

## ZASTOSOWANIE WSKAŹNIKA BPL DO OCENY STANU BIOZANIECZYSZCZENIA POLSKIEJ CZĘŚCI ZALEWU WIŚLANEGO

Monika Agnieszka Michałek<sup>1</sup>, Piotr Gruszka<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instytut Morski w Gdańsku, ul. Długi Targ 41/42, 80-830 Gdańsk, e-mail: mmichale@im.gda.pl;  
piotr.gruszka@im.gda.pl

### STRESZCZENIE

Celem pracy jest określenie przydatności wskaźnika BPL (ang. *biopollution level index*) do oceny stanu biozanieczyszczenia polskiej części Zalewu Wiślanego. Na podstawie danych z lat 2010 i 2012 w akwenu odnotowano łącznie 15 gatunków makrozoobentosu, w tym 5 zaliczono do grupy gatunków nierodzimych: *Marenzelleria neglecta*, *Rhitropanopeus harrissi*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Dreissena polymorpha* i *Rangia cuneata*. W oparciu o przyjęte kryteria i dane literaturowe dotyczące wpływu obcych gatunków na środowisko, stan biozanieczyszczenia Zalewu Wiślanego został oceniony jako średni.

**Słowa kluczowe:** Zalew Wiślany, makrozoobentos, gatunki obce, wskaźnik BPL.

### THE APPLICATION OF A BPL INDEX IN THE POLISH PART OF THE VISTULA LAGOON

#### ABSTRACT

This paper presents biopollution assessment results with respect to macrozoobenthic non-indigenous species in the Polish part of the Vistula Lagoon. A biopollution level index (BPL) was applied and evaluated based on the studies on macrozoobenthos conducted in 2010 and 2012 within the frame of several individual projects. Overall 15 macrozoobenthic species were identified, 5 of which were aquatic alien species: *Marenzelleria neglecta*, *Rhitropanopeus harrissi*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Dreissena polymorpha* and *Rangia cuneata*. According to the applied criteria the Vistula Lagoon was moderately influenced by invasive species.

**Keywords:** Vistula Lagoon, macrozoobenthos, non-indigenous species, BPL index.

#### WSTĘP

Inwazje biologiczne gatunków obcych stanowią jeden z najbardziej złożonych problemów ochrony przyrody zarówno na lądzie jak i na obszarach wodnych. Wobec różnie stosowanej nomenklatury trudnością jest już samo określenie tego, które gatunki należy uznać za obce, a które za rodzime. Zgodnie z zaleceniami Konwencji o różnorodności biologicznej i Konwencji berneńskiej, organizmy nierodzime (syn. obce, allochtoniczne, egzotyczne) to gatunki, podgatunki lub niższe taksony introdukowane (wprowadzone) poza zasięg, w którym występują (lub występowały) w sposób naturalny, włącznie z częściami, gametami, nasionami, jajami lub propagulami, dzięki którym mogą one przeżywać i się rozmnażać [Konwencja o różnorodności biologicznej,

Konwencja o ochronie...]. Gatunki, które zwiększają swój zasięg wyłącznie wskutek zmian klimatu bądź wskutek zmian w siedlisku (np. jego fragmentacji), nie powinny być uznawane za obce. Ponieważ wśród gatunków allochtonicznych, których obecność na danym obszarze jest wynikiem działalności człowieka, występują zarówno organizmy nieszkodliwe, jak również zagrożające środowisku naturalnemu lub/i zdrowiu człowieka, istotnym zagadnieniem stało się opracowanie obiektywnych i znormalizowanych sposobów identyfikacji oraz oceny takiego wpływu. Znaczący, negatywny wpływ gatunków obcych na stan jakości ekologicznej ekosystemów, zarówno wodnych jak i lądowych definiowany jest jako biozanieczyszczenie [Elliott 2003, Olenin i in. 2007]. Jedną z najnowszych metod oceny stosowanych w odniesieniu do akwenów morskich

jest wskaźnik poziomu biozanieczyszczenia BPL (ang. *biopollution level index*) [Olenin i in. 2007, Zaiko i in. 2011, Osowiecki i in. 2012]. Celem niniejszej pracy jest określenie przydatności wskaźnika BPL do oceny stanu biozanieczyszczenia polskiej części Zalewu Wiślanego w oparciu o makrobezkręgowce bentosowe (synonimy: makrozoobentos, makrofauna denna).

## MATERIAŁ I METODA

### Charakterystyka obszaru badań

Zalew Wiślany jest drugim pod względem wielkości zalewem w strefie brzegowej południowego Bałtyku. Zaliczany jest do kategorii wód przejściowych o charakterze laguny z substratem mułowym i piaszczystym [Rozporządzenie Ministra].

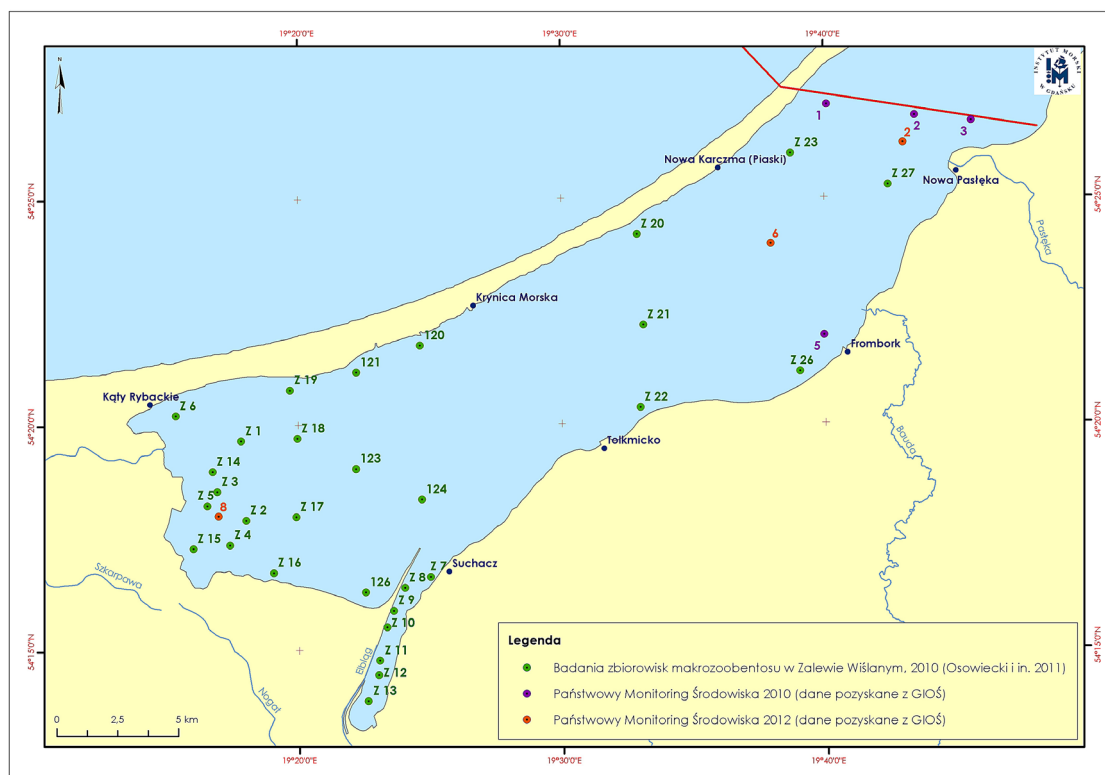
Akwen ma kształt wydłużonego prostokąta o długości około 91 km (w tym na terenie Polski 35,1 km) i średniej szerokości 9,2 km. Rozciąga się od Żuław Wiślanych aż po Półwysep Sambia i ujście Pregoty. Powierzchnia Zalewu wynosi 838,0 km<sup>2</sup>, w tym 328 km<sup>2</sup> w granicach Polski [Chubarenko i Margoński 2008, Przewoźniak i in. 2012]. Zalew Wiślany stanowił dawniej jeden

z głównych odbiorników wód Wisły. Obecnie główne ciekі mające ujście w polskiej części Zalewu to Pasłęka i Elbląg. Stopień zasolenia w Zalewie Wiślanym jest determinowany mieszaniami wód morskich i śródlądowych. W akwencie zasolenie mieści się w przedziale wód oligohaliny i wynosi średnio około 3,5 PSU [Kruk i in. 2011]. Położenie Zalewu Wiślanego i warunki środowiskowe powodują, że akwen stanowi centralną część korytarza migracyjnego dla nierodzimych gatunków makrozoobentosu.

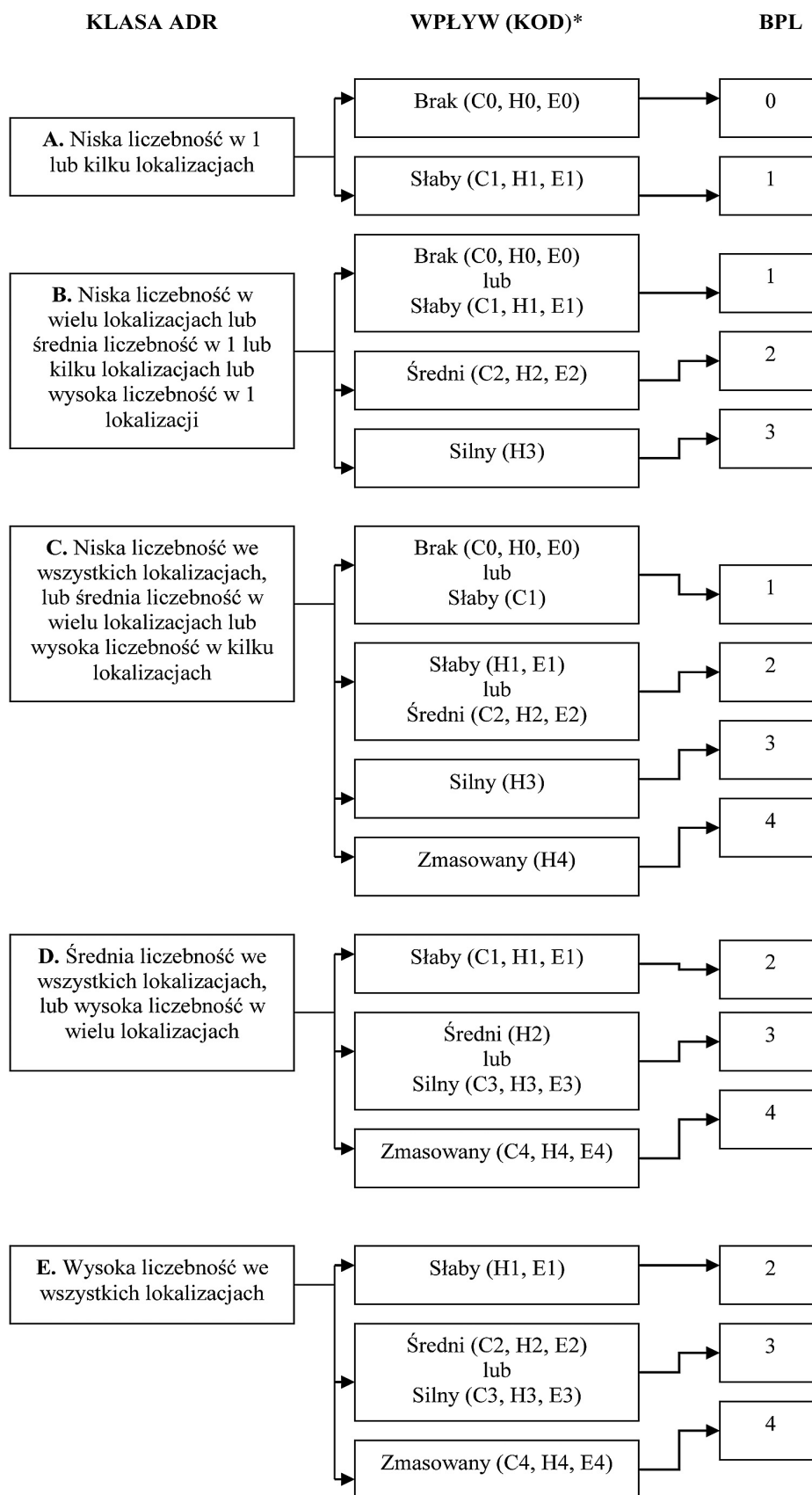
### Obliczanie wskaźnika BPL

Do oceny stanu biozanieczyszczenia polskiej części Zalewu Wiślanego na podstawie wskaźnika BPL wykorzystano dane z 37 stacji badawczych, dotyczące składu taksonomicznego, liczebności i rozmieszczenia makrofauny dennej, uzyskane w trakcie badań prowadzonych przez Instytut Morski w Gdańsku i Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Olsztynie [Osowiecki i in. 2011, GIOŚ 2010 i 2012] (rys. 1).

Wskaźnik poziomu biozanieczyszczenia BPL uwzględnia liczebność i rozmieszczenie gatunków obcych, które posłużyły do określenia klas ADR (ang. *abundance distribution ranking*), oraz oddziaływanie tych gatunków na środowisko, tzn.



Rys. 1. Lokalizacja stacji badawczych makrozoobentosu, z których dane wykorzystano w niniejszej pracy  
 Fig. 1. Location of macrozoobenthos sampling stations from which come data used in the present work



\* C – poziom gatunkowy, H – poziom siedliskowy, E – poziom ekosystemowy

Rys. 2. Schemat do oceny poziomu biozanieczyszczenia (BPL) w oparciu o liczebność, rozmieszczenie i szacowany wpływ gatunków obcych na środowisko [za: Olenin i in. 2007]

Fig. 2. The decision support scheme for assessment of biopollution level (BPL) based on abundance, distribution, and assessed impact on the environment [after Olenin et al. 2007]

ich wpływ na trzech poziomach: gatunkowym (C), siedliskowym (H) oraz ekosystemowym (E). Wpływ ten szacowano w oparciu o wiedzę ekspercką i dane literaturowe [Olenin i in. 2007]. Przy ocenie stanu biozanieczyszczenia z wykorzystaniem powyższych kryteriów korzystano ze schematu przedstawionego na rysunku 2.

Z powodu mało precyzyjnych założeń do określania poziomu ADR (np. liczebność definiuje się jako niską jeśli gatunek stanowi „kilka %” całkowitej liczebności) [Olenin i in. 2007], zaproponowano własne, poniższe kryteria.

Przy określeniu klas liczebności (tab. 1) przyjęto udział procentowy sumy zagęszczeń osobników danego obcego gatunku w sumarycznym zagęszczeniu makrozoobentosu na wszystkich stacjach badawczych.

W przypadku rozmieszczenia zastosowano 4 klasy, opierając się na częstości (%) występowania gatunku obcego na stacjach badawczych (tab. 2).

Łączna ocena klasy ADR oraz istotności wpływu na środowisko daje wynik – poziom biozanieczyszczenia (BPL). Stan ten ocenia się w pięciostopniowej skali, przy czym 0 oznacza brak wpływu danego gatunku obcego, 4 – zmasowaną inwazję gatunku z istotnym stopniem jego oddziaływania na środowisko. O sumarycznym stanie biozanieczyszczenia ocenianego akwenu decyduje gatunek z najwyższą wartością BPL.

**Tabela 1.** Klasy przyjęte do określenia liczebności obcych gatunków

**Table 1.** Classes representing the abundance of alien species

Względne zagęszczenie	Przyjęte klasy liczebności
<10%	niska
10-50%	średnia
>50%	wysoka

**Tabela 2.** Klasy przyjęte do określania rozmieszczenia obcych gatunków

**Table 2.** Classes representing the distribution range of alien species

Liczba stacji badawczych, na których stwierdzono gatunek obcy	Przyjęte klasy rozmieszczenia
1 stacja	jedna lokalizacja
≤50% wszystkich stacji badawczych	kilka lokalizacji
>50% wszystkich stacji badawczych	wiele lokalizacji
Wszystkie stacje badawcze	wszystkie lokalizacje

\* C – poziom gatunkowy, H – poziom siedliskowy, E – poziom ekosystemowy.

## WYNIKI I DYSKUSJA

Na badanych w latach 2010 i 2012 w Zalewie Wiślanym stacjach, łącznie odnotowano 15 taksonów makrofauny dennej, w tym 5 gatunków uznawanych za nierodzące: *Marenzelleria neglecta* (Polychaeta), *Rhitropanopeus harrissi* (Malacostraca); *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda), *Dreissena polymorpha* i *Rangia cuneata* (Bivalvia). Określone dla każdego gatunku klasy ADR i informacje o jego wpływie na środowisko Zalewu przedstawiono w tabeli 3.

### *Marenzelleria neglecta*

Z analizowanych w niniejszej pracy wyników badań wynika, że gatunek był notowany na 14 stacjach co stanowi 37% wszystkich badanych stanowisk („kilka lokalizacji”). Liczebność tych wieloszczetów była niska (wszędzie stanowiły one poniżej 10% zagęszczenia). Wpływ *Marenzelleria neglecta* na ekosystem jest niejednoznaczny. Ze względu na biologię i ekologię *M. neglecta* jest potencjalnym konkurentem pokarmowym zarówno filtratorów (np. małże *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*), jak i detrytofagów (np. wieloszczet *Hediste diversicolor*). Jednak dotychczasowe badania w większości przypadków nie wykazały istotnego negatywnego oddziaływania na inne bezkręgowce denne [Zettler 1996, Kotta i Kotta 1998]. Ezhova i inni [2005], podobnie jak część innych naukowców zajmujących się makrozoobentosem Morza Bałtyckiego, zwrócili uwagę na pozytywną rolę jaką odgrywa *Marenzelleria neglecta*. Stwierdzili oni, że dzięki aktywności tych wieloszczetów we wschodniej części Zalewu Wiślanego nastąpił znaczący wzrost bioturbowanej warstwy osadu z ok. 10 cm do 20–25 cm, a w niektórych rejonach nawet do 32 cm. Ostatnie prace pokazują, że wieloszczety z rodzaju *Marenzelleria* mogą spowodować wzrost retencji fosforu w osadach mulistych i poprzez zmniejszenie stężeń fosforu w kolumnie wody do wartości ograniczających zakwity glonów, pozytywnie wpływać na ekosystem [Norkko i in. 2011]. Trudno jest ocenić znaczenie *M. neglecta* jako składnika bazy pokarmowej ryb. Winkler i Debus [1996] stwierdzili występowanie tego wieloszczeta w pokarmie kilkunastu gatunków ryb. Ryby planktonożerne (np. śledź) zjadają stadia larwalne, podczas gdy stadia bentosowe stwierdzone zostały np. u płastug i okonia [Warzocha 2012].

Wpływ gatunku na wszystkich poziomach oceniono jako słaby (1).

### *Rhitropanopeus harrissi*

Krabik amerykański odnotowany został na jednej stacji (Z27) zlokalizowanej w niedalekiej odległości od ujścia rzeki Pasłęki, we wschodniej części Zalewu. Liczebność gatunku była niska. Ze względu na możliwość osiągnięcia wysokich zagęszczeń i wszystkożerność, krabik amerykański najprawdopodobniej może być zagrożeniem dla innych organizmów bentosowych, zarówno jako potencjalny drapieżnik, jak i konkurent [Turboyski 1973, Jażdżewski i Konopacka 1993, Cohen i Carlton 1995]. Z drugiej strony może stanowić źródło pokarmu dla gatunków ryb odżywiających się organizmami bentosowymi, takich jak babki (*Pomatoschistus* spp., *Neogobius* spp.), węgorzyca (*Zoarces viviparus*) czy stornia (*Platichthys flesus*) [Grabowski 2012]. Wpływ gatunku na wszystkich poziomach oceniono na 0.

### *Potamopyrgus antipodarum*

Wodożytko nowozelandzka odnotowana została w 2010 r. na stacji Z21 zlokalizowanej w centralnej części Zalewu. Liczebność gatunku była niska. Wszystkie obserwacje z Górnego Śląska wskazują, że wniknięcie wodożytki do zbiornika powoduje w krótkim czasie niekorzystne zmiany w rodzimej malakofaunie. Wraz z rozwojem jej populacji zmniejsza się liczebność rodzimych gatunków ślimaków aż do całkowitego zaniku niektórych z nich. Długotrwały wpływ wodożytki nowozelandzkiej na rodzimą faunę nie jest do końca poznany [Strzelec 2012]. Wpływ gatunku na wszystkich poziomach oceniono na 0.

### *Dreissena polymorpha*

Racicznicę zmianą stwierdzono tylko na dwóch badanych stacjach ale wartości liczebność (jak i biomasa) tego gatunku znacznie odbiega-

ły od pozostałych taksonów, co ma odzwierciedlenie w strukturze dominacji. Przez masowość występowania racicznica może mieć znaczący wpływ na gatunki rodzime, a nawet na całe ekosystemy. Jednak oddziaływanie to nie musi być jednoznacznie negatywne. Szczególnie ważna jest zdolność małża do filtrowania znacznych ilości wody, co przyczynia się do oczyszczania jej z zawiesiny i wzrostu przezroczystości. Z drugiej strony niejadalne cząstki sestonu (fekalia, pseudofekalia) wydalone przez racicznicę opadają na dno zbiornika. *Dreissena*, jako organizm porastający twarde substraty (w tym np. konstrukcje portowe, urządzenia hydrotechniczne) ma w niektórych przypadkach status gatunku uciążliwego/niepożądanego [Stańczykowska i Lewandowski 1993, Stańczykowska i Lewandowski 2012, Zako i in. 2011]. Wpływ gatunku na wszystkich poziomach określono jako średni (2).

### *Rangia cuneata*

Gatunek został odnotowany w 2012 r. na tylko jednej stacji – 2, badanej w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Liczebność małża była niska. Obecnie nie da się z całą pewnością przewidzieć wpływu małża na ekosystem Zalewu Wiślanego. Może być to zmiana w strukturze dominacji makrozoobentosu, pojawienie się towarzyszących gatunkowi nowych chorób i pasożytów. Z drugiej strony, podobnie jak w przypadku racicznicy może być to wpływ pozytywny: zwiększona biofiltracja, zwiększenie bazy pokarmowej dla ryb i ptaków [Rudinskaya i Gusev 2012]. Jako organizm mogący porastać twarde substraty (w tym np. konstrukcje portowe, urządzenia hydrotechniczne) może stać się gatunkiem uciążliwym [Verween i in. 2006].

Na podstawie przyjętych kryteriów i wiedzy eksperckiej dot. wpływu gatunków nierodzimych na środowisko, poziom biozanieczyszczenia Zalewu Wiślanego został oceniony jako średni (wartość 2) (tab. 3).

**Tabela 3.** Ocena stanu biozanieczyszczenia polskiej części Zalewu Wiślanego na podstawie wskaźnika BPL  
**Table 3.** Assessment of biopollution level of the Polish part of the Vistula Lagoon based on BPL index

Gatunek	Liczebność	Rozmieszczenie	Klasa ADR	Wpływ	BPL
<i>Marenzelleria neglecta</i>	niska	kilka lokalizacji	A	C1, H1, E1	1
<i>Rhitropanopeus harrissi</i>	niska	1 lokalizacja	A	C0, H0, E0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	niska	1 lokalizacja	A	C0, H0, E0	0
<i>Dreissena polymorpha</i>	wysoka	kilka lokalizacji	C	C2, H2, E2	2
<i>Rangia cuneata</i>	niska	1 lokalizacja	A	nieznany	–
Stan biozanieczyszczenia polskiej części Zalewu Wiślanego					2 – średni

Szybka i miarodajna ocena wpływu gatunków obcych na środowisko wymaga zastosowania praktycznego i prostego narzędzia, które dałoby porównywalne wyniki.

Za mocną stroną zastosowanego w niniejszej pracy indeksu BPL można uznać wykorzystanie w nim zarówno danych ilościowych, jak i jakościowej informacji o wpływie nierodzimych fauny dennej na środowisko. Bezpośrednio wskazuje on zatem gatunki, które wywołują największe szkody w środowisku. Z oceną wpływu wiąże się jednak problem jej obiektywności. Realne oddziaływanie danego gatunku nierodzimego na ekosystem i jego zasięg mogą być oszacowane w momencie, kiedy populacja tego gatunku w badanym akwenu osiągnie stan stabilizacji. Należy pamiętać, że w pierwszej fazie inwazji liczebność jest niska, a w związku z tym wpływ jest minimalny. Z tego względu w przypadku odnotowanej w 2012 r. *Rangia cuneata* nie podjęto się w niniejszej pracy próby oszacowania skali jej oddziaływania.

Wskaźnik BPL jest w pewnym sensie uniwersalny tzn. może mieć zastosowanie w odniesieniu do wielu formacji organizmów wodnych (w tym również dla fitoplanktonu) [Olenina i in. 2010]. Z drugiej strony możliwość użycia wskaźnika jest ograniczona z powodu konieczności posiadania miarodajnych ilościowych i jakościowych danych dotyczących gatunków i znacznej wiedzy o ich ekologii.

Należy stwierdzić, że pomimo iż próby kompleksowych rozwiązań problemu inwazji biologicznych podejmowane są od jakiegoś czasu a problematyka ta jest coraz bardziej znana, wciąż nie są dostępne wystarczające dane ilościowe (dotyczące rozmieszczenia liczebności), które umożliwiłyby bardziej miarodajną ocenę wpływu jaki gatunki obce wywierają na rodzime ekosystemy. Podawane w publikacjach informacje mają przede wszystkim charakter jakościowy (dotyczą składu gatunkowego).

Z kolei na stacjach badawczych wyznaczonych w ramach istniejącego systemu monitoringu wód powierzchniowych, większość obcych gatunków makrobezkręgowców dennych znanych z Zalewu Wiślanego nie jest notowana. Można to zaobserwować w niniejszej pracy, w której w oparciu o dane GIOŚ [2010 i 2012] stwierdzono występowanie tylko trzech gatunków nierodzimych. Natomiast niewrażliwe z punktu widzenia występowania obcych gatunków makrozoobentosu miejsca obejmują strefę przybrzeżną, nie objętą systemem badań w ramach Państwowego Monitoringu Śro-

dowiska, gdzie, m. in. na siedliskach roślinnych, stwierdzane są przede wszystkim nierodzimych kielże takie jak *Dikerogammarus haemobaphes*, *Dikerogammarus villosus*, *Obesogammarus crassus*, *Pontogammarus robustoides* czy *Gammarus tigrinus* [Jabłońska-Barna i in. 2013, Dobrzycka-Kraheil i in. 2012, Grabowski i in. 2006].

Wyniki przeprowadzonej przez Zaiko i in. [2011] oceny BPL dla Zalewu Wiślanego (i 8 innych akwenów Morza Bałtyckiego – na podstawie danych literaturowych pochodzących z lat 1990–2010) wskazują, że oddziaływanie gatunków nierodzimych (nie tylko należących do formacji ekologicznej makrozoobentosu) na środowisko w Zalewie jest silne (BPL=3). Należy jednak zauważyć, że wartość 3 pojawia się tylko przy dwóch gatunkach – *Cercopagis pengoi* (dane na jakie powołują się w tym wypadku Autorzy, dotyczą rosyjskiej części zbiornika) oraz *Gammarus tigrinus*. Dla gatunków ocenianych również w ramach niniejszej pracy (tj. *Dreissena polymorpha*, *Marenzelleria neglecta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Rhithropanopeus harrisi*), BPL wg Zaiko i in. [2011] wynosi 2, co oznacza średni poziom biozanieczyszczenia.

Trzeba zauważyć, że indeks BPL wskazuje wyłącznie na negatywne efekty jakie są wywoływane przez gatunki nierodzimych. Do oceny pozytywnych skutków odpowiednia formuła nie istnieje [Wittfoth i Zettler 2013]. Tymczasem niektóre z gatunków przyczyniają się wręcz do poprawy jakości środowiska (natlenienia osadów, czy wzrostu przezroczystości wody).

Ocena stanu polskiej części Zalewu Wiślanego przy użyciu innego wskaźnika IBC (ang. *integrated biological contamination*) wynosi 4 i wskazuje na znaczne zanieczyszczenie biologiczne [Jabłońska-Barna i in. 2013].

Badania makrozoobentosu prowadzone w polskiej części Zalewu Wiślanego wykazują, że różnorodność biologiczna mierzona liczbą taksonów pozostaje na zbliżonym poziomie od lat 70. XX wieku [Osowiecki i in. 2011]. Natomiast w strukturze ilościowej i jakościowej makrozoobentosu Zalewu zwiększa się udział gatunków odpornych na niekorzystne warunki środowiskowe. Notowane w tym akwenu wyżej wspomniane obce gatunki kielży nadal nie stanowią znacznego udziału w liczebności i biomacie, a ich występowanie ograniczone jest do strefy przybrzeżnej [Jażdżewski i Konopačka 2000, Jażdżewski i in. 2005, Grabowski i in. 2007]. Niewątpliwie mogą one jednak konkurować z rodzimymi gatunkami

kieleży (*Gammarus salinus* i *G. zaddachi*) i prowadzić do ich wypierania.

Wpływ niektórych gatunków obcych takich jak *Marenzelleria neglecta*, których status w akwenu jest już stabilny, można uznać za wręcz pozytywny. Ciekawy będzie z pewnością kierunek zmian w stanie populacji ostatnio stwierdzonego w wodach Zalewu gatunku *Rangia cuneata*.

## PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Na podstawie danych z lat 2010 i 2012 r. w Zalewie Wiślanym odnotowano łącznie 5 nierodzimych gatunków makrofauny dennej: *Marenzelleria neglecta*, *Rhitropanopeus harrissi*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Dreissena polymorpha* i *Rangia cuneata*.

W oparciu o przyjęte kryteria i analizowane dane literaturowe oraz wiedzę ekspercką dotyczącą wpływu wyżej wymienionych gatunków obcych na środowisko stan biozanieczyszczenia polskiej części Zalewu Wiślanego został oceniony jako średni (wartość 2).

Należy uznać, że wskaźnik BPL może być bardzo obiecującym narzędziem do oceny stanu biozanieczyszczenia wód przybrzeżnych i przejściowych polskich obszarów morskich, jednakże w przypadku zgromadzenia wystarczającej ilości danych, obejmujących tak infaunę jak i epifaunę, dotyczących nie tylko położonych dalej od brzegu obszarów dna, ale też i strefy litoralnej.

## Podziękowania

Autorzy dziękują mgr Izabeli Zelewskiej (Instytut Morski w Gdańsku) za wykonanie mapy ilustrującej rejon badań.

## LITERATURA

1. Chubarenko B., Margoński P. 2008. The Vistula Lagoon. W: Schiewer (red.): Ecology of Baltic Coastal waters. Ecological Studies 197, 167–195.
2. Cohen A.N., Carlton J.T. 1995. Non indigenous aquatic species in a U.S. estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. A Report for the US fish and wildlife service, Washington D.C. and the national Sea Grant college program Connecticut Sea Grant (NOAA Grant Number NA36RG0467), 1–262.
3. Dobrzycka-Krahel A., Tarała A., Chabowska A. 2012. Expansion of alien gammarids in the Vistula Lagoon and the Vistula Delta (Poland). Environmental Monitoring and Assessment 185(6), 5165–5175.

4. Elliott M. 2003. Biological pollutants and biological pollution – an increasing cause for concern. Marine Pollution Bulletin 46, 275–280.
5. Ezhova E., Żmudziński L., Maciejewska K. 2005. Long-term trends in the macrozoobenthos of the Vistula Lagoon, southeastern Baltic Sea. Species composition and biomass distribution. Bulletin of the Sea Fisheries Institute 1(164), 56–73.
6. GIOŚ 2010. Państwowy Monitoring Środowiska. Badania i ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2010 r. Dane pozyskane z Generalnego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie.
7. GIOŚ 2012. Państwowy Monitoring Środowiska. Badania i ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2012 r. Dane pozyskane z Generalnego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie.
8. Grabowski M., Jażdżewski K., Konopacka A. 2007. Alien crustacea in Polish waters – Amphipoda, Aquatic Invasions 2(1), 25–38.
9. Grabowski M., Konopacka A., Jażdżewski K., Janowska E. 2006. Invasions of alien gammarid species and retreat of natives in the Vistula Lagoon (Baltic Sea, Poland), Helgoland Marine Research 60(2), 90–97.
10. Grabowski M. 2012. *Rhitropanopeus harrisi* (Gould, 1841). W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. Wydanie internetowe. <http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce>. Dostęp 23 września 2014.
11. Jabłońska-Barna I., Rychter A., Kruk M. 2013. Biocontamination of the western Vistula Lagoon south-eastern Baltic Sea, (Poland). Oceanologia 55(3), 751–763.
12. Jażdżewski K., Konopacka A. 1993. Survey and distribution of Crustacea Malacostraca in Poland. Crustaceana 65(2), 176–191.
13. Jażdżewski K., Konopacka A. 2000. Immigration history and present distribution of alien crustaceans in Polish waters. W: The Biodiversity Crisis and Crustacea. Proc. 4<sup>th</sup> Intern. Crustacean Congr. vol. 2, Crustacean Issues, 12, 55–64.
14. Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M. 2005. Native and alien malacostracan crustacea along the polish Baltic sea coast in the twentieth century. Oceanological and Hydrobiological Studies 34 (Supplement 1), 177–193.
15. Konwencja o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk, sporządzona w Bernie dnia 19 września 1979 r. (Konwencja berneńska). Dz. U. z 1996 r. Nr 58, poz. 263.

16. Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r. Dz. U. z 2002 r. Nr 184, poz. 1532.
17. Kotta J., Kotta I. 1998. Distribution and invasion ecology of *Marezzelleria viridis* in the Estonian coastal waters. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology, Ecology 47(3), 212–220.
18. Kruk M., Rychter A., Mróz M. (red.) 2011. Zalew Wiślany. Środowisko przyrodnicze oraz nowoczesne metody jego badania na przykładzie projektu Visla. Wyd. PWSZ w Elblągu, 182 s.
19. Norkko J., Reed D.C., Timmermann K, Norkko A., Gustafsson B., Bonsdorff E., Slomp C., Carstensen A., Conley D. J. 2012. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. Global Change Biology 18, 422–434.
20. Olenin S, Minchin D, Daunys D, 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. Marine Pollution Bulletin 55, 379–394.
21. Olenina, I., Wasmund, N., Hajdu, S., Jurgensone, I., Gromisz, S., Kownacka, J., Toming, K., Vaciciute, D., Olenin, S. 2010. Assessing impacts of invasive phytoplankton: The Baltic Sea case. Marine Pollution Bulletin 60, 1691–1700.
22. Osowiecki A., Błęńska M., Michałek M., Brzeska P., Bubak I. 2012. Wstępna ocena stanu środowiska morskiego. Załącznik do sprawozdania z realizacji etapu III pracy pn. Opracowanie wstępnej oceny stanu środowiska polskiej strefy ekonomicznej Morza Bałtyckiego zgodnie z zapisami Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej. Wykonano na zamówienie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Gdynia, Gdańsk, 167 s.
23. Osowiecki A., Michałek M., Błęńska M. 2011. Badania zbiorowisk makrozoobentosu w Zalewie Wiślanym. Praca wykonana w Zakładzie Ekologii Wód w ramach środków finansowych przyznanych na działalność statutową decyzją Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr 611/E-272/S/2011 z dnia 19 stycznia 2011 r. WW Nr 6659, 27 s.
24. Przewoźniak M. (red). 2012. Prognoza oddziaływania na środowisko Programu Wieloletniego „Budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską.
25. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych. Dz. U. z 2011 r. Nr 258, poz. 1549.
26. Rudinskaya L.V., Gusev A.A. 2012. Invasion of the North American Wedge Clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Bivalvia: Mactridae) in the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. Russian Journal of Biological Invasions 3(3), 220–229.
27. Stańczykowska A., Lewandowski K. 1993. Effect of filtering activity of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) on the nutrient budget in the littoral of Lake Mikołajskie. Hydrobiologia 251, 73–79.
28. Stańczykowska A., Lewandowski K. 2012. *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. Wydanie internetowe. <http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce>. Dostęp 23 września 2014.
29. Strzelec M. 2012. *Potamopyrgus antipodarum* (J.E. Gray, 1843). W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. Wydanie internetowe. <http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce>. Dostęp 23 września 2014.
30. Turoboyski K. 1973. Biology and ecology of the crab *Rhithropanopeus harrisi* ssp. *tridentatus*. Marine Biology 23(4), 303–313.
31. Verween A., Kerckhof F., Vincx M., Degraer S. 2006. First European record of the invasive brackish water clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Mollusca: Bivalvia). Aquatic Invasions 1(4), 198–203.
32. Warzocha J. 2012. *Marezzelleria neglecta* (Sikorski & Bick, 2004). W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Księga gatunków obcych inwazyjnych w faunie Polski. Wydanie internetowe. <http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce>. Dostęp 23 września 2014.
33. Winkler H.M., Debus L. 1996. Is the polychaete *Marezzelleria viridis* an important food item for fish? Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists, 147–151.
34. Wittfoth A.K.J., Zettler M.L. 2013. The application of a Biopollution Index in German Baltic estuarine and lagoon waters. Management of Biological Invasions 4(1), 43–50.
35. Zaiko A., Lehtiniemi M., Narščius A., Olenin S. 2011. Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: a comparative approach. Biological Invasions 13, 1739–1765.
36. Zettler M.L. 1996. Successful establishment of the spionid polychaete, *Marezzelleria viridis* (Verrill, 1873), in the Darss-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. Archive of Fishery and Marine Research 43(3), 273–284.