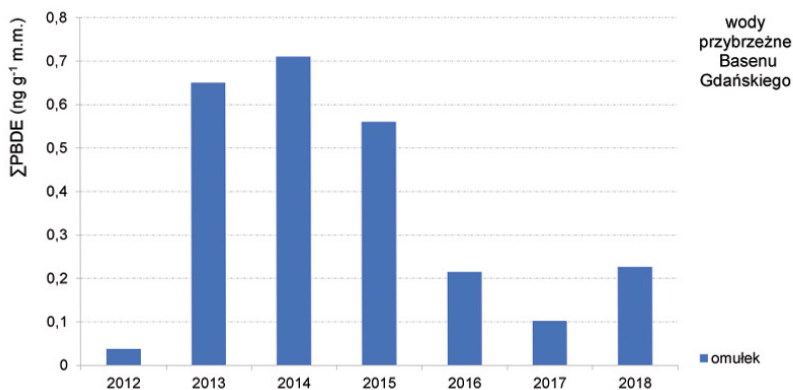
Rys. IV.1.9. Sumy sześciu kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach stornia z Zatoki Gdańskiej w latach 2012-2018 [GIOŚ 2019]



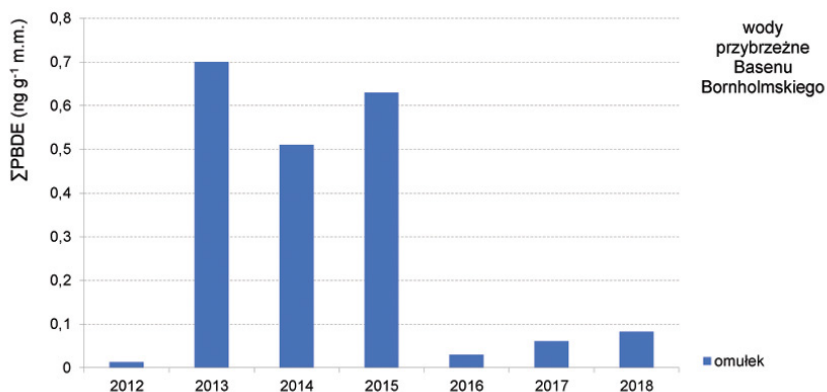
Rys. IV.1.10. Sumy sześciu kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach śledzia ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2012-2018 [GIOŚ 2019]



Rys. IV.1.11. Sumy sześciu kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach śledzia i stornia z Basenu Bornholmskiego w latach 2012-2018 [GIOŚ 2019]



Rys. IV.1.12. Sumy sześciu kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży odłowionych z okolic Sopotu (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) w latach 2012-2018 [GIOŚ 2019]



Rys. IV.1.13. Sumy sześciu kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży odłowionych z okolic Rowów (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego) w latach 2012-2018 [GIOŚ 2019]

Stężenie HBCDD w tkankach miękkich małży odłowionych z wód Basenu Gdańskiego (Sopot) w latach 2012-2014 pozostawało na zbliżonym poziomie [GIOŚ 2018; tab. IV.1.3]. W kolejnych latach obniżyło się, osiągając najmniejszą wartość w 2018 roku. Zawartość heksabromocyklododekanu w tkankach małży pozyskanych w 2018 r. z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (Rowy) była zbliżona do wartości charakterystycznej dla okolic Sopotu, ale jednocześnie pozostawała jedną z najwyższych w całym okresie badań.

Tabela IV.1.2. Stężenia heksabromocyklododekanu (HBCDD) w trzech gatunkach ryb odłowionych w południowym Bałtyku w 2018 r. [GIOŚ 2018]

Lokalizacja	Gatunek ryb	Stężenie HBCDD (ng·g ⁻¹ m.m.)						
		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
łowisko władysławowskie (ŁW)	śledź (<i>Clupea harengus</i>)	1,65	0,99	1,16	0,98	0,648	0,578	0,318
łowisko kołobrzESCO-darłowskie (ŁKD)	śledź (<i>Clupea harengus</i>)	1,37	0,11	0,94	0,71	1,211	0,378	0,319
Zatoka Gdańska (ZG)	stornia (<i>Platichthys flesus</i>)	-	-	-	-	0,051	0,097	0,077
Zatoka Pomorska (ZP)	stornia (<i>Platichthys flesus</i>)	0,05	1,19	0,08	0,04	<0,022	0,053	<0,052
Zalew Wiślany (ZW)	okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	-	-	0,09	<0,06	<0,014	<0,042	<0,073
Zalew Szczeciński (ZSZ)	okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	-	-	0,10	<0,07	<0,037	<0,061	<0,046

Tabela IV.1.3. Stężenia heksabromocyklododekanu (HBCDD) w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych z okolic Rowów (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego) i okolic Sopotu (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) w latach 2012-2018

Lokalizacja	Gatunek	Stężenie HBCDD (ng·g ⁻¹ m.m.)							
		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (Sopot)	omulek (<i>Mytilus trossulus</i>)	1,02	1,14	1,18	0,56	0,67	0,44	0,37	
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (Rowy)	omulek (<i>Mytilus trossulus</i>)	0,05	1,28	0,62	0,25	0,10	<0,20	0,40	

SULFONIAN PERFLUOROOKTANOWY (PFOS)

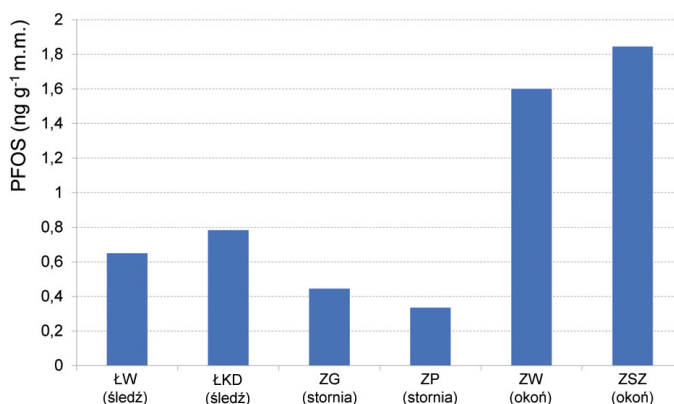
W 2018 roku stężenia sulfonianu perfluorooktanowego w tkance mięśniowej ryb z południowego Bałtyku pozostawały w zakresie od 0,34 ng·g⁻¹ m.m. do 1,84 ng·g⁻¹ m.m. Najwyższe stężenia, 1,11 ng·g⁻¹ m.m. i 1,84 ng·g⁻¹ m.m., odnotowano w okoniach odłowionych z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Najniższe stężenia sulfonianu perfluorooktanowego zaobserwowano w tkance mięśniowej stornia pozyskanej z Zatoki Pomorskiej i Zatoki Gdańskiej (rys. IV.1.14).

Z porównania wartości stężeń sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) odnotowanych w okresie 2014-2018 w tkankach mięśniowych ryb trzech gatunków: śledzia (*Clupea harengus*), stornia (*Platichthys flesus*) oraz okonia (*Perca fluviatilis*), nie wynika żaden widoczny trend (tab. IV.1.3). Najniższe stężenia charakteryzują stornie, natomiast najwyższe występują w przypadku okoni.

Tabela IV.1.3. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2018 [GIOŚ 2019]

Lokalizacja	Gatunek ryb	Stężenie PFOS (ng·g ⁻¹ m.m.)				
		2014	2015	2016	2017	2018
wschodni Basen Gotlandzki (łowisko władysławowskie)	śledź (<i>Clupea harengus</i>)	0,631	1,015	0,665	0,829	0,649
Basen Bornholmski (Zatoka Pomorska, łowisko kołobrzeszko-darłowskie)	śledź (<i>Clupea harengus</i>)	1,436	1,118	0,771	0,941	0,783
	stornia (<i>Platichthys flesus</i>)	0,365	0,615	0,818	0,365	0,335
Basen Gdański (Zatoka Gdańska)	stornia (<i>Platichthys flesus</i>)	bd.	bd.	0,937	0,636	0,445
Zalew Wiślany	okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	2,214	1,554	2,899	0,641	1,113
Zalew Szczeciński	okoń (<i>Perca fluviatilis</i>)	3,328	1,692	4,358	0,916	1,844

bd – brak danych



Rys. IV.1.14. Stężenia sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb z Łowiska Władysławowskiego (ŁW), Łowiska Kołobrzeszko-Darłowskiego (ŁKD), Zatoki Gdańskiej (ZG), Zatoki Pomorskiej (ZP), Zalewu Wiślanego (ZW) i Zalewu Szczecińskiego (ZSZ) w 2018 roku

ZWIĄZKI CHLOROORGANICZNE

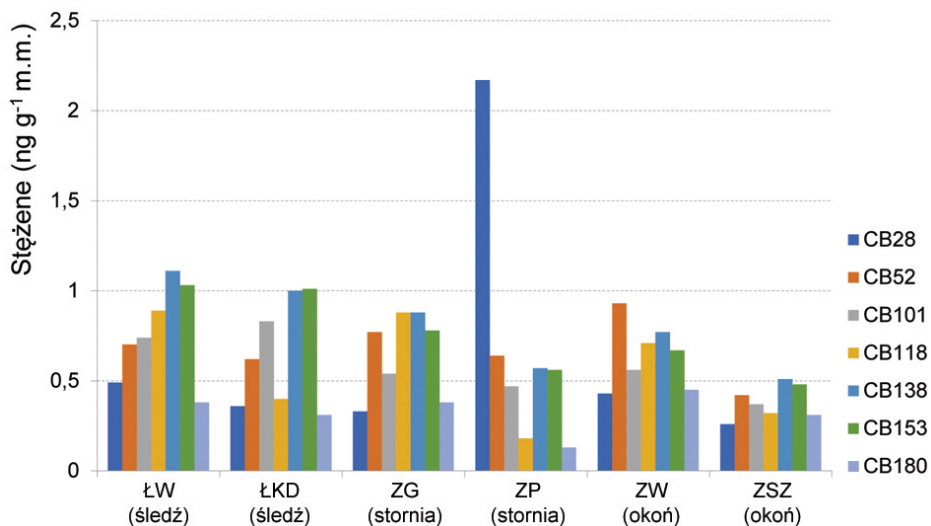
W 2018 roku prowadzono badania pestycydów chloroorganicznych (OCP): heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), oraz siedmiu wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB28, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) w trzech gatunkach ryb oraz w tkankach miękkich małży. Analizy stężeń OCP i PCB prowadzono w tkankach ryb odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzeszko-darłowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa stornia z Zatoki Gdańskiej) oraz w tkankach mięśniowych okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Omutek jadalny został pozyskany do badań z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (okolice Rowów) oraz z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (okolice Sopotu).

Na rysunku IV.1.13 przedstawiono średnie stężenie CB28, CB52, CB101, CB138, CB153

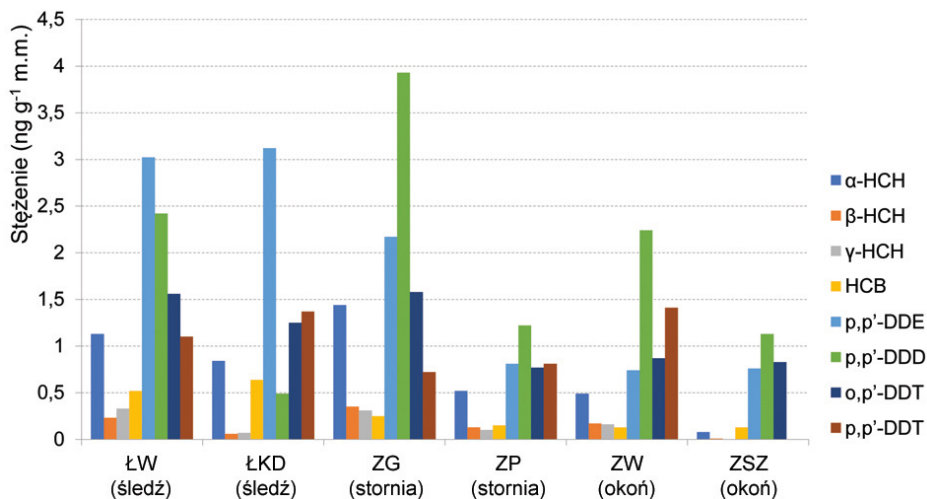
oraz CB180 w tkankach mięśniowych ryb ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzeszko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia).

Badania polichlorowanych bifenyli, prowadzone w rejonie południowego Bałtyku w latach 1997-2006, wykazały widoczny trend spadkowy [Szlinder-Richert i in. 2009]. Porównanie wartości średnich stężeń poszczególnych PCB w rybach pozyskanych w 2018 r. z sześciu lokalizacji, wskazuje na nieznacznie większe zanieczyszczenie tkanek śledzi, zwłaszcza z rejonu Łowiska Władystawowskiego. Jednakże stężenie siedmiu wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli w tkankach mięśniowych ryb odłowionych ze wszystkich lokalizacji, pozostawało na podobnym poziomie w 2018 roku. Wyjątek stanowi wartość stężenia CB 28, która w tkance mięśniowej storni odłowionej z Zatoki Pomorskiej znacznie odbiega od wartości stężenia tego związku w pozostałych lokalizacjach (rys. IV.1.15).

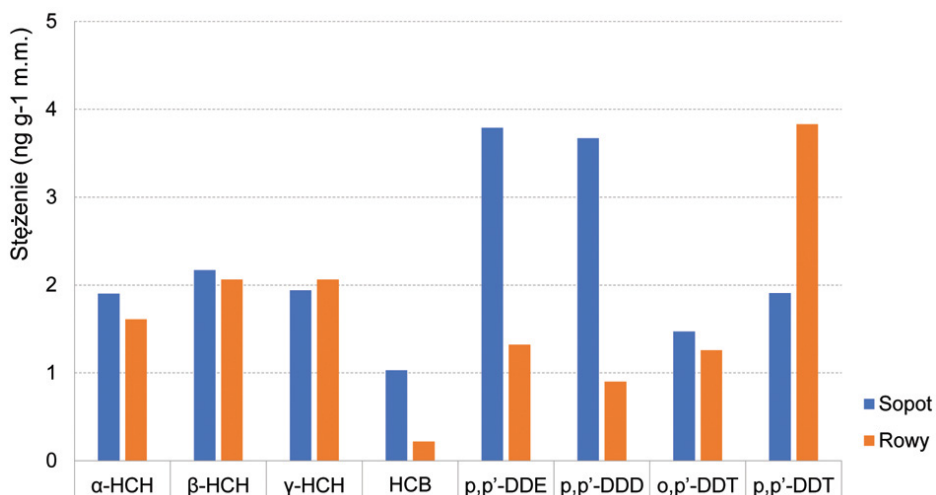
Na rysunku IV.1.16 przedstawiono średnie stężenia pestycydów chloroorganicznych (OCP): heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE) w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*) i okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionych w różnych akwenach. W 2018 roku stężenia p,p'-DDD należały do jednych z najwyższych ze wszystkich analizowanych związków i pozostawały w zakresie od 0,49 ng·g⁻¹ m.m. do



Rys. IV.1.15. Średnie stężenia siedmiu wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli: CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 w tkankach mięśniowych ryb w 2018 r. z sześciu lokalizacji: łowiska władystawowskiego (ŁW) łowiska kołobrzeszko-darłowskiego (ŁKD), Zatoki Gdańskiej (ZG), Zatoki Pomorskiej (ZP), Zalewu Wiślanego (ZW) i Zalewu Szczecińskiego (ZSZ)



Rys. IV.1.16. Średnie stężenia pestycydów chloroorganicznych (OCP): heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE) w tkankach mięśniowych ryb w 2018 r. z sześciu lokalizacji: łowiska władysławowskiego (ŁW), łowiska kołobrzieszko-darłowskiego (ŁKD), Zatoki Gdańskiej (ZG), Zatoki Pomorskiej (ZP), Zalewu Wiślanego (ZW) i Zalewu Szczecińskiego (ZSZ)



Rys. 4.1.17. Średnie stężenia pestycydów chloroorganicznych (OCP): heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE) w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych z okolic Rowów (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego) i z okolic Sopotu (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) w 2018 roku

3,93 ng·g⁻¹ m.m. Najwyższe stężenia tego związku, 3,93 ng·g⁻¹ m.m., odnotowano w tkankach mięśniowych storni odłowionej w Zatoce Gdańskiej i w tkankach mięśniowych śledzia z łowiska władysławowskiego (wartość 2,42 ng·g⁻¹ m.m.). Najniższe stężenia p,p'-DDD zaobserwowano w tkance mięśniowej śledzia pozyskanej z łowiska kołobrzESCO-darłowskiego (rys. IV.1.14).

W 2018 roku zaznacza się również wyższe stężenie p,p'-DDE w tkankach mięśniowych śledzia odłowionego z dwóch lokalizacji (łowisko kołobrzESCO-darłowskie oraz łowisko władysławowskie) w porównaniu do pozostałych pestycydów chloroorganicznych. Stężenie pozostałych sześciu pestycydów w tkankach ryb ze wszystkich sześciu badanych lokalizacji pozostało na stałym, zbliżonym poziomie (rys. IV.1.16).

Porównanie wartości średnich stężeń pestycydów chloroorganicznych (OCP): heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE) w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*), pozyskanych z okolic Rowów (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego) i okolic Sopotu (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego), wskazuje na większe zróżnicowanie w stężeniach DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE) pomiędzy obiema lokalizacjami. Stężenie pozostałych badanych pestycydów chloroorganicznych w tkankach małży pozostawały na podobnym poziomie w 2018 roku (rys. IV.1.17).

W 2018 roku stężenia siedmiu wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli w tkankach miękkich omułka (*Mytilus trossulus*), zebranych w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, pozostawały na podobnych poziomach (tab. IV.1.15).

Tabela IV.1.15. Średnie stężenia siedmiu wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli: CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych z okolic Rowów (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego) i okolic Sopotu (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) w 2018 roku

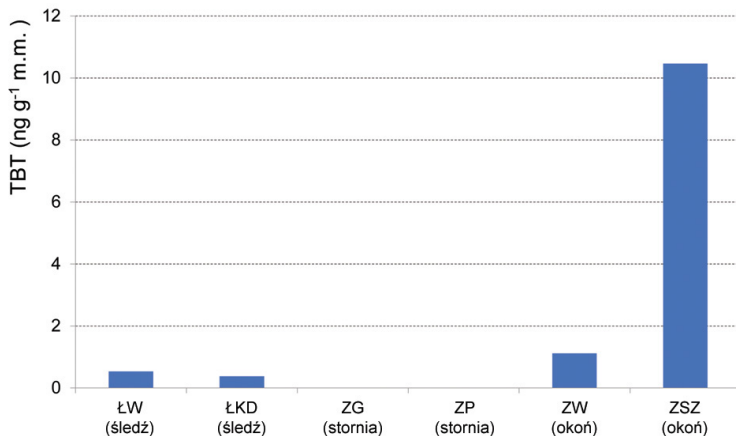
Lokalizacja	CB28	CB52	CB101	CB118	CB153	CB138	CB180
	(ng·g ⁻¹ m.m)						
Sopot	3,39	1,30	1,94	0,69	2,26	2,76	0,24
Rowy	1,19	1,30	1,09	1,15	0,99	1,16	0,78

ORGANICZNE ZWIĄZKI CYNY

W 2018 roku stężenia tributylocyny w tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego były na podobnych poziomach i wynosiły odpowiednio: 0,53 ng Sn·g⁻¹ m.m. (łowisko władysławowskie) i 0,37 ng Sn·g⁻¹ m.m. (łowisko kołobrzESCO-darłowskie) – rys. IV.1.18. Najwyższe stężenie TBT odnotowano w tkankach okonia pobranego z Zalewu Szczecińskiego i wynosiło ono 10,45 ng Sn·g⁻¹ m.m. (rys. IV.1.15). W przypadku storni (*Platichthys flesus*) odłowionej z dwóch lokalizacji (Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej) stężenia tributylocyny (TBT) pozostawały poniżej granicy oznaczalności (0,46 ng Sn·g⁻¹ m.m.).

W 2018 roku stężenie TBT w tkankach miękkich małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wynosiła 13,02 ng Sn·g⁻¹ m.m., natomiast w przypadku omułka odłowionego z okolic Sopotu pozostawało poniżej granicy oznaczalności (2,27 ng Sn·g⁻¹ m.m.).

METABOLITY WIELOPIERŚCIENIOWYCH WĘGLOWODORÓW AROMATYCZNYCH



Rys. IV.1.18. Stężenia tributylocyny (TBT) w mięśniach ryb z łowiska władysławowskiego (ŁW), łowiska kołobrzESCO-darłowskiego (ŁKD), Zatoki Gdańskiej (ZG), Zatoki Pomorskiej (ZP), Zalewu Wiślanego (ZW) i Zalewu Szczecińskiego (ZSZ) w 2018 roku

W 2018 roku zawartość metabolitów WWA w żółci pobranej ze śledzi odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (łowisko władysławowskie) oraz z Basenu Bornholmskiego (łowisko kołobrzESCO-darłowskie) była na poziomach poniżej granicy oznaczalności stosowanych metod pomiarowych (tab. IV.1.16). Stężenia 1-hydroksypirenu w żółci pobranej ze stornia odłowionej z Zatoki Gdańskiej i z Zatoki Pomorskiej wynosiły odpowiednio 0,076 µg ml⁻¹ i 0,003 µg ml⁻¹. W żółci pobranej z okonia odłowionego z Zalewu Wiślanego i z Zalewu Szczecińskiego stężenia 1-hydroksypirenu były na podobnym poziomie (0,05 µg ml⁻¹), natomiast stężenie 1-hydroksyfenantrenu w Zalewie Wiślanym było ok. trzykrotnie wyższe niż w Zalewie Szczecińskim.

Tabela IV.1.16. Zawartość metabolitów WWA (1-hydroksypirenu

i 1-hydroksyfenantrenu) w próbkach żółci rybkiej (w µg/ml żółci)

Lokalizacja	Gatunek ryb	1-hydroksypiren (µg ml ⁻¹)	1-hydroksyfenantren (µg ml ⁻¹)
Łowisko władysławowskie	ŁW (śledź)	<0,003	<0,002
Łowisko kołobrzESCO-darłowskie	ŁKD (śledź)	<0,003	<0,002
Zatoka Gdańska	ZG (stornia)	0,076	0,004
Zatoka Pomorska	ZP (stornia)	0,003	<0,002
Zalew Wiślany	ZW (okoń)	0,046	0,007
Zalew Szczeciński	ZSZ (okoń)	0,048	0,002

METALE

Materiał do badań ryb i małży pozyskano w okresie wrzesień-październik 2018 roku. Oznaczenia cynku, miedzi, ołowiu i kadmu wykonano w wątrobach, a rtęci w tkance mięśniowej samic śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*) oraz okonia (*Perca fluviatilis*). Zawartość metali oznaczono w dwudziesięciu osobnikach z odłowionych stad oraz dwóch zhomogenizowanych próbkach małży (*Mytilus trossulus*).

Pomimo tego, że stężenia metali ciężkich w tkankach ryb odławianych w różnych obszarach Morza Bałtyckiego wykazują trend spadkowy [Polak-Juszczak 2009], to w dalszym ciągu pozostają na poziomach, które mogą być uznawane za niekorzystne dla organizmów morskich [HELCOM 2018b]. W 2018 roku zawartość kadmu, ołowiu oraz miedzi w wątrobie śledzia z łowiska władysławowskiego była wyższa od średniej zawartości w wieloleciu 2008-2017 (GIOŚ 2019) odpowiednio o 29%, 32% i 27%. Zawartość rtęci i cynku była nieistotnie niższa o 3% i 4% (rys. IV.1.19).

W przypadku ryb z łowiska kołobrzesko-darłowskiego stężenia wszystkich metali oznaczanych w wątrobie były wyższe od średniej zawartości z lat 2008-2017. Jedynie zawartość rtęci w tkance mięśniowej była niższa o 30%.

W 2018 roku śledź z łowiska kołobrzesko-darłowskiego charakteryzował się niższą zawartością rtęci w porównaniu z osobnikami z łowiska władysławowskiego o 36%. W przypadku pozostałych metali, różnice w ich zawartościach były nieznaczne.

Analiza średnich wartości stężeń z okresu pomiarów 2008-2018 wykazała niższe zawartości dla wszystkich metali w mięśniach śledzia z łowiska kołobrzesko-darłowskiego, przy czym najbardziej wyraźne są one w przypadku kadmu (o 12%) i rtęci (o 14%).

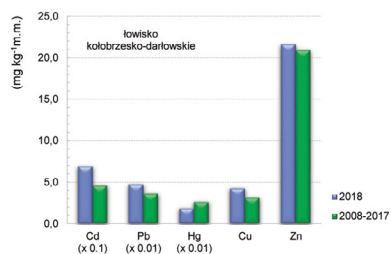
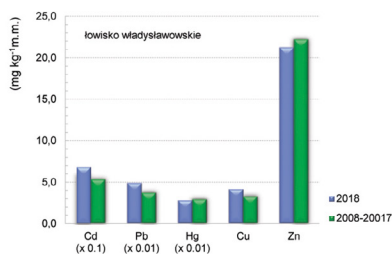
W 2018 roku zawartość kadmu, ołowiu oraz rtęci w tkankach storni z Zatoki Pomorskiej była niższa od średniej zawartości w wieloleciu 2012-2017 odpowiednio o 20%, 9% i 23%. Zawartość miedzi i cynku była wyższa o 15% i 3% (rys. IV.1.20).

W przypadku ryb z Zatoki Gdańskiej stężenia metali, z wyjątkiem ołowiu, oznaczanych w tkankach storni w 2018 r. były niższe od średniej zawartości z lat 2016-2017, a w przypadku kadmu jest to wartość niższa o 31%. Jedynie zawartość ołowiu w wątrobie była wyższa o 30%.

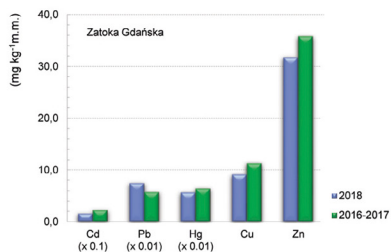
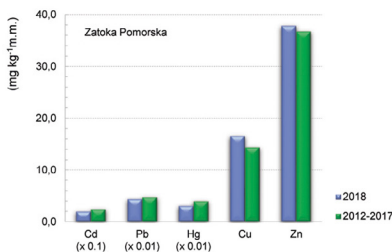
W 2018 roku stornia z Zatoki Pomorskiej charakteryzowała się niższą zawartością ołowiu i rtęci w porównaniu z osobnikami z Zatoki Gdańskiej, odpowiednio o 72% i 86%. Jednak w przypadku kadmu, miedzi i cynku niższymi stężeniami charakteryzowały się ryby z Zatoki Gdańskiej, odpowiednio o 20%, 45% i 16%.

W przypadku średnich wartości stężeń z okresu pomiarów 2012-2018 dla ryb z Zatoki Pomorskiej oraz 2016-2018 dla ryb z Zatoki Gdańskiej obserwuje się dokładnie taki sam stan jak dla 2018 roku. Stornia z Zatoki Pomorskiej charakteryzuje się niższą zawartością ołowiu i rtęci w porównaniu z osobnikami z Zatoki Gdańskiej, odpowiednio o 35% i 61%. Jednak w przypadku kadmu, miedzi i cynku niższymi stężeniami charakteryzują się ryby z Zatoki Gdańskiej, odpowiednio o 15%, 28% i 7%.

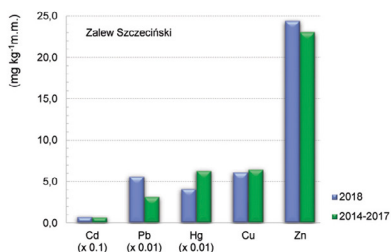
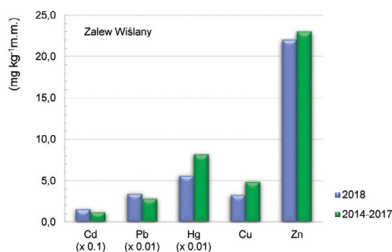
Zawartość kadmu i ołowiu w wątrobie okonia z Zalewu Wiślanego była w 2018 r. wyższa od średniej zawartości w wieloleciu 2014-2017, odpowiednio o 30% i 21%.



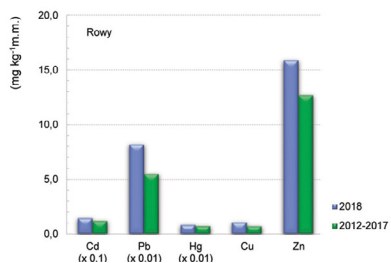
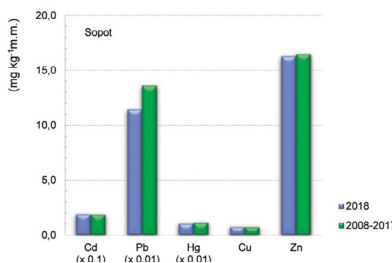
Rys. IV.1.19. Stężenie kadmu, ołowiu, miedzi i cynku w wątrobie oraz rtęci w mięśniach śledzia z łowiska władysławskiego oraz łowiska kołobrzeczko-darłowskiego w 2018 r. na tle wartości średnich z lat 2008-2017



Rys. IV.4.1.20. Stężenie kadmu, ołowiu, miedzi i cynku w wątrobie oraz rtęci w mięśniach storni w 2018 r. na tle wartości średnich z lat 2012-2017 dla Zatoki Pomorskiej oraz lat 2016-2017 dla Zatoki Gdańskiej



Rys. IV.1.21. Stężenie kadmu, ołowiu, miedzi i cynku w wątrobie oraz rtęci w mięśniach okonia z Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego w 2018 r. na tle wartości średnich z lat 2014-2017



Rys. IV.1.22. Stężenie kadmu, ołowiu, miedzi, cynku oraz rtęci w tkance omułka w 2018 r. na tle wartości średnich z lat 2008-2017 z Zatoki Gdańskiej (rejon Sopotu) oraz lat 2012-2017 dla rejonu Głazowiska Rowy

W przypadku zawartości rtęci (o 32%), miedzi (o 33%) oraz cynku (o 4%) stwierdzono wartości niższe od średniej zawartości w wieloleciu (rys. IV.1.21).

W rybach z Zalewu Szczecińskiego zawartość kadmu, ołowiu i cynku w wątrobie okonia była w 2018 r. wyższa od średniej zawartości w wieloleciu 2014-2017. W przypadku zawartości rtęci (o 35%) oraz miedzi (o 6%) stwierdzono wartości niższe od średniej zawartości w wieloleciu.

Okoń z Zalewu Szczecińskiego charakteryzował się niższą zawartością kadmu i rtęci w porównaniu z osobnikami z Zalewu Wiślanego odpowiednio o 54% i 27%. Jednak w przypadku ołowiu, miedzi i cynku niższymi stężeniami charakteryzowały się ryby z Zalewu Wiślanego, odpowiednio o 65%, 87% i 11%.

Średnie wartości stężeń metali z okresu 2014-2018 są podobne do tych zanotowanych w 2018 roku. Okoń z Zalewu Szczecińskiego charakteryzuje się niższą zawartością kadmu i rtęci w porównaniu z osobnikami z Zalewu Wiślanego, odpowiednio o 49% i 23%. Jednak w przypadku ołowiu, miedzi i cynku niższymi stężeniami charakteryzuje się okoń z Zalewu Wiślanego, odpowiednio o 23%, 84,0 i 2%.

W 2018 roku zawartość ołowiu, rtęci, miedzi i cynku w małżach z Zatoki Gdańskiej była niższa od średniej z wielolecia 2008-2017, w granicach 1-16% w zależności od metalu, jedynie zawartość kadmu była nieznacznie wyższa o 1% (rys. IV.1.22).

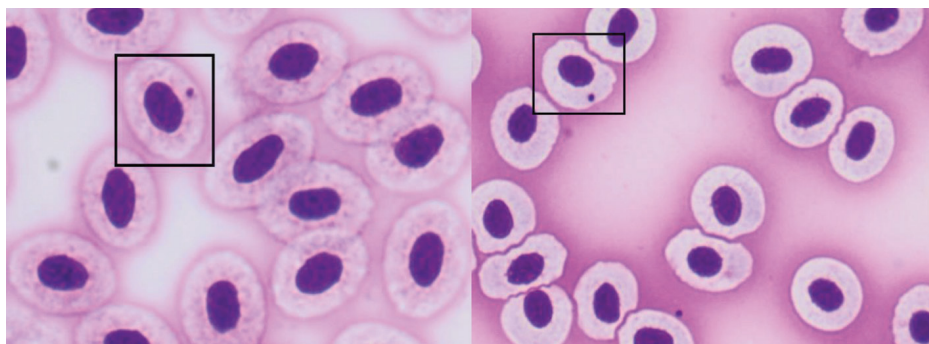
W przypadku małży pozyskanych z obszaru Głazowiska Rowy, zawartość wszystkich metali w 2018 r. była wyższa od średniej zawartości w wieloleciu 2014-2017. Zarówno w przypadku ołowiu i miedzi były to wartości wyższe o 49%.

Małże odłowione z obszaru Głazowiska Rowy w 2018 roku charakteryzowały się niższymi zawartościami oznaczanych metali ciężkich, z wyjątkiem miedzi, od tych uzyskanych dla małży z okolic Sopotu. Zawartość kadmu, ołowiu, rtęci i cynku była niższa, odpowiednio o 23%, 28%, 20% i 2%. W przypadku zawartości miedzi była ona wyższa o 47%.

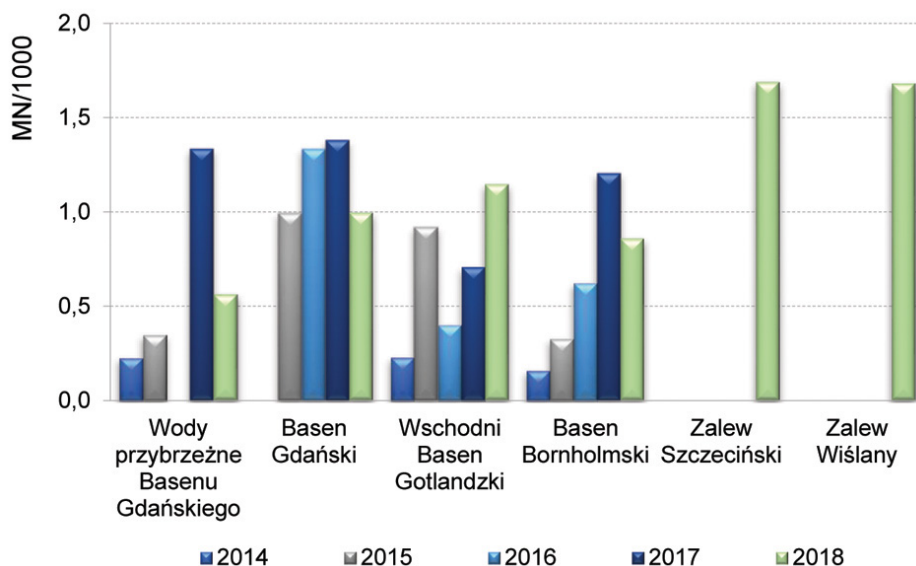
IV.2. EFEKTY ODDZIAŁYWANIA SUBSTANCJI NIEBEZPIECZNYCH

Tamara Zalewska, Anna Apanel

Do oceny oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy ryb odławianych w rejonie południowego Bałtyku wykorzystywana jest metoda testu mikrojądrowego [Barsiene i in. 2014]. Stosuje się ją najczęściej w analizie uszkodzeń cytotenetycznych na poziomie komórkowym, wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych [Fenech i in. 2000]. Liczba mikrojąder powstałych z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki jest miarą genotoksyczności określonych substancji obecnych w środowisku. Test ten znajduje szerokie zastosowanie w badaniach toksykologicznych u takich organizmów jak ryby czy bezkręgowce. Uważany jest za biologiczny wskaźnik stopnia zanieczyszczenia danego obszaru. Dlatego wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 r. do programu monitoringu Bałtyku [GIOŚ 2019].



Rys. IV.2.1. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego odłowionego w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2018 r. [GIOŚ 2019]



Rys. IV.2.2. Częstość występowania mikrojąder we krwi śledzi (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bormholmskiego) i okoni (Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany) w latach 2014-2018 [GIOŚ 2019]

W 2018 roku analizie mikroskopowej poddane zostały próbki krwi śledzia bałtyckiego i okoni, ryb odłowionych z sześciu obszarów południowego Bałtyku. Analiza polegała na zliczeniu nieprawidłowości występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów (rys. IV.2.1), których liczba jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm [Fenech i in. 2000].

W roku 2018 największa liczebność mikrojąder przypadająca na tysiąc komórek (MN/1000) wystąpiła w rybach odłowionych w rejonie Zalewu Szczecińskiego i wyniosła 1,69. W Zalewie Wiślanym wartość MN/1000 była zbliżona do tej odnotowanej w Zalewie

Szczecińskim i wynosiła 1,68. Uzyskane wyniki są większe od obserwowanych w innych gatunkach, co może mieć związek ze specyfiką gatunkową.

Wschodni Basen Gotlandzki charakteryzował się nieco niższą liczbą MN/1000 erytrocytów – 1,15. W Basenie Gdańskim oraz w Basenie Bornholmskim wartości były zbliżone i wyniosły odpowiednio 0,99 i 0,86, natomiast najniższą wartość (0,56) zanotowano w rybach z obszaru wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

W 2018 roku nastąpił nieznaczny spadek liczby MN/1000 w stosunku do 2017 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenie Gdańskim i w Basenie Bornholmskim; jedynie we wschodnim Basenie Gotlandzkim wystąpił nieznaczny wzrost. W odniesieniu do okresu 2014-2016 odnotowano wzrost wartości MN/1000 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim.

IV.3. ODPADY MORSKIE

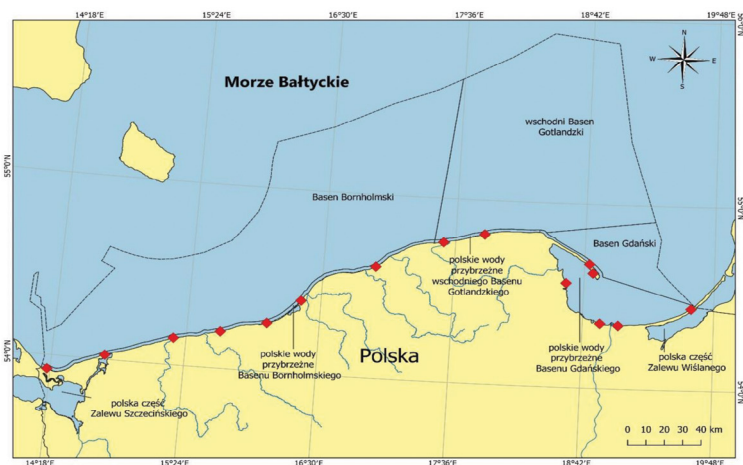
Tamara Zalewska, Joanna Maciak

Jednym z kluczowych zagadnień, które budzi w ostatnich latach ogromne zainteresowanie, jest zagrożenie dla środowiska morskiego wynikające z obecności odpadów. W 2015 roku, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, rozpoczęto realizację pilotażowego programu badań odpadów w środowisku morskim, który trwał do 2017 r. [GIOŚ 2019]. Od 2018 roku prowadzone są regularne badania odpadów gromadzonych na linii brzegowej, na piętnastu odcinkach o długości 1 km wybranych tak, aby odzwierciedlały stan całego Wybrzeża oraz reprezentowały różne typy plaż, miejska i wiejska, o różnym natężeniu ruchu turystycznego (rys. IV.3.1).

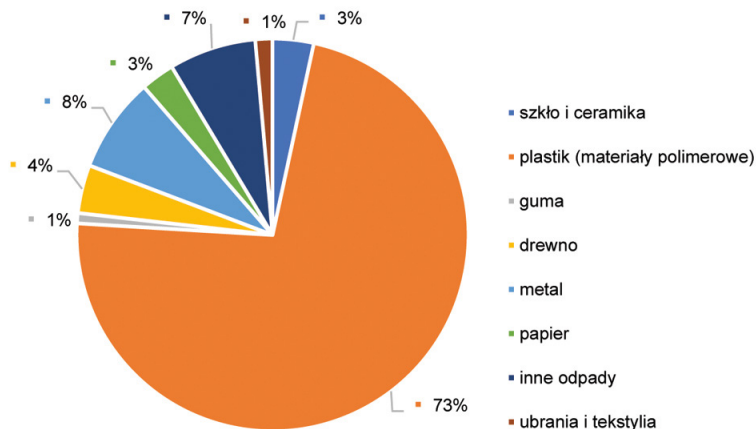
Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących się na całej szerokości odcinka, od linii wody do granicy plaży oraz przeprowadzono ich identyfikację w zakresie rodzaju materiału oraz wielkości zgodnie z ujednoliconą klasyfikacją. Zliczanie przeprowadzone było czterokrotnie w ciągu roku: na przełomie kwietnia i maja, w lipcu, na przełomie września i października oraz na przełomie grudnia i stycznia 2019 roku. Odpady zostały zakwalifikowane do siedmiu kategorii: plastiki, szkło i ceramika, guma, drewno, metal, ubrania i tekstylia. Odpady niezakwalifikowane przypisano do grupy „odpady inne” [GIOŚ 2019].

Pod względem sumarycznej liczby odpadów największym udziałem, oprócz odpadów plastikowych (73%), charakteryzowały się odpady metalowe (8%) oraz odpady inne (7%). Udział odpadów w kategorii drewno wynosił 4%, a w kategorii odpady papierowe, szkło i ceramika 3%. Udział odpadów ubrania i tekstylia, jak również odpadów gumowych stanowił 1% (rys. IV.3.2). Głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej Wybrzeża jest turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem, które prowadzą właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej.

W roku 2018 odnotowano dwukrotny wzrost liczby odpadów na linii polskiego Wybrzeża: z 10523 sztuk w 2017 r. do 20829 sztuk [GIOŚ 2019]. Największa liczba odpadów (3820) wystąpiła na odcinku Dziwnów, przy czym udział odpadów plastikowych był największy (rys. IV.3.3). Liczba odpadów z kategorii metal wynosiła 412 sztuk i oznacza to trzykrotny wzrost w porównaniu do roku ubiegłego. Liczba z kategorii szkła i ceramiki była zbliżona i wyniosła 114. W latach 2015 i 2016 największą liczebnością odpadów charakteryzował się odcinek w Mielnie (4388 w 2015 r. i 4792 w 2016 r.), w 2017 r. odnotowano spadek do 794 sztuk, natomiast w 2018 r. liczba odpadów wzrosła trzykrotnie (2638).



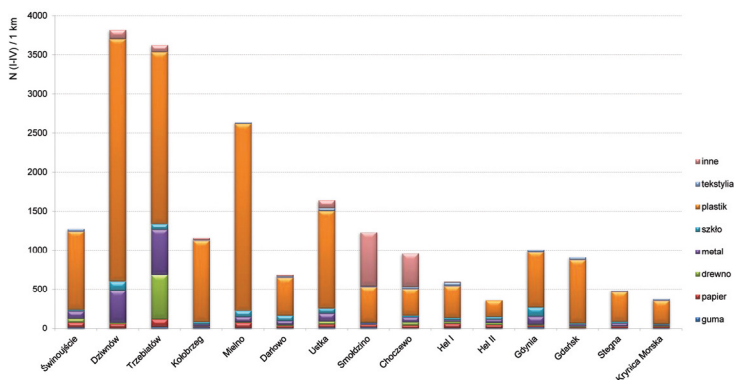
Rys. IV.3.1. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego Wybrzeża w 2018 r. [GIOŚ 2019]



Rys. IV.3.2. Udział procentowy poszczególnych kategorii wszystkich odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego Wybrzeża w 2018 roku

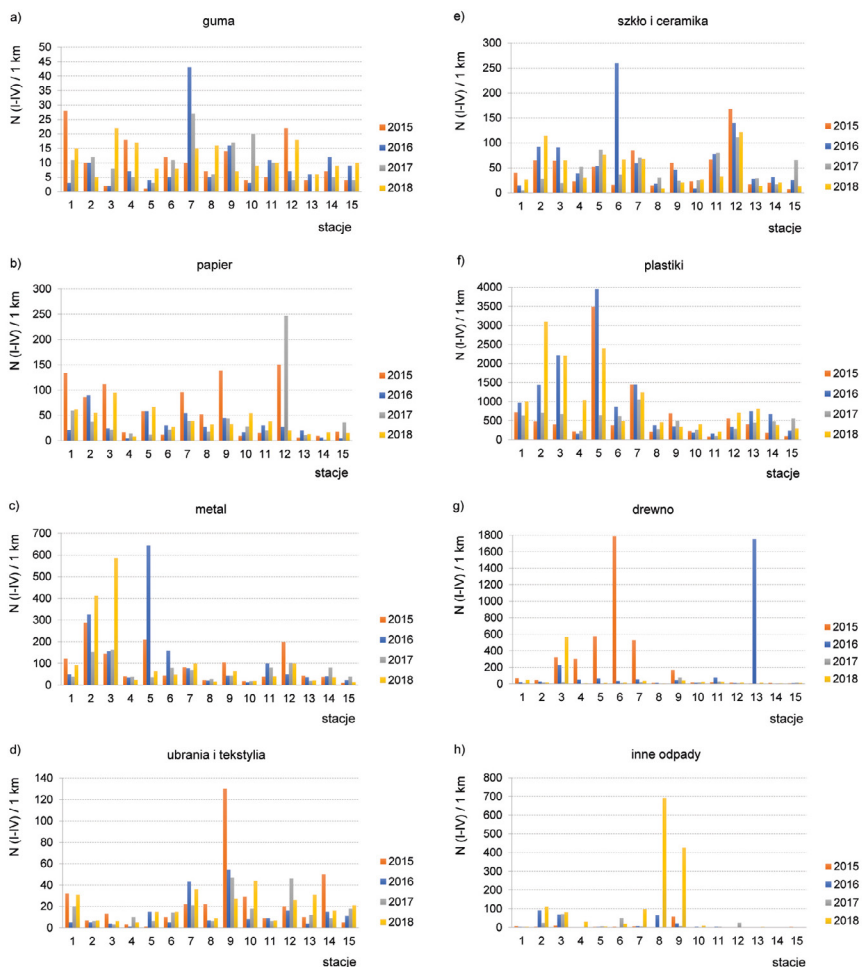
Wzrost liczby odnotowanych odpadów w stosunku do 2017 r. odnotowano również na innych odcinkach. W przypadku Trzebiatowa i Ustki sumaryczna liczba odpadów wyniosła odpowiednio 3622 i 1638, natomiast w przypadku Świnoujścia, Smołdzina i Kołobrzegu liczba odpadów odnotowana we wszystkich sezonach była bardzo zbliżona i mieściła się w zakresie od 1278 do 1158 sztuk. Najmniejszą liczbą odpadów (poniżej 500) charakteryzowały się odcinki: Hel I, Stegna, i Krynica Morska, przy czym podobnie jak w innych lokalizacjach, dominowały tam odpady plastikowe, stanowiące ponad 50% zidentyfikowanych odpadów (rys. IV.3.3).

Z porównania liczebności odpadów w poszczególnych kategoriach, odnotowanych na piętnastu odcinkach w latach 2015-2018 (rys. IV.3.4) wynika, że w 2018 r. odnotowano wzrost liczebności odpadów gumowych w: Trzebiatowie, Świnoujściu, Kołobrzegu, Mielnie, Smołdzinie, Gdyni, Gdańsku, Stegnie i Krynicy Morskiej (rys. IV.3.4a). Wzrost odnotowano również na odcinkach: Dziwnów, Darłowo, Ustka i Choczewo; zliczono znacznie mniejszą liczbę odpadów gumowych. W 2017 roku na odcinku Gdańsk nie odnotowano odpadów gumowych, natomiast w 2016 i 2018 r. zliczono sześć gumowych elementów. W przypadku odpadów papierowych, na dziesięciu odcinkach odnotowano wzrost ich liczebności w 2018 r. w porównaniu z rokiem ubiegłym. Wyjątkiem była Gdynia, na której liczba odpadów spadła blisko dziesięciokrotnie (rys. IV.3.4b). Na stacji Hel I odnotowano wzrost liczby odpadów papierowych z 9 w 2015 r. do 54 sztuk w 2018 roku. Na odcinkach: Świnoujście, Dziwnów, Mielno, Ustka i Choczewo odnotowano wzrost liczby odpadów, która wynosiła od 63 do 412 sztuk. Na odcinku Trzebiatów odnotowano prawie czterokrotny wzrost liczby elementów metalowych w porównaniu z rokiem poprzednim (z 162 sztuk w 2017 r. do 585 sztuk w 2018 r.) i jest to największa liczba odpadów z tej grupy na tym odcinku w ciągu trzech lat monitoringu odpadów w strefie brzegowej (rys. IV.3.4c). Taka sama jak w 2017 r. liczba odpadów metalowych charakteryzowała odcinki Hel I i Gdańsk, w pozostałych lokalizacjach liczba elementów metalowych pozostawała na zbliżonym poziomie bądź nieznacznie się zmniejszyła. W 2018 roku na



Rys. IV.3.3. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana w 2018 r. na poszczególnych odcinkach, w siedmiu głównych kategoriach [GIOŚ 2019]

dwunastu z piętnastu odcinków odnotowano wzrost liczby odpadów w kategorii ubrania i tekstylia w odniesieniu do lat 2017 i 2016 (rys. IV.3.4d). Najwięcej odpadów tego typu zliczono w Helu I (44 sztuki), podczas gdy na odcinku Choczewo odnotowano spadek liczby odpadów z tej kategorii (ze 130 sztuk w 2015 r. do 27 sztuk w 2018 r.). Największy wzrost liczby odpadów szklanych i ceramicznych oraz plastikowych wystąpił w 2018 r. w Dziwnowie (rys. IV.3.4e). Liczba odpadów szklanych i ceramicznych wzrosła czterokrotnie w stosunku do roku poprzedniego, a liczba odpadów plastikowych o 2392 sztuki. Największy wzrost liczby elementów drewnianych wystąpił na odcinku Trzebiatów (z 21

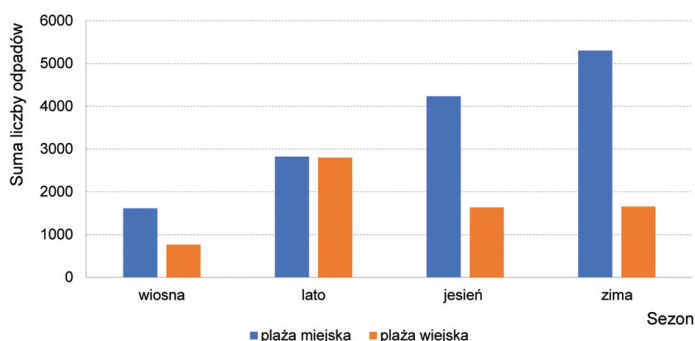


Rys. IV.3.4. Liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015-2018; numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1 – Świnoujście, 2 – Dziwnów, 3 – Trzebiatów, 4 – Kołobrzeg, 5 – Mielno, 6 – Darłowo, 7 – Ustka, 8 – Smołdżino, 9 – Choczewo, 10 – Hel I, 11 – Hel II, 12 – Gdynia, 13 – Gdańsk, 14 – Stegna, 15 – Krynica Morska; UWAGA: różne skale na wykresach [GIOŚ 2019]

sztuk w 2017 r. do 567 sztuk w 2018 r.; rys. IV.3.4g) i była to najwyższa liczba odnotowanych odpadów tej kategorii na tym odcinku w latach 2015-2018. Odpady zaliczane do kategorii inne nie wystąpiły w czterech lokalizacjach, w pięciu wystąpiły w liczbie kilku sztuk, natomiast w czterech lokalizacjach zliczono od 30 do 97 sztuk. Natomiast największej odpadów z tej kategorii odnotowano w Smołdzinie i w Choczewie (rys. IV.3.4h).

Badania liczebności odpadów w strefie brzegowej obejmowały siedem odcinków reprezentujących plażę miejską oraz osiem odcinków plaż wiejskich o charakterze turystycznym. Największą sumaryczną liczbę odpadów w 2018 r. odnotowano na plażach miejskich w sezonie zimowym (rys. IV.3.6). W okresie wzmożonej intensywności turystycznej sumaryczna ilość odpadów na plaży miejskiej i wiejskiej była taka sama. Najmniejszą liczbą odpadów charakteryzowała się plaża wiejska w sezonie wiosennym.

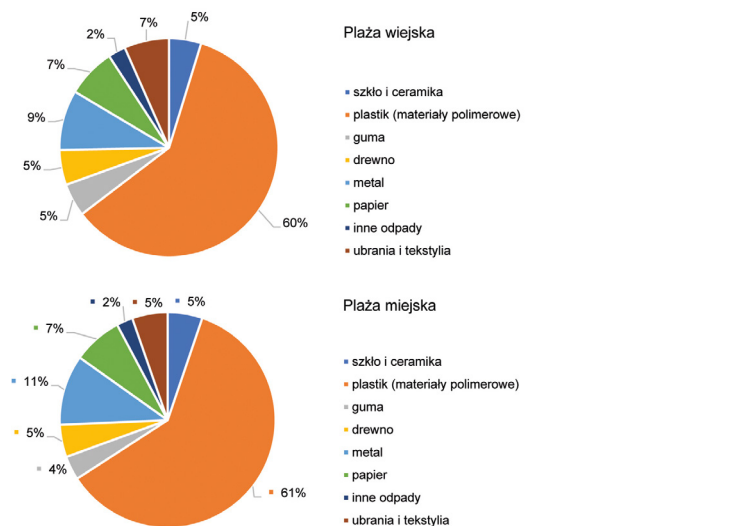
W zakresie udziału procentowego poszczególnych kategorii odpadów, odnotowywanych odpowiednio na odcinkach miejskich i wiejskich, w 2018 r. największy udział miały odpady plastikowe, odpowiednio 61% i 60% (rys. IV.3.7). Znaczny był również udział odpadów metalowych, który wynosił 11% w przypadku plaży miejskiej i 9% w przypadku plaży wiejskiej. Udziały odpadów papierowych (7%) i drewnianych (5%) były takie same. Udział odpadów z kategorii inne wynosił odpowiednio 5% na plaży miejskiej i 7% na plaży wiejskiej. W celu prześledzenia zmian sezonowych przedstawiono udział poszczególnych kategorii odpadów w czterech sezonach na wszystkich odcinkach, na których prowadzono badania w 2018 roku. Dominującym rodzajem odpadów we wszystkich okresach badań były plastiki. W sezonie wiosennym, jesiennym i zimowym ich udział był na poziomie 71-80% (rys. IV.3.7). W okresie letnim ich udział procentowy był o 12% niższy niż w okresie jesiennym i wynosił 68%. Jest to najprawdopodobniej związane z systematycznym sprzątaniami plaż w okresie wakacyjnym. Znaczny był również udział odpadów z kategorii inne, wynoszący odpowiednio 19% latem, 5% jesienią i 2% zimą. W sezonie wiosennym nie odnotowano żadnego odpadu z tej kategorii. Najwyższy udział odpadów metalowych (11%) odnotowano zimą; w pozostałych sezonach udział wyniósł 9% (wiosna), 7% (jesień) i 5% (lato). W okresie zimowym stwierdzono znaczny



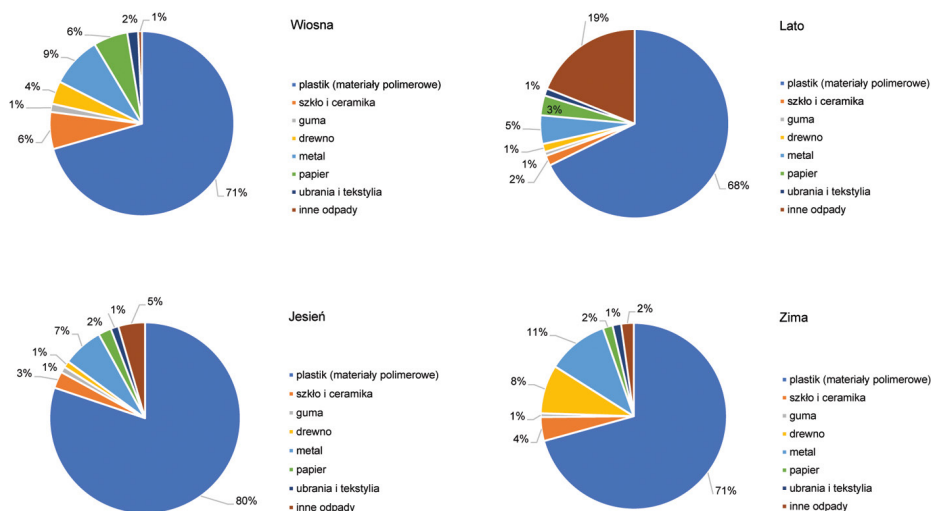
Rys. IV.3.5. Suma wszystkich odpadów odnotowywanych na wszystkich odcinkach w czterech sezonach w 2018 roku

udział odpadów drewnianych (8%), które w pozostałych sezonach stanowiły od 1% do 4%. W przypadku pozostałych kategorii odpadów ich udział nie przekraczał 4%.

W celu zidentyfikowania najbardziej znaczących źródeł odpadów, wytypowano dwadzieścia rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (tab. IV.3.1). W 2018 roku najliczniej, podobnie jak w roku ubiegłym, występowały niedopałki papierosów i filtry (6410), których udział w całkowitej liczbie odpadów wynosił aż 38,3%.



Rys. IV.3.6. Udział procentowy poszczególnych kategorii odpadów odnotowywanych odpowiednio na odcinkach miejskich i wiejskich w 2018 roku



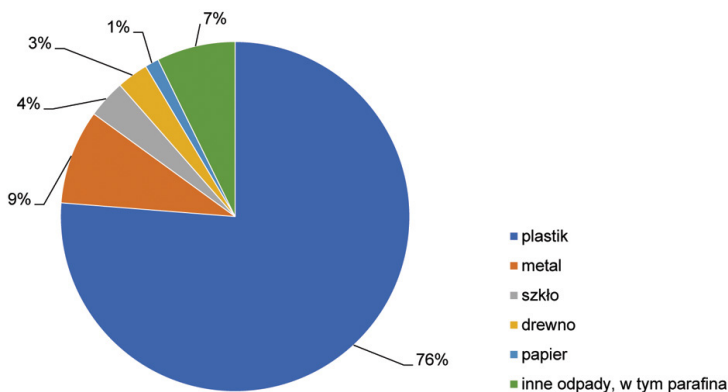
Rys. IV.3.7. Udział procentowy poszczególnych kategorii odpadów odnotowywanych odpowiednio na odcinkach miejskich i wiejskich w 2018 roku

Na drugim miejscu znalazły się parafina i wosk z grupy odpady inne, którym odpowiadał udział na poziomie 7,3%. Na trzecim miejscu znalazły się kapsle i wieczka z kategorii metal stanowiące 6,8% wszystkich odpadów. Analiza dominujących rodzajów odpadów jednoznacznie wskazuje, że ich głównym źródłem jest turystyka.

Tabela IV.3.1. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w 2018 r. [GIOŚ 2019]

Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
Plastiki	Niedopałki papierosów i filtry	6410	38,3
Inne odpady	Parafina/wosk	1219	7,3
Metal	Kapsle od butelek, wieczka	1137	6,8
Plastiki	Kapsle/pokrywy po napojach	1124	6,7
Plastiki	Słomki, mieszadła	801	4,8
Plastiki	Opakowania po słodyczach/chipsach	686	4,1
Plastiki	Małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	662	4,0
Sztko i ceramika	Butelki (kawałki butelek)	593	3,5
Drewno	Inne drewno >50 cm	487	2,9
Plastiki	Butelki po napojach >0,5 l	442	2,6
Plastiki	Kawałki plastiku 0-2,5 cm	429	2,6
Plastiki	Kawałki plastiku 2,5 cm > < 50 cm	429	2,6
Plastiki	Patyczki po lodach/lizakach	425	2,5
Metal	Puszki po napojach	326	1,9
Plastiki	Butelki po napojach <= 0,5 l	311	1,9
Plastiki	Torby na zakupy i ich kawałki	297	1,8
Plastiki	Kawałki polistyrenu 0-2,5 cm	295	1,8
Plastiki	Kawałki polistyrenu 2,5 cm > < 50 cm	232	1,4
Plastiki	kubki i pokrywy	227	1,4
Plastiki i tektura	Fragmety papieru	215	1,3

Wśród dwudziestu typów najliczniej występujących odpadów w 2018 r. dominowały odpady plastikowe, podobnie jak miało to miejsce latach poprzednich. Udział plastików utrzymuje się na poziomie 70%. Wysoki udział odpadów odnotowano również dla metalu 9%. Inne odpady stanowiły 7%, a udział odpadów z kategorii: szkło, drewno, papier nie przekroczył 5%. (rys. IV.3.8).



Rys. IV.3.8. Udział procentowy kategorii przypisanych najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2018 r. [GIOŚ 2019]

IV.4. HAŁAS PODWODNY

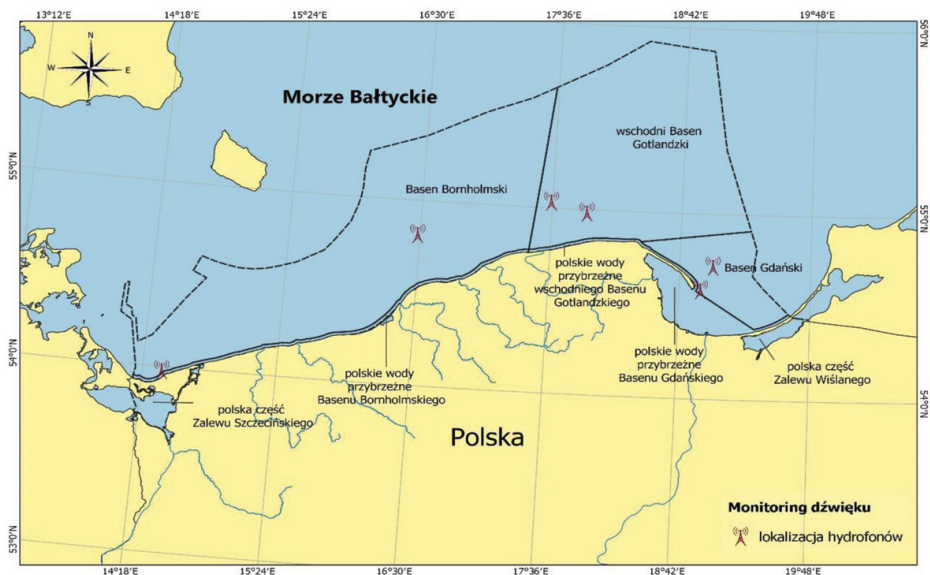
Krzysztof Piłczyński

Hałas podwodny (impulsowy oraz ciągły), zgodnie z zapisami w RDSM oraz Decyzji Europejskiej 2017/848, określany jest mianem zanieczyszczenia spowodowanego działalnością człowieka, które powoduje lub może powodować negatywne skutki w żywych zasobach i ekosystemach morskich. W związku z powyższym, prowadzone są systematyczne badania dotyczące szumów podwodnych pochodzenia antropogenicznego w ramach realizacji monitoringu środowiskowego Polskich Obszarów Morskich (POM).

DŹWIĘKI CIĄGŁE

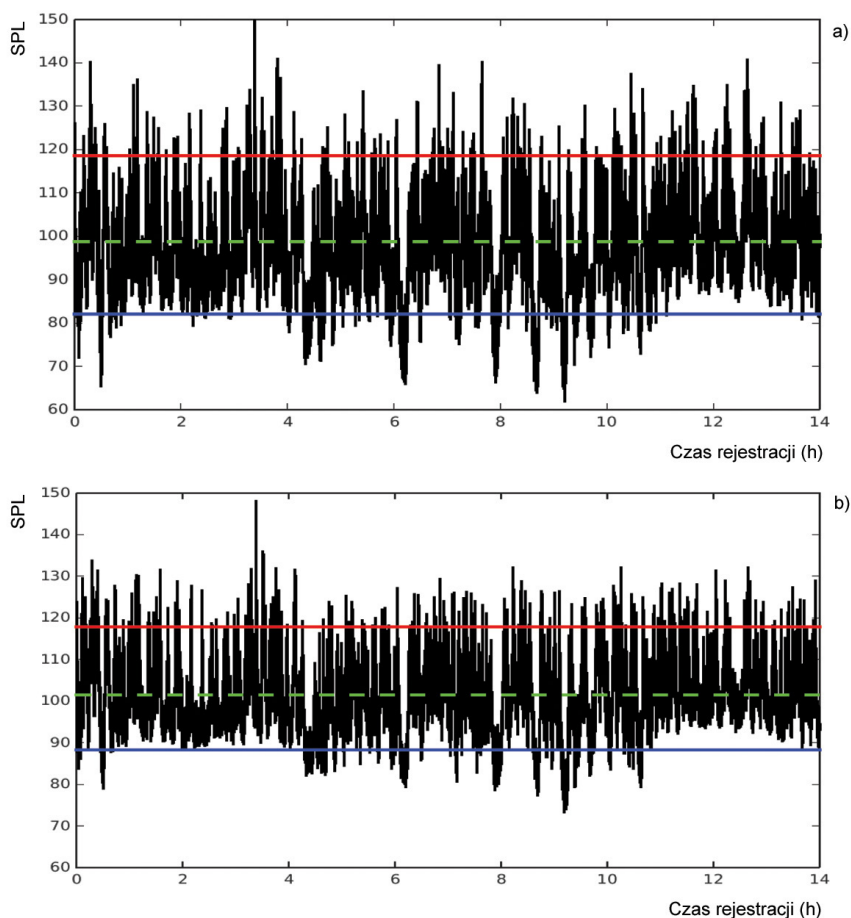
W listopadzie i grudniu 2018 roku przeprowadzona została rejestracja hałasu ciągłego w POM. Sześć hydrofonów SM3M, firmy Wildlife Acoustics, umieszczono w lokalizacjach pozwalających na uzyskanie jak najlepszej charakterystyki hałasu ciągłego dla całego obszaru badań, obejmującego polską strefę ekonomiczną, ze szczególnym rozgraniczeniem na Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański oraz obszary polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (rys. IV.4.1). Rejestracja dźwięku podwodnego odbyła się w formie zapisu ciągłego z częstotliwością próbkowania 48 kHz oraz wzmocnieniu dźwięku 0 dB.

Dane z zarejestrowanym szumem podwodnym przetworzono w celu wyodrębnienia zmian poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w poszczególnych obszarach POM, w odniesieniu do 1 μ Pa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

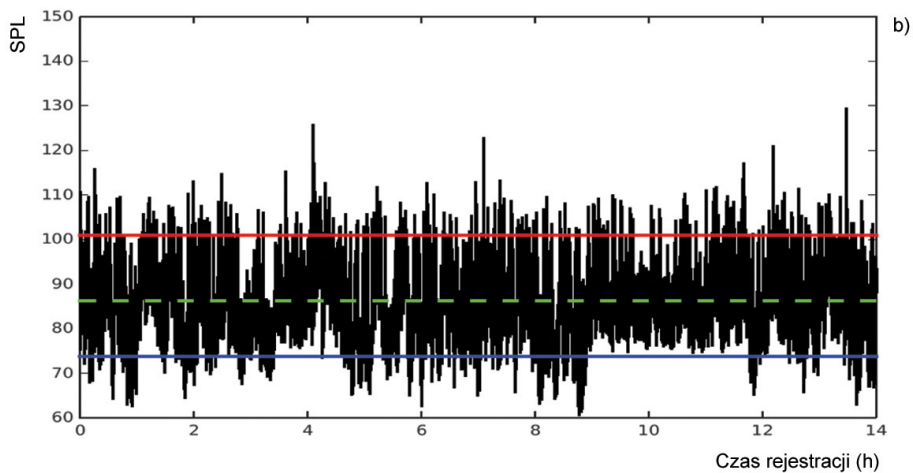
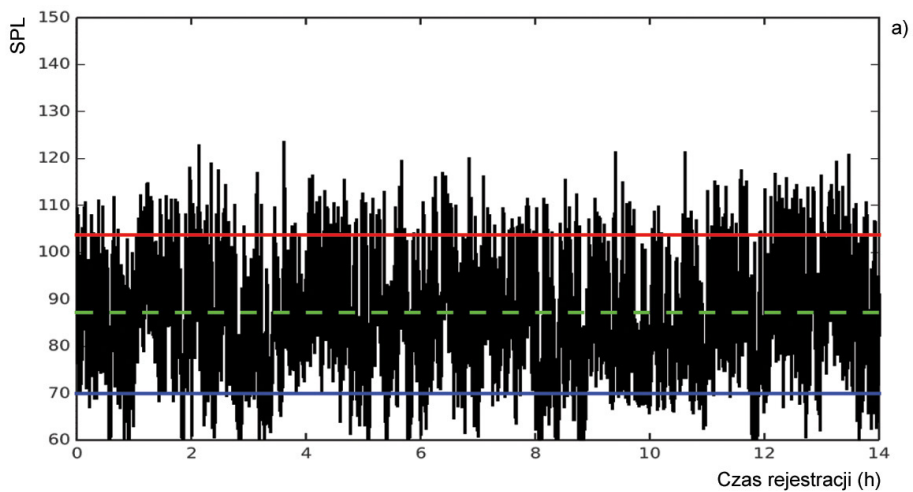


Rys. IV.4.1. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku w 2018 roku

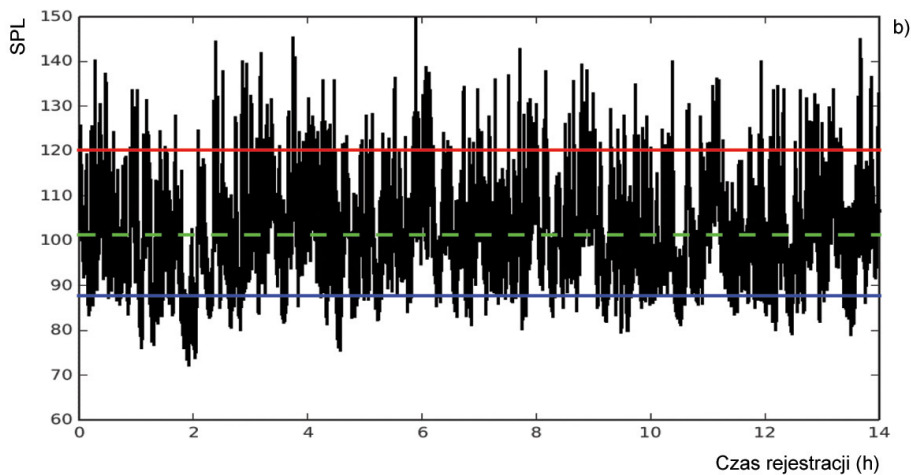
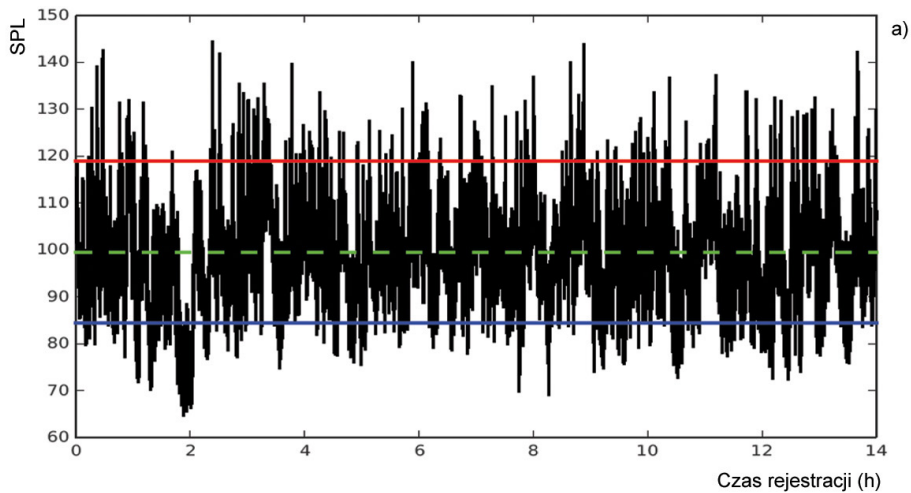
Poniżej przedstawione zostały przykładowe wyniki z pomiaru ciągłego hałasu podwodnego na wybranych stacjach zlokalizowanych w strefach głębokich, blisko torów wodnych. Rezultaty z 2018 roku wskazują na pewne różnice w natężeniu zarejestrowanego hałasu na stacjach pomiarowych. Najwyższe zarejestrowane wartości poziomu hałasu, w obu pasmach 63 oraz 125 Hz, odnotowano w obszarach Basenu Bornholmskiego (rys. IV.4.2) oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego (rys. IV.4.3) – o wartości 140 i więcej dB. Niższe wartości, nieprzekraczające 130 dB, odnotowano natomiast w Basenie Gdańskim (rys. IV.4.4). Wyniki wskazują na dużą zmienność poziomu hałasu ze względu na lokalizację punktów pomiarowych w obszarze torów wodnych. To z kolei potwierdza dotychczasowy stan wiedzy o hałasie w obszarze Morza Bałtyckiego, że to żegluga stanowi istotne źródło hałasu podwodnego [Ross 2005], będącego czynnikiem negatywnie wpływającym na organizmy morskie.



Rys. IV.4.2. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a) oraz 125Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy; statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska – percentyl 5%, linia czerwona – percentyl 95%, linia zielona – mediana [GIOŚ 2019]



Rys. 4.4.4. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. W obszarze Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a) oraz 125Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów
 SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana (GIOŚ 2019)



Rys. IV.4.3. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego dla 63Hz (a) oraz 125Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy; statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska – percentyl 5%, linia czerwona – percentyl 95%, linia zielona – mediana [GIOŚ 2019]

V. CHARAKTERYSTYKA BIOLOGICZNA

V.1. FITOPLANKTON

Iwona Zaboroś, Marlena Mioskowska, Wojciech Kraśniewski

Skład gatunkowy, liczebność oraz biomasę fitoplanktonu oznaczano w ramach programu Państwowego Monitoringu Środowiska Morza Bałtyckiego w strefie głębokomorskiej w latach 2018-2021, na podstawie próbek pobranych w następujących lokalizacjach: w strefie głębokowodnej południowego Bałtyku, w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1), południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) i Głębi Bornholmskiej (st. P5), w strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża na stacjach Ł7, P16 i K6, w rejonie Zatoki Gdańskiej (st. P110) i Pomorskiej (st. B13) oraz w Zalewie Wiślanym (st. KW). Ponadto prowadzono badania w Zalewie Puckim na stacji ZP6 o wysokiej częstotliwości poboru próbek. Próbkę pobrano pięciokrotnie od kwietnia do listopada. Wyjątek stanowiła stacja ZP6, w przypadku której próbkę pobrano dwanaście razy. Z wyłączeniem wód Zalewu Wiślanego oraz Puckiego próbki pobierane były, w zależności od głębokości stacji, z warstw 0-10 oraz 10-20 metrów. W przypadku obu wymienionych zalewów, próbki wody do analiz pochodziły z głębokości do 4,5 metra. Ogólna liczba taksonów w próbkach została przedstawiona w podziale na warstwy poboru oraz łącznie (tab. V.1.1). Sumaryczna liczba gatunków zanotowanych w 2018 r. wynosiła 142.

Tabela V.1.1. Liczba taksonów fitoplanktonu na stacjach monitoringowych w 2018 roku

Warstwa	ZP6	P110	KW	P16	K6	Ł7	B13	P1	P140	P5
0-10	76	66	59	55	55	66	66	57	60	42
10-20	-	67	-	-	-	51	-	64	56	46
Łącznie	76	79	59	57	55	75	66	73	63	54

Największą różnorodność gatunkową stwierdzono w obszarze wód centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110), Zalewie Puckim (st. ZP6) oraz Głębi Gdańskiej (P1). Pozostałe stacje poboru charakteryzowały się mniejszą różnorodnością, z wyjątkiem stacji Ł7, na której notowano zbliżoną liczbę gatunków. Najmniejszą liczbę gatunków odnotowano w Zalewie Wiślanym (st. KW), w strefie głębokowodnej w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5) i w strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża (st. K6).

Opis występowania i zmienności fitoplanktonu w monitorowanych rejonach oparto na wartościach biomasy (bioobjętości) oraz liczebności sześciu głównych grup: Cyanophyceae (sinice), Bacillariophyceae (okrzemki), Cryptophyta (kryptofity), Dinophyceae (bruzdnice), Ciliophora (orzęski) i Chlorophyta (zielenice) oraz taksonów z grup Chrysophyceae, Euglenoidea, Haptophyta, Zoomastigophora, Unicell oraz Flagellates skategoryzowanych jako jedna grupa – „pozostałe”.

ZALEW WIŚLANY (STACJA KW)

Analiza fitoplanktonu w próbkach wody pobranych na stacji pomiarowej w rejonie Zalewu Wiślanego (st. KW), w przypadku której próbki pobierano z warstwy wody 0-3,5 m, wykazała że stacja ta charakteryzowała się największymi wartościami biomasy i liczebności fitoplanktonu w stosunku do pozostałych badanych stacji (rys. V.1.1), co spowodowane było w głównej mierze dominacją sinic (Cyanophyceae), szczególnie widoczną w miesiącach letnich. Pierwszy pobór próbek na tej stacji wykonano w kwietniu, kiedy to pomimo występowania znacznej liczebności przedstawiciela kryptofitów z gatunku *Plagioselmis prolunga*, w biomacie dominował gatunek orzęska *Mesodinium rubrum*. Zróżnicowanie gatunkowe w tym miesiącu było największe.

Od maja do sierpnia, zarówno w liczebności, jak i w biomacie, dominowały sinice. W maju przeważały gatunki: *Dolichospermum lemmermannii*, *Dolichospermum spiroides*, *Aphanizomenon* spp., *Planktolyngbya contorta* oraz nanoplanktonowe sinice z gatunków: *Lemmermanniella parva*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia* sp., *Chroococcus* sp., *Chroococcales* sp., *Snowella* sp., *Coelosphaerium* sp., *Aphanocapsa delicatissima*, *Anathece minutissima* oraz *Cyanodictyon* sp. Maksimum biomasy sinice osiągnęły w lipcu z uwagi na intensywny zakwit form nitkowatych z rodzaju *Aphanizomenon*. W próbach jesiennych odnotowano duży zakwit gatunków z rodzaju *Dolichospermum*, tj.: *Dolichospermum lemmermannii*, *Dolichospermum spiroides* oraz *Dolichospermum flosaquae*, co miało wpływ na bardzo wysoką biomasę oraz liczebność fitoplanktonu na tej stacji. W listopadzie liczebność znacznie spadła, a w składzie taksonomicznym pojawił się gatunek okrzemki *Coscinodiscus* sp. oraz powszechnie występujący orzęsek *Mesodinium rubrum*. Gatunki te ze względu na swoje duże rozmiary miały znaczący udział w biomacie. Liczba gatunków w Zalewie Wiślanym była mała w porównaniu do pozostałych stacji monitoringowych (tab. V.1.1). Należy dodać, że w próbkach pobranych latem odnotowano wprawdzie kilka gatunków zielenic, m.in.: *Oocystis* sp., *Desmodesmus communis*, *Monoraphidium minutum*, *Crucigenia quadrata*, *Desmodesmus* sp. i *Tetraedron minimum*, jednak w porównaniu z dużą biomasą sinic, nie miały one znaczącego udziału w próbkach.

ZALEW PUCKI (STACJA ZP6)

W stacji ZP6 próbki fitoplanktonu pobierano z jednej warstwy wody, od powierzchni do maksymalnej głębokości 4,5 m, z wysoką częstotliwością, tj. dwanaście razy w okresie od kwietnia do listopada. Zanotowana struktura gatunkowa fitoplanktonu była zróżnicowana i charakteryzowała się wysoką liczbą gatunków (tab. V.1.1), a dominującymi grupami w biomacie były Dinophyceae (wiosna), Bacillariophyceae (wczesna wiosna oraz jesień) oraz Cyanophyceae (lato). Rozkład biomasy oraz liczebności na tej stacji w poszczególnych terminach poboru przedstawiono na rysunku V.1.2.

Na początku kwietnia odnotowano zakwit okrzemek: *Skeletonema marinoi* oraz rodzaju *Chaetoceros* i *Thalassiosira*. W próbie zebranej pod koniec kwietnia

w liczebności i biomacie przeważały bruzdnice *Peridiniella catenata* oraz *Protopteridium* sp. Na początku maja nastąpił spadek liczebności i biomasy wszystkich gatunków fitoplanktonu. W próbkę przeważały Bacillariophyceae za sprawą gatunków *Chaetoceros* sp. oraz *Thalassiosira* sp. Odnotowano także wysoką biomasę orzęska *Mesodinium rubrum*. Pod koniec maja w liczebności przeważały bruzdnice oraz sinice.

Pomimo iż zakwitły bruzdnic są charakterystyczne dla okresu późnej wiosny, zanotowano znaczne wartości biomasy i liczebności tej grupy w czerwcu, na skutek licznego występowania osobników z gatunku *Heterocapsa triquetra*. W tym miesiącu stwierdzono także zakwit sinic *Dolichospermum* sp. oraz *Aphanizomenon* sp. W lipcu odnotowano zwiększoną biomasę orzęska *Mesodinium rubrum* oraz zakwit sinicy *Aphanizomenon flosa-quae*. Mniej licznie wystąpiły nanoplanktonowe sinice z rodzajów: *Aphanothece*, *Aphanocapsa*, *Lemmermanniella*, *Merismopedia*, *Cyanodictyon* oraz *Aphanocapsa*. W okresie od sierpnia do listopada na stacji ZP6 pojawiła się bardzo wysoka biomasa okrzemek, za co odpowiadał gatunek z rodzaju *Coscinodiscus*. W przypadku stacji ZP6 w całym badanym okresie obecne były gatunki: *Mesodinium rubrum*, który charakteryzował się wysoką biomasą w próbkę oraz kryptofity *Plagioselmis prolunga* i *Teleaulax acuta*.

ZATOKA GDAŃSKA (STACJA P110)

W wodach centralnej Zatoki Gdańskiej, na stacji P110, próby pobierano z dwóch warstw, 0-10 m oraz 10-20 m, natomiast analizę zmienności fitoplanktonu wykonano całościowo dla warstwy 0-20 m (rys. V.1.3). Struktura gatunkowa fitoplanktonu była zróżnicowana, a dominującymi grupami były Dinophyceae, Cyanophyceae oraz Bacillariophyceae; ta ostatnia grupa dominowała w biomacie jesienią.

Za największą liczebność fitoplanktonu w maju odpowiadały bruzdnice: *Peridiniella catenata*, *Heterocapsa rotundata* oraz *Katodinium glaucum*. Odnotowano też wysoką liczebność gatunku *Chrysochromulina* sp. włączonej do grupy „pozostałe” oraz zieleńców, m.in. *Coelastrum microporum* i *Dictyosphaerium ehrenbergianum*. Największą biomasę w maju zanotowano w przypadku bruzdnic z rodzaju *Gonyaulax* oraz gatunków *Heterocapsa rotundata* i *Dinophysis acuminata*.

W okresie letnim (czerwiec-sierpień), zarówno w biomacie, jak i w liczebności, zdecydowaną przewagę osiągnęły sinice (Cyanophyceae), co jest typowe dla tego okresu. W czerwcu odnotowano wysoką liczebność gatunku *Chrysochromulina* sp., *Ebria tripartita* oraz sinicy z rodzaju *Aphanizomenon*, która dominowała również w sierpniu pod względem biomasy i liczebności. W tym też miesiącu występowały nanoplanktonowe sinice głównie z rodzajów *Lemmermanniella*, *Cyanodictyon*, *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Snowella* oraz *Woronichinia*. We wrześniu odnotowano wysoką liczebność sinic nitkowatych, a także gatunków z grupy Cryptophyta. Ponadto pojawiły się zieleńce z rodzajów *Desmodesmus*, *Coleastrum*, *Monoraphidium* i *Oocystis*, a także gatunki *Crucigenia quadrata*, *Pediastrum duplex* var. *duplex* oraz dość licznie: *Eutreptiella* sp.,

Chrysochromulina sp. i *Ebria tripartita* włączone do grupy „pozostałe”. W listopadzie za wysoką biomasę odpowiadał gatunek okrzemki *Coscinodiscus granii*, co jest typowe dla tego okresu. W każdym badanym miesiącu na tej stacji odnotowano obecność orzęska *Mesodinium rubrum* oraz wysoką liczebność kryptofitów z rodzajów *Plagioselmis*, *Teleauax* oraz Cryptomodales, szczególnie w miesiącach jesiennych (rys. V.1.3).

ŚRODKOWE WYBRZEŻE (STACJA Ł7)

W strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża, na stacji Ł7, badania wykonano w dwóch warstwach wody: 0-10 oraz 10-20 m głębokości. Podobnie jak w przypadku stacji P110, analizę wykonano łącznie dla obu warstw (rys. V.1.4).

W kwietniu w biomacie zanotowano wysoki udział bruzdnic *Gymnodinium* sp. i *Gonyaulax* sp., sinicy *Aphanizomenon flos-aquae*, a także orzęska *Mesodinium rubrum*, który przyczynił się do bardzo wysokiej liczebności tej grupy fitoplanktonu. Odnotowano też wysoką liczebność zielenicy z gatunku *Binucelaria lauterborni*. W czerwcu biomasa fitoplanktonu kształtowała w dużej mierze obecność bruzdnic: *Dinophysis acuta*, *Gymnodinium* sp., *Dinophysis acuminata* oraz orzęska z gatunku *Mesodinium rubrum*. Latem (czerwiec i sierpień) największą liczebność osiągnął gatunek *Chrysochromulina* sp. włączony do grupy „pozostałych”. W okresie letnim w próbkach pojawiły się licznie sinice, wśród których dominowały rodzaje *Aphanocapsa*, *Aphanotece*, *Woronichinia*, *Snowella*, *Cyanodictyon*, a także nitkowate sinice *Planktolyngbya contorta* i *Aphanizomenon flos-aquae*. Na wysoką biomasę okrzemek w sierpniu i we wrześniu miały wpływ gatunki *Coscinodiscus* sp. i *Coscinodiscus granii*. Najwyższą biomasę tych gatunków zanotowano w listopadzie. We wrześniu wysoką liczebność osiągnęły kryptofity, których niższe liczebności notowano także w innych miesiącach. Chociaż udział zielenic w rozkładzie biomasy na stacji Ł7 był niewielki, warto zauważyć, że w obrębie tej grupy odnotowano stosunkowo wysokie liczebności taksonów. W każdym miesiącu odnotowano też obecność zielenic, np.: *Desmodesmus communis*, *Scenedesmus ellipticus*, *Acutodesmus acuminatus*, *Pseudopediastrum boryanum* oraz *Monoraphidium contortum*. Wśród bruzdnic dominowały gatunki *Gymnodinium* spp. Dodatkowo w sierpniu odnotowano obecność bruzdnic *Dissodinium pseudolunula*, której duże rozmiary osobnicze przyczyniły się do wysokich wartości biomasy bruzdnic na tej stacji. W całym okresie badań licznie występował również gatunek bruzdnic *Heterocapsa rotundata*. W listopadzie przeważający udział w biomacie osiągnął *Coscinodiscus granii*, typowy dla okresu jesiennego oraz występujący powszechnie na innych stacjach płytkowodnych.

ŚRODKOWE WYBRZEŻE (STACJA P16)

W wodach strefy płytkowodnej, na stacji P16, próbki pobierano z jednej (0-10 m) warstwy wody (rys. V.1.5). Zarówno pod względem biomasy, jak i liczebności na stacji dominowały okrzemki, które dużą liczebność oraz biomasę osiągnęły już w kwietniu, za sprawą zakwitu gatunków *Thalassiosira baltica*, *Skeletonema marinoi* oraz *Chaetoceros*

sp. Dużą biomasę w kwietniu osiągnął także gatunek orzęska *Mesodinium rubrum*. W próbkach licznie występowały również zielenice, głównie *Binuclearia lauterbornii*, bruzdnice – *Heterocapsa rotundata* oraz gatunki należące do grupy Cryptophyta. Lato to okres typowy dla występowania sinic, dlatego najwyższą liczebność w okresie czerwiec-sierpień osiągnęły sinice nanoplanktonowe oraz nitkowate: *Aphanizomenon flos-aquae* i *Aphanizomenon* sp. Miały one również istotny wpływ na wielkość biomasy, podobnie jak sinice nitkowate: *Nodularia spumigena* oraz *Aphanizomenon flos-aquae*. We wrześniu stwierdzono dużą biomasę okrzemek z rodzajów *Coscinodiscus* oraz *Chaetoceros*. Ponadto struktura jakościowa kryptofitów we wrześniu była stosunkowo zróżnicowana, co miało duży wpływ na liczebność fitoplanktonu zarówno we wrześniu, jak i listopadzie. Wartości biomasy fitoplanktonu od kwietnia do września były niskie w porównaniu z biomasą w listopadzie, głównie za sprawą obecności okrzemki *Coscinodiscus granii*. W przypadku tego gatunku wartość biomasy nie miała odzwierciedlenia w wysokiej liczebności, z powodu dużych rozmiarów osobników tego gatunku. We wrześniu odnotowano również typowe dla tego okresu okrzemki: *Diploneis elliptica*, *Chaetoceros wighamii*, *Chaetoceros danicus* oraz *Cyclotella choctawhatcheeana*. W całym okresie badań odnotowano dużą, w porównaniu do innych grup taksonomicznych na tej stacji, biomasę orzęska *Mesodinium rubrum*.

ŚRODKOWE WYBRZEŻE (STACJA K6)

W stacji K6 monitoring wykazał, iż główną część biomasy i liczebności fitoplanktonu, podobnie jak na stacji P16, stanowiły okrzemki Bacillariophyceae (rys. V.1.6). Liczebność oraz biomasę fitoplanktonu na tej stacji była bardzo wysoka w kwietniu, z uwagi na zakwit gatunku okrzemki *Skeletonema marinoi*. W czerwcu przeważający udział w biomasie fitoplanktonu miał gatunek orzęska *Mesodinium rubrum*, który miał również wpływ na wartości liczebności w tym okresie, kiedy to odnotowano także mniej licznie występujące gatunki bruzdnic: *Katodinium glaucum*, *Amylax triacantha* oraz *Oblea rotunda*. W okresie letnim (czerwiec-sierpień) wysoką liczebność osiągnęły gatunki *Chrysochromulina* spp. Nanoplanktonowe sinice, należące do rodzajów: *Snowella*, *Merismopedia*, *Planktolyngbya*, *Coelosphaerium*, *Chroococcus*, *Aphanocapsa* i *Chroococcales*, występowały w sierpniu. Odnotowano też gatunek sinicy *Aphanizomenon flos-aquae* oraz okrzemkę z rodzaju *Coscinodiscus*. Całkowita biomasę fitoplanktonu na tej stacji w sierpniu była niska. We wrześniu liczebność sinic znacznie spadła na rzecz kryptofitów. W próbkach pobieranych jesienią (wrzesień i listopad) zdecydowaną przewagę w biomasie osiągnęły okrzemki z gatunku *Coscinodiscus grani*.

ZATOKA POMORSKA (STACJA B13)

W stacji B13, ulokowanej w Zatoce Pomorskiej, badania prowadzono w jednej warstwie wody 0-10 m. Biomasę fitoplanktonu osiągała w tym obszarze wysokie wartości, szczególnie wiosną (rys. V.1.7). W kwietniu największy udział w liczebności i biomasie

stanowiły okrzemki, do czego przyczynił się zakwit gatunków: *Thalassiosira baltica*, *Chaetoceros* sp., *Cyclotella meneghiniana* oraz *Skeletonema marinoi*. Znaczny udział w biomacie w kwietniu miały orzęsek *Mesodinium rubrum*, bruzdnica *Peridiniella catenata* oraz *Ebria tripartita* włączony do grupy „pozostałe”. W czerwcu i sierpniu odnotowano dużą różnorodność taksonomiczną, a także znaczną liczebność nanoplanktonowych sinic: *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanothece* sp., *Cyanodictyon planctonicum*, *Lemmermanniella pallida*, *Snowella* sp., *Coelosphaerium* sp., *Anathece minutissima*, *Lemmermanniella parva* i *Aphanothece paralleliformis*. Ponadto w tych miesiącach licznie występowały gatunki *Chrysochromulina* sp. i *Pseudopediniella* sp., które włączono do grupy „pozostałe”. Za wysoką biomasę sinic w miesiącach letnich odpowiadał potencjalnie toksyczny gatunek sinicy *Aphanizomenon flos-aquae*. Największy procent biomasy we wrześniu stanowiły okrzemki z uwagi na zakwit gatunku *Coscinodiscus granii*. W próbach z września odnotowano wysoką liczebność Cryptophyta reprezentowanych głównie przez gatunki: *Teleauax acuta*, *Plagioselmis prolonga* oraz *Hemiselmis* sp. Zdecydowanym dominantem w biomacie w listopadzie był przedstawiciel okrzemek *Coscinodiscus granii*, a pod względem liczebności *Skeletonema marinoi* oraz występujące mniej licznie zielenice *Binuclearia lauterbornii* i *Acutodesmus obliquus*.

GLEBIA GDAŃSKA (STACJA P1)

W strefie głębokowodnej południowego Bałtyku, ze względu na dużą głębokość wód, próby pobierano z dwóch warstw (0-10 m oraz 10-20 m). Analiza zmienności grup fitoplanktonu została przedstawiona dla stacji głębokomorskich dla warstwy 0-20 m.

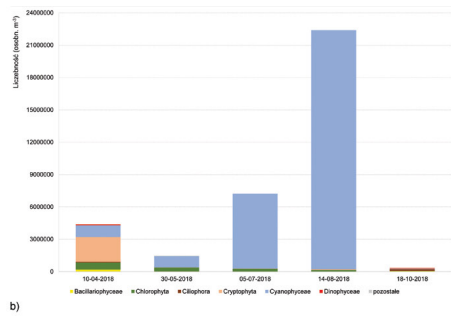
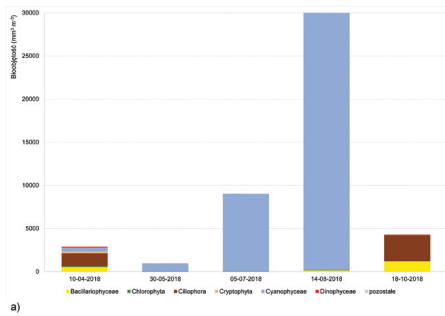
W rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1) biomasa fitoplanktonu wynikała głównie z zakwitów grup: Bacillariophyceae, Dinophyceae i Cyanophyceae. W kwietniu odnotowano zakwit bruzdnic *Amylax triacantha* i *Peridiniella catenata*. Znaczny udział w biomacie miał również rodzaj *Gymnodinium* i gatunek *Oblea rotunda*. Obecność bruzdnic, ze względu m.in. na temperaturę wody, jest typowa dla okresu wiosennego, jednakże podobny rozkład dominacji zanotowano również w czerwcu. W miesiącu tym odnotowano także wysoką biomasę bruzdnicy *Dinophysis acuminata*. Wysoki udział w biomacie miał również orzęsek *Mesodinium rubrum*. Wysoka liczebność w okresie letnim (czerwiec-sierpień) wynikała z udziału bruzdnic, sinic i gatunków z rodzajów *Euterptiella* i *Chrysochromulina*, które włączono do grupy „pozostałe” (rys. V.1.8). W okresie letnim pod względem liczebności dominowały nanoplanktonowe sinice z rodzajów: *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Cyanodictyon*, *Lemmermanniella* i *Woronichinia*, zaś do wysokiej biomasy przyczynił się głównie zakwit nitkowatych sinic, takich jak: *Aphanizomenon flos-aquae* i *Nodularia spumigena*. We wrześniu w biomacie dominował orzęsek *Mesodinium rubrum* oraz gatunek okrzemki *Coscinodiscus* sp. W listopadzie nastąpił gwałtowny zakwit typowego dla tego okresu gatunku okrzemek – *Coscinodiscus granii*.

GŁĘBIA GOTLANDZKA (STACJA P140)

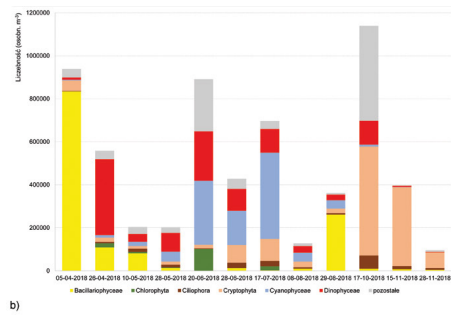
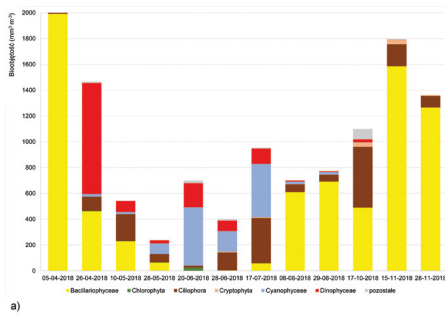
W strefie głębokowodnej polskich wód Bałtyku, w rejonie Głębi Gotlandzkiej, próbki pobierano na stacji P140 (rys. V.1.9). Biomasa fitoplanktonu opierała się głównie na zakwitach Bacillariophyceae, Dinophyceae oraz Cyanophyceae. Ponadto swój udział w ogólnej biomase fitoplanktonu na tej stacji miał również gatunek orzęska *Mesodinium rubrum*. W maju oprócz tego orzęska, główny udział w biomase miały gatunki bruzdnic z rodzajów *Protoperidinium* i *Gonyaulax*, gatunki *Peridiniella catenata*, *Gyrodinium spirale*, *Katodinium glaucum* oraz sinica *Aphanizomenon flos-aquae*. Różnicowanie gatunkowe bruzdnic w okresie wiosennym było duże. W okresie letnim w liczebności fitoplanktonu dominowały sinice, poza którymi licznie występowały również gatunki: *Eutreptiella* sp., *Chrysochromulina* sp. i *Pseudopedinella* sp., które włączono do grupy „pozostałe”. W czerwcu znaczącą część w biomase stanowiły bruzdnicze, głównie z rodzaju *Dinophysis*, zaczęły się również pojawiać nanoplanktonowe sinice z rodzajów: *Cyanodictyon*, *Lemmermaniella*, *Woronichinia* oraz *Coelosphaerium*, których liczebność znacznie wzrosła w sierpniu. W tym samym miesiącu odnotowano zakwity nitkowatych sinic: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aphanizomenon gracile* oraz *Nodularia spumigena*. W okresie jesiennym zanotowano zakwit okrzemek *Chaetoceros danicus* i *Coscinodiscus granii*. Największą liczebność we wrześniu osiągnęły taksony z grupy Cryptophyta – głównie *Plagioselmis prolonga* i *Teleauax acuta* – które ze względu na małe rozmiary nie miały wpływu na ogólną biomasa fitoplanktonu na tej stacji. Zdecydowaną przewagę biomasy w próbkach pobranych jesienią osiągnął pospolity gatunek okrzemki *Coscinodiscus granii*.

GŁĘBIA BORNHOLMSKA (STACJA P5)

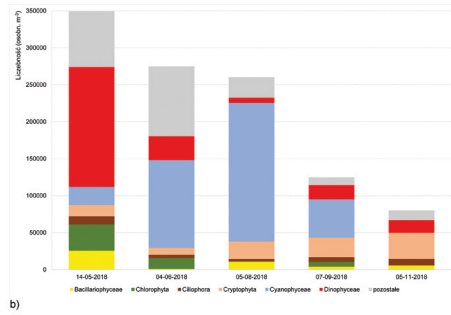
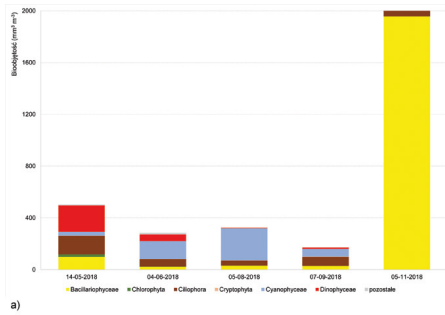
Badania w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5) wykazały znaczący udział w biomase okrzemek oraz orzęska *Mesodinium rubrum* (rys. V.1.10). W maju w biomase dominowali przedstawiciele bruzdnic (Dinophyceae), z uwagi na zakwit gatunków z rodzajów *Gymnodinium*, *Gonyaulax* oraz gatunki: *Katodinium glaucum*, *Dinophysis acuminata* i *Amylax triacantha*. W czerwcu nastąpił zakwit nanoplanktonowych sinic, co przyczyniło się do wzrostu liczebności na tej stacji, szczególnie w głębszych warstwach wody. W czerwcu dużą liczebność osiągnął również drobny gatunek *Chrysochromulina* sp. należący do Haptophyta. W sierpniu główną rolę w liczebności w głębszych warstwach odgrywała okrzemka *Coscinodiscus granii*. Liczebność poszczególnych grup fitoplanktonu w tym miesiącu rozkładała się równomiernie. Do wysokiej biomasy w listopadzie przyczynił się gatunek z rodzaju *Coscinodiscus*. Należy zwrócić uwagę na niski udział zielenic w strukturze fitoplanktonu na tej stacji. Na wysokie wartości liczebności sinic w okresie letnim miał wpływ zakwit nitkowatych sinic z gatunków *Aphanizomenon flos-aquae* i *Aphanizomenon gracile*. Ponadto w lecie wystąpił największy na tej stacji zakwit nanoplanktonowych sinic z gatunków: *Snowella* sp., *Aphanocapsa incerta*, *Coelosphaerium* sp., *Aphanothece* sp., *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanothece paralleliformis*, *Cyanodictyon* sp., *Lemmermanniella parva*, *Lemmermanniella pallida* oraz *Chroococcus* sp. Jesienią stosunkowo licznie występowały gatunki z grupy Cryptophyta.



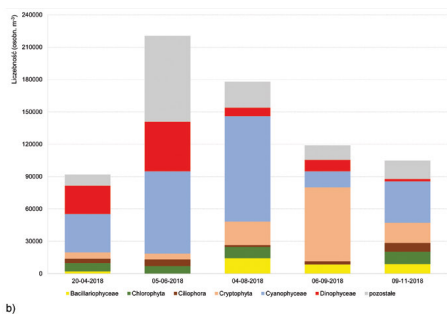
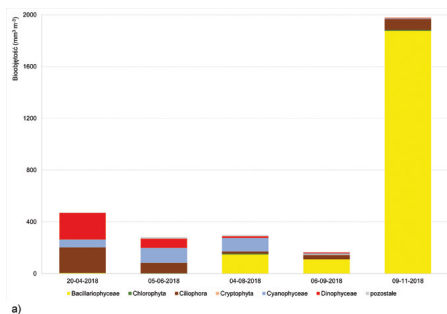
Rys. V.1.1. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w 2018 roku



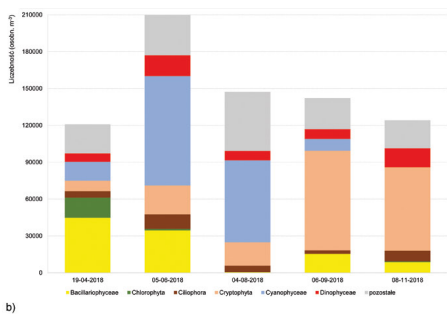
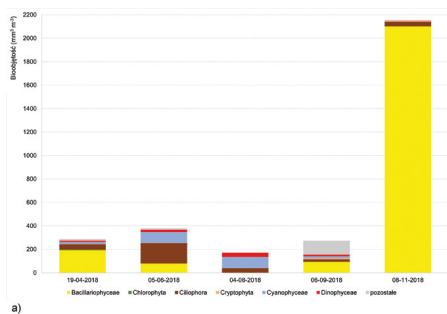
Rys. V.1.2. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w 2018 roku



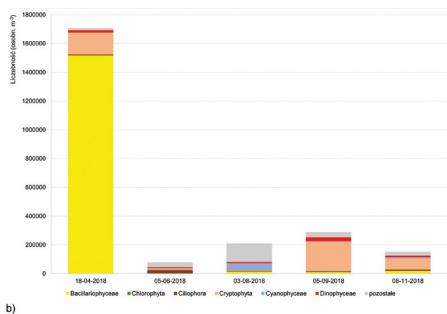
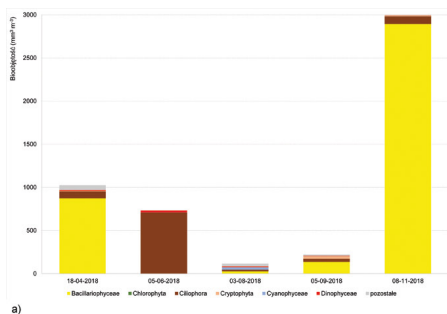
Rys. V.1.3. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110) w 2018 roku



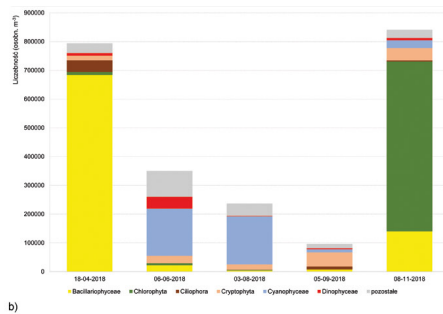
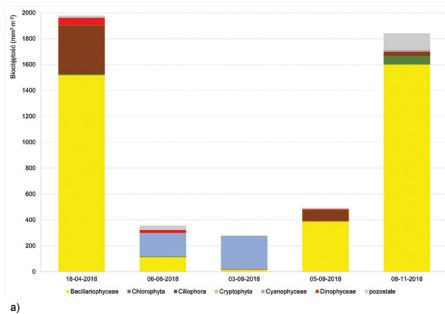
Rys. V.1.4. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach strefy płytководnej środkowego Wybrzeża (st. Ł7) w 2018 roku



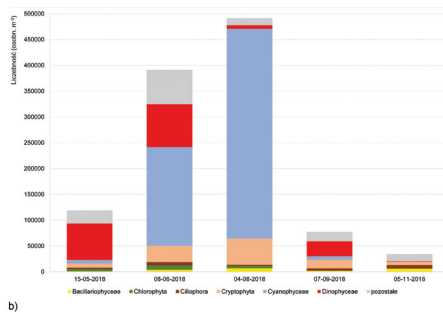
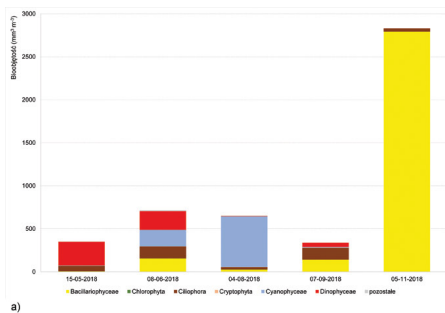
Rys. V.1.5. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach strefy płytководnej środkowego Wybrzeża (st. P16) w 2018 roku



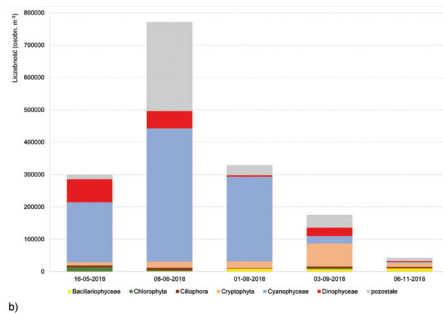
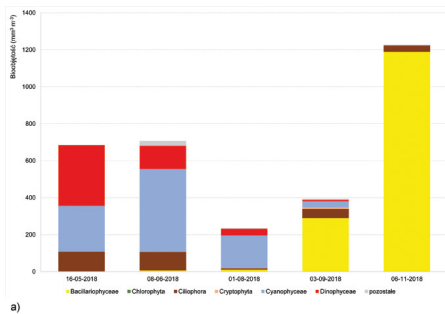
Rys. V.1.6. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach strefy płytководnej środkowego wybrzeża (st. K6) w 2018 roku



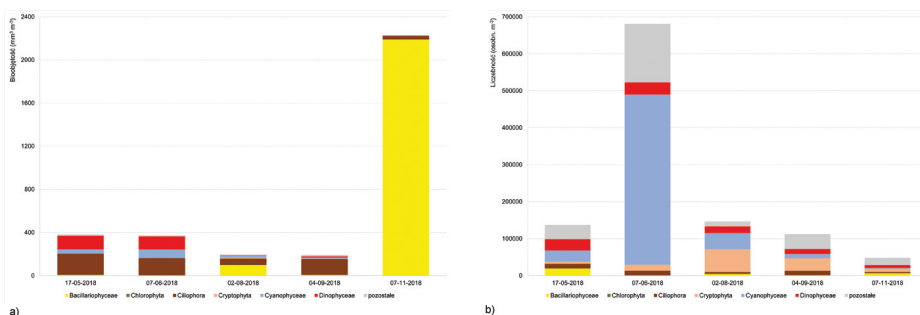
Rys. V.1.7. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w 2018 roku



Rys. V.1.8. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2018 roku



Rys. V.1.9. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w 2018 roku



Rys. V.1.10. Biomasa (a) i liczebność (b) fitoplanktonu w wodach Głębki Bornholmskiej (st. P5) w 2018 roku

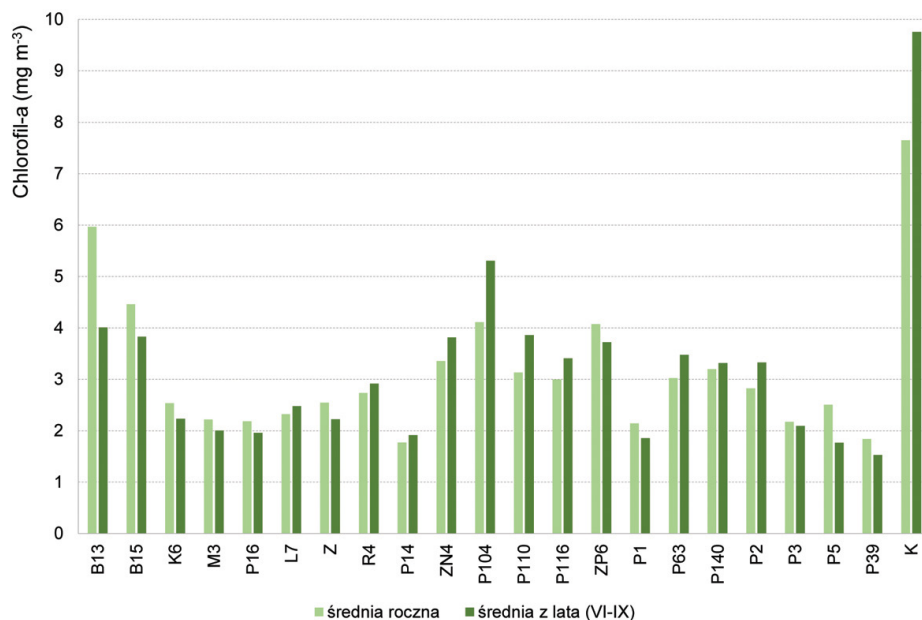
Badania przeprowadzone w 2018 roku wykazały występowanie podobieństw w składzie gatunkowym we wszystkich badanych obszarach oraz potwierdziły typowe zmiany fitoplanktonu na przestrzeni roku. We wszystkich obszarach odnotowano istotny udział okrzemek, m.in. gatunków *Coscinodiscus granii*, *Chaetoceros* sp. i *Thalassiosira balthica*, w ogólnej biomase fitoplanktonu. Zakwity tych gatunków okrzemek są typowe dla okresów wiosennego oraz jesienno, czyli okresów wymieszania wód oraz przy wysokim stężeniu składników pokarmowych [Klains i in. 2011]. W 2018 roku, głównie późną wiosną, zakwity powodowały również bruzdnice należące głównie do rodzajów *Dinophysis*, *Protoberidinium*, *Heterocapsa* oraz gatunki *Katodinium glaucum*, *Peridiniella catenata*. Jeśli podczas wiosennych zakwitów okrzemek i innych grup fitoplanktonu niewykorzystane zostały zasoby fosforu w wodzie, to w połączeniu np. z długim okresem ciepłej, słonecznej pogody latem i dużą ilością substancji biogenicznych w wodzie, pojawia się w wodzie intensywny zakwit sinic. Potwierdziły to badania wykonane w 2018 r., kiedy we wszystkich obszarach bardzo często występował zakwit potencjalnie toksycznych sinic z gatunków *Aphanizomenon flos-aquae*, *Dolichospermum* sp. oraz gatunków należących do rodzajów: *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Lemmermaniella*, *Woronchinia* i *Snowella*. Wody Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Puckiego charakteryzowały się największymi wartościami biomasy spośród monitorowanych obszarów. Bardzo intensywne zakwity w tych obszarach powodowały latem sinice z rodzajów *Dolichospermum* i *Aphanizomenon*. W wodach strefy płytkowodnej Środkowego Wybrzeża (stacje P16, K6, Ł7 i B13) udział poszczególnych grup fitoplanktonu wskazywał na charakterystyczny trend zmienności. Główną część biomasy stanowiły duże zakwity okrzemek, szczególnie w miesiącach zimowych. Najintensywniejsze zakwity powodował gatunek okrzemki *Coscinodiscus granii*. W głębszych wodach, w strefie otwartego morza, występowały głównie gatunki z grupy *Bacillariophyceae*, *Cyanophyceae* oraz *Dinophyceae* typowe dla tego rejonu. Duży udział w próbkach miał orzęsek *Mesodinium rubrum*, szczególnie w cieplejszych miesiącach. Prowadzonych jest wiele badań mających na celu uzupełnienie wiedzy na temat sezonowego występowania tego gatunku, w południowej części Morza Bałtyckiego, które umożliwiają obserwację długofalowych zmian zachodzących w efekcie działania wielkoskalowych procesów, takich jak eutrofizacja oraz globalne ocieplenie [Rychert, Pączkowska 2012].

V.2. CHLOROFIL A

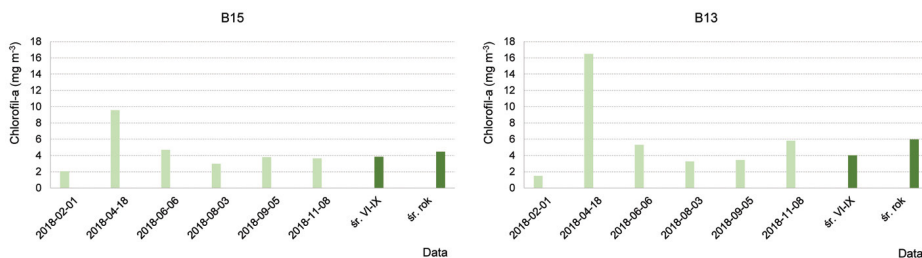
Wojciech Kraśniewski

Badania zmienności stężeń chlorofilu a były prowadzone w 2018 r. na dwudziestu trzech stacjach zlokalizowanych w rejonie polskich obszarów morskich (rys. V.2.1): Zatoka Pomorska (stacje B13, B15), strefa płytkowodna Środkowego Wybrzeża (stacje K6, M3, P16, Ł7, Z, R4), Ławica Słupska (stacja P14), Zatoka Gdańska (stacje ZN4, P104, P110, P116), Mierzeja Wiślana (stacja K), strefa głębokomorska (stacje P1, P63, P140, P2, P3, P5, P39), Zalew Pucki (stacja ZP6), Zalew Wiślany (stacja KW).

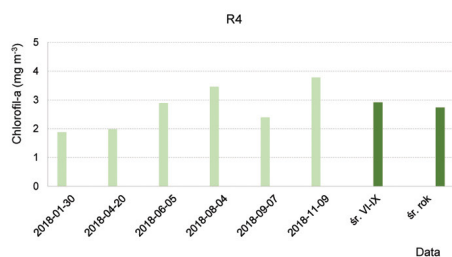
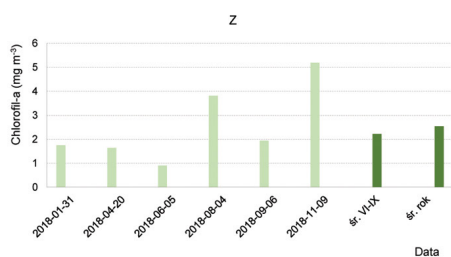
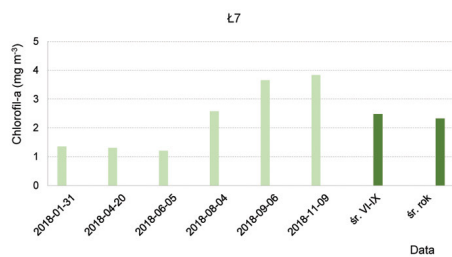
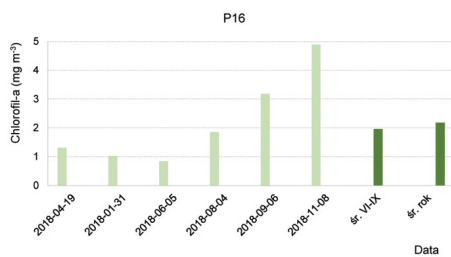
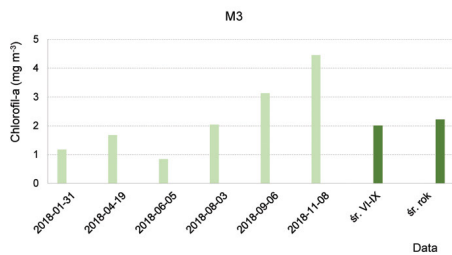
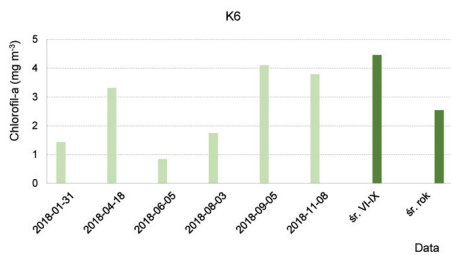
Analiza średnich stężeń chlorofilu a wykazała występowanie zmienności pomiędzy poszczególnymi obszarami polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Na rysunku V.2.1 nie



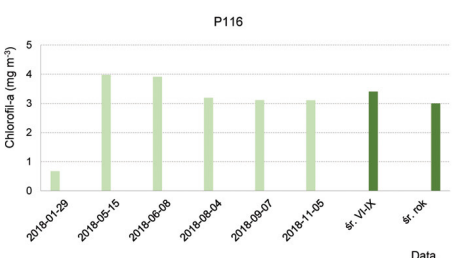
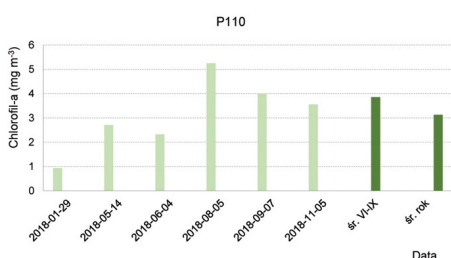
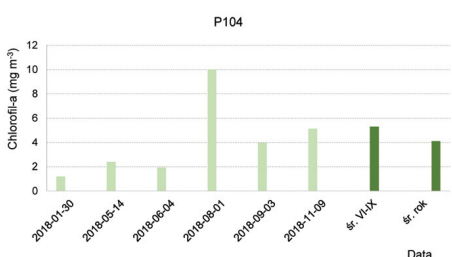
Rys. V.2.1. Średnie sezonowe i roczne stężenie chlorofilu a na monitorowanych stacjach w 2018 roku



Rys. V.2.2. Zmienność zawartości chlorofilu a w wodach Zatoki Pomorskiej w 2018 roku



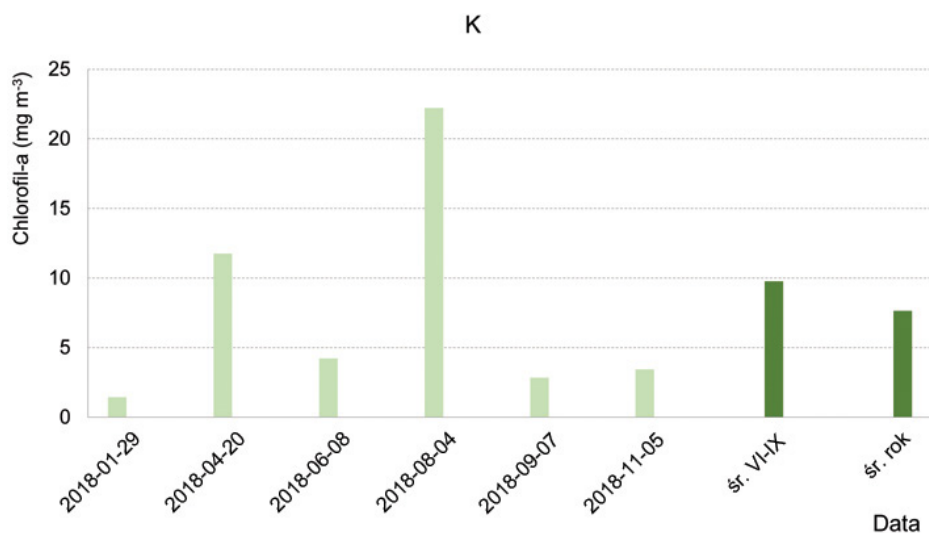
Rys. V.2.3. Zmienność zawartości chlorofilu a w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w 2018 roku



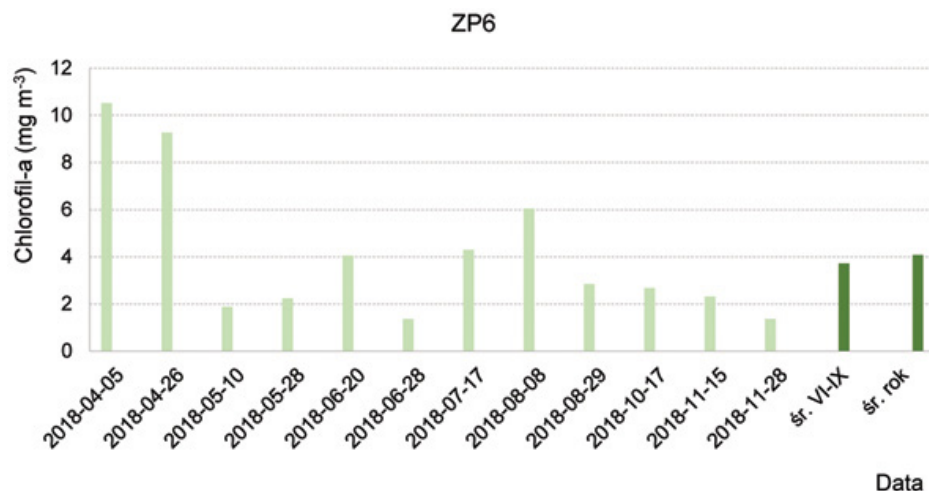
Rys. V.2.4. Zmienność zawartości chlorofilu a w wodach Zatoki Gdańskiej w 2018 roku

ujęto stacji z obszaru Zalewu Wiślanego (st. KW), w przypadku której zakres stężeń był zdecydowanie wyższy od pozostałych stacji. Poza rejonem Zalewu Wiślanego obszarem, w przypadku którego notowano najwyższe stężenia chlorofilu a, był rejon Mierzei Wiślanej (st. K), który znajduje się pod okresowym wpływem wód rzeki Wisły i w zależności od kształtowania się warunków hydrologicznych, miejscowo mogą być notowane wyższe stężenia chlorofilu a w tym rejonie.

Zmienność wartości chlorofilu a na przestrzeni roku przedstawiono na wykresach (rys. V.2.2-V.2.9). W przypadku większości monitorowanych stacji wartości chlorofilu a nie

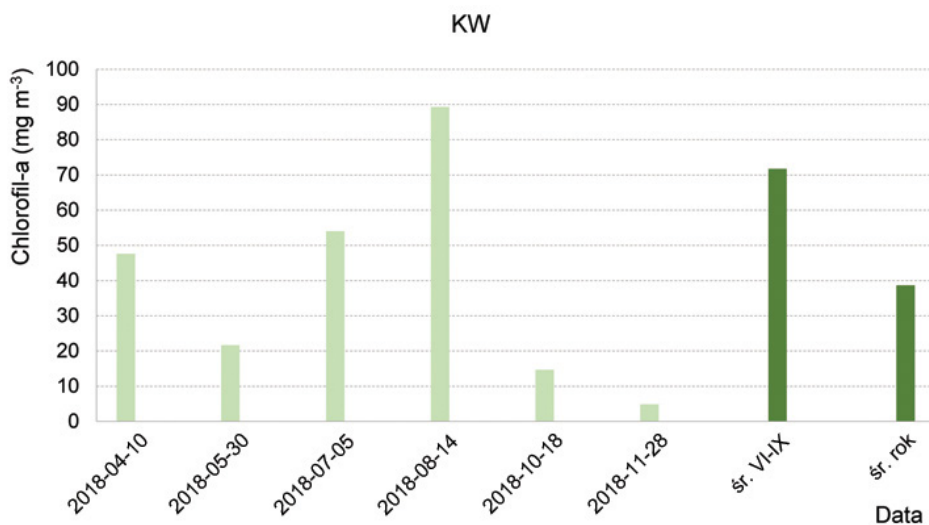


Rys. V.2.5. Zmienność zawartości chlorofilu a w wodach Mierzei Wiślanej w 2018 roku

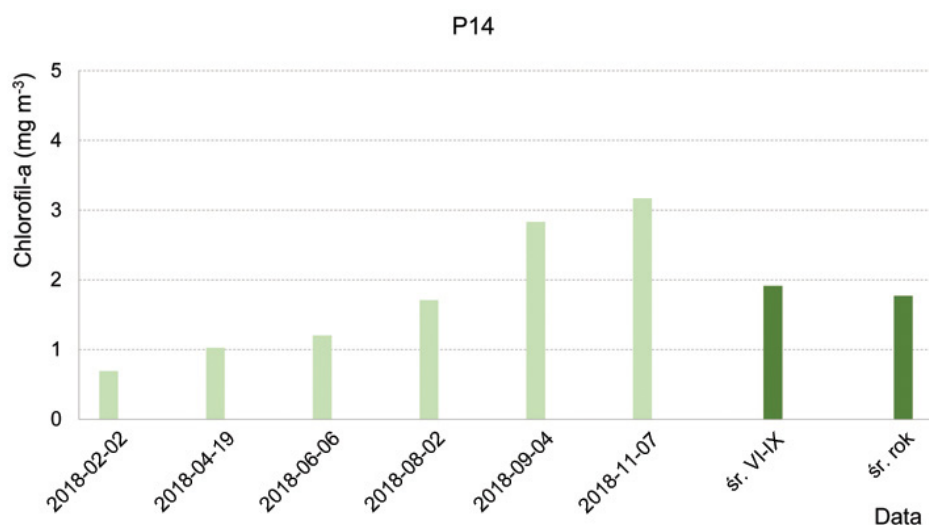


Rys. V.2.6. Zmienność zawartości chlorofilu a w wodach Zalewu Puckiego w 2018 roku

przekraczały $5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, wyjątek stanowią rejonu Zatoki Pomorskiej, Zalewu Wiślanego oraz pojedyncze wyniki ze stacji z rejonu Zatoki Gdańskiej. Znaczny wpływ na występowanie różnic poza obszarami badań miały zjawiska sezonowych zakwitów fitoplanktonu (szczególnie wiosennego), na które wskazują zwiększone wartości chlorofilu a w rejonach: Zatoki Pomorskiej (rys. V.2.2), Zalewu Puckiego (rys. V.2.6) oraz Mierzei Wiślanej (rys. V.2.5), w przypadku której zanotowano szczególnie wysokie wartości chlorofilu a w sierpniu (miało to też wpływ na średnie roczne i sezonowe wartości stężeń chlorofilu a w tym rejonie). Zwiększone stężenie chlorofilu a w sierpniu 2018 r. zanotowano również w stacji P104 z rejonu Zatoki

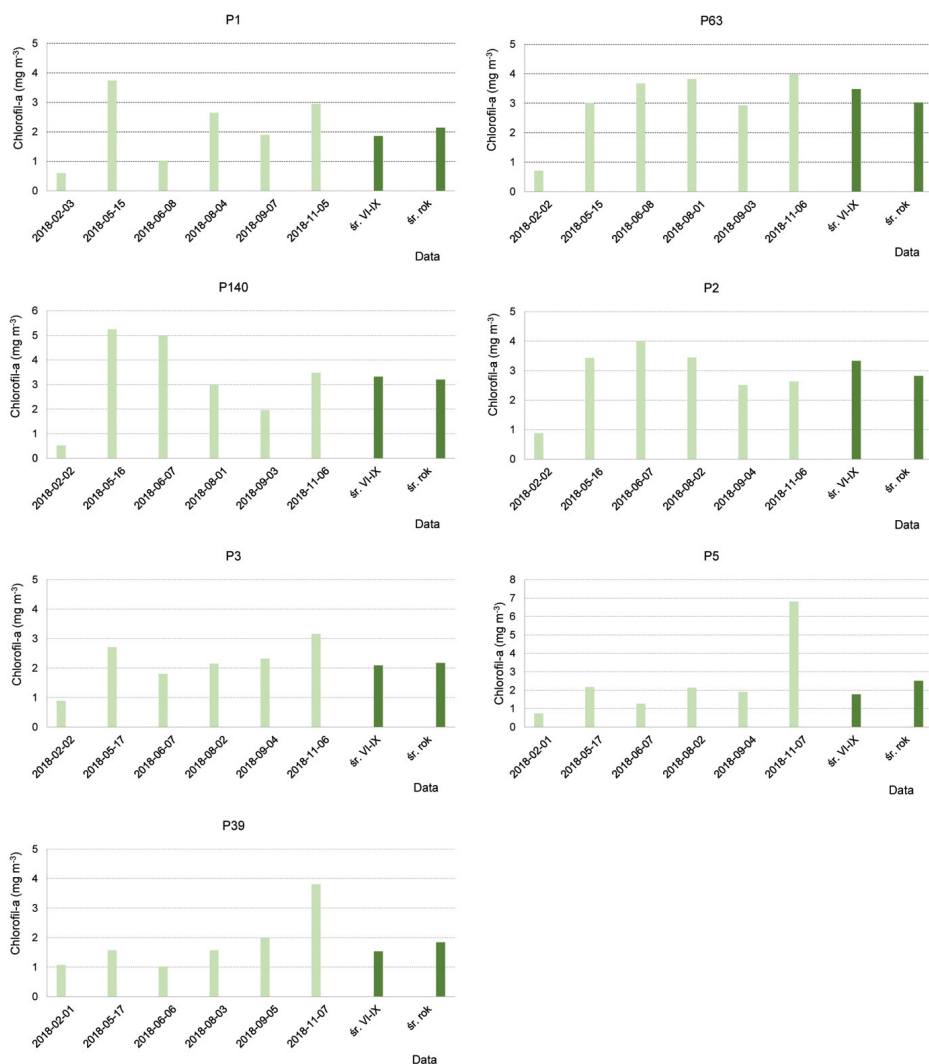


Rys. V.2.7. Zmienność zawartości chlorofilu a w wodach Zalewu Wiślanego w 2018 roku



Rys. V.2.8. Zmienność zawartości chlorofilu a w wodach Ławicy Ślupskiej w 2018 roku

Gdańskiej. Fakt ten nie znalazł odzwierciedlenia w stężeniach notowanych na pozostałych stacjach z tego akwenu, co może wynikać z różnicy w terminie poboru próbek i w konsekwencji występowania różnic w warunkach hydrologiczno-meteorologicznych pomiędzy terminami poboru próbek (rys. V.2.4). Stosunkowo zbliżonym rozkładem i niskimi wartościami chlorofilu a charakteryzowały się stacje z rejonu strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (rys. V.2.3). Najwyższe stężenia notowano w rejonie Zalewu Wiślanego (rys. V.2.7); efekt ten został dodatkowo wzmocniony wiosennymi i letnimi zakwitami fitoplanktonu. Najniższe wartości chlorofilu a notowano w rejonie wód Ławicy Słupskiej (rys. V.2.8) oraz w strefie głębokomorskiej (na stacjach P1, P5 oraz P39; rys. V.2.9).



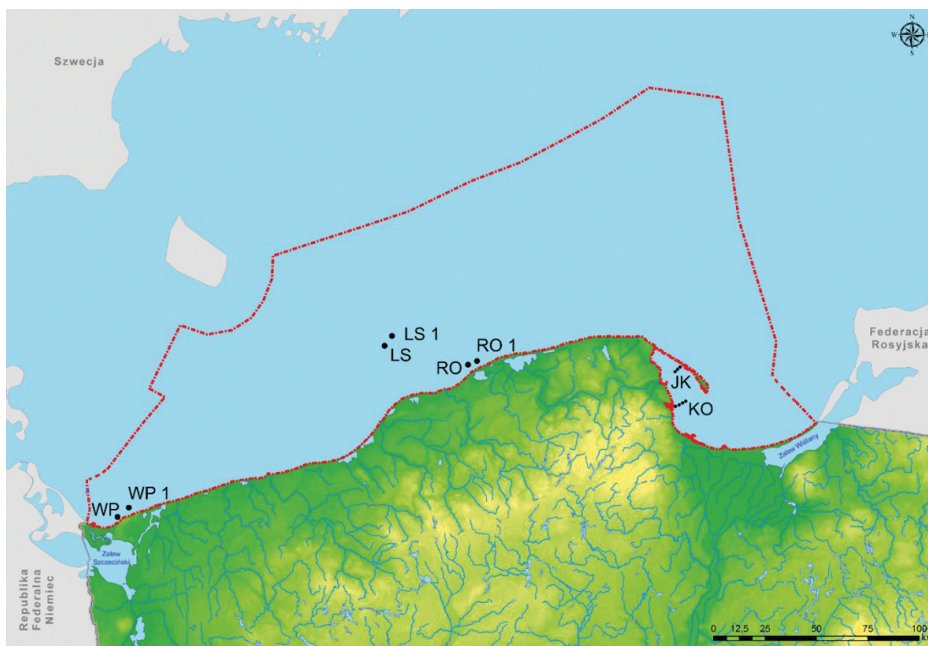
Rys. V.2.9. Zmienność zawartości chlorofilu a w strefie głębokowodnej polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2018 roku

Podsumowując, sezonowy rozkład wartości stężeń chlorofilu a był zróżnicowany zarówno pomiędzy stacjami, jak i rejonami badań. W przypadku wód Zatoki Gdańskiej i zalewów najwyższe wartości stężeń chlorofilu a notowano w miesiącach wiosennych, a także letnich, natomiast w strefie płytkowodnej otwartego morza oraz na części stacji strefy głębokomorskiej - w miesiącach jesiennych.

V.3. ROŚLINNOŚĆ MAKROFITOBENTOSOWA

Michał Saniewski

W 2018 roku badania roślinności bentosowej w polskich obszarach morskich przeprowadzono, podobnie jak w latach ubiegłych, w pięciu lokalizacjach (rys. V.3.1): Klif Orłowski (29.06. i 7.09), Jama Kuźnicka (28.06. i 7.09), Głazowisko Rowy (8.07 i 1.10), Ławica Słupska (8.07 i 1.10) oraz w obrębę Wolińskiego Parku Narodowego (22.07 i 2.09). Pobór prób prowadzono zgodnie z wytycznymi międzynarodowego monitoringu bentosu Morza Bałtyckiego HELCOM COMBINE [HELCOM 1999].



Rys. V.3.1. Rejony badań monitoringowych fitobentosu w 2018 roku

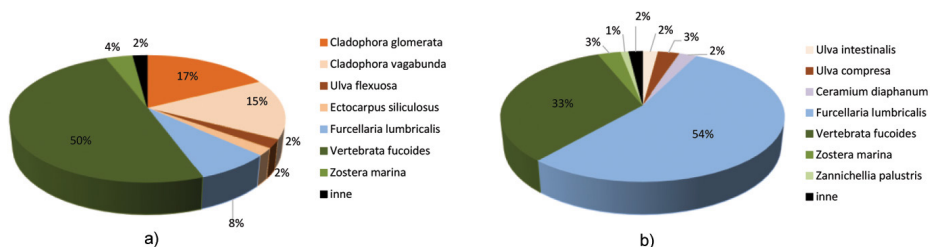
KLIF ORŁOWSKI

W 2018 roku na profilu Klif Orłowski odnotowano 16 taksonów makrofitobentosu (tab. V.3.1). Najliczniej reprezentowane były zieleńce (7 taksonów) oraz krasnorosty (6 taksonów).

Skład jakościowy makrofitobentosu nie ulegał większym wahaniom sezonowym, zmienił się jedynie jego skład ilościowy (rys. V.3.2a-b). Latem, przy wyższej temperaturze wody, intensywniej rozwijały się zieleńce oraz brunatnice, które stanowiły 36% całkowitej biomasy. Na głębokości 1 m zieleńce pokrywały 25% powierzchni głazów i stanowiły prawie 100% biomasy. Wraz ze wzrostem głębokości zaczęły dominować krasnorosty, które stanowiły 58% całkowitej biomasy, z czego najobficiej występowała *Vertebrata fucoides* (50% całkowitej biomasy). Na głębokości 3 m, gdzie panowały odpowiednie warunki do rozwoju roślin nasiennych, występowały łąki trawy morskiej (*Zostera marina*), która stanowiła prawie 40% biomasy makrofitobentosu z głębokości 3 m. Pod koniec sezonu wegetacyjnego, we wrześniu, zieleńce dominowały już tylko na najpłytszej stacji – 1 m. Na pozostałych głębokościach (2-7 m) zdecydowanym dominantem były krasnorosty, które stanowiły 89% całkowitej biomasy (rys. V.3.2b). Mimo że *Furcellaria lumbricalis* stanowiła 54% całkowitej biomasy, jej udział zarówno w czerwcu, jak i wrześniu na głębokości 4 metrów był zbliżony i wynosił odpowiednio $199 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$ i $214 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$. Mimo, iż *Furcellaria lumbricalis* stanowiła 54% całkowitej biomasy, to jej udział zarówno w czerwcu, jak i wrześniu na głębokości 4 m był zbliżony i wynosił odpowiednio $199 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$ i $214 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$. Dlatego za sześciokrotny wzrost udziału *Furcellaria lumbricalis* w całkowitej biomasy we wrześniu odpowiadał znaczący spadek biomasy *Vertebrata fucoides*, który w czerwcu na głębokości 2-6 m wynosił $262 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$, a we wrześniu $39 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$ (rys 5.3.2b). We wrześniu, w przeciwieństwie do lat wcześniejszych, po raz pierwszy od 2010 r. odnotowano wystąpienie drugiego po *Zostera marina* przedstawiciela roślin nasiennych (*Zannichellia palustris*), który często pojawia się w wewnętrznej Zatoce Puckiej.

Tabela V.3.1. Skład taksonomiczny fitobentosu na transekcie Klif Orłowski w 2018 roku

Lp.	Takson	29.06.2018	07.09.2018
Chlorophyta – zieleńce			
1	<i>Cladophora glomerata</i>	+	+
2	<i>Cladophora rupestris</i>	+	
3	<i>Cladophora vagabunda</i>	+	
4	<i>Ulva intestinalis</i>	+	+
5	<i>Ulva compressa</i>	+	+
6	<i>Ulva flexuosa</i>	+	
7	<i>Ulva prolifera</i>	+	
Phaeophyta – brunatnice			
8	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+
Rhodophyta – krasnorosty			
9	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+
10	<i>Ceramium tenuicorne</i>	+	+
11	<i>Ceramium sp.</i>	+	+
12	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+	+
13	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	+
14	<i>Coccolytus truncatus</i>		
Spermatophyta – rośliny nasienne			
15	<i>Zostera marina</i>	+	+
16	<i>Zannichellia palustris</i>		+
	Liczba taksonów	14	11



Rys. V.3.2. Struktura dominacji w biomasy fitobentosu na transekcie Klif Orłowski w 2018 r.; a) czerwiec, b) wrzesień

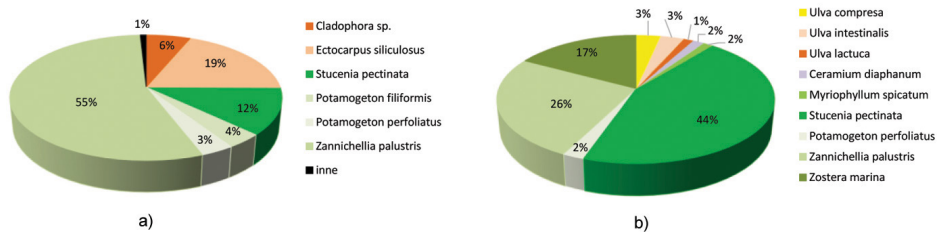
JAMA KUŹNICKA

Na profilu Jama Kuźnicka w 2018 r. odnotowano 17 taksonów makroglonów. Zarówno w czerwcu, jak i we wrześniu dominowały rośliny okrytonasienne (tab. V.3.2).

Podobnie jak w przypadku Klifu Orłowskiego, w okresie letnim w ciepłych wodach licznie występowały zielenice i brunatnice, stanowiąc łącznie 25% całkowitej biomasy makrofitów. We wrześniu ich udział spadał do niespełna 8% (rys. V.3.3a-b). W rejonie wewnętrznej Zatoki Puckiej, w przeciwieństwie do Klifu Orłowskiego, nie występuje dno kamieniste, będące idealnym podłożem do rozwoju krasnorostów. Sporadycznie pojawiające się krasnorosty porastały rośliny naczyniowe, które obficie występowały na dnie piaszczystym. Zarówno w czerwcu, jak i we wrześniu rośliny naczyniowe (*Myriophyllum spicatum*, *Stuckenia pectinata*, *Potamogeton filiformis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*) stanowiły ponad 90% całkowitej biomasy, a dno w przedziale 1-3 m było pokryte w 50% przez rośliny. Średnia biomasa roślin naczyniowych w przedziale 1-3 m wynosiła $118 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$ w czerwcu i $258 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$ we wrześniu.

Tabela. V.3.2. Skład taksonomiczny fitobentosu na transekcje Jama Kuźnicka w 2018 roku

Lp.	Takson	29.06.2018	07.09.2018
Chlorophyta – zielonice			
1	<i>Cladophora glomerata</i>	+	+
2	<i>Cladophora sp.</i>	+	
3	<i>Ulva compressa</i>	+	+
4	<i>Ulva intestinalis</i>		+
5	<i>Ulva lactuca</i>		+
6	<i>Rhizoclonium riparium</i>		+
Charophyceae – ramienice			
7	<i>Chara baltica</i>	+	+
Phaeophyta – brunatnice			
8	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	
Rhodophyta – krasnorosty			
9	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+
10	<i>Ceramium tenuicorne</i>	+	
11	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	
Spermatophyta – rośliny nasienne			
12	<i>Myriophyllum spicatum</i>	+	+
13	<i>Stucenia pectinata</i>	+	+
14	<i>Potamogeton filiformis</i>	+	
15	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	+	+
16	<i>Zannichellia palustris</i>	+	+
17	<i>Zostera marina</i>		+
	Liczba taksonów	13	12



Rys. V.3.3. Struktura dominacji w biomacie fitobentosu na profilu Jama Kuźnicka w 2018 r.; a) czerwiec, b) wrzesień

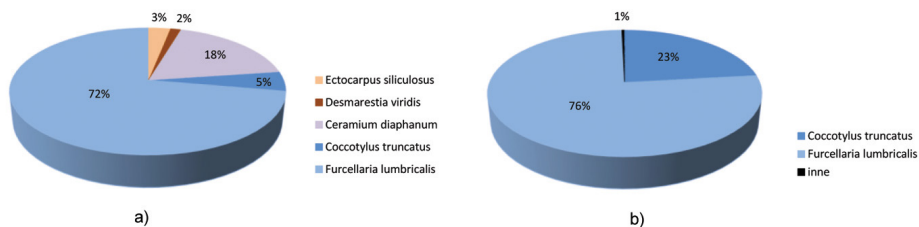
ŁAWICA SŁUPSKA

Na obszarze Ławicy Słupskiej odnotowano łącznie 7 taksonów makrofitobentosu, spośród których najliczniej występowały krasnorosty – 5 taksonów (tab. V.3.3).

Intensywność promieniowania fotosyntetycznego drastycznie maleje wraz z głębokością, dlatego w obrębie Ławicy Słupskiej ze względu na znaczną głębokość (11-15 m) występowała jedynie przedstawiciele brunatnic i krasnorostów. Dzięki wykorzystywaniu do fotosyntezy przez krasnorosty i brunatnice odpowiednio chlorofilu a i d oraz a i c, makroglony te mogą funkcjonować przy promieniowaniu o krótszych długościach fali, które jest najmniej pochłaniane przez wodę, w związku z czym dociera do większych głębokości. W czerwcu krasnorosty stanowiły 95% całkowitej biomasy makrofitów (rys. V.3.4a). Najobficiej występował gatunek *Furcellaria lumbricalis*, którego średnia biomasa wynosiła $217 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$. W październiku temperatura wody przydennej wynosiła 14°C i była o 3°C stopnie niższa niż w czerwcu, co spowodowało, że praktycznie 100% całkowitej biomasy stanowiły krasnorosty (rys. V.3.4b). Średnia biomasa *Furcellaria lumbricalis* utrzymała się na poziomie zbliżonym do czerwca – $211 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$.

Tabela V.3.3. Skład taksonomiczny fitobentosu na głazowisku Ławicy Słupskiej w 2018 roku

Lp.	Takson	29.06.2018	07.09.2018
<i>Phaeophyta</i> – brunatnice			
1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+
2	<i>Desmarestia viridis</i>	+	
<i>Rhodophyta</i> – krasnorosty			
3	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+
4	<i>Ceramium virgatum</i>		+
5	<i>Coccotylus truncatus</i>	+	+
6	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+	+
7	<i>Vertebrata fucoides</i>		+
	Liczba taksonów	5	6



Rys. V.3.4. Struktura dominacji w biomacie fitobentosu na głazowisku Ławicy Słupskiej w 2018 r.; a) lipiec, b) październik

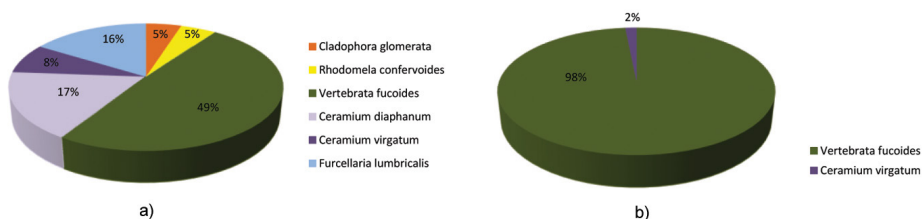
GAŁAZOWISKO ROWY

Na obszarze gładzowiska Rowy odnotowano łącznie 10 taksonów. Makroglony najliczniej reprezentowane były przez krasnorosty – 6 taksonów (rab. V.3.4). Ze względu na liczne występowanie gładzów i kamieni notowano jedynie glony nitkowate, przytwierdzone do nich podobnie jak na innych obszarach z twardym podłożem.

W czerwcu udział krasnorostów w całkowitej biomasy wynosił 90%, z czego najobficiej występowała *Vertebrata fucoides* (49%; rys. V.3.5a). Średnia biomasa tego gatunku w czerwcu wynosiła $98 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$, a kamienie były w 20% porośnięte przez ten glon. Podobnie jak w innych obszarach, w okresie jesiennym, wraz z ochłodzeniem wód, udział krasnorostów wzrastał. Stanowiły one, podobnie jak w rejonie ławicy Słupskiej, prawie 100% całkowitej biomasy (rys V.3.5b).

Tabela V.3.4. Skład taksonomiczny fitobentosu na gładzowisku Rowy w 2018 roku

Lp.	Takson	29.06.2018	07.09.2018
Chlorophyta – zielenice			
1	<i>Cladophora glomerata</i>	+	
2	<i>Cladophora fracta</i>		+
Phaeophyta – brunatnice			
3	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+
4	<i>Rhodomela confervoides</i>	+	+
Rhodophyta – krasnorosty			
5	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	+
6	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+
7	<i>Ceramium tenuicorne</i>		+
8	<i>Ceramium virgatum</i>	+	+
9	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+	+
10	<i>Coccotylus truncatus</i>	+	
	Liczba taksonów	8	8



Rys. V.3.5. Struktura dominacji w biomasy fitobentosu na gładzowisku Rowy w 2018 r.; a) lipiec, b) październik

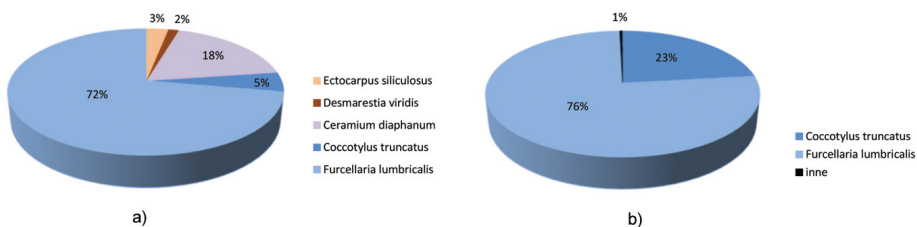
WOLIŃSKI PARK NARODOWY

W obszarze Wolińskiego Parku Narodowego odnotowano łącznie 4 taksony, po dwa przedstawicieli zielenic i krasnorostów.

W lipcu zdecydowanym dominatem w całkowitej biomasy były zielenice (98% całkowitej biomasy; rys. V.3.6). Średnia biomasa zielenic na głębokości 1 m w Wolińskim Parku Narodowym wynosiła $350 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$ i była prawie dwa razy niższa niż w rejonie Klifu Orłowskiego ($680 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$). Ze względu na brak kamienistego podłoża, próbki makrofitobentosu pobrano jedynie ze sporadycznie występujących na głębokości 1 m i 6 m kamieni, co w dużej mierze spowodowało zawyżenie udziału zielenic w całkowitej biomasy. We wrześniu, pod koniec sezonu wegetacyjnego, biomasa zielenic na głębokości 1 m wynosiła zaledwie $4,6 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$, co spowodowało, że jej udział w całkowitej biomasy wynosił 18%. We wrześniu, podobnie jak w przypadku gładzowisk znajdujących się na otwartym morzu (Ławica Słupska, Gładzowisko Rowy), biomasa *Vertebrata fucoides* ($36 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$) była zdecydowanie większa w porównaniu do okresu letniego ($6,2 \text{ g}_{\text{s.m.}} \cdot \text{m}^{-2}$).

Tabela V.3.5. Skład taksonomiczny fitobentosu w Wolińskim Parku Narodowym w 2018 roku

Lp.	Takson	29.06.2018	07.09.2018
<i>Chlorophyta – zielenice</i>			
1	<i>Cladophora glomerata</i>	+	+
2	<i>Ulva compressa</i>		+
<i>Rhodophyta – krasnorosty</i>			
3	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	+
4	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+
	Liczba taksonów	3	4



Rys. V.3.6. Struktura dominacji w biomasy fitobentosu na gładzowisku Rowy w 2018 r.; a) lipiec, b) wrzesień

V.4. MEZOOOPLANKTON

Ewa Wiktorowicz

Morze Bałtyckie, ze względu na przewagę dopływu wód słodkich (dopływ rzeczny, opad atmosferyczny) nad parowaniem oraz przewagę odpływu wód do Morza Północnego nad ich wpływem, jest morzem słonawym (średnia wartość zasolenia wynosi 7), czyli takim, które ma zasolenie niższe niż wody morskie i oceaniczne, a wyższe niż wody rzeczne [Andrulewicz i in. 2008]. Występują tu gatunki typowo morskie, jak również gatunki słodkowodne. Wartość zasolenia danego akwenu ma duży wpływ na różnorodność biologiczną, czyli ilość gatunków w nim żyjących. Morze Bałtyckie jest o wiele uboższe pod względem bioróżnorodności niż sąsiadujące z nim przez Cieśniny Duńskie Morze Północne. Ponadto niskie zasolenie powoduje, iż wiele takich samych gatunków fauny występujących w Morzu Bałtyckim wykazuje znacząco mniejsze rozmiary osobnicze niż w Morzu Północnym. Skład taksonomiczny zooplanktonu bałtyckiego jest znacznie uboższy w stosunku do innych mórz. W jego skład wchodzi zarówno organizmy jednokomórkowe, jak i wielokomórkowe o złożonej budowie. W skład zooplanktonu bałtyckiego wchodzi głównie skorupiaki, będące przedstawicielami widłonogów (Copepoda), wioślarek (Cladocera) i dość licznych wrotków (Rotifera), pierwotniaków (Protozoa) i meduz krążkoptawów (Scyphozoa). W skład planktonu zwierzęcego okresowo zaliczają się również jaja i larwy wielu zwierząt dennych (wieloszczety, małże, ślimaki, skorupiaki, mszywioly), więc zaliczamy je do organizmów meroplanktonowych.

Zooplankton, jako główne ogniwo łańcucha pokarmowego, jest bezwzględnie ważnym elementem do prawidłowego funkcjonowania ekosystemów wodnych, takich jak Morze Bałtyckie. Każdego roku, w ramach programu monitoringu jakości środowiska morskiego (COMBINE) polskich obszarów morskich Morza Bałtyckiego, realizowane są prace związane z mezozooplanktonem, w zakresie oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2018 r. przeprowadzono na dziesięciu stacjach: w Zalewie Wiślanym (st. KW), Zalewie Puckim (st. ZP6), w Zatoce Gdańskiej (st. P110), w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), w otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), w Głębi Bornholmskiej (st. P5) i w południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140). Na każdej ze stacji pobierano materiał do badań po pięć razy w roku z wyjątkiem stacji ZP6 (12 razy). Narzędziami wykorzystanymi do połowu mezozooplanktonu były: siatka WP2 (na stacjach P1, P140, P5, P110) oraz mała siatka zooplanktonowa (na stacjach płytkowodnych i zalewowych Ł7, P16, K6, B13, KW, ZP6).

W roku 2018 roku stwierdzono 29 taksonów (tab. V.4.1), wśród których przeważały organizmy należące do podgromady Copepoda oraz do nadrzędu Cladocera.

Tabela V.4.1. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2018 roku

Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5	ZP6
Cladocera	<i>Alona quadrangularis</i>										X
	<i>Bosmina longispina</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Daphnia cucullata</i>			X							
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			X			X				X
	<i>Evadne nordmanni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Leptodora kindtii</i>			X							
	<i>Podon sp.</i>					X					
	<i>Podon intermedius</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon polyphemoides</i>	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Copepoda	Copepoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia bifilosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia longiremis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia tonsa</i>										X
	<i>Centropages hamatus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eurytemora affinis</i>	X		X	X	X	X			X	X
	<i>Pseudocalanus minutus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Temora longicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae	X	X	X		X	X				
	<i>Oithona similis</i>					X	X			X	
Vertia	Harpacticoida	X		X			X				
	Hydromedusae					X	X			X	
	<i>Bivalvia</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Gastropoda</i>	X	X		X						X
	<i>Pisces</i>					X					X
	<i>Polychaeta</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Fritillaria</i>				X	X	X	X	X	X	X
	<i>Decapoda</i>			X							
<i>Rotifera</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	Razem	18	16	17	17	21	20	15	15	18	21

W 2018 roku na wszystkich stacjach dominowały gatunki z podgromady Copepoda (widłonogi): *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis*, *Temora longicornis* i stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida) (tab. V.4.1). Z nadrzędu Cladocera na wszystkich stacjach pojawiła się wioślarka *Evadne normanni*. Kolejnym przedstawicielem podgromady Cladocera, który dominował na poszczególnych stacjach, był licznie występujący gatunek *Bosmina longispina*. Pojawiały się także często gatunki z rodziny Podonidae – *Podon polyphemoides* oraz *Podon intermedius*. Na stacji KW zauważono obecność typowo jeziornej rozwielitki *Daphnia cucullata*.

Po raz kolejny nie odnotowano obecności drapieżnej wioślarki *Cercopagis pengoi*, natomiast inny gatunek wioślarki należącej do rodziny Sididae – *Diaphanosoma brachyurum* – występował bardzo licznie na stacji KW w rejonie Zalewu Wiślanego. W 2018 roku odnotowano obecność słonolubnego widłonoga *Oithona similis* zaliczanego do rzędu Cyclopoida, który ze względu na wąski zakres tolerancji w stosunku do zasolenia można określić mianem gatunku wskaźnikowego. *Oithona similis* pojawiał się w Głębi Bornholmskiej od czerwca do listopada, a w Głębi Gdańskiej i w Zatoce Gdańskiej tylko w maju. *Oithona similis* występował na trzech stacjach w bardzo małych ilościach, co

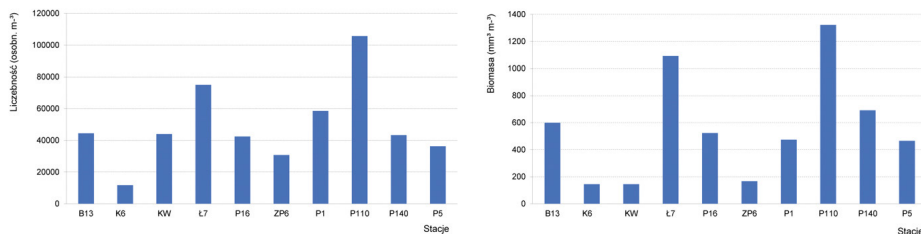
świadczy o braku wlewu słonych mas wody z Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie do Bałtyku. Z gatunków opisanych w tabeli V.4.1 jako „*Varia*” na każdej stacji przez cały rok stwierdzono liczną obecność wrotków (Rotifera) oraz larw wieloszczetów (Polyacheta) i małży (Bivalvia).

Całkowita liczebność zooplanktonu w poszczególnych regionach zmieniała się w ciągu roku. Największy wzrost liczebności przypadał na miesiące sierpień i wrzesień, a najniższy – kwiecień, maj i listopad. Wyjątkiem była stacja P5 (rys. V.4.1), na której najwyższe wartości liczebności odnotowano w maju.

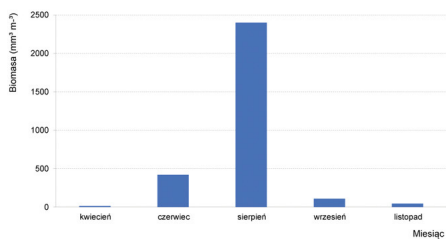
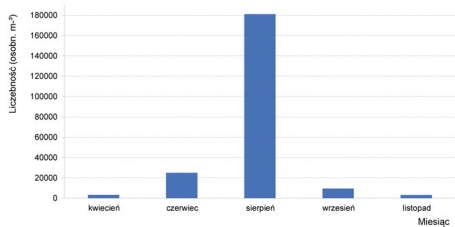
Najwyższą sumaryczną liczebność osobników na metr sześcienny w 2018 r. zanotowano w sierpniu na stacji Ł7 (303500,91 osobn. \cdot m⁻³), a najniższą stwierdzono na stacji B13 w kwietniu (3272,75 osobn. \cdot m⁻³) – rys. V.4.1-V.4.2.

Stacją z najwyższą średnią roczną liczebnością była P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej (rys. V.4.1). Przyczyną takich wysokich wartości było występowanie organizmów z gromady Copepoda (szczególnie stadia rozwojowe CIV) i wioślarek Cladocera. Kolejną stacją ze znaczną liczebnością zooplanktonu była stacja Ł7. W 2018 roku zaobserwowano wysokie ilości organizmów zooplanktonowych z gromad Rotifera i Copepoda (stadia CI i CIV), które znacząco podwyższyły liczebność na każdej badanej stacji. Tak znacznej ilości tych organizmów nie notowano w latach poprzednich. Stacją o najniższej średniej rocznej liczebności była stacja K6 w płytkowodnej strefie przybrzeżnej.

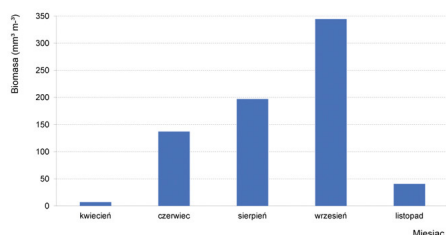
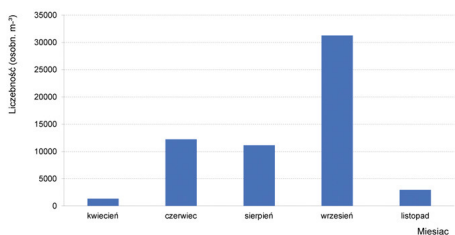
Bezwzględnie największą średnią roczną biomasę mezozooplanktonu stwierdzono w Zatoce Gdańskiej w sierpniu (4067,89 μ g/l; rys. V.4.9), mimo że jednocześnie liczebność była nie największa. Gatunkami, które znacznie dominowały w sierpniu na stacji P110 były wioślarka *Bosmina longispina* oraz stadium rozwojowe *Temora longicornis* C IV. Najniższą biomasę zooplanktonu notowano również na stacjach KW (Zalew Wiślany, rys. V.4.4) i K6 (Środkowe Wybrzeże, rys. V.4.3) w kwietniu (7,02 μ g/l).



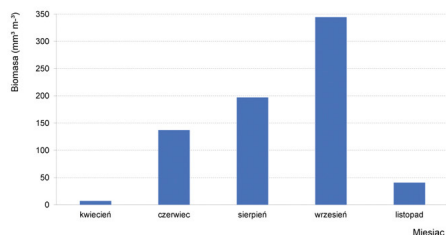
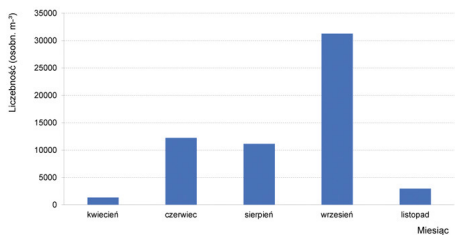
Rys. V.4.1. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezozooplanktonu na wszystkich badanych stacjach w 2018 roku



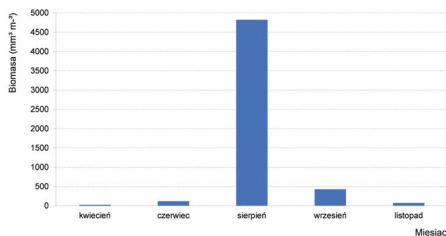
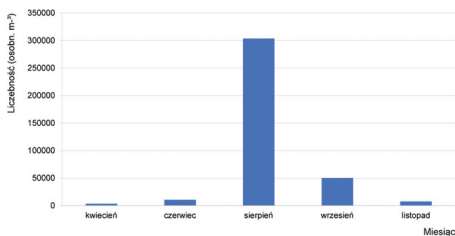
Rys. V.4.2. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w otwartej części Zatoki Pomorskiej (B13) w 2018 roku



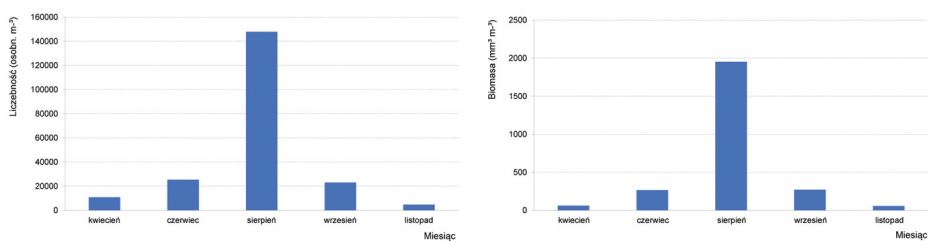
Rys. V.4.3. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej Środkowego Wybrzeża (K6) w 2018 roku



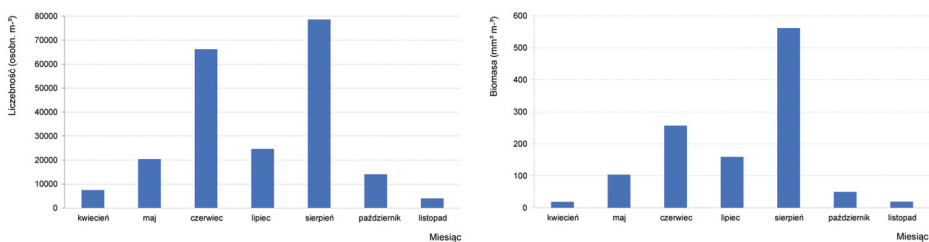
Rys. V.4.4. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w Zalewie Wiślanym (KW) w 2018 roku



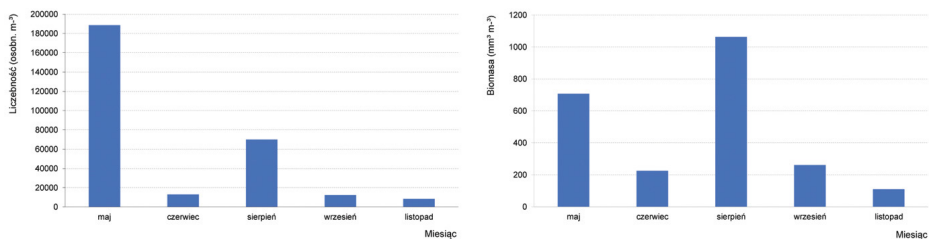
Rys. V.4.5. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej Środkowego Wybrzeża (Ł7) w 2018 roku



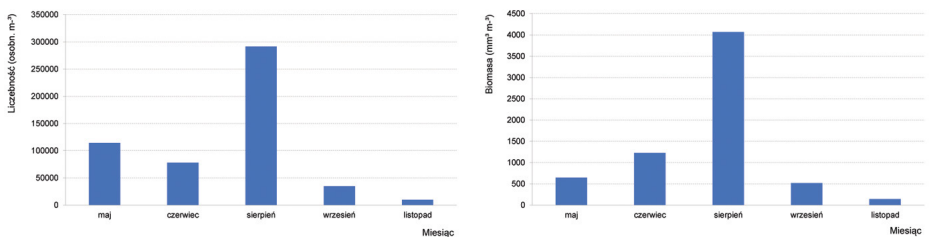
Rys. V.4.6. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej Środkowego Wybrzeża (P16) w 2018 roku



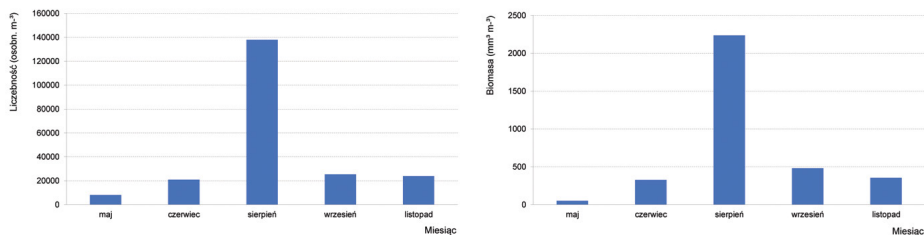
Rys. V.4.7. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w Zalewie Puckim (ZP6) w 2018 roku



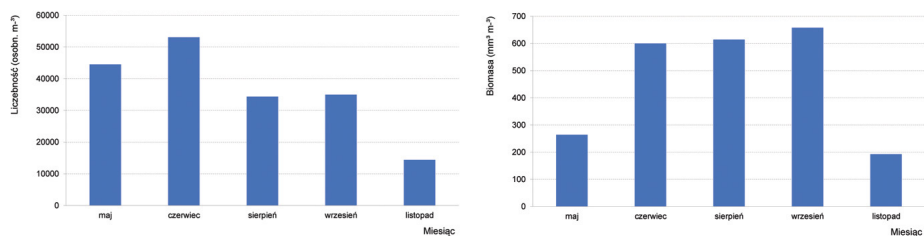
Rys. V.4.8. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w Głębi Gdańskiej (P1) w 2018 roku



Rys. V.4.9. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w Zatoce Gdańskiej (P110) w 2018 roku

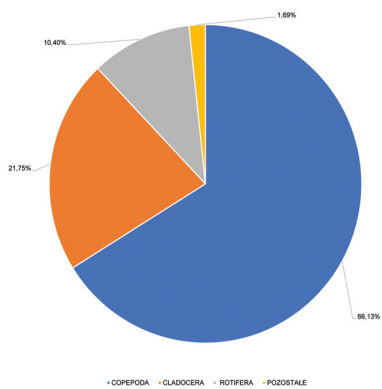


Rys. V.4.10. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w Basenie Gotlandzkim (P140) w 2018 roku

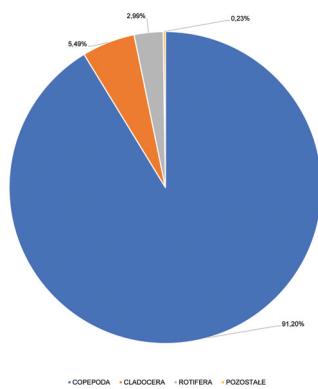


Rys. V.4.11. Zmiany średniej rocznej liczebności i biomasy mezooplanktonu w Głębi Bornholmskiej (P5) w 2018 roku

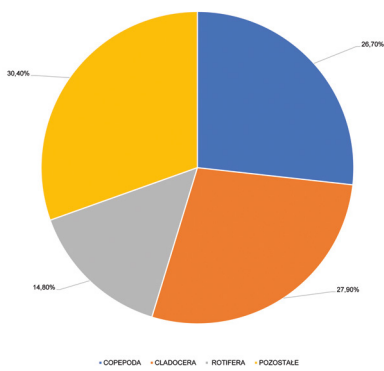
Skład gatunkowy mezooplanktonu oznaczony w 2018 r. był charakterystyczny dla Bałtyku Południowego, z przewagą pod względem liczebności i biomasy czterech grup: widłonogów (Copepoda), wioślarek (Cladocera), wrotków (Rotifera) oraz pozostałe, do których zaliczały się organizmy, takie jak: małże (Bivalvia), wieloszczety (Polychaeta), ślimaki (Gastropoda), meduzy (Hydromedusae), stadia larwalne ryb (Pisces), stadia larwalne skorupiaków (Decapoda) oraz ogonice (z rodzaju *Fritillaria*). Na wszystkich stacjach dominował zooplankton z podgromady Copepoda, stacją o największym udziale procentowym tej grupy była K6 – 91,20% (rys. V.4.13). Kolejną stacją o największym udziale Copepoda była Ł7 – 63,4% (rys. V.4.15). Najmniejszy udział procentowy tej grupy organizmów zanotowano na stacji P1 – 28,8% (rys. V.4.18). Kolejną mniej liczną grupą organizmów zaliczanych do zooplanktonu byli przedstawiciele podrzędu Cladocera. Największy udział tej grupy zaobserwowano na stacji KW, gdzie dominowała ona nad Copepoda (rys. V.4.14). Duży udział Cladocera na tej stacji – 27,90% (rys. V.4.14) – związany jest z niskim zasoleniem wód Zalewu Wiślanego, co skutkuje pojawianiem się znacznej ilości organizmów słodkowodnych. Na stacji K6 stwierdzono najniższy udział procentowy Cladocera – 5,49% (rys. V.4.13). Grupa organizmów zaliczanych do Rotifera wyraźnie duży udział w liczebności zooplanktonu miała na stacji P1 – 51,09% (rys. V.4.18), a najniższy na stacji K6 – 2,99% (rys. V.4.14). Organizmy zaliczone do grupy „Pozostałe” miały znaczący udział w liczebności zooplanktonu z Zalewu Wiślanego (KW) – 30,40% (rys. V.4.14). Najmniej organizmów z tej grupy odnotowano na stacji P1 – 0,07% (rys. V.4.18).



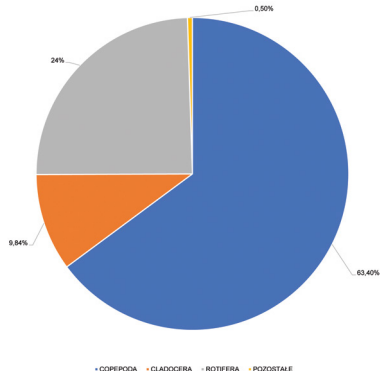
Rys. V.4.12. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji B13



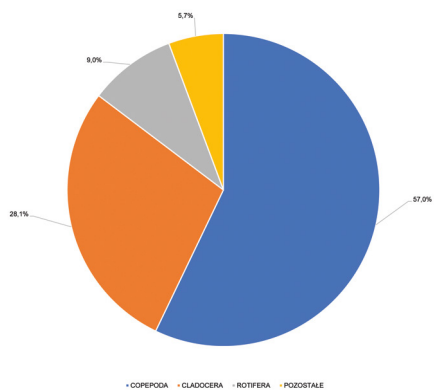
Rys. V.4.13. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji K6



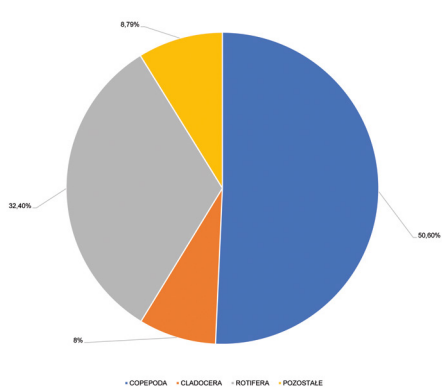
Rys. V.4.14. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji KW



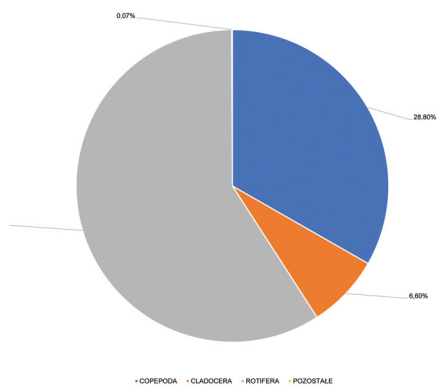
Rys. V.4.15. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji Ł7



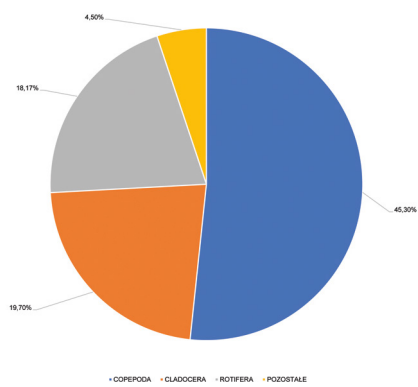
Rys. V.4.16. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji P16



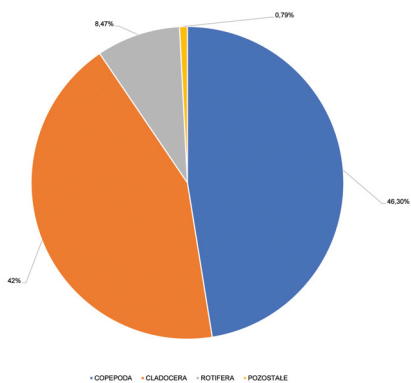
Rys. V.4.17. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji ZP6



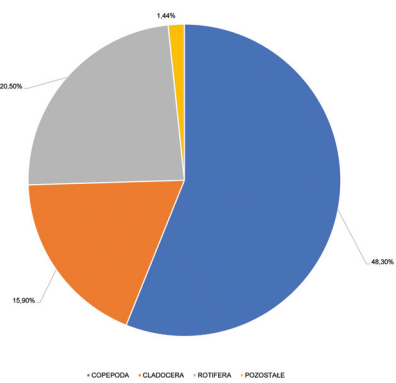
Rys. V.4.18. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji P1



Rys. V.4.19. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji P110



Rys. V.4.20. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji P140



Rys. V.4.21. Procentowy udział taksonów dominujących w liczebności zooplanktonu w 2018 r. na stacji P5

V.5. MAKROZOOBENTOS

Andrzej Osowiecki, Wojciech Kraśniewski

W 2018 roku próbki makrozoobentosu pobierano w czerwcu, na szesnastu stacjach monitoringowych w polskiej strefie Morza Bałtyckiego zgodnie z aktualnym przewodnikiem (HELCOM). Stacje zlokalizowane są w rejonie Zatoki Gdańskiej (P104, P110, ZN4), strefie płytkowodnej Środkowego Wybrzeża (K6, Ł7, P16, M3, Z), Ławicy Słupskiej (P14 B), Zatoce Pomorskiej (B13), Zalewie Puckim (ZP6) oraz w strefie głębokowodnej – Głębi Gdańskiej (P1), płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (P140), Głębi Bornholmskiej (P5) oraz Rynnie Słupskiej (P2 oraz P3). We wszystkich analizowanych próbkach oznaczano skład taksonomiczny, określano liczebność oraz biomasę (wyrażoną w gramach mokrej i suchej masy) makrozoobentosu. Wyniki podano jako średnią z trzech prób w przypadku stacji płytkowodnych oraz pięciu prób w przypadku stacji strefy głębokowodnej oraz stacji z rejonu Zatoki Gdańskiej oraz M3.

W pobranych próbach makrozoobentosu stwierdzono łącznie obecność 35 taksonów należących do gromad: Hydrozoa, Priapulida, Nemertea, Polychaeta, Oligochaeta, Pycnogonida, Hexanauplia, Malacostraca, Insecta, Gastropoda, Bivalvia i Gymnolaemata (tab. V.5.1).

Na dnie południowobałtyckich głębi: Głębi Bornholmskiej (stacja P5), Głębi Gdańskiej (stacja P1) oraz na południowym stoku Głębi Gotlandzkiej (stacja P140), w pięciu próbkach nie stwierdzono występowania zoobentosu (tab. V.5.1), w związku z czym nie uwzględniono powyższych stacji w dalszych analizach. Najbardziej zróżnicowany zespół makrozoobentosu, składający się z 18 taksonów, stwierdzono w Zalewie Puckim (stacja ZP6). Bogatym składem taksonomicznym odznaczały się również głębokowodne (usytuowane poniżej halokliny) stacje zlokalizowane w rejonie Rynny Słupskiej (stacje P2 i P3), na których stwierdzono występowanie odpowiednio 16 i 11 taksonów.

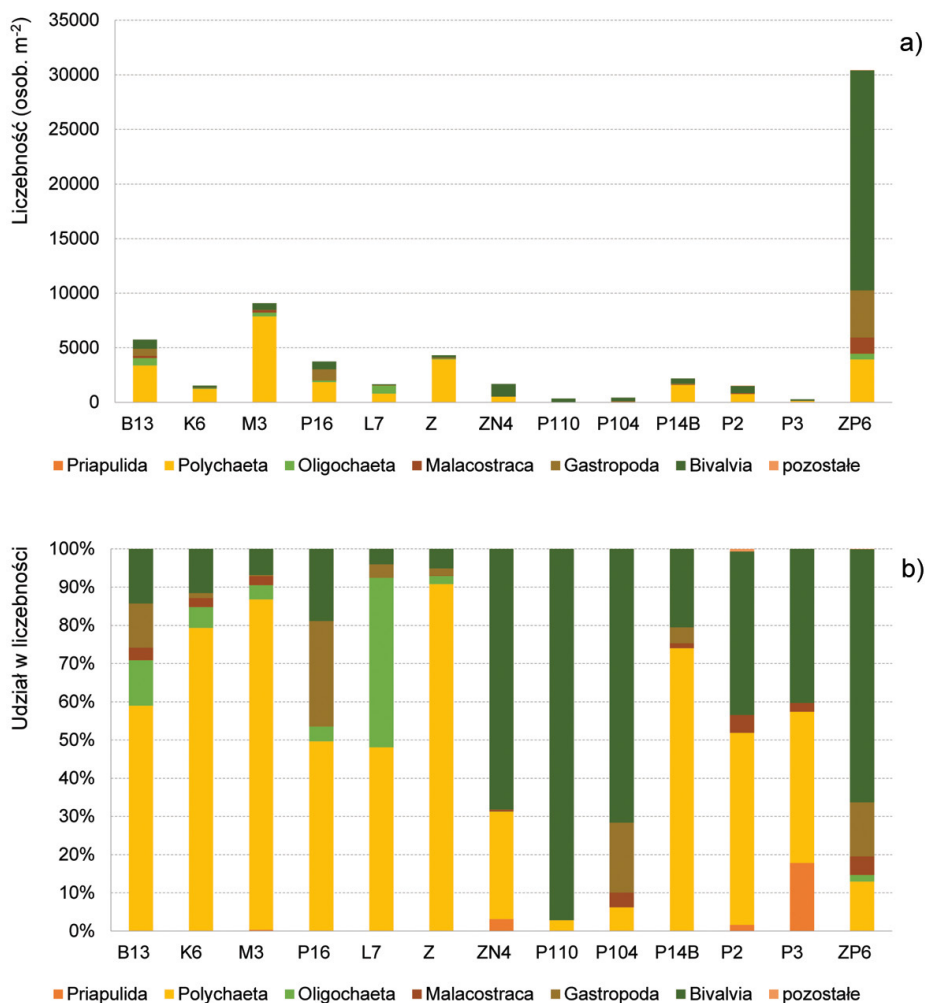
Wśród notowanych gatunków zoobentosu występują zarówno gatunki o wąskim zakresie tolerancji na niesprzyjające warunki środowiska (tzw. gatunki wrażliwe – ang. *sensitive species*), jak również gatunki o szerokim zakresie tolerancji, szczególnie na zawartość materii organicznej w osadzie oraz taksony pośrednie. Mimo że dominacja w strukturze liczebności i biomasy gatunków o określonym zakresie tolerancji wskazuje na występowanie sprzyjających bądź też niekorzystnych warunków do bytowania fauny dennej, należy również zaznaczyć, że na ich występowanie w próbkach mają wpływ czynniki fizykochemiczne (takie jak: zasolenie, ekspozycja na fale, występowanie prądów). W przypadku osłoniętych wód Zalewu Puckiego (ZP6) notuje się gatunki preferujące płytkie dno piaszczyste, z występującą roślinnością podwodną, których występowanie w rejonie wód strefy płytkowodnej otwartego morza jest ograniczone ze względu na brak roślinności dennej i znaczną dynamikę wód, szczególnie w strefie przybrzeżnej.

Tabela V.5.1. Taksony makrozoobentosu stwierdzone na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w 2018 roku

Lp.	Takson	P1	P2	P3	P140	P5	K6	P16	Ł7	B13	M3	Z	P104	P110	ZN4	ZP6	P14
Hydrozoa																	
1	<i>Gonothraea loveni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
2	<i>Opercularella lacerata</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Priapulida																	
3	<i>Halicryptus spinulosus</i>	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-
Nemertea																	
4	<i>Nemertea non det.</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Polychaeta																	
5	<i>Bylgides sarsi</i>	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-
6	<i>Hediste diversicolor</i>	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X
7	<i>Marenzelleria sp.</i>	-	X	X	-	-	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X
8	<i>Scoloplos armiger</i>	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	<i>Aricidea (Acmira) cerrutii</i>	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	<i>Pygospio elegans</i>	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-	X	X	X
11	<i>Streblospio shrubsolii</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	X	-	-
12	<i>Terebellides stroemii</i>	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta																	
13	<i>Oligochaeta non det.</i>	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-	X	X	-
Pycnogonida																	
14	<i>Nymphon brevirostre</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexanauplia																	
15	<i>Amphibalanus improvisus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Malacostraca																	
16	<i>Heterotanais oerstedii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
17	<i>Cyathura carinata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
18	<i>Idotea chelipes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
19	<i>Saduria entomon</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-
20	<i>Jaera sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-
21	<i>Bathyporeia pilosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
22	<i>Monoporeia affinis</i>	-	X	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X
23	<i>Pontoporeia femorata</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	<i>Gammarus tigrinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-
25	<i>Corophium volutator</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	X	-
26	<i>Diastylis rathkei</i>	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Insecta																	
27	<i>Insecta larvae non det.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Gastropoda																	
28	<i>Hydrobiidae</i>	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X
Bivalvia																	
29	<i>Mytilus sp.</i>	-	X	-	-	-	X	X	-	X	X	-	-	-	X	X	-
30	<i>Astarte borealis</i>	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31	<i>Astarte elliptica</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	<i>Limecola balthica</i>	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
33	<i>Cerastoderma glaucum</i>	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-	-	X	X
34	<i>Mya arenaria</i>	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-	-	X	X
Gymnolaemata																	
35	<i>Einhornia crustulenta</i>	-	-	X	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	X	-
Liczba taksonów		0	16	11	0	0	10	10	9	13	15	10	7	2	11	18	8

LICZEBNOŚĆ MAKROZOOBENTOSU

W 2018 roku największą liczebność makrozoobentosu zanotowano na płytkowodnej stacji ZP6 usytuowanej w Zalewie Puckim ($30430 \text{ osobn.}\cdot\text{m}^{-2}$) oraz przybrzeżnych stacjach otwartego morza: M3 ($9084 \text{ osobn.}\cdot\text{m}^{-2}$), B13 ($5733 \text{ osobn.}\cdot\text{m}^{-2}$), Z ($4317 \text{ osobn.}\cdot\text{m}^{-2}$), P16 ($3720 \text{ osobn.}\cdot\text{m}^{-2}$). W przypadku stacji ZP6 duża liczebność wynikała z obecności młodych osobników z gatunku *Mytilus* sp. w próbie, na co wpływ (poza samym rozrodem) miało występowanie sprzyjającego podłoża (występowanie kamieni) dla osiedlania gatunków sesyjnych. Stosunkowo dużą obfitość makrozoobentosu stwierdzono również na głębokowodnej stacji P2 (75 m) usytuowanej na wschodnim progu Rynny Słupskiej ($1504 \text{ osobn.}\cdot\text{m}^{-2}$; rys. V.5.1). Obszar Rynny Słupskiej, ze względu na występujące



Rys. V.5.1. Struktura liczebności gromad makrozoobentosu: a) wartości bezwzględne, b) udziały względne, na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w czerwcu 2018 roku

warunki fizykochemiczne, jest sprzyjający dla występowania zróżnicowanego oraz cennego zespołu makrozoobentosu, co potwierdzają badania prowadzone w od 2015 r. na stanowiskach P2 oraz P3.

W strukturze liczebności gromad makrozoobentosu dominowały wieloszczety (Polychaeta) - na stacjach w strefie płytkowodnej oraz Rynnie Słupskiej - i małże (Bivalvia) - w strefie głębokowodnej. Gromady te stanowiły odpowiednio 41,2% i 41,0% ogólnej liczebności makrozoobentosu w 2018 roku. Znaczący udział miały również ślimaki (Gastropoda) - 10,1%. Udział pozostałych gromad nie przekroczył 5% ogólnej liczebności, mimo że na pojedynczych stacjach pojawiali się w większej liczbie przedstawiciele gromad Oligochaeta (stacje L7 oraz B13) oraz Priapulida (stacja P3).

BIOMASA MAKROZOOBENTOSU

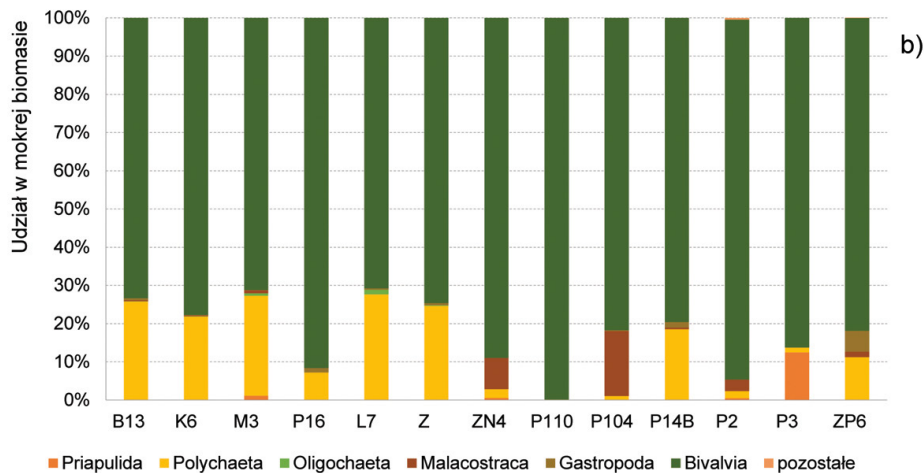
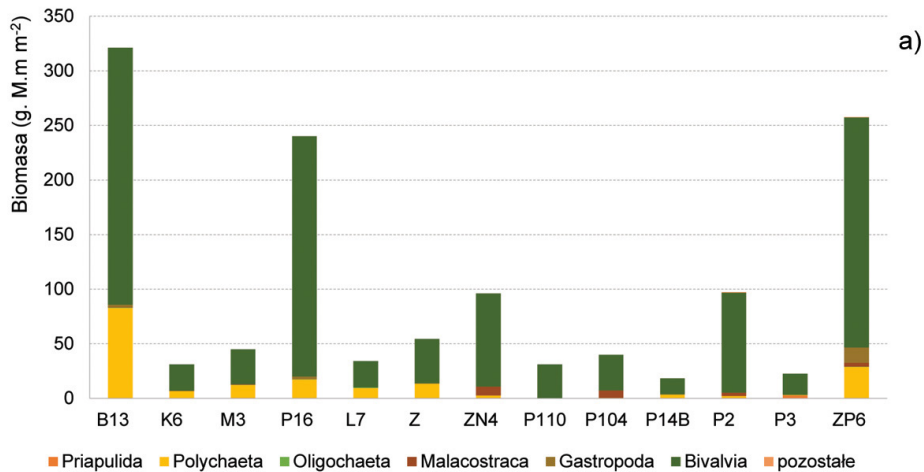
Największą biomasę (mokrą masę formalinową - m.m.) makrozoobentosu stwierdzono na płytkowodnej stacji B13 w Zatoce Pomorskiej ($321,091 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$). Wartości powyżej $100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ zanotowano na stacji ZP6 w Zalewie Puckim ($257,316 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) oraz na stacji P16 ($239,903 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) - rys. V.5.2).

W strukturze biomasy gromad makrozoobentosu - wyrażonej mokrą masą formalinową - na badanych stacjach dominowały małże (Bivalvia) stanowiące 82,4% ogólnej biomasy. Udział wieloszczetów (Polychaeta) wyniósł 13,9%, pancerzowców (Malacostraca) - 1,8%, ślimaków (Gastropoda) - 1,5%, a pozostałych gromad nie przekroczył 1% ogólnej biomasy.

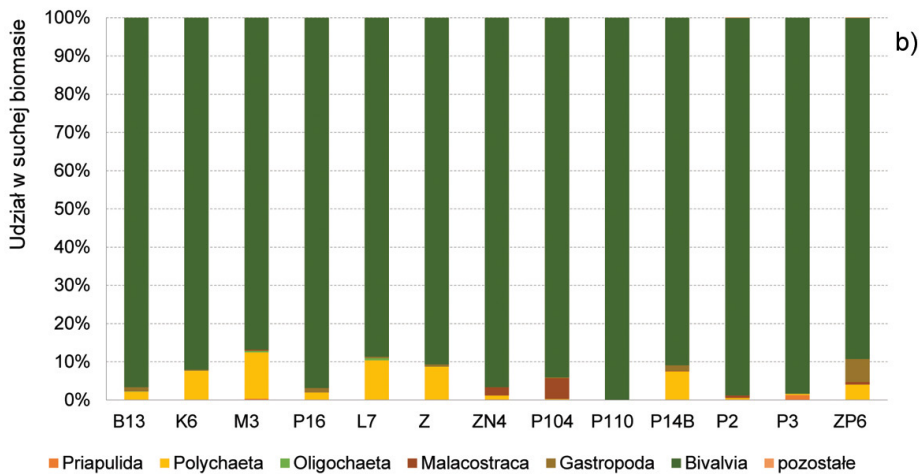
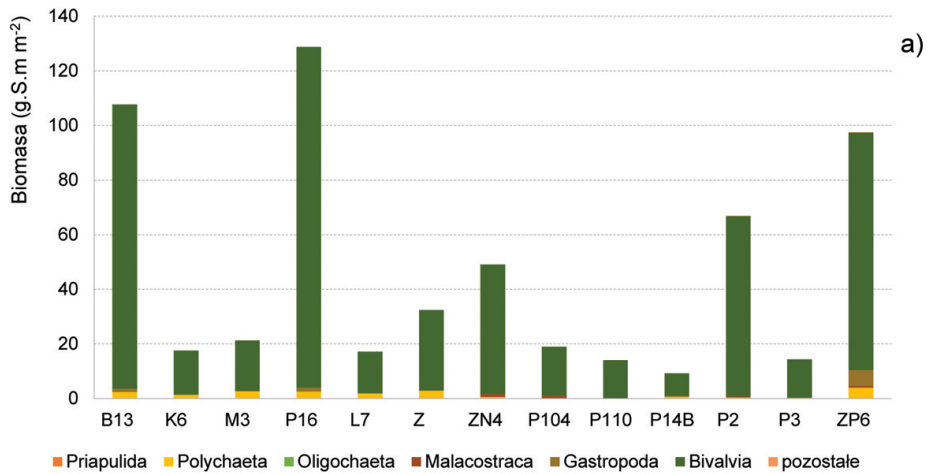
Największą biomasę (suchą masę formalinową - s.m.) makrozoobentosu stwierdzono na stacji P16, gdzie osiągnęła ona $128,685 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$; na stacji B13 wynosiła $107,617 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Na pozostałych stacjach sucha masa nie przekroczyła wartości $100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ (rys. V.5.3).

Udział małży (Bivalvia) w strukturze biomasy gromad makrozoobentosu - wyrażonej suchą masą formalinową - był większy niż w przypadku mokrej masy i wyniósł 94,6% ogólnej biomasy. Udział wieloszczetów (Polychaeta) wyniósł 3,2%, ślimaków (Gastropoda) - 1,5%, a pozostałych gromad nie przekroczył 1% ogólnej biomasy.

Skład taksonomiczny makrozoobentosu stwierdzony latem 2018 r. był typowy dla siedlisk dna morskiego, w których wyznaczono stacje monitoringu. Nie stwierdzono makrozoobentosu w obszarach: Głębi Bornholmskiej (stacja P5), Głębi Gdańskiej (stacja P1) oraz południowego stoku Głębi Gotlandzkiej (stacja P140), co miało związek z występowaniem niesprzyjających warunków tlenowych dla bytowania organizmów (występowanie tzw. strefy azoicznej).



Rys. V.5.2. Struktura biomasy gromad makrozoobentosu ($g_{m.m.} \cdot m^{-2}$), a) wartości bezwzględne, b) udział względny, na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w czerwcu 2018 roku



Rys. V.5.3. Struktura biomasy gromad makrozoobentosu ($g_{s.m.} \cdot m^{-2}$), a) wartości bezwzględne, b) udział względny, na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w czerwcu 2018 roku

VI. SATBAŁTYK

Mirosława Ostrowska, Mirosław Darecki

Wieloaspektowe monitorowanie stanu i zmian ekosystemu Bałtyku jest zadaniem trudnym i wymagającym doświadczonej kadry i odpowiedniego sprzętu pomiarowego. Prawdopodobnie zaplanowane rejsy monitoringowe dostarczają niezwykle cennego materiału badawczego i umożliwiają diagnozę stanu środowiska w miejscu i czasie dokonywania pomiaru. Takie systematycznie gromadzone dane, w połączeniu z głęboką wiedzą o mechanizmach procesów zachodzących w akwenu, zaspokajają większość potrzeb definiowanych przez obecne uregulowania międzynarodowe, dotyczące monitoringu stanu środowiska morskiego. Tym niemniej należy pamiętać, że obecnie stosowane techniki monitorowania nie zapewniają informacji i obserwacji odnoszących się do większych obszarów i przedziałów czasowych niezbędnych do pełnego opisu stanu środowiska morskiego oraz śledzenia jego krótko i długookresowych zmian. Techniki te są jednak regularnie weryfikowane, a istniejące w nich luki usuwane poprzez wykorzystanie kolejnych źródeł wiarygodnej informacji. W ostatnich latach nastąpił intensywny rozwój metod monitorowania środowiska Morza Bałtyckiego opartych na teledetekcji satelitarnej. Bez wątpienia informacje pozyskiwane z satelitów są cennym uzupełnieniem badań oceanograficznych wykonywanych metodami tradycyjnymi. Cały czas zwiększa się liczba instrumentów pomiarowych umieszczonych na platformach satelitarnych (np. satelity Europejskiej Agencji Kosmicznej serii Sentinel); łatwiejszy staje się dostęp do pozyskiwanych danych. Znacząco zwiększa to przystępność informacji odnoszących się do dużych obszarów i niemożliwych do pozyskania w inny sposób. Badania satelitarne są jednym z najbardziej efektywnych i ekonomicznych źródeł informacji o środowisku. W szczególności odnosi się to do środowiska morskiego, które ze swej natury jest mało dostępne, a jego monitorowanie wymaga najczęściej zaangażowania kosztownej infrastruktury badawczej. Obecnie za pomocą technik satelitarnych możemy określać bieżące bezwzględne wartości wielu istotnych fizycznych i biologicznych parametrów, charakteryzujących procesy zachodzące w powierzchniowej warstwie morza, a co za tym idzie, diagnozować aktualny stan i śledzić zmiany w tym ekosystemie. Techniki teledetekcyjne nie zapewniają jednak ciągłego dopływu informacji. Większość z nich może być wykorzystywana do obserwacji i diagnozowania środowiska morskiego jedynie w przypadku, gdy obserwowany obszar nie jest przesłonięty chmurami.

Ogromny potencjał obserwacji satelitarnych został wykorzystany do opracowania i wdrożenia nowoczesnego systemu satelitarnej kontroli środowiska Morza Bałtyckiego – Systemu SatBałtyk⁶. Jest to pierwsze tak efektywne narzędzie, zapewniające dostęp do zweryfikowanych danych umożliwiających kompleksową diagnozę stanu środowiska Bałtyku oraz prognozowanie jego przemian. Zastosowano w nim innowacyjną metodę łączenia strumieni

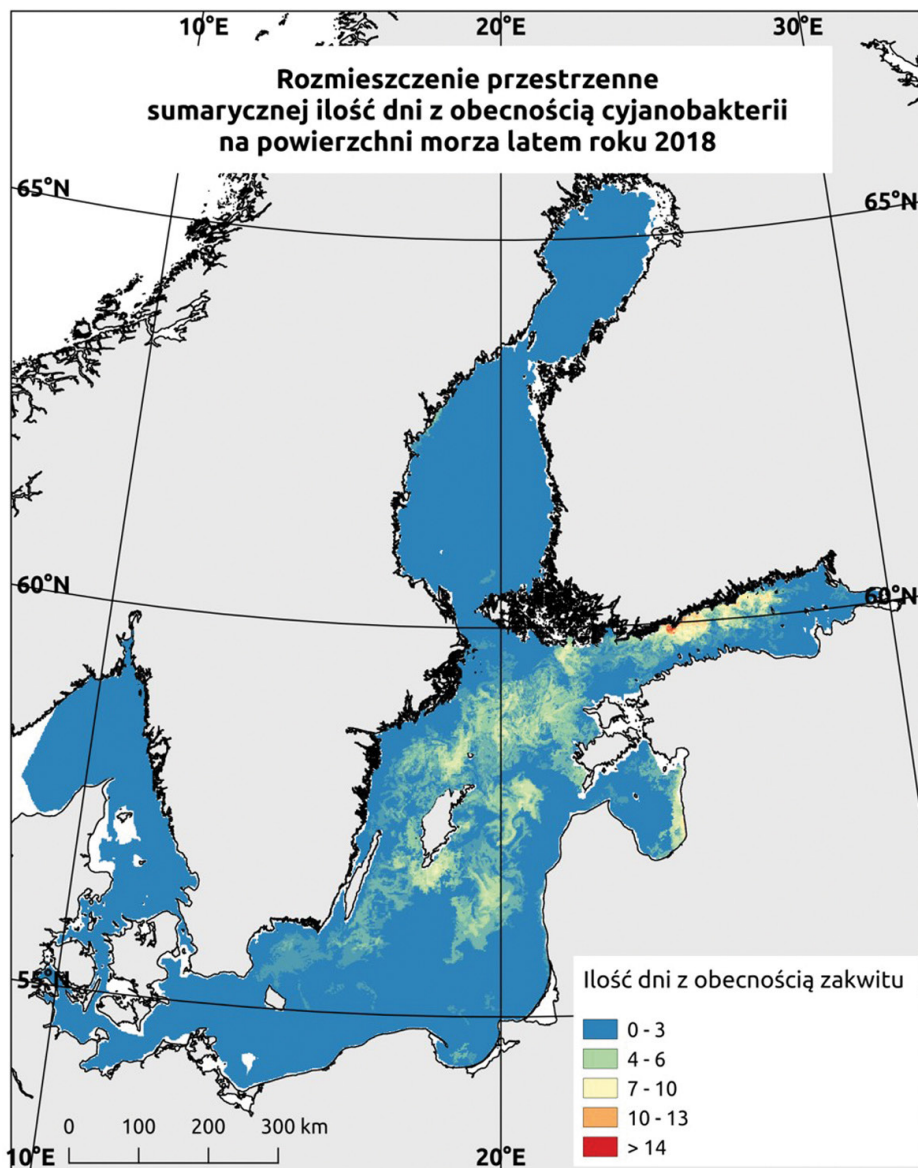
⁶ System SatBałtyk został opracowany w latach 2010-2015 przez: Instytut Oceanologii PAN w Sopotie (koordynator), Uniwersytet Gdański, Uniwersytet Szczeciński i Akademię Pomorską w Słupsku, w wyniku realizacji projektu „Satelitarna Kontrola Środowiska Morza Bałtyckiego - SatBałtyk” nr POIG. 01.01.02-22-011/09, w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka, Oś priorytetowa 1: Badania i rozwój nowoczesnych technologii; Działanie 11: Wsparcie badań naukowych dla budowy gospodarki opartej na wiedzy.

danych i informacji z różnych źródeł, takich jak teledetekcja satelitarna, modelowanie i algorytmy matematyczne morza i atmosfery i inne. Podstawowym źródłem danych w Systemie SatBałtyk są urządzenia pomiarowe na satelitach (obecnie wykorzystywane satelity to m.in.: AVHRR/TirosN/NOAA, SEVIRI/Meteosat, MODIS/Aqua, OLCI/Sentinel3a,b). Poza metodami teledetekcji satelitarnej umożliwiającej ciągłą (w czasie i przestrzeni) obserwację dużych obszarów morskich, w systemie wykorzystywane są hydrodynamiczne i ekohydrodynamiczne modele opisujące zjawiska zachodzące w środowisku morskim oraz dane pozyskane za pomocą tradycyjnych oceanograficznych technik pomiarowych. Zapewnia to ciągłość analiz charakterystyk środowiska Bałtyku i ich dokładność zbliżoną do uzyskiwanej metodami klasycznymi. Umożliwia to wyznaczanie w trybie operacyjnym wielu fizycznych, biologicznych i chemicznych parametrów, opisujących cały obszar Morza Bałtyckiego, jego strefę brzegową i atmosferę nadbałtycką. Większość z nich jest udostępniana na stronie www.satbaaltyk.pl w formie cyfrowych map o rozdzielczości 1 km (dla całego Morza Bałtyckiego) oraz wykresów i tabel obejmujących wybrane rejony i zakresy czasowe (aktualnie od 2010 r.). Mapy opracowywane są z częstotliwością od jednej (np. w przypadku dobowej produkcji pierwotnej) do czterech (jak powierzchniowa temperatura wody) dziennie.

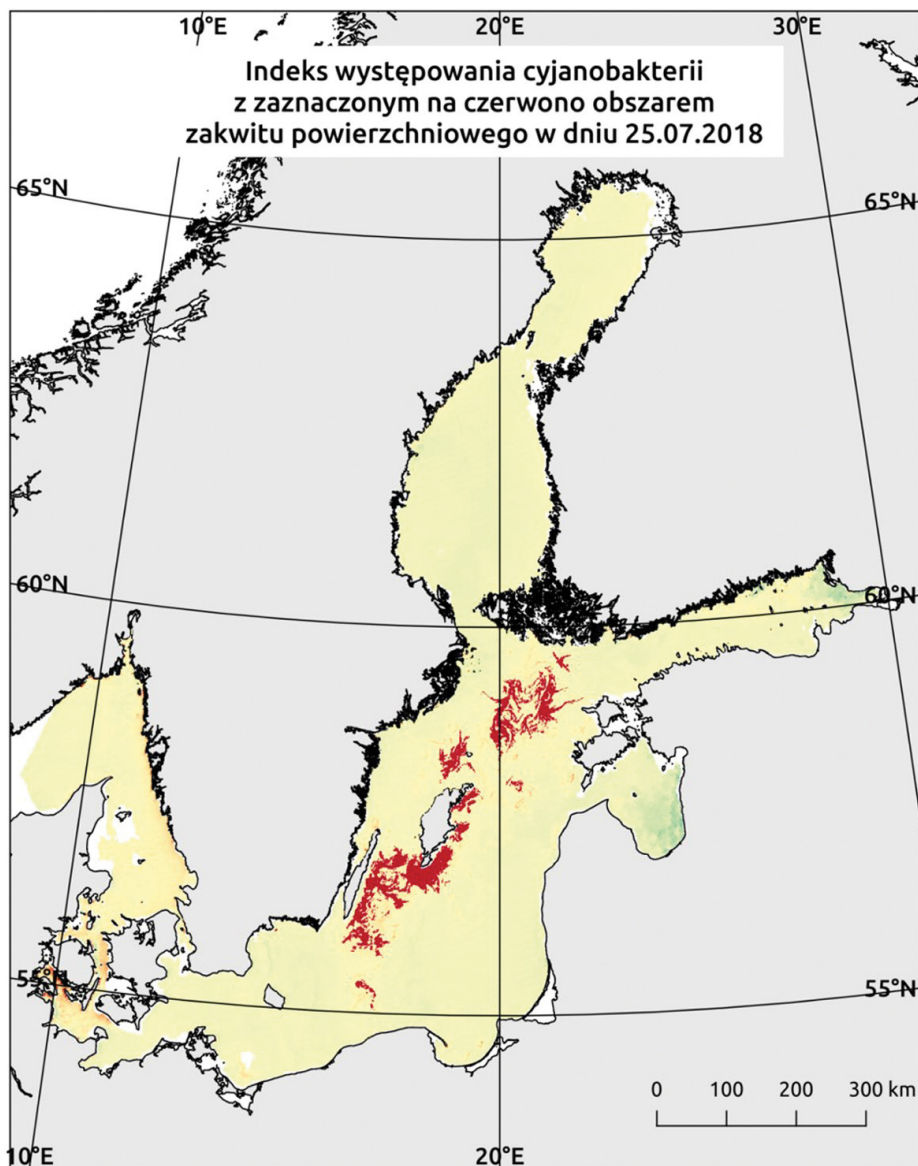
Zaimplementowane w Systemie SatBałtyk zaawansowane modele i algorytmy, opisujące wzajemne związki między różnymi parametrami środowiska morskiego a zachodzącymi w nich zjawiskami i procesami, umożliwiają wyznaczanie wybranych parametrów także na różnych głębokościach w morzu, z uwzględnieniem ich zależności od spektralnych zmian oświetlenia penetrującego toń. System oferuje podstawowe funkcjonalności, takie jak odczytywanie na mapie średniej wartości analizowanej wielkości w dowolnie wybranym pikselu na mapie, tworzenie wykresów przedstawiających zmiany wartości wybranych parametrów w dowolnych przedziałach czasowych z lat 2010-2019 oraz porównywanie takich zmian dla dwóch różnych wielkości. Dzięki tym narzędziom można przeanalizować czasową i przestrzenną zmienność każdej z dostępnych w Systemie SatBałtyk charakterystyk ekosystemu Morza Bałtyckiego. Czyni to z Systemu SatBałtyk pierwsze tak efektywne narzędzie do kompleksowej diagnozy stanu środowiska Bałtyku i prognozowania jego przemian, wynikających zarówno z przyczyn naturalnych, jak i działalności człowieka. System zapewnia odpowiednim organom administracji państwowej i samorządowej dostęp do rzetelnej i zweryfikowanej informacji, niezbędnej do prowadzenia monitoringu i ochrony środowiska zgodnie z obowiązującymi normami i regulacjami prawnymi. Taki zasób danych umożliwia nie tylko długookresowe śledzenie zmian tego środowiska, ale też wieloaspektową analizę procesów przyrodniczych zachodzących w ekosystemach bałtyckich.

Wysoka jakość danych pozyskiwanych w Systemie SatBałtyk jest utrzymywana dzięki systematycznej walidacji zaimplementowanych w nim modeli i algorytmów. Walidację tę przygotowuje się na podstawie danych pomiarowych gromadzonych metodami tradycyjnymi. Dlatego nie należy się spodziewać, że w najbliższej przyszłości system satelitarny zastąpi dotychczasowy klasyczny monitoring. Narzędzie to niesie jednak ze sobą wiele korzyści dla podmiotów, które prowadzą monitoring Morza Bałtyckiego. Zapewnia

bieżący i ciągły dostęp do różnych charakterystyk całego obszaru akwenu, a nie jedynie określonego obszaru w chwili, kiedy pomiar jest prowadzony w morzu (jak w przypadku tradycyjnych metod pomiarowych). Wpływa to pozytywnie na organizację pracy tych podmiotów, a pozyskanie większej liczby danych/informacji niż w przypadku metod pomiarów in situ pozwala na przeprowadzanie lepszych jakościowo analiz zjawisk zachodzących w morzu i ocenę stanu ekosystemu.



Rys. VI.1. Sumaryczna ilość dni ze zidentyfikowanym powierzchniowym zakwitom cyjanobakterii w 2018 r.; opracowanie z systemu SatBałtyk



**Rys. VI.2. Przestrzenny rozkład powierzchniowego zakwitu
cyjanobakterii w dniu 25.07.2018 r.; opracowanie z systemu SatBałtyk**

Rok 2018, w stosunku do okresu referencyjnego 1971-2000, wyróżniał się głównie wyższą temperaturą średnią i ciśnieniem atmosferycznym, niższymi prędkościami wiatru oraz mniej intensywnymi opadami.

W cyrkulacji atmosferycznej przepływ globalny nie zaznaczył się wyraźnie. Dominował wiatr z kierunku SSW (w okresie 1971-2000 – WSW). Średnia roczna prędkość wiatru osiągnęła wartość ok. $0,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$ niższą od wieloletniej. Cyrkulacja atmosferyczna była mniej stabilna od wartości z okresu referencyjnego. Przez ponad sto dni w 2018 r. zarejestrowano wartości ciśnienia atmosferycznego wyższe od średnich wieloletnich. Szczególnie wyraźne różnice widoczne były w lutym i listopadzie. Odnotowano również więcej dni z ciśnieniem atmosferycznym przekraczającym 1030 hPa. W porównaniu do wielolecia 1971-2010 częściej rejestrowano wiatr z kierunku południowego zimą i z północnego w sezonie letnim. Średnie miesięczne prędkości wiatru były o ok. $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ niższe od wartości referencyjnych.

Na wszystkich stacjach pomiarowych Wybrzeża średnia temperatura powietrza osiągała wartości wyższe od średniej wieloletniej o ok. $1,5^{\circ}\text{C}$, a w lipcu i sierpniu nawet o ponad 3°C . Minimum termiczne zostało odnotowane na przełomie lutego i marca, natomiast maksimum – w pierwszej dekadzie sierpnia.

Roczne sumy opadów przez większość roku były niższe od wartości z wielolecia 1971-2000. Wyjątkiem była stacja Elbląg-Milejewo, na której średnią wartość przekroczonego o 3,4%. Wyłącznie w styczniu i grudniu odnotowano opady wyższe od wartości referencyjnych.

Zachmurzenie wynosiło średnio 4,5-5,2 oktanta. Najpogodniejszymi miesiącami były maj, lipiec i październik. W tych miesiącach odnotowano również największe wartości usłonecznienia. Mgły i zamglenia najczęściej obserwowane były od stycznia do marca oraz we wrześniu i grudniu. Pojedyncze przypadki wystąpienia szadzi oraz gołoledzi zarejestrowano w tych samych miesiącach.

Warunki hydrologiczne i hydrodynamiczne w 2018 r. różniły się od wartości z przyjętych okresów referencyjnych. Na większości stacji odnotowano spadek poziomu morza. Zjawiska lodowe pojawiły się stosunkowo późno, sztormy występowały rzadziej niż w roku poprzednim i były mniej gwałtowne.

Maksymalne poziomy morza na wszystkich stacjach mareograficznych Wybrzeża wystąpiły w styczniu i listopadzie, były jednak niższe od wartości referencyjnych. Wartości minimalne były zbliżone do wartości z wielolecia 1971-2000, natomiast w Helu niższe od wartości referencyjnych. Średnie poziomy morza na wszystkich stacjach pomiarowych, poza Świnoujściem, były zdecydowanie niższe od wartości odnotowanych w latach 1971-2000. Na tle miesięcznych średnich poziomów morza wyróżniał się październik, kiedy na wszystkich stacjach Wybrzeża odnotowano poziom morza wyższy od wartości referencyjnych.

Na całym obszarze polskich wód terytorialnych dominowały prądy o kierunkach SW i SSW. Wyjątek stanowił obszar Rynny Słupskiej, gdzie w części zachodniej przeważały prądy z kierunku NE, a we wschodniej – z NW. Nie zarejestrowano żadnych istotnych wlewów z Morza Północnego; zauważono jedynie efekty wlewu z 2014 roku.

W 2018 roku średnia wysokość fali znacznej, zarejestrowana przez urządzenie pomiarowe AWAC podczas zdarzeń sztormowych zimą, wynosiła 4 m, natomiast latem – 3 m. Wysokości fali maksymalnej zwykle nie przekraczały 6 m.

Na większości obszaru strefy brzegowej Morza Bałtyckiego nie odnotowano zjawisk lodowych. Pojedyncze dni z lodem zarejestrowano pod koniec lutego w portach w Gdyni i Kołobrzegu. W rejonach Zalewu Szczecińskiego, Zalewu Wiślanego i Zatoki Puckiej lód pojawiał się w styczniu i ponownie pod koniec lutego; pokrycie lodem trwało do 20 marca, a maksimum grubości pokrywa lodowa osiągnęła 7 marca.

Warunki fizykochemiczne w toni wodnej Morza Bałtyckiego nie odbiegały od wartości referencyjnych, z wyjątkiem wyższej temperatury powierzchni i minimalnie niższego pH.

Temperatura powierzchni morza w 2018 r. wahała od 3°C do 23,9°C, z ekstremami odpowiednio w lutym i sierpniu. W miesiącach letnich woda na głębokościach 40-60 m była ok. 3-4 razy chłodniejsza od powierzchniowej (3,1-4,4°C). We wrześniu i listopadzie woda w zakresie głębokości 10-30 m miała temperaturę wyższą od powierzchni wody. Temperatura wody przy dnie w ciągu całego roku osiągała średnio ok. 3,3-3,5°C.

Średnia wartość pH wody morskiej wynosiła 8,024 i była o 0,136 niższa niż w roku poprzednim. Wyjątkiem na tle pozostałych lokalizacji był Basen Gotlandzki, gdzie pH miało wartość 9,273. Najniższe wartości pH notowano w kwietniu (początek okresu wegetacyjnego), najniższe – w listopadzie.

Najniższe średnie wartości ciśnienia parcjalego zaobserwowano w sierpniu (od 95 μatm w Basenie Gdańskim do 157 μatm w Basenie Bornholmskim), natomiast najwyższe – w listopadzie (odpowiednio 168 i 217 μatm). Najwyższą maksymalną wartość $p\text{CO}_2$ – 537 μatm – odnotowano w listopadzie w Basenie Gdańskim. Potwierdzona została korelacja pomiędzy wzrostem temperatury a procesami biotycznymi i spadkiem zawartości CO_2 , a co za tym idzie – również wzrostem pH.

W 2018 roku zasolenie wody w Bałtyku wynosiło od 6,45 do 10,55 PSU. Największa różnica pomiędzy zasoleniem wód powierzchniowych a przydennych (ponad 3 PSU) wystąpiła w listopadzie. Wartości zasolenia były zbliżone do wartości z dziesięciolecia, poza styczniem, majem i czerwcem, kiedy wyniosły one ok. 0,2 PSU więcej. Maksymalna głębokość zalegania halokliny w Basenie Bornholmskim osiągała ok. 40 m, w Basenie Gotlandzkim – 70 m, w Basenie Gdańskim – 60 m.

Najwyższe średnie natlenienie wód Morza Bałtyckiego wystąpiło w wodach powierzchniowych nad Basenem Gotlandzkim i osiągnęło 12,554 $\text{cm}\cdot\text{dm}^{-3}$, natomiast największe nasycenie tlenem – 172,5%. Zmienność sezonowa wynikała typowo ze zmian intensywności produkcji pierwotnej. Nie zarejestrowano występowania pustyń tlenowych ani obszarów azoicznych na głębokościach do 70 m.

Zawartość składników biogenicznych była typowo najwyższa zimą, a najniższa wiosną, zgodnie z relacją między procesami akumulacji i aktywnością wegetacyjną. Na przełomie kwietnia i maja zaobserwowano najniższą zawartość fosforu i malejące stężenie krzemu, warunkowane intensywnym rozwojem okrzemek. W Zatoce Pomorskiej produkcję pierwotną limitował fosfor, w pozostałych rejonach – azot.

Stężenie większości zanieczyszczeń i substancji niebezpiecznych w organizmach Morza Bałtyckiego stopniowo maleje, niepokojące jest natomiast rejestrowanie coraz większych ilości odpadów na obszarach plaż.

Zawartość radionuklidów ^{137}Cs i ^{90}Sr sukcesywnie spada, jednak zawartość cezu w 2018 r. była minimalnie wyższa niż w roku poprzednim. Stężenie strontu w wodach przybrzeżnych ($9 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) jest o $3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ wyższe niż w rejonie morza otwartego. Maleje stężenie ^{90}Sr w organizmach żywych – w okoniach odnotowano go dwa razy mniej niż w 2017 roku.

Zawartość trwałych zanieczyszczeń organicznych w okoniach jest na granicy oznaczalności, u śledzi i storni wykryto zawartość difenylesterów, jednak ich stężenie stopniowo spada. U omułków w Basenie Gdańskim wzrosło ono ponad dwukrotnie w porównaniu do 2017 roku. Zawartość PFOS w tkankach ryb jest najmniejsza u storni. Zawartość TBT znajduje się na granicy oznaczalności. Stężenie WWA w żółci ryb z Zalewu Gdańskiego jest trzy razy większe niż w osobnikach z Zalewu Szczecińskiego. Poziom zawartości DDE u mały jest ustabilizowany, podobny do roku poprzedniego (w przypadku rodzaju *Mytilus* – trzy razy większy w Sopocie niż w rejonie głazowiska Rowy).

Stężenia metali w wątrobie śledzi są wyższe od średniej wieloletniej (szczególnie w rejonie łowiska kołobrzESCO-darłowskiego, gdzie na tle innych metali wyróżnia się rtęć). Zawartości metali ciężkich w tkance mięśniowej ryb są wyraźnie niższe w porównaniu do lat ubiegłych. Okonie z Zalewu Szczecińskiego są mniej skażone metalami ciężkimi od osobników tego samego gatunku pochodzących z Zalewu Wiślanego. U mały w rejonie głazowiska Rowy stwierdzono większą ogólną zawartość metali, a jednocześnie mniejsze stężenie metali ciężkich.

Na podstawie testu mikrojądrowego można stwierdzić, że stężenia substancji powodujących zmiany genetyczne u ryb w Zalewie Szczecińskim i w Zalewie Wiślanym są porównywalne; najmniejsze stężenia zaobserwowano w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Zmiany genetyczne u okoni są bardziej widoczne niż u śledzi, co prawdopodobnie wynika z ich specyfiki gatunkowej.

Największe ilości odpadów morskich odnotowano na plaży w Mielnie, najmniejsze – na Mierzei Wiślanej. Są to głównie odpady plastikowe. Największy wzrost liczby odpadów zaobserwowano w Dziwnowie, szczególnie w sezonie zimowym.

Poziom hałasu podwodnego w rejonie basenów Morza Bałtyckiego jest zbliżony dla Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego, nieznacznie niższy natomiast w Basenie Gdańskim. Za jego główne źródło uznaje się ruch statków. W pobliżu Basenu Gdańskiego i Bornholmskiego istotne znaczenie mają także eksplozje ładunków wybuchowych,

zwykle silniejsze w pobliżu Basenu Gdańskiego, jednak częściej występujące w rejonie Basenu Bornholmskiego.

Skład gatunkowy organizmów żyjących w Morzu Bałtyckim oraz sezonowa zmienność biomasy i bioróżnorodności nie uległy znaczącym zmianom w porównaniu do wcześniejszych obserwacji. Największa różnorodność gatunkowa wśród organizmów fitoplanktonicznych została odnotowana na obszarze wschodniej części polskich obszarów Morza Bałtyckiego (Zalew Pucki oraz Zatoka i Głębia Gdańska). Sezonowa zmienność liczebności oraz udziału w biomacie była typowa dla warunków panujących w Bałtyku. Na początku sezonu wegetacyjnego dominowały okrzemki, kryptofity i bruzdnice, następnie w okresie letnim pojawiały się zakwity sinic, a jesienią zarejestrowana została obecność głównie orzęsków i ponownie okrzemek – wówczas w jeszcze większych ilościach niż wiosną.

Chlorofil a w najwyższych stężeniach występował w rejonie Zalewu Wiślanego, natomiast w najniższych – w rejonie Ławicy Słupskiej i stref głębokowodnych. Zmienność jego zawartości w wodzie wynikała z charakterystyki warunków biotycznych i termicznych: wzrastała sukcesywnie od maja do sierpnia, osiągając maksimum we wrześniu.

W pobliżu Klifu Orłowskiego znajduje się najwięcej gatunków makrofitobentosu, o zmienności zgodnej z warunkami sezonowymi i głębokościowymi. Po raz pierwszy od 2010 r. zaobserwowano w tej lokalizacji obecność roślin okrytonasiennych z gatunku *Zannichellia palustris* (zamętnica błotna). W rejonie Jamy Kuźnickiej dominują rośliny okrytonasienne; ze względu na brak kamienistego dna nie występują tam krasnorosty. Na obszarze Ławicy Słupskiej dominują brunatnice i krasnorosty (pod koniec sezonu wegetacyjnego występują niemal wyłącznie krasnorosty). Podobne warunki panują w rejonie Głazowiska Rowy. Podczas sezonu letniego w Wolińskim Parku Narodowym zieleńce stanowią blisko 100% biomasy, w sezonie zimowym zdecydowanie dominują krasnorosty. Próbkę w tej lokalizacji zostały zebrane jednak tylko na głębokościach do 5 m.

Morze Bałtyckie to specyficzny akwen, w którym mogą rozwijać się morskie, brachiczne i słodkowodne gatunki mezoplanktonu. W rzeczywistości jednak ich różnorodność biologiczna jest ograniczona. W 2018 roku w Bałtyku rozpoznano łącznie 29 taksonów, wśród których dominują widłonogi i wioślarki. W Zalewie Wiślanym odnotowano obecność gatunku typowo jeziornego. W rejonie otwartego morza odnotowano natomiast zmniejszoną liczebność gatunków halofilnych, co było związane z brakiem wyraźnych wlewow z Morza Północnego. W rejonie środkowego Wybrzeża największą ilość biomasy zooplanktonu odnotowano w czerwcu i sierpniu, na pozostałych obszarach – głównie w sierpniu.

W próbach makrozoobentosu pobranych w czerwcu 2018 r. stwierdzono dominację wieloszczetów w strefie płytkowodnej i małży w głębokowodnej. W ogólnej zawartości biomasy zdecydowanie przeważały małże (nawet powyżej 90%), zaobserwowano również stosunkowo dużą liczbę wieloszczetów i ślimaków.

LITERATURA

- Andrulewicz E., Szymelfenig M., Urbański J., Węsławski J.M., 2008, Morze Bałtyckie – o tym warto wiedzieć, Zeszyty Zielonej Akademii, 7, Polski Klub Ekologiczny, wersja cyfrowa, dostępne online https://cgis.oig.ug.edu.pl/dane/morze_baltyckie.pdf (10.03.2020)
- Baršienė J., Butrimavičiene L., Grygiel W., Lang T., Michailovas A., Jackūnas T., 2014, Environmental genotoxicity and cytotoxicity in flounder (*Platichthys flesus*), herring (*Clupea harengus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) from chemical munitions dumping zones in the southern Baltic Sea, *Marine Environmental Research*, 96, 56-67, DOI: 10.1016/j.marenvres.2013.08.012
- Biernacik D., Jakusik E., Chodubska A., 2019, Wrażliwość miasta Gdańska na zmianę klimatu na przykładzie wybranych zjawisk ekstremalnych, [w:] Współczesne problemy klimatu Polski, L. Chojnacka-Ożga, H. Lorenc (red.), PTGeof, IMGW-PIB, Warszawa, 203-218
- Borges A.V., Delille B., Frankignoulle M., 2005, Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: diversity of ecosystem counts, *Geophysical Research Letters*, 32 (14), DOI: 10.1029/2005GL023053
- Conley D.J., Carstensen J., Aigars J., Bonsdorff E., Eremina T., Haahti B.-M., Humborg C., Jonsson P., Kotta J., Lannegren C., Larsson U., Maximov A., Medina M.R., Łysiak-Pastuszek E., Remeikaitė-Nikienė N., Walve J., Wilhelms S., Zillen L., 2011 Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea, *Environmental Science and Technology*, 45 (16), 6777-6783, DOI: 10.1021/es201212r
- Fenech M., 2000, The in vitro micronucleus technique, *Mutation Research*, 455 (1-2), 81-95, DOI: 10.1016/S0027-5107(00)00065-8
- Hansson M., Axe P., Andersson L., 2009, Extent of anoxia and hypoxia in the Baltic Sea, 1960-2009, SMHI Report, dostępne online: http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.8589!Oxygen_timeseries_1960_2008.pdf (10.03.2020)
- HELCOM, 2017, Manual of Marine Monitoring in the COMBINE, dostępne online <https://helcom.fi/media/publications/Manual-for-Marine-Monitoring-in-the-COMBINE-Programme-of-HELCOM.pdf> (10.03.2020)
- HELCOM, 2018a, Thematic Assessment of Radioactive Substances in the Baltic Sea 2011-2015, Baltic Sea Environment Proceedings No. 151, dostępne online: <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP151.pdf> (10.03.2020)
- HELCOM, 2018b, Thematic Assessment of Hazardous Substances 2011-2016, Supplementary reports of the HELCOM 'State of the Baltic Sea' report, dostępne online: https://helcom.fi/media/documents/HELCOM_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016_pre-publication.pdf
- GIOŚ, 2019, m, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa

- Jakubowska M., Jerzak M., Normant M., Burska D., Drzazgowski J. 2013. Effect of carbon dioxide-induced water acidification on the physiological processes of the Baltic isopod *Saduria entomon*, *Journal of Shellfish Research*, 32 (3), 825-834, DOI: 10.2983/035.032.0326
- Jakusik E., Wójcik R., Pilarski M., Biernacik D., Miętus M., 2012, Poziom morza w polskiej strefie brzegowej – stan obecny i spodziewane zmiany w przyszłości, [w:] Warunki klimatyczne i oceanograficzne w Polsce i na Bałtyku Południowym – spodziewane zmiany i wytyczne do opracowania strategii adaptacyjnych w gospodarce krajowej, J. Wibig, E. Jakusik (red), IMGW-PIB, Warszawa, 146-169
- Kalnay E., Kanamitsu M., Kistler R., Collins W., Deaven D., Gandin L., Iredell M., Saha S., White G., Woollen J., Zhu Y., Chelliah M., Ebisuzaki W., Higgins W., Janowiak J., Mo K.C., Ropelewski C., Wang J., Leetmaa A., Reynolds B., Roy J., Joseph D., 1996, The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 77 (3), 437-470, DOI: 10.1175/1520-0477(1996)077<0437:TNYRP>2.0.CO;2
- Klais R., Tamminen T., Kremp A., Spilling K., Olli K., 2011, Decadal-scale changes of dinoflagellates and diatoms in the anomalous Baltic Sea spring bloom, *PLoS ONE*, 6 (6), e21567, DOI: 10.1371/journal.pone.0021567
- Kowalska B., Sztobryn M., 2009, Mean sea changes along Polish coast, *Quaestiones Geographicae. Series A – Physical Geography*, 28A (2), 69-74
- Kuliński K., Pempkowiak J., 2011, The carbon budget of the Baltic Sea, *Biogeosciences*, 8 (11), 3219-3230, DOI: 10.5194/bg-8-3219-2011
- Kuliński K., Schneider B., Hammer K., Machulik U., Schulz-Bull D., 2014, The influence of dissolved organic matter on the acid-base system of the Baltic Sea, *Journal of Marine Systems*, 132, 106-115, DOI: 10.1016/j.jmarsys.2014.01.011
- Lucke K., Siebert U., Lepper P.A., Blanchet M.-A., 2009, Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli, *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125, 4060-4070, DOI: 10.1121/1.3117443
- Kuliński K., Schneider B., Hammer K., Machulik U., Schulz-Bull D., 2014, The influence of dissolved organic matter on the acid-base system of the Baltic Sea, *Journal of Marine Systems*, 132, 106-115, DOI: 10.1016/j.jmarsys.2014.01.011
- Miętus M., 1999, Rola regionalnej cyrkulacji atmosferycznej w kształtowaniu warunków klimatycznych i oceanograficznych w polskiej strefie brzegowej Morza Bałtyckiego, *Materiały Badawcze IMGW. Seria Meteorologia*, 29, 157 s.
- Müller J.D., Schneider B., Rehder G., 2016, Long-term alkalinity trends in the Baltic Sea and their implications for CO₂-induced acidification, *Limnology and Oceanography*, 61 (6), 1984-2002, DOI: 10.1002/lno.10349
- Pliński M., 1995, *Hydrobiologia – podstawy*, Wydawnictwo Ocean SIE, Sopot, 131 s.
- Polak-Juszczak L., 2009, Temporal trends in the bioaccumulation of trace metals in herring, sprat, and cod from the southern Baltic Sea in the 1994-2003 period, *Chemosphere*, 76 (10), 1334-1339, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.06.030

- Ross D., 2005, Ship sources of ambient noise, *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 30 (2), 257-261, DOI: 10.1109/JOE.2005.850879
- Rychert K., Pączkowska M., 2012, Ciliate *Mesodinium rubrum* in the coastal zone of the southern Baltic Sea (Central Pomerania), *Baltic Coastal Zone*, 16, 97-102
- Saniewski M., Zalewska T., 2016, Atmospheric deposition and riverine load of ^{90}Sr and ^{137}Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005-2011, *Journal of Environmental Radioactivity*, 151 (1), 1-11, DOI: 10.1016/j.jenvrad.2015.09.010
- Saniewski M., Zalewska T., 2018, Budget of ^{90}Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea), *Oceanologia*, 60 (3), 256-263, DOI: 10.1016/j.oceano.2017.11.002
- Szlinder-Richert J., Barska I., Mazerski J., Usydus Z., 2009, PCBs in fish from the southern Baltic Sea: levels, bioaccumulation features, and temporal trends during the period from 1997 to 2006, *Marine Pollution Bulletin*, 58 (1), 85-92, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.08.021
- Szlinder-Richert J., Barska I., Usydus Z., Grabic R., 2010, Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in selected fish from the southern Baltic Sea, *Chemosphere*, 78 (6), 695-700, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.12.004
- Stanisławczyk I., 2018, Złodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2017-18, dostępne online www.baltyk.pogodynka.pl//index.php?page=2&subpage=64&data=96 (20.04.2020)
- Sztobryn M., Kowalska B., Stanisławczyk I., Krzysztofik K., 2012, Wezbrania sztormowe - geneza, tendencje i skutki działania w strefie brzegowej Bałtyku, [w:] *Kłęski żywiołowe, a bezpieczeństwo wewnętrzne kraju*, H. Lorenc (red.), IMGW-PIB, Warszawa, 194-217
- Sztobryn M., Stigge H.J., Wielbińska D., Weidig B., Stanisławczyk I., Kańska A., Krzysztofik K., Kowalska B., Letkiewicz B., Mykita M., 2005, Storm surges in the southern Baltic (western and central parts), Rep. No. 39, Ber. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg, Rostock, 74 s.
- Takahashi T., Sutherland S.C., Wanninkhof R., Sweeney C., Feely R.A., Chipman D.W., Hales B., Friederich G., Chavez F., Sabine C., Watson A., Bakker D.C.E., Schuster U., Metzl N., Yoshikawa-Inoue H., Ishii M., Midorikawa T., Nojiri Y., Kortzinger A., Steinhoff T., Hoppema M., Olafsson J., Arnarson T.S., Tilbrook B., Johannessen T., Olsen A., Bellerby R., Wong C.S., Delille B., Bates N.R., de Baar H.J.W., 2009, Climatological mean and decadal changes in surface ocean pCO_2 , and net sea-air CO_2 flux over the global oceans, *Deep Sea Research II: Topical Studies in Oceanography*, 56 (8-10), 554-577, DOI: 10.1016/j.dsr2.2008.12.009
- Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L., Kraberg A., 2011, Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea, *Journal of Marine Systems*, 87 (2), 145-159, DOI: 10.1016/j.jmarsys.2011.03.010
- Ulfso A., Hulth S., Anderson L.G., 2011, pH and biogeochemical processes in the Gotland Basin of the Baltic Sea, *Marine Chemistry*, 127 (1-4), 20-30, DOI: 10.1016/j.marchem.2011.07.004

- Wasserman S.E., Monte D.J., 1972, A relationship between snow accumulation and snow intensity as determined from visibility, *Journal of Applied Meteorology*, 11 (2), 385-388
- Wesslander K., Hall P., Hjalmarsson S., Lefevre D., Omstedt A., Rutgersson A., Sahlee E., Tengberg A., 2011, Observed carbon dioxide and oxygen dynamics in a Baltic Sea coastal region, *Journal of Marine Systems*, 86 (1), 1-9, DOI: 10.1016/j.jmarsys.2011.01.001
- WMO, 2019, WMO statement on the status of the global climate in 2018, WMO-No. 1233, Geneva
- Zalewska T., Lipska J., 2006, Contamination of the southern Baltic Sea with ^{137}Cs and ^{90}Sr over the period 2000-2004, *Journal of Environmental Radioactivity*, 91 (1-2), 1-14, DOI:10.1016/j.jenvrad.2006.08.001
- Zalewska, T., Suplińska, M., 2013, Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, *Oceanologia*, 55 (3), 485-517, DOI: 10.5697/oc.55-3.485