

Wskaźnik stanu makrofitów (SM₁)

Wskaźniki stanu

Podsumowanie oceny

Wskaźnik SM1 służący do oceny stanu środowiska na podstawie makrofitów w wodach przybrzeżnych i przejściowych (z wyjątkiem typu wód BT1 - Lagunowy z substratem mułowym i piaszczystym, do których zaliczane są: Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński i Zalew Kamieński), określa stosunek biomasy taksonów pozytywnych (Bp) do całkowitej biomasy makrofitów (Bt).

Wskaźnik SM1 spełnia kryterium podstawowe D6C5 w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego oraz kryteria drugorzędne D5C6 i D5C7 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z decyzją 2017/848 (Komisja 2017a). Jest również stosowany do oceny stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych w polskich obszarach morskich, w ramach realizacji zobowiązań wynikających z Ramowej Dyrektywy Wodnej (Osowiecki i in. 2012, Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021). Do prawa krajowego klasyfikacja stanu jakości ekologicznej oparta na wskaźniku SM1 została zaimplementowana rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2014 poz. 1482) i jest prolongowana w kolejnych aktualizacjach ww. rozporządzenia. Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik SM1, wykonano dla 5 obszarów oceny w POM, obejmujących wody otwarte (1 basen) oraz wody przejściowe i przybrzeżne (4 JCWP) (Rysunek 1).

Do oceny stanu środowiska wykorzystano dane Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) zebrane w okresie 2016–2021 w ramach monitoringu HELCOM COMBINE, dotyczące biomasy i pokrycia dna przez taksony makrofitów. Ocenę stanowiła średnia ze wszystkich wartości wskaźnika SM1 wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, dla danego obszaru oceny.

Ocena stanu siedliska bentosowego wykonana z zastosowaniem wskaźnika SM1 wykazała, że dwa podakweny, tj. Basen Bornholmski (głazowisko Ławicy Słupskiej) oraz Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (głazowisko Rowy), charakteryzowały się dobrym stanem środowiska (Rysunek 1). Od 2018 r. makrofity monitorowane są również na terenie Wolińskiego Parku Narodowego. Ich stan został określony poniżej dobrego – subGES i niestety z uwagi na warunki panujące w tym obszarze najprawdopodobniej nigdy nie ulegnie poprawie.

Pozostałe dwa akweny w Zatoce Puckiej również osiągnęły stan poniżej dobrego. W przypadku obszaru Zatoka Pucka Zewnętrzna (Klif Orłowski), wynik był ściśle związany z głębokością rozmieszczenia stacji poboru próbek i ekologią gatunków tam występujących. Ocena stanu zaniżona została przez obecność zielenic stanowiących niemal 100% biomasy na głębokości 1-2 m. Na większych głębokościach, od 3 do 8 m, gdzie dominowały krasnorosty, wśród których wszystkie gatunki są taksonami pozytywnymi, ocena stanu wskazywała stan dobry.



Rysunek 1. Ocena stanu siedlisk bentosowych na podstawie wartości „wskaźnika stanu makrofitów (SM₁)” dla okresu 2016–2021 w POM przy uwzględnieniu ogólnych typów siedlisk w basenach otwartego morza oraz w JCWP

Zgodnie z metodyką oceny wiarygodności (czasową, przestrzenną, klasyfikacji oraz metodyki), wiarygodność oceny dla siedlisk bentosowych przy zastosowaniu wskaźnika SM₁ wskazała na status wysoki.

Opis wskaźnika

1. Charakterystyka wskaźnika

Wskaźnik SM do klasyfikacji stanu środowiska na podstawie makrofitów w wodach przejściowych i przybrzeżnych został po raz pierwszy opracowany w 2009 r. (Osowiecki i in. 2009, 2012), na podstawie wieloletnich danych dotyczących makrofitów występujących jedynie na piaszczystym dnie Zalewu Puckiego. W kolejnych latach wskaźnik modyfikowano (SM₁) i rekomendowano jego zastosowanie do wód przejściowych Zatoki Puckiej zewnętrznej, wód przybrzeżnych, w granicach których znajduje się głazowisko Rowy oraz do wód otwartych (głazowisko Ławicy Słupskiej), (GIOŚ 2012, Brzeska-Roszczyk i Opióła 2020).

Charakterystyka i wzór

Wskaźnik SM₁ służący do oceny stanu środowiska na podstawie makrofitów w wodach przybrzeżnych i przejściowych (z wyjątkiem typu wód BT1 - Lagunowy z substratem mułowym i piaszczystym, do których zaliczane są: Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński i Zalew Kamieński) określa stosunek biomasy taksonów pozytywnych (*Bp*) do całkowitej biomasy makrofitów (*Bt*), (Tabela 1). Wzór uwzględnia wartości procentu pokrycia dna przez te taksony (*pd*), a także wskazuje miesiące, z których zaciągane są dane (Brzeska-Roszczyk i Opióła 2020).

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n (B_p * pd_p)_{VI} + \sum_1^n (B_p * pd_p)_{IX}}{\sum_1^z (B_t * pd_t)_{VI} + \sum_1^z (B_t * pd_t)_{IX}}$$

gdzie:

B_p – biomasa [g s.m.] taksonu pozytywnego (takson 1÷n) (Tabela 1);

pd_p – pokrycie dna taksonu pozytywnego (takson 1÷n);

B_t – biomasa [g s.m.] każdego stwierdzonego taksonu (takson 1÷z);

pd_t – pokrycie dna przez każdy stwierdzony takson (takson 1÷z);

VI – dane z czerwca;

IX – dane z września.

Tabela 1. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku SM_1

Takson	Takson
<i>Chara</i> spp.	<i>Carradoriella elongata</i>
<i>Tolypella nidifica</i>	<i>Vertebrata fucoides</i>
<i>Desmarestia viridis</i>	<i>Rhodomela confervoides</i>
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
<i>Delesseria sanguinea</i>	<i>Ranunculus baudotii</i>
<i>Ceramium diaphanum</i>	<i>Ruppia maritima</i>
<i>Ceramium tenuicorne</i>	<i>Stuckenia filiformis</i>
<i>Ceramium virgatum</i>	<i>Stuckenia pectinata</i>
<i>Coccotylus brodiei</i>	<i>Zannichellia palustris</i>
<i>Coccotylus truncatus</i>	<i>Zostera marina</i>
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	

Do gatunków „pozytywnych” zaliczane są gatunki siedliskotwórcze, wrażliwe na zmiany jakości wody, związane z jednym rodzajem dna, np. *Fucus vesiculosus* i *Furcellaria lumbricalis* porastające dno kamieniste, czy też *Zostera marina* oraz ramienice rosnące na dnie piaszczystym. Ich biomasa i powierzchnia porostania dna jest tym większa, im lepszy jest stan ekologiczny akwenu (wartości wskaźnika SM_1 są wówczas bliskie 1). Do klasy gatunków „negatywnych” należą gatunki jednoroczne o szerokiej tolerancji na zmianę warunków środowiskowych (oportunistyczne), w tym na pogarszanie stanu ekologicznego środowiska (wzrost eutrofizacji). Gatunki te, np. *Pylaiella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus* czy *Chaetomorpha linum*, występują najczęściej w postaci nieprzytwierdzonej do dna i mogą zalegać na różnych typach osadów. W reakcji na zwiększone stężenia substancji biogenicznych w wodzie, gatunki te zwiększają swoją biomasę i powierzchnię pokrywania dna, kosztem gatunków „pozytywnych”. Ich masowe występowanie, np. w postaci mat glonowych zalegających na dnie, stanowi poważne zagrożenie dla innych składników biocenozy, powodując między innymi zmniejszenie przezroczystości wody, zacienianie, czy deficyty tlenowe w wodach naddennych, a nawet występowanie siarkowodoru w osadach. Takie zmiany stanu środowiska niekorzystnie wpływają na rozwój wieloletnich i wrażliwych gatunków makrofitów. Większy udział procentowy gatunków jednorocznych w całkowitej biomacie makrofitów (wartości wskaźnika SM_1 są bliskie 0) świadczy o pogarszaniu się warunków eutroficznych środowiska (GIOŚ 2018).

Stan makrofitów mierzony wskaźnikiem SM_1 określany był dla każdej stacji. W przypadku poboru kilku próbek lub dokonania powtórzeń na stacji wartość wskaźnika została uśredniona.

Dotychczas wskaźnik SM_1 był stosowany do oceny stanu środowiska w POM, z wyjątkiem zalewów przybrzeżnych, za lata 2010–2011 (GIOŚ 2012) oraz 2011–2016 (GIOŚ 2018).

2. Odniesienie do prawodawstwa, planów działań i celów

Wskaźnik SM₁ spełnia kryterium podstawowe D6C5 w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego oraz kryteria drugorzędne D5C6 i D5C7 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z Decyzją Komisji 2017/848. Jest również stosowany do oceny stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych w polskich obszarach morskich, w ramach realizacji zaleceń Ramowej Dyrektywy Wodnej (Osowiecki i in. 2012, Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021), (Tabela 2).

Tabela 2. Odniesienia do prawodawstwa przypisane wskaźnikowi Stan makrofitów SM₁

Wymagania i rekomendacje legislacyjne	
<p>Ramowa Dyrektywa w sprawie Strategii Morskiej (RDSM) (Dyrektywa 2008/56/WE, Dyrektywa 2017/845)</p>	<p>Cecha D1/D6 – Siedliska bentosowe; utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego/Integralność dna morskiego utrzymuje się na poziomie gwarantującym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz brak niekorzystnego wpływu zwłaszcza na ekosystemy bentosowe.</p> <p>Kryterium D6C5 – Zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan danego siedliska, w tym na zmiany jego biotycznej i abiotycznej struktury oraz funkcji (np. typowy skład gatunków, ich względna liczebność, braku szczególnie wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, struktura wielkościowa gatunku), nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze.</p>
	<p>Cecha D5 – Do minimum ogranicza się eutrofizację wywołaną przez działalność człowieka, a w szczególności jej niekorzystne skutki, takie jak utrata różnorodności biologicznej, degradacja ekosystemu, szkodliwe zakwity glonów oraz niedobór tlenu w dolnych partiach wód.</p> <p>Kryterium D5C6 (kryterium drugorzędne) – Liczebność oportunistycznych glonów makroskopowych nie znajduje się na poziomach, które wskazują na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennej.</p> <p>Kryterium D5C7 (kryterium drugorzędne) – Skład gatunkowy i względne rozpowszechnienie lub głębokość dystrybucji skupisk makrofitów osiągają wartości, które wskazują na brak negatywnych skutków nadmiaru substancji biogennej, w tym poprzez zmniejszenie przejrzystości wody w następujący sposób: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) jeżeli to kryterium będzie się odnosiło do wód poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej</p>
<p>Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25.06.2021 r. (Dz.U. z 2021 r. poz. 1475) w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu</p>	<p>Stan makrofitów jest wskaźnikiem jakości wód powierzchniowych dla jednolitych wód przybrzeżnych i przejściowych.</p>

Wymagania i rekomendacje legislacyjne	
<i>chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych</i>	
Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) (Dyrektywa 2000/60/WE)	Ustalenie ram dla ochrony wód przejściowych i przybrzeżnych.

3. Powiązanie z presjami

Czynniki presji i działalność człowieka powiązane ze wskaźnikiem

W tabeli (Tabela 3) zestawiono listę presji wymienionych w tabeli 2. w Załączniku III do Dyrektywy 2017/845 wraz z przypisanym wpływem tychże presji na funkcjonowanie wskaźnika.

Tabela 3. Powiązania wskaźnika B z presjami z tabeli 2. z Załącznika III do Dyrektywy 2017/845

Powiązane źródła presji lub sposoby użytkowania i działalność człowieka	Wpływ
Wprowadzanie substancji biogenych – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna.	Wskaźnik SM ₁ bazuje na dynamice wzajemnych zależności między biomasą taksonów pozytywnych, a biomasą całkowitą, w tym biomasą taksonów oportunistycznych (także powierzchni jaką porastają), co odzwierciedla stan ekologiczny ekosystemu. Do gatunków pozytywnych zaliczane są gatunki siedliskotwórcze, wrażliwe na zmiany jakości wody, związane z dnem, np. <i>Furcellaria lumbricalis</i> , porastające dno kamieniste, czy też <i>Zostera marina</i> oraz ramienice rosnące na dnie piaszczystym. Ich biomasa i powierzchnia porostania dna jest tym większa, im lepszy jest stan ekologiczny akwenu (wartości wskaźnika SM ₁ są wówczas bliskie 1). Zmiany w występowaniu gatunków pozytywnych mogą nastąpić pod wpływem czynników bezpośrednich, takich jak np. zmiany fizyczne i chemiczne w osadach lub zmiany przezroczystości wody oraz z przyczyn pośrednich – występowanie gatunków oportunistycznych (negatywnych), takich jak gatunki jednoroczne o szerokiej tolerancji na zmianę warunków środowiskowych, w tym na pogarszanie stanu ekologicznego środowiska (wzrost eutrofizacji). Gatunki te, np. <i>Pylaiella littoralis</i> , <i>Ectocarpus siliculosus</i> czy <i>Chaetomorpha linum</i> , występują najczęściej w postaci nieprzytwierdzonej do dna i mogą zalegać na różnych typach osadów. W reakcji na zwiększone stężenia substancji biogenych w wodzie, gatunki te zwiększają swoją biomasę i powierzchnię pokrywania dna, kosztem gatunków pozytywnych. Ich masowe występowanie, np. w postaci mat glonowych zalegających na dnie, stanowi poważne zagrożenie dla innych składników biocenozy, powodując między innymi zmniejszenie przezroczystości wody, zacienianie, czy deficyty tlenowe w wodach naddennych, a nawet występowanie siarkowodoru w osadach dennych w wyniku ich masowego rozkładu. Takie zmiany stanu środowiska niekorzystnie wpływają na rozwój wieloletnich i wrażliwych gatunków makrofitów. Większy udział procentowy gatunków jednorocznych w całkowitej biomasie makrofitów (wartości wskaźnika SM ₁ są bliskie 0) świadczy o pogarszaniu się warunków troficznych środowiska.
Zakłócenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne); Straty fizyczne (spowodowane trwałymi zmianami podłoża dna morskiego lub morfologii oraz eksploatacją substratu dna morskiego).	Obniżona wartość wskaźnika.

4. Powiązanie ze zmianą klimatu

Skutki zmiany klimatu dla środowiska Morza Bałtyckiego są złożone i mogą przebiegać według różnych wzorców. Można spodziewać się pewnych trendów, na przykład temperatury wody i poziomu morza, które według prognoz będą rosnąć. Będzie to miało wpływ na ekosystemy i florę. Oczekuje się zmian zasięgu występowania gatunków, który jest ściśle powiązany z rodzajem podłoża i głębokością. Stale rosący wzrost poziomu morza może doprowadzić do zmiany struktury bądź ograniczenia występowania roślinności podwodnej w polskich obszarach morskich.

Ocena stanu środowiska wód morskich

W tabeli (Tabela 4) przedstawiono ocenę stanu siedlisk bentosowych wykonaną na podstawie wartości wskaźnika SM1 dla wielolecia 2016–2021. Do oceny stanu środowiska wykorzystano dane Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) zebrane w okresie 2016–2021 w ramach monitoringu HELCOM COMBINE, dotyczące biomasy i pokrycia dna przez taksony makrofitów. Ocenę stanowiła średnia ze wszystkich wartości wskaźnika SM1 wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, dla danego obszaru oceny.

Ocena stanu siedlisk bentosowych wykonana z zastosowaniem wskaźnika SM1 dla 5 obszarów oceny w POM wykazała, że dwa podakweny, tj. Basen Bornholmski (głazowisko Ławicy Słupskiej) oraz Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (głazowisko Rowy), charakteryzowały się dobrym stanem środowiska (Tabela 4).

Od 2018 r. makrofity monitorowane są również na terenie Wolińskiego Parku Narodowego (obszar oceny: Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej). Ich stan został określony poniżej dobrego – subGES (Tabela 4) i niestety z uwagi na charakter i warunki panujące w tym obszarze najprawdopodobniej nigdy nie ulegnie poprawie. Ze względu na brak zwartego kamienistego podłoża makroglony pobierane są ze sporadycznie występujących kamieni, dodatkowo głębokości stacji sprzyjają jedynie dominacji zielenic w biomacie.

Pozostałe dwa akweny zlokalizowane w Zatoce Puckiej również osiągnęły stan poniżej dobrego (Tabela 4). W przypadku oceny obszaru Zatoka Pucka Zewnętrzna (Klif Orłowski), wynik był ściśle związany z głębokością rozmieszczenia stacji poboru próbek i ekologią gatunków tam występujących. Ocena stanu zaniżona została przez obecność zielenic stanowiących niemal 100% biomasy na głębokości 1-2 m. Na większych głębokościach, od 3 do 8 m, gdzie dominują krasnorosty, wśród których wszystkie gatunki są taksonami pozytywnymi, ocena stanu wskazywała stan dobry.

Tabela 4. Ocena stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika SM₁ dla okresu 2016–2021 w obszarach oceny w POM (stan dobry – GES, stan poniżej dobrego – subGES)

Obszar oceny	Ogólny typ siedliska	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Wielolecie*
		Wartości wskaźnika SM ₁						
Basen Bornholmski (głazowisko Ławicy Słupskiej)	Skąły infralitoralny	1	0,997	0,995	0,98	0,99	0,99	0,99
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (głazowisko Rowy)	Skąły infralitoralny	1	0,99	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (Woliński Park Narodowy)	Osady mieszane infralitoralny	-	-	0,39	0,011	0,50	0,47	0,35

Obszar oceny	Ogólny typ siedliska	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Wielolecie*
		Wartości wskaźnika SM ₁						
Zalew Pucki	Piaski infralitoralne	0,43	0,96	0,91	0,64	0,64	0,76	0,72
Zatoka Pucka Zewnętrzna (Klif Orłowski)	Osady mieszane infralitoralne	0,66	0,72	0,78	0,61	0,84	0,81	0,74

*Średnia ze wszystkich wartości wskaźnika SM₁ wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, w danym obszarze oceny

Porównanie w stosunku do poprzedniej oceny - wieloletnie trendy zmienności

W tabeli (Tabela 5) przedstawiono zmianę stanu (poprawę lub pogorszenie) w podakwenach POM pomiędzy porównywanymi okresami oceny. W 3 obszarach oceny, stan środowiska uległ poprawie, przy czym w obszarze głązowiska Rowy (nazwy oraz granice obszaru oceny, w którym zlokalizowane jest głązowisko uległy zmianie (Uchwała Nr 38)) stan zmienił się na dobry – GES. Woliński Park Narodowy (monitorowany od 2018 r.) nie był oceniany w ramach aktualizacji wstępnej oceny za lata 2011–2016, stąd porównanie było niemożliwe.

Tabela 5. Porównanie wartości wskaźnika SM₁ i ocen stanu środowiska w latach 2011–2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) i 2016–2021 (druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika SM₁ w podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w POM

Aktualizacja wstępnej oceny (2011–2016)		Druga aktualizacja wstępnej oceny (2016–2021)		Kierunek zmian: ↗ poprawa stanu ↘ pogorszenie stanu = bez zmian
Obszar oceny	Wartość wskaźnika/ocena stanu	Obszar oceny	Wartość wskaźnika/ocena stanu	
Basen Bornholmski (głązowisko Ławicy Słupskiej)	0,88/ GES	Basen Bornholmski (głązowisko Ławicy Słupskiej)	0,99/ GES	↗ (nadal GES)
Rowy-Jarostawiec Wschód (głązowisko Rowy)	0,74/ subGES	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (głązowisko Rowy)	0,99/ GES	↗ (zmiana na GES)
Dziwna - Świna	-	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (Woliński Park Narodowy)	0,35/ subGES	-
Zalew Pucki	0,69/ subGES	Zalew Pucki	0,72/ subGES/	↗ (nadal subGES)
Zatoka Pucka Zewnętrzna (Klif Orłowski)	0,74/ subGES	Zatoka Pucka Zewnętrzna (Klif Orłowski)	0,74/ subGES	= (nadal subGES)

Ocena wiarygodności wskaźnika

Zgodnie z metodyką oceny wiarygodności (czasową, przestrzenną, klasyfikacji oraz metodyki), wiarygodność oceny dla siedlisk bentosowych przy zastosowaniu wskaźnika SM₁ wskazała na status wysoki, zarówno w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk w basenach otwartego morza, jak i w ocenianej JCWP.

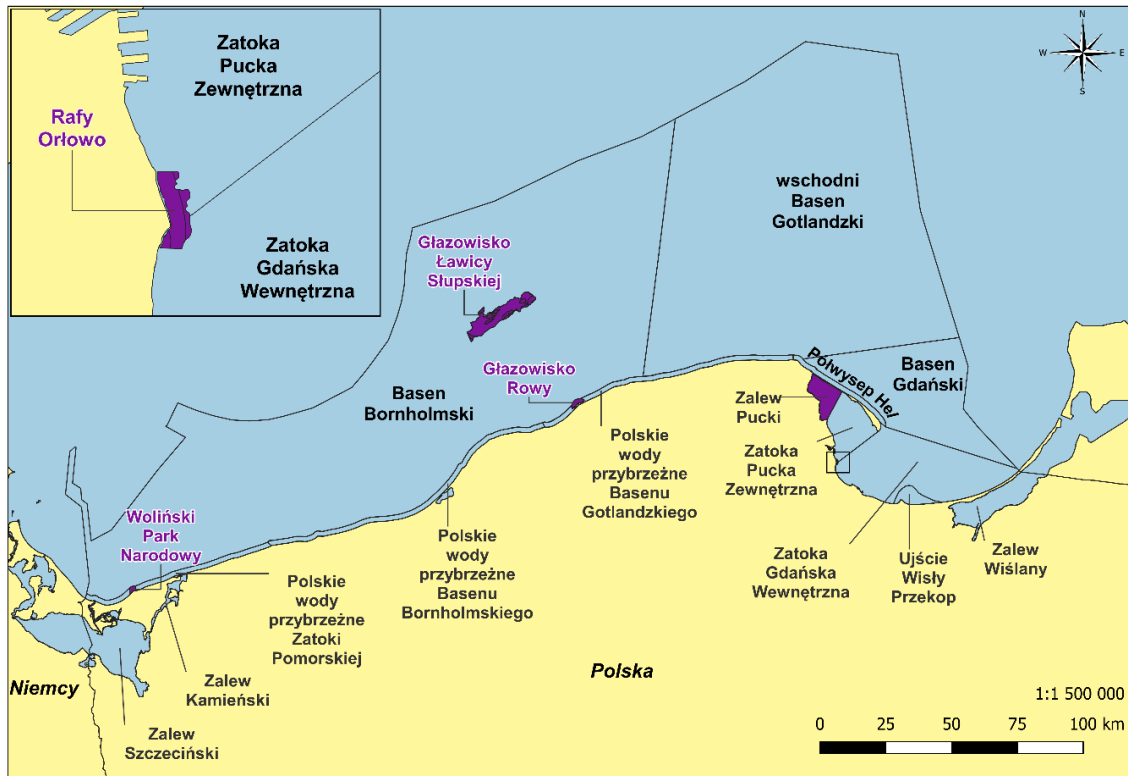
Metodyka przeprowadzenia oceny

1. Obszary oceny

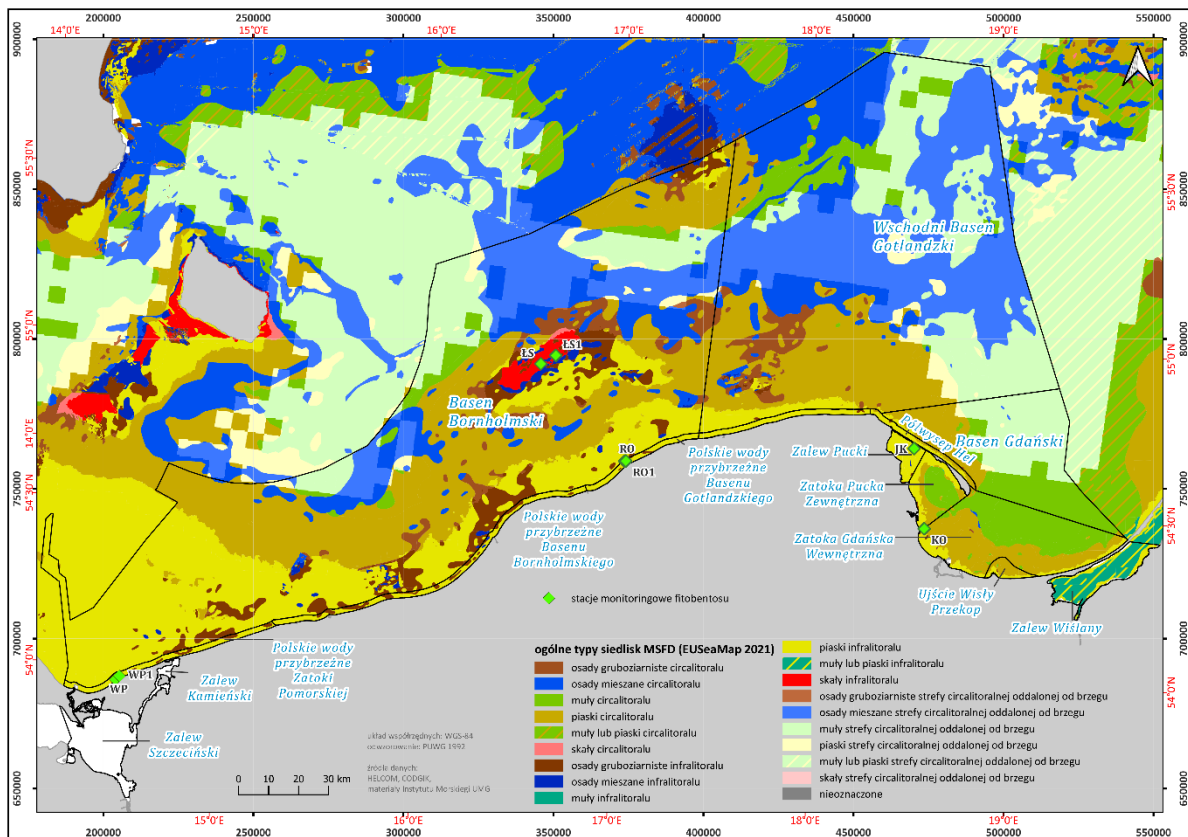
Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik SM₁, wykonano dla 5 obszarów oceny w POM, obejmujących wody otwarte (1 basen) oraz wody przejściowe i przybrzeżne (4 JCWP) (Tabela 6, Rysunek 2). W niniejszej tabeli przedstawiono również ogólne typy siedlisk (3. poziom EUNIS) uwzględnione w ocenie siedlisk bentosowych wraz ze stacjami monitoringowymi (Rysunek 3). W przypadku głązowiska Ławicy Słupskiej oraz Zalewu Puckiego wskazany na mapie EUSeaMap 2021 typ siedliska jest zgodny z charakterem dna. Natomiast obszary głązowiska Rowy, Wolińskiego Parku Narodowego (WPN) oraz Klifu Orłowskiego (KO) zgodnie z mapą EUSeaMap 2021 znajdują się na piaskach infralitoralu w sąsiedztwie osadów gruboziarnistych infralitoralu. Na podstawie literatury (Chojnacki i Gruszka 2008, Gruszka i Chojnacki 2008, Saniewski 2020, Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, GIOŚ 2018, Michałek i in. 2022) i wiedzy eksperckiej przypisano im odpowiedni do oceny typ: Skały infralitoralu (głązowisko Rowy) oraz Osady mieszane infralitoralu (WPN i KO).

Tabela 6. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrofitach wykorzystane do przeprowadzenia oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika SM₁ za okres 2016–2021

Obszar oceny	Kod MRU/Kod JCWP	Ogólne typy siedlisk (na podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848) (*typ siedliska na podstawie literatury)		Stacje
		Nazwa	Kod	
Basen Bornholmski (głązowisko Ławicy Słupskiej)	SEA-007	Skały infralitoralu	MB1	ŁS, ŁS1
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (głązowisko Rowy)	PLCW20001WB2	Skały infralitoralu*	MB1	RO, RO1
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (Woliński Park Narodowy)	PLCW60001WB4	Osady mieszane infralitoralu*	MB4	WP, WP1
Zalew Pucki	PLTWIIWB2	Piaski infralitoralu	MB5	profil JK (4 stacje rozmieszczone co 1 m głębokości)
Zatoka Pucka Zewnętrzna (Klif Orłowski)	PLTWIIIWB3	Osady mieszane infralitoralu*	MB4	profil KO (7–9 stacji rozmieszczonych co 1 m głębokości)



Rysunek 2. Obszary oceny siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika SM_1



Rysunek 3. Stacje monitoringowe makrofitów (♦), z których uzyskano niezbędne dane wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika SM_1 za okres 2016–2021 na tle ogólnych typów siedlisk (mapa EUSeaMap 2021, www.emodnet-seabedhabitats.eu) w obszarach oceny POM (otwarte baseny, wody przybrzeżne i przejściowe)

2. Opis przeprowadzenia oceny

Wskaźnik SM_1 obliczany jest dla każdej stacji. W przypadku pobrania kilku próbek (powtórzeń) na stacji wartość wskaźnika jest uśredniana. Ocena stanowi średnia ze wszystkich stacji zlokalizowanych w danym obszarze oceny (Tabela 6), która jest przyrównana do granicy między dobrym stanem środowiska, a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) przyjętym na poziomie wartości między stanem dobrym, a umiarkowanym definiowanym dla potrzeby oceny RDW (Tabela 7).

3. Wartości progowe

Granice liczbowe wskaźnika SM_1 , określające klasy stanu ekologicznego wód, zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej (Komisja 2000), zostały wyznaczone metodą naturalnego grupowania (ang. natural breaks) (Jenks i Caspall 1971). Granica między stanem dobrym – GES, a stanem poniżej dobrego – subGES, czyli wartość progowa, określana na podstawie wskaźnika wynosi 0,80 (Tabela 7), (Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r.).

Tabela 7. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1 wg Ramowej Dyrektywy Wodnej i Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (GIOŚ 2012, GIOŚ 2018)

Przedziały wartości wskaźnika SM_1	Stan ekologiczny	
	wg RDW	wg RDSM
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	bardzo dobry (I)	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	dobry (II)	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	umiarkowany (III)	subGES
$0,20 < SM_1 \leq 0,57$	słaby (IV)	
$0 \leq SM_1 \leq 0,20$	zły (V)	

4. Metodyka określenia wiarygodności oceny

Obliczenia wiarygodności oceny siedliska bentosowego na podstawie pojedynczego wskaźnika dla ogólnego typu siedliska lub JCWP w obszarze oceny w okresie 2016–2021 należy wykonać na podstawie 4 składowych:

- wiarygodności czasowej wykonywanej oceny dla wielolecia,
- wiarygodności przestrzennej wyznaczonych stacji badawczych w obrębie ogólnego typu siedliska,
- wiarygodności klasyfikacji wskaźnika,
- wiarygodności metodyki wskaźnika,

poprzez przypisanie każdej z tych składowych klasy: niskiej lub średniej lub wysokiej i odpowiadających im wartości liczbowych, które należy uśrednić, aby uzyskać jedną wartość wiarygodności wskaźnika. W celu określenia wiarygodności wskaźnika należy odpowiedzieć na pytania podane w poniższej tabeli (Tabela 8).

Tabela 8. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności oceny z użyciem danego wskaźnika dla jednego ogólnego typu siedliska lub dla danej JCWP

Składowe wiarygodności	Klasy		
	Wysoka	Średnia	Niska
Wiarygodność czasowa wykonywanej oceny dla wielolecia	Czy dane monitoringowe pokrywają w pełni okres oceny: 2016–2021? Czy są spełnione wymagania czasowej częstotliwości monitoringu (np. monitoring makrozoobentosu i fitobentosu w wodach JCWP jeden raz na 3 lata; monitoring makrofitów w zalewach raz na 3 lata)?	Czy dane monitoringowe pokrywają większą część okresu oceny: 2016–2021? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 3 do 4 lat są uwzględnione (z wyłączeniem przypadku wymaganej minimalnej częstotliwości czasowej monitoringu, np. w wodach JCWP)?	Czy dane monitoringowe z okresu oceny: 2016–2021 są niewystarczające? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 1 do 2 lat są uwzględnione (z wyłączeniem przypadku wymaganej minimalnej częstotliwości czasowej monitoringu, np. w wodach JCWP)?
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności czasowej	1	0,5	0
Wiarygodność przestrzenna wyznaczonych stacji badawczych w obrębie ogólnego typu siedliska	Czy stacje monitoringowe są reprezentatywnie rozmieszczone w ogólnym typie siedlisk w obszarze oceny lub w JCWP?	Czy stacje monitoringowe przynajmniej w części pokrywają ogólne typy siedlisk w obszarze oceny lub w JCWP?	Czy stacje monitoringowe nie pokrywają w sposób właściwy w stosunku do powierzchni ogólnego typu siedliska w obszarze oceny lub w JCWP?
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności przestrzennej	1	0,5	0
Wiarygodność klasyfikacji wskaźnika	Czy dany wskaźnik przeszedł proces interkalibracji w każdym typie wód w POM?	Czy proces interkalibracji wskaźnika, nie został zakończony we wszystkich typach wód w POM?	Czy dany wskaźnik nie został zinterkalibrowany?
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności klasyfikacji	1	0,5	0
Wiarygodność metodyki wskaźnika	Czy parametry, na podstawie których obliczany jest wskaźnik i dla których istnieje przewodnik metodyczny, były monitorowane wg wytycznych tego przewodnika? Czy kontrola jakości pomiarów i analiz była prowadzona wg zasad tego przewodnika?	Czy parametry, na podstawie których obliczany jest wskaźnik i dla których istnieje przewodnik metodyczny, były przynajmniej częściowo monitorowane wg wytycznych tego przewodnika? Czy kontrola jakości pomiarów i analiz była	Dla parametrów, na podstawie których obliczany jest wskaźnik nie opracowano wskaźnika lub nie kontrola jakości pomiarów i analiz nie była przeprowadzona.

Składowe wiarygodności	Klasy		
	Wysoka	Średnia	Niska
		przewodzona wg zasad tego przewodnika?	
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności metodyki	1	0,5	0
Uśredniona wartość wiarygodności – uśrednij wartości, dla których wskazano „TAK”	przykład: $(1+1+0,5+0,5)/4=0,75$		

Opracowanie własne na podstawie metody zastosowanej w II ocenie holistycznej „State of the Baltic Sea. The Integrated assessment of biodiversity. Report 2017”

W rezultacie uzyskano wynik statusu wiarygodności dla danego ogólnego typu siedliska lub JCWP obszaru oceny zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli poniżej (Tabela 9).

Tabela 9. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności (kolory oznaczają status wiarygodności stosowany do przedstawienia oceny na mapach)

Wartość wiarygodności	Status wiarygodności
≥ 0,75	wysoka
0,5 – 0,74	średnia
< 0,5	niska

5. Źródła danych

Ocenę wykonano na podstawie danych pozyskanych w ramach PMŚ dostępnych na stronie: <http://dome.ices.dk/browse/> Pozyskane pliki zawierały informacje niezbędne do wyliczenia wskaźnika takie jak: biomasa poszczególnych taksonów wraz z powierzchnią, którą porastają, stacje oraz daty zebrania próbek. W przypadku próbek pobranych w lipcu, wyniki zostały uwzględnione jako dane z czerwca, natomiast próbki pozyskane w październiku jako dane z września.

https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Anglojezyczne_streszczenia_metodyk.pdf

Autorzy

Anna Barańska

Literatura

Brzeska-Roszczyk P., Opióła R. 2020. Makroglony i okrytozależkowe w wodzach przejściowych i przybrzeżnych [W:] Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Praca zbiorowa pod redakcją A. Kolady. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, ISBN 978-83-950881-2-4, s: 331–344

Chojnacki J., Gruszka P. 2008. Wstępne wyniki badań warunków tarliskowych ryb w biotopie przybrzeżnym Zatoki Pomorskiej (Świętoustucie-Międzyzdroje). Zintegrowane Zarządzanie Obszarami Przybrzeżnymi w Polsce – stan obecny i perspektywy. 3. Morze - ląd wzajemne relacje. K. Furmańczyk (red), Szczecin, 205–214

GIOŚ. 2012. Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. <https://rdsm.gios.gov.pl/index.php/pl/popzednie-oceny/2005-2010>

GIOŚ. 2018. Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Warszawa, 2018. Dostęp z: https://rdsm.gios.gov.pl/images/aktualizacja_wstepnej_oceny_stanu_srodowiska_wod_morskich.pdf

Gruszka P., Chojnacki J. 2008. Rozpoznanie warunków tarliskowych i tarlisk ryb w strefie przybrzeżnej Zatoki Pomorskiej w rejonie od Międzyzdrojów do Świętoustucia metodą bezpośredniego monitoringu podwodnego. Akademia Rolnicza w Szczecinie, projekt nr OR16-61535-OR1600015/07, Szczecin

Jenks G.F., Caspall F.C., 1971. Error on chloroplethic maps: Definition, measurement, reductions. Ann. Assoc. Amer. Geogr. 61(2): 217–244

Decyzja Komisji 2017/848. DECYZJA KOMISJI 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

Dyrektywa 2017/845. DYREKTYWA KOMISJI (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. zmieniająca dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich

Dyrektywa 2000/60/WE. DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (ramowa dyrektywa wodna)

Michałek M., Barańska A., Osowiecki A., Kuczyński T. 2022. Dokumentacja przyrodnicza obszaru Natura 2000 Klify i Rafy Kamienne Orłowa PLH220105. Opracowano na zlecenie Urzędu Morskiego w Gdyni, s. 97

Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L. (red). 2006. Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głązowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Zakład Wydawnictw Naukowych Instytutu Morskiego w Gdańsku ISBN 83-85780-80-7, s. 127

Osowiecki A., Krzywiński W., Nowicki W., Kruk-Dowgiałło L., Błęńska M., Brzeska P., Michałek-Pogorzelska M., Dubiński M., Łysiak-Pastuszak E., Góralski J., Chojnacki W., Marcinkow A., Kazała P., 2009. Opracowanie metodyki badania i klasyfikacji elementów biologicznych w procedurze oceny stanu ekologicznego jednolitych części morskich wód przejściowych i przybrzeżnych wraz z udziałem w europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym. Sprawozdanie z etapu II. Wykonano na zamówienie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Warszawa, Gdańsk, Gdynia, s. 238

Osowiecki A., Łysiak-Pastuszak E., Kruk-Dowgiałło L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzywiński W. 2012. Development of tools for ecological quality assessment in the Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – preliminary assessment. Oceanological and Hydrobiological Studies. Vol. 41(3): 1–10

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021 poz. 1475)

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz.U. 2021 Poz. 568)

Saniewski M. 2020. Roślinność makrofitobentosowa [W:] Warunki meteorologiczne i hydrologiczne oraz charakterystyka elementów fizycznych, chemicznych i biologicznych południowego Bałtyku w 2018 roku. T. Zalewska i E. Jakusik (red). IMGW-PIB, Warszawa, ISBN 978-83-64979-36-1, 111–118

Uchwała Nr 38 Rady Ministrów z dnia 22 marca 2021 r. w sprawie wyrażenia zgody na przedłożenie Komisji Europejskiej aktualizacji programu monitoringu wód morskich (Poz. 414)



Sfinansowano ze środków
Narodowego Funduszu
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej