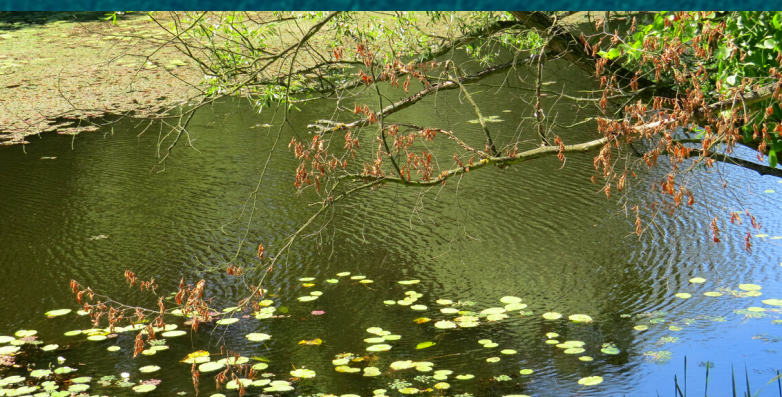


# STRATEGIA REDUKCJI SUBSTANCJI BIOGENNYCH W WODACH NA MIĘDZYNARODOWYM OBSZARZE DORZECZA ODRY



**CZERWIEC 2022**

**Redakcja:**

*Dokument ten został opracowany w ramach Międzynarodowej Komisji Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem (MKOOpZ) przez Podgrupę Roboczą ad hoc „Biogeny”.*

*Przewodniczący:*

*Piotr Piórkowski (Ministerstwo Infrastruktury)*

*Członkowie:*

*Jana Potiorová (Povodí Odry státní podnik)*

*Simon Henneberg (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg)*

*Dokument został opracowany przy wsparciu Grupy Roboczej G1 „WFD”, Podgrupy Roboczej GM „Monitoring” oraz Podgrupy Roboczej GP „Planowanie w gospodarowaniu wodami/RBMP” oraz Sekretariatu MKOOpZ.*

*Dane zostały przekazane przez państwa członkowskie MKOOpZ i wykorzystane zgodnie z najlepszą dostępną wiedzą.*

**Opracowanie:**

Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem  
ul. M. Curie-Skłodowskiej 1  
PL 50-381 Wrocław

Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem  
Internationale Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigung  
Mezinárodní komise pro ochranu Odry před znečištěním



## **Strategia redukcji substancji biogenych w wodach na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry**

czerwiec 2022

## Spis treści

<b>1. WSTĘP .....</b>	<b>7</b>
<b>2. EUTROFIZACJA .....</b>	<b>10</b>
2.1 Wpływ nadmiernej ilości substancji biogenych na biocenozy wodne .....	10
2.2 Biogeny jako czynnik limitujący w jeziorach, wodach płynących i wodach przybrzeżnych.....	11
2.3. Ocena eutrofizacji wód na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry.....	13
<b>3. KRAJOWE METODY MONITORINGU I OCENY SUBSTANCJI BIOGENNYCH .....</b>	<b>15</b>
3.1 Ponadkrajowe wspólne aspekty dotyczące jednolitych części wód podziemnych i powierzchniowych .....	15
3.2 Krajowa specyfika monitoringu oraz oceny jednolitych części wód w Rzeczpospolitej Polskiej .....	17
3.3 Krajowa specyfika monitoringu oraz oceny jednolitych części wód w Republice Czeskiej .....	18
3.4 Krajowa specyfika monitoringu oraz oceny jednolitych części wód w Republice Federalnej Niemiec.....	19
3.5 Aplikacja IMS-Odra .....	20
<b>4. ZESTAWIENIE KRAJOWYCH WYMAGAŃ DLA SUBSTANCJI BIOGENNYCH .....</b>	<b>22</b>
4.1 Opis wymagań dla biogenów w Rzeczpospolitej Polskiej.....	22
4.2 Opis wymagań dla biogenów w Republice Czeskiej.....	25
4.3 Opis wymagań dla biogenów w Republice Federalnej Niemiec.....	31
4.4 Zestawienie wymagań dla biogenów w reprezentatywnych punktach pomiarowych na MODO.....	36
<b>5. OCENA STANU ZANIECZYSZCZENIA SUBSTANCJAMI BIOGENNYMI W WYBRANYCH PUNKTACH POMIAROWYCH MODO W ODNIESIENIU DO CELÓW ŚRODOWISKOWYCH USTANOWIONYCH DO OCHRONY ŚRODOWISKA MORSKIEGO. ....</b>	<b>38</b>
5.1 Aspekty ogólne .....	38
5.2 Ocena stężeń substancji biogenych w profilu podłużnym Odry i jej dopływów .....	38
5.3 Ocena ładunków substancji biogenych w profilu podłużnym Odry i jej dopływów .....	41
5.4 Podsumowanie oceny dotyczącej stężeń i ładunków substancji biogenych .....	44
<b>6. POTENCJALNE ŹRÓDŁA I DROGI EMISJI SUBSTANCJI BIOGENNYCH .....</b>	<b>47</b>
6.1 Założenia metodyczne do identyfikacji źródeł i dróg emisji .....	47
6.2 Dotychczasowy stan wiedzy.....	48
<b>7. DZIAŁANIA MAJĄCE NA CELU ZMNIJSZENIE ILOŚCI SUBSTANCJI BIOGENNYCH WPROWADZANYCH DO WÓD .....</b>	<b>57</b>
7.1 Dyrektywy unijne .....	57

7.2	Europejski Zielony Ład .....	59
7.3	Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM) .....	61
7.4	Katalog działań rekomendowanych do wdrożenia na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry .....	62
<b>8.</b>	<b>ZALECENIA DOTYCZĄCE OSIĄGNIĘCIA CELÓW ŚRODOWISKOWYCH RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ W ODNIESIENIU DO SUBSTANCJI BIOGENNYCH.....</b>	<b>66</b>
<b>9.</b>	<b>WYKAZ TABEL I RYSUNKÓW .....</b>	<b>74</b>
<b>10.</b>	<b>WYKAZ MAP .....</b>	<b>76</b>
<b>11.</b>	<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>77</b>

## Wykaz skrótów

Al	glin
AWB	artificial water body (sztuczna jednolita część wód)
BAT	best available technology (najlepsze dostępne techniki)
BGBI	Bundesgesetzblatt (Federalny Dziennik Ustaw)
BLMP	Bund-Länder-Messprogramm Nord- und Ostsee (niemiecki Program pomiarów federacji i krajów związkowych dla Morza Północnego i Morza Bałtyckiego)
BSAP	Baltic Sea Action Plan (Bałtycki Plan Działań)
BZT <sub>5</sub>	pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen
Ca	wapń
CIS	Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (Wspólna Strategia Wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE)
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav (Czeski Instytut Hydrometeorologiczny)
CZ	Republika Czeska
DE	Niemcy
Dz.U.	Dziennik Ustaw
ECOSTAT	Grupa Robocza ds. Stanu Ekologicznego w ramach Wspólnej Strategii Wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej
EIONET	European Environment Information and Observation Network
EWG	Europejska Wspólnota Gospodarcza
Fe	żelazo
GIOŚ	Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
GrwV	niemieckie rozporządzenie w sprawie ochrony wód podziemnych
HELCOM	Baltic Marine Environment Protection Commission (Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku)
HMWB	heavily modified water body (silnie zmieniona jednolita część wód)
IMGW-PIB	Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Państwowy Instytut Badawczy
IMS-Odra	International Monitoring Stations - Odra
JCW	jednolita część wód
JCWP	jednolita część wód powierzchniowych
JCWpd	jednolita część wód podziemnych
JRC	Joint Research Centre (Wspólnotowe Centrum Badawcze)
KE	Komisja Europejska
LfU	Landesamt für Umwelt (Krajowy Urząd ds. Środowiska Brandenburgii)
MAI	maximum allowable input (maksymalny dopuszczalny ładunek biogenów)

MKOOpZ	Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem
MODO	Międzynarodowy Obszar Dorzecza Odry
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in River Systems (Modelowanie substancji biogenych w systemach rzecznych)
N	azot
N-NH <sub>4</sub>	azot amonowy
N-NO <sub>3</sub>	azot azotanowy
NO <sub>3</sub>	azotany
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju)
OGewV	niemieckie rozporządzenie w sprawie wód powierzchniowych
OSN	obszary szczególnie narażone na zanieczyszczeni azotanami ze źródeł rolniczych
P	fosfor
PL	Rzeczpospolita Polska
P-PO <sub>4</sub>	fosfor ortofosforanowy
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	ortofosforan
PMŚ	Państwowy Monitoring Środowiska
ppk	punkt pomiarowo-kontrolny
RDW	Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE
RDSM	Ramowa Dyrektywa w sprawie Strategii Morskiej
RLM	równoważna liczba mieszkańców
Si	krzem
TN	azot ogólny
TP	fosfor ogólny
UBA	Umweltbundesamt (niemiecki Federalny Urząd ds. Środowiska)
UE	Unia Europejska
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Stowarzyszenie Niemieckich Rolniczych Instytucji Naukowo-Badawczych)
VÚV TGM	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka (czeski Naukowy Instytut Gospodarki Wodnej im. T. G. Masaryka)

## 1. Wstęp

Czysta woda na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry (zwanym dalej MODO) jest fundamentalnym warunkiem dla korzystania z niej oraz podstawowym warunkiem stabilności ekosystemów wodnych.

Pomimo iż wszystkie państwa członkowskie międzynarodowego dorzecza Odry stosują na swoich terytoriach zasady wymagane przepisami prawa Unii Europejskiej, stężenie biogenów w wielu jednolitych częściach wód (zwanymi dalej JCW) powierzchniowych i podziemnych na MODO - pomimo wyraźnej poprawy w porównaniu z latami ubiegłymi - pozostaje nadal na wysokim poziomie i uniemożliwia osiągnięcie celów dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. *ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej* (zwanej dalej Ramową Dyrektywą Wodną lub RDW), oraz dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. *ustanawiającej ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego* (zwanej dalej Ramową Dyrektywą w sprawie Strategii Morskiej lub RDSM).

Wysoka zawartość biogenów wywołuje eutrofizację wód, która negatywnie wpływa na biocenozy wodne. Spadek stężenia tlenu oraz zmiana pH prowadzi do wypierania gatunków specyficznych dla danego typu. Niektóre biologiczne elementy jakości są szczególnie wrażliwe na eutrofizację, jak np. okrzemki bentosowe (glony przyłączone do dna) i makrofity zanurzone. Eutrofizacja wód powierzchniowych i podziemnych wpływa również negatywnie bezpośrednio na człowieka, zwłaszcza wysoka zawartość azotanów zagraża bezpiecznemu korzystaniu z wody pitnej, zaś wysokie emisje fosforu do wód śródlądowych wpływają na jakość wody w kąpieliskach.

Dlatego, aby chronić rzekę Odrę oraz wody przybrzeżne i morskie znajdujące się w jej dorzeczu, konieczne jest ustanowienie ponadregionalnych celów i wprowadzenie odpowiednich działań umożliwiających skoordynowane redukcje obciążenia substancjami biogenymi, które pochodzą z różnych części dorzecza oraz z różnych źródeł.

Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem (zwana dalej MKOOpZ) podczas 23 narady Przewodniczących Delegacji MKOOpZ w dniu 7 czerwca 2018 r. we Wrocławiu powołała Grupę Ekspertów *ad hoc* „Biogeny”, powierzając jej zadanie zapewnienia skoordynowanego planu działania w zakresie redukcji substancji biogenych wprowadzanych do wód MODO. W strukturze organizacyjnej MKOOpZ Grupa została bezpośrednio podporządkowana Grupie Sterującej „WFD” (G1) MKOOpZ.

Jednym z efektów prac powołanej grupy eksperckiej jest niniejsza „Strategia redukcji substancji biogenych w wodach na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry” (zwana dalej Strategią). Jest to wynik aktywnej współpracy pomiędzy polskimi, czeskimi oraz niemieckimi ekspertami w dziedzinie problematyki biogenów. Strategia opiera się na najnowszej wiedzy dotyczącej pochodzenia emisji substancji biogenych oraz skali problemu w odniesieniu do wód podziemnych, rzek, jezior i wód przejściowych i przybrzeżnych.

Strategia jest podzielona na osiem rozdziałów. W opracowaniu przedstawiono najważniejsze powody opracowania Strategii oraz opisano jej związek z celami najważniejszych dyrektyw UE

dotyczących ochrony wód i ponadregionalnymi celami dotyczącymi substancji biogenych, które zostały wprowadzone do „Planu gospodarowania wodami na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry” na okres 2016–2021. Punktem wyjścia jest zdefiniowanie zjawiska eutrofizacji, a następnie objaśnienie negatywnych skutków nadmiaru substancji biogenych dla ekosystemów wód śródlądowych, przybrzeżnych i morskich oraz uzasadnienie podjęcia niezbędnych kroków w celu redukcji tego rodzaju zanieczyszczeń. W dokumencie opisano metodyki monitoringu oraz oceny substancji biogenych we wszystkich typach wód w państwach Umowy o MKOOpZ na MODO, czyli w Rzeczypospolitej Polskiej, Republice Czeskiej oraz Republice Federalnej Niemiec, a także porównano wartości graniczne oraz docelowe dla substancji biogenych w poszczególnych państwach oraz w punktach pomiarowych reprezentatywnych dla MODO.

Różnice w metodach oceny stanu jednolitych części wód na terenie poszczególnych państw uniemożliwiają bezpośrednie porównanie wyników oceny stanu jednolitych części wód na MODO. Dlatego też na podstawie wspólnie uzgodnionej metodyki dokonano wspólnej oceny stężenia azotu ogólnego, azotu amonowego, azotu azotanowego oraz fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego dla punktów pomiarowych z aplikacji IMS-Odra (ang. *International Monitoring Stations - Odra*), a następnie porównano je z wartościami granicznymi dla okresu 2015 - 2018. Na podstawie niniejszego porównania określono potrzebę redukcji emisji substancji biogenych.

Strategia oparta jest na analizach wód wykonanych przez poszczególne państwa w punktach pomiarowych z aplikacji IMS-Odra, która zawiera informacje o wybranych parametrach fizykochemicznych, chemicznych i biologicznych wód powierzchniowych na MODO. Aplikacja IMS-Odra została wdrożona w ramach Geoportalu MKOOpZ i można się z nią zapoznać pod następującym adresem:

<http://geoportal.mkoo.pl/IKSO/client/gisclient/index.html?applicationId=5223>

Ponieważ emisje substancji biogenych mają różne przyczyny, źródła oraz drogi transportu, a jednocześnie w sposób istotny odpowiadają za to, że nie są osiągnięte cele europejskich dyrektyw z zakresu wód, ważną częścią tej Strategii stanowiła analiza głównych źródeł oraz dróg emisji substancji biogenych do wód we wszystkich częściach dorzecza Odry. Na jej podstawie możliwe było określenie głównego źródła emisji azotu i fosforu do środowiska wodnego, a także wskazanie, do której części należy skierować działania mające na celu redukcję azotu, a gdzie należy skierować główne działania mające na celu obniżenie fosforu. Aby osiągnąć wymaganą redukcję azotu i fosforu na MODO i jednocześnie sprostać celom środowiskowym RDW, RDSM, a także zapewnić zgodność z innymi dyrektywami, takimi jak: dyrektywa 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. w sprawie ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (zwana dalej Dyrektywą Azotanową), dyrektywy 2006/7/WE z dnia 15 lutego 2006 r. dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach (zwana dalej Dyrektywą Kąpieliskową), dyrektywa 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych (zwana dalej Dyrektywą Ściekową), zaleca się skoordynowane wdrożenie działań wskazanych w opracowanym na potrzeby Strategii katalogu.

Aby w przyszłości możliwa była skuteczna redukcja emisji substancji biogenych na MODO, niezbędne jest przestrzeganie oraz realizowanie ogólnie uznanych zasad zrównoważonego

rozwoju, których filarami są gospodarka o obiegu zamkniętym i ogólna ochrona zasobów naturalnych. Ponadto społeczeństwo powinno być regularnie informowane o zmianach w zakresie całościowo ukierunkowanego, zintegrowanego podejścia do ochrony zasobów wodnych.

## 2. Eutrofizacja

### 2.1 Wpływ nadmiernej ilości substancji biogenych na biocenozy wodne

Eutrofizacja definiowana jest jako zachodzący w wodzie proces przyrostu produkcji substancji organicznych, który następuje przede wszystkim wskutek podwyższonej emisji substancji biogenych, w szczególności fosforu i azotu (OECD, 1982). Można wyszczególnić eutrofizację naturalną, której główną przyczyną jest wymywanie substancji biogenych z gleby oraz rozkład martwych organizmów, oraz eutrofizację antropogeniczną, podczas której nadmierne wzbogacanie wody substancjami biogenymi powodowane jest skutkami działalności człowieka, a w szczególności przez:

- wprowadzanie ścieków komunalnych i przemysłowych do wód (wprowadzanie nieoczyszczonych bądź niewystarczająco oczyszczonych ścieków, przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej),
- wymywanie, erozję, wynoszenie przez drenaże i ługowanie substancji biogenych z powierzchni nawożonych bądź uprawianych rolniczo,
- intensywne gospodarcze użytkowanie wód (hodowla ryb i nawożenie stawów rybnych, turystyka wodna i rekreacja, żegluga).

Emisje azotu i fosforu do ekosystemów wodnych pochodzą zarówno ze źródeł punktowych, które są dokładnie zlokalizowane i łatwiejsze do nadzorowania, jak również ze źródeł obszarowych, które są trudniejsze do odnalezienia, skwantyfikowania bądź regulowania. Relatywny stosunek tych dwóch typów źródeł może się w poszczególnych dorzeczach istotnie od siebie różnić, w zależności od gęstości zaludnienia oraz innych warunków socjoekonomicznych, uwarunkowań geologicznych, a także użytkowania terenu oraz gleb.

Mierzalnym wskaźnikiem eutrofizacji jest fitoplankton. Składa się on głównie z alg zielonych, okrzemków i cyjanobakterii. Eutrofizacja znacząco zmienia strukturę biocenoz wodnych. Eutroficzne wody są wprawdzie wysoko produktywne, a więc produkują dużo biomasy. Panujące warunki są jednak korzystne tylko dla małej części organizmów. Ogólnie obowiązuje zasada, że wraz z przyrostem biomasy jednocześnie słabnie bioróżnorodność i odporność na zewnętrzne zakłócenia, a tym samym stabilność ekosystemu (Cleland, 2011; HELCOM, 2009). Ocenę stanu Morza Bałtyckiego, obejmującą skutki dla ekosystemu opracowuje Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (zwana dalej Komisją Helsińską lub HELCOM). Najbardziej aktualne informacje na temat oceny stanu Bałtyku można znaleźć pod adresem: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/>.

Podwyższone zawartości substancji biogenych w wodach najlepiej wykorzystują glony zielone, okrzemki i cyjanobakterie (ogólnie: fitoplankton) oraz niektóre rodzaje roślin wyższych. Znany zjawiskiem tego procesu jest masowy rozwój fitoplanktonu, zwany zakwitaniem glonów, objawiający się zmętnieniem wód.

Kolejnym negatywnym następstwem zwiększonego występowania fitoplanktonu jest zakłócenie gospodarki tlenowej. Masowy rozkład biomasy powoduje spadek stężenia tlenu, gdyż tlen jest w większym stopniu zużywany przez bakterie do rozkładania biomasy glonów. Spadek zawartości tlenu w wodzie może prowadzić do śnięcia ryb i obumierania organizmów bezkręgowych. Do obumierania organizmów wyższych może jednak dochodzić także podczas

faz początkowych zakwitów glonów, kiedy cyjanobakterie bądź glony zielone lub rośliny intensywnie rosną. Masowy rozwój biomasy producentów prowadzi do ograniczeń w przenikaniu dostępnego światła słonecznego do organizmów żyjących na dnie, co prowadzi również do zakłócenia gospodarki tlenowej. W przypowierzchniowej warstwie wody, w wyniku procesu fotosyntezy tworzą się warunki prowadzące do przesycenia wody tlenem przy wysokiej wartości odczynu (pH). Tak więc konsekwencją masowej produkcji biomasy jest jej późniejsze obumieranie i uwalnianie się podczas tego procesu toksycznych substancji.

Organizmy autotroficzne produkują tlen podczas dnia, jednak w nocy ze względu na ich aktywność respiracyjną zawartość rozpuszczonego tlenu maleje. W efekcie tego, w wodzie, w szczególności we wczesnych godzinach rannych, powstaje stan niemalże anoksji (deficytu tlenowego), który może być śmiertelny dla innych organizmów. Przy rozkładzie obumarłej biomasy przez mikroorganizmy cały rozpuszczony tlen może zostać zupełnie zużyty, przez co dochodzi do powstania hipoksycznych lub anoksycznych „martwych stref”. Takie strefy latem znajdują się w licznych śródlądowych jeziorach lub zbiornikach zaporowych. W morzach i oceanach warunkami anoksycznymi dotknięte są w szczególności organizmy prowadzące osiadły tryb życia. Może to jednak prowadzić do obumierania organizmów dennych oraz śnięcia ryb, którym nie uda się opuścić tych stref. W zbiornikach zaporowych dochodzi również do eutrofizacji, z reguły w miesiącach letnich, a więc w okresie z dostateczną ilością ciepła i światła. Jedną z konsekwencji eutrofizacji jest także zmniejszona zdolność do samooczyszczania wód i zbiorników zaporowych.

Skutki eutrofizacji powodują trudności oraz dodatkowe koszty w przypadku uzdatniania wody pitnej, jeśli dochodzi do pogorszenia organoleptycznie możliwych do oceny cech uzdatnionej wody, do wtórnego obciążenia mikroorganizmami lub do uwolnienia do wody substancji niebezpiecznych dla zdrowia. Masowy rozwój cyjanobakterii może negatywnie oddziaływać na zdrowie ludzi, jeśli ciało zetknie się podczas kąpieli z toksynami cyjanobakterii (cyjanotoksynami) lub po spożyciu wody.

## **2.2 Biogeny jako czynnik limitujący w jeziorach, wodach płynących i wodach przybrzeżnych**

W ekosystemach wodnych wzrost alg i roślin jest limitowany przez różnorodne substancje biogenne. Według Redfielda (Redfield *et al.*, 1963) optymalny stosunek azotu do fosforu dla wzrostu fitoplanktonu wynosi 16 moli N do 1 mola P względnie 7 g N do 1g P (7:1 w odniesieniu do masy). Odpowiednio znacznie niższy stosunek N/P wskazuje na to, że ewentualnym czynnikiem limitującym produkcję pierwotną fitoplanktonu jest azot, podczas gdy wyższy stosunek N/P przemawia za możliwym limitowaniem produkcji biologicznej dostępnością fosforu (BLMP-Ad-hoc-AG Nährstoffreduktionsziele und Eutrophierung Ostsee, 2014). Ogólną zasadą jest, że nadmierne emisje substancji biogenych wpływają negatywnie nie tylko na wody śródlądowe i podziemne, lecz także przez kumulację ładunków w sposób znaczący wpływają na stan wód przejściowych i przybrzeżnych oraz mórz. W jeziorach czynnikiem limitującym jest z reguły stężenie dostępnego fosforu. W głębokich jeziorach stratyfikowanych, epilimnion jest oddzielony od wód głębokich bogatych w substancje biogenne, więc latem substancje te mogą pobudzać wzrost fitoplanktonu tylko w ograniczonym stopniu. Na dnie z opadłej biomasy bądź z osadów mogą się jednak wtórnie uwalniać – przede wszystkim w jeziorach eutroficznych, w warunkach anaerobowych –

fosforany oraz jony amonowe (tzw. obciążenie wewnętrzne). Ponadto badania na organizmach żywych wykazały, że sezonowy przebieg wpływu czynników limitujących może być dla każdego jeziora różny. Głębokie jeziora krajobrazu morenowego Europy Środkowej są w przeważającej mierze limitowane fosforem, podczas gdy płytkie jeziora polimiktyczne wykazują zmienność sezonową od limitowania fosforem wiosną przechodzącego w ciągu roku w limitowanie azotem oraz światłem. Gospodarowanie wodami w jeziorach należy zorganizować w taki sposób, aby oprócz minimalizacji emisji substancji biogennych zachować naturalną sieć pokarmową. Za pomocą planów hodowli ryb oraz regulacji dot. rekreacyjnego korzystania z wód należy zabezpieczyć struktury brzegowe zbliżone do naturalnych, a także zapewnić różnorodność makrofitów oraz odpowiednio efektywnego zooplanktonu filtrującego (filtr biologiczny), tak aby nie dochodziło do ponownej eutrofizacji (Kasprzak *et al.*, 2007).

W wodach płynących wzrost fitoplanktonu jest ograniczany nie tylko przez prąd wody, lecz także przez stężenie fosforu. Jeśli jednak na skutek wchłaniania azotu przez fitoplankton i inne organizmy zostanie wyczerpany zapas rozpuszczonego azotu w słupie wody, może wystąpić w okresach letnich ograniczenie wzrostu fitoplanktonu spowodowane azotem (Hecky i Kilham, 1988; Conley, 2000). Występujące zazwyczaj limitowanie fosforem w wodach płynących jest spowodowane tym, że fosfor wraz z żelazem (Fe), glinem (Al) i wapniem (Ca) oraz innymi kationami, ale również z minerałami ilastymi, wchodzi w trudno rozpuszczalne związki i na skutek procesów sedymentacyjnych osiada w strefach ubogich w przepływy, np. w przestrzeniach między ostrogami, na obszarach zalewowych, rowach lub basenach portowych (Reddy *et al.*, 1999). W okresach letnich przy niskim stanie wody w nurcie Odry oprócz limitowania fosforem może też dojść do limitowania krzemem (Si). Niewielkie, dłużej trwające przepływy sprzyjają intensywnemu wzrostowi fitoplanktonu na ich obszarze. Rozpuszczony krzem może więc ulec tu wyczerpaniu (Böhme *et al.*, 2006).

W wodach przybrzeżnych oraz w morzach produkcja pierwotna jest ograniczona przede wszystkim przez azot. Podczas gdy fosfor w wodach powierzchniowych wchodzi w reakcje strącaniowe z żelazem i innymi kationami (nie dotyczy to jezior ubogich w żelazo) i jest magazynowany w osadach, skąd stosunkowo trudno ulega uwalnianiu (remobilizacji), to w wodach przybrzeżnych i morzach w warunkach anaerobowych dochodzi latem do redukcji siarczanów aż do siarczynów. Redukowane są przez to stężenia wodorotlenków żelaza mogących wiązać fosfor i uwalniane są jony fosforanowe. Poza tym dochodzi do prawie całkowitej remobilizacji fosforu, który tym samym nie działa już limitująco na eutrofizację (UBA, 2004; BLMP-AG EG-WRRL, 2007). W strefach przejściowych, a więc w estuariach i strefach przybrzeżnych, stosunki są bardziej skomplikowane. W tych strefach limitowanie fosforem wiosną zmienia się często w limitowanie azotem w porze letniej (BLMP-AG EG-WRRL, 2007). W biotopach morskich i estuaryjnych, oprócz czynników takich jak światło, fosfor i azot, także krzem może być czynnikiem limitującym wzrost fitoplanktonu. Krzem jest kluczowym pierwiastkiem biogennym dla okrzemków, będących największą morską grupą planktonu. Jeśli wiosną jest do dyspozycji wystarczająco dużo światła, tworzy się zakwit alg zdominowany przez okrzemki, których wzrost hamuje wraz z wyczerpującym się zapasem krzemianu w ciągu wiosny. Jeśli jednak w wodach eutroficznym jest do dyspozycji jeszcze wystarczająco dużo fosforu i azotu, rozwija się drugi, nielimitowany przez krzemian zakwit z wiciowcami jako grupą dominującą. Tym samym wprawdzie krzem jest limitującym pierwiastkiem biogennym, jednak w przeciwieństwie do azotu nie przyczynia się do efektów eutrofizacji, tak jak zakwity glonów

i wynikającego z tego zużycia tlenu (BLMP-AG EG-WRRL, 2007; BLMP-Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP, 2011).

Podsumowując można stwierdzić, że rozwój biocenoz w wodach śródlądowych jest ograniczany w głównej mierze przez fosfor, natomiast w wodach przybrzeżnych z reguły ograniczany jest on przez azot. Przyczyną zmieniającego się sezonowo i lokalnie limitowania substancjami biogenymi są różne pod względem biogeochemicznym cykle roczne w przypadku azotu i fosforu. Pewną rolę odgrywają przy tym procesy uwalniania fosforu z osadów (<https://balticeye.org/en/eutrophication/policy-brief-internal-load/>), straty denitryfikacyjne i potencjalne wyrównanie braku azotu przez fiksację azotową (Conley, 2000; Klein, 2008). Aby móc kontrolować skutki eutrofizacji w środowisku wodnym jako całości, a więc z uwzględnieniem wód słodkich, wód przejściowych oraz wód morskich, konieczna jest jednoczesna redukcja ładunków obu substancji biogenych.

### 2.3. Ocena eutrofizacji wód na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry

Istnieją różne metodyki oceny eutrofizacji, a każdy kraj może w tym celu wykorzystywać inne wskaźniki. Na przykład w Polsce ocena jest wykonywana w 5-stopniowej skali bazującej na wybranych wskaźnikach oceny stanu lub potencjału ekologicznego JCWP. Wskaźniki biologiczne wykorzystywane w analizie obejmują fitoplankton i fitobentos, natomiast spośród wskaźników fizykochemicznych wykorzystuje się: przezroczystość, tlen rozpuszczony, BZT<sub>5</sub>, azot azotynowy, azot azotanowy, azot ogólny, fosfor fosforanowy, fosfor ogólny. Ostateczną klasę eutrofizacji wyznacza się w oparciu o najgorzej sklasyfikowany wskaźnik.

W celu ujednolicenia podejścia do oceny eutrofizacji w całej UE zaleca się dostosowanie do wytycznych KE opracowanych w ramach Wspólnej Strategii Wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej – Przewodnik nr 23: Wytyczne dotyczące oceny eutrofizacji w kontekście europejskich polityk wodnych<sup>1</sup>. W dokumencie tym zaproponowano, aby ocenę eutrofizacji, w kontekście oceny stanu JCWP i celów środowiskowych, wykonywać w oparciu o 5 klas jakości wód zgodnych z RDW zaprezentowanych w podziale na 3 kategorie zdefiniowane poniżej:

- **wody nieeutroficzne** – obejmujące wody o stanie bardzo dobrym i dobrym wg RDW,
- **wody eutroficzne** – obejmujące wody, w których występują niepożądane zakłócenia wynikające z działalności człowieka, odpowiadające wodom w stanie umiarkowanym, słabym lub złym wg RDW,
- **wody, które mogą stać się eutroficzne** – obejmujące wody, w których obserwowany jest negatywny trend eutrofizacji, określony w oparciu o tendencje zmiany klas jakości stanu troficznego pomiędzy poprzednim a obecnym okresem oceny.

Eutrofizacja wód jest zjawiskiem powszechnym na MODO. Skalę problemu doskonale obrazują dane przekazane do Komisji Europejskiej w 2020 r. w ramach obowiązku sprawozdawczego wynikającego z art. 10 Dyrektywy Azotanowej.

Na potrzeby Dyrektywy Azotanowej oceniono stan troficzny wód powierzchniowych łącznie w 1288 ppk zlokalizowanych na MODO, a uzyskane wyniki zostały przedstawione w tabeli 1. Na podstawie monitoringu z lat 2016-2019 stwierdzono, że tylko 356 punktów nie było

---

<sup>1</sup> [https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts\\_figures/guidance\\_docs\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm)

zagrożonych zjawiskiem eutrofizacji. Wody w 835 punktach zaklasyfikowano jako eutroficzne, a w dodatkowych 97 ppk stwierdzono ryzyko wystąpienia tego zjawiska w najbliższej przyszłości. Dane te pokazują, że 72% wód powierzchniowych na MODO ma lub może mieć problem z osiągnięciem celów środowiskowych RDW ze względu na zły stan troficzny.

**Tabela 1. Ocena stanu eutroficznego wód powierzchniowych w punktach pomiarowo-kontrolnych na MODO**

Obszar opracowania	Liczba ppk			Udział % ppk		
	wody nieeutroficzne	wody, które mogą stać się eutroficzne	wody eutroficzne	wody nieeutroficzne	wody, które mogą stać się eutroficzne	wody eutroficzne
Górna Odra	45	23	164	19	10	71
Środkowa Odra	97	30	188	31	10	60
Dolna Odra	24	5	45	32	7	61
Zalew Szczeciński	2	1	9	17	8	75
Nysa Łużycka	17	11	18	37	24	39
Warta	171	27	411	28	4	68
<b>MODO</b>	<b>356</b>	<b>97</b>	<b>835</b>	<b>28</b>	<b>7</b>	<b>65</b>

Źródło danych: Sprawozdania państw członkowskich z realizacji Dyrektywy Azotanowej za lata 2016-2019 przygotowane dla Komisji Europejskiej na podst. art. 10 Dyrektywy Azotanowej (Centralne Repozytorium Danych, EIONET)

Przestrzenny rozkład punktów pomiarowo-kontrolnych wraz z oceną eutrofizacji w latach 2016-2019 przedstawia mapa **AN1 Ocena eutrofizacji wód powierzchniowych w punktach pomiarowo-kontrolnych** stanowiąca załącznik do niniejszego opracowania.

Należy mieć na uwadze, że podczas oceny eutrofizacji wód na potrzeby Dyrektywy Azotanowej państwa członkowskie do oceny stanu wód w swoim kraju mogą wykorzystywać różne kryteria zgodnie z RDW. Dlatego też ocena eutrofizacji przedstawiona w tabeli 1 i na mapie AN1 nie jest homogeniczna i wartości tych nie można wzajemnie porównywać. Przedmiotem niniejszej Strategii nie jest proces harmonizacji stosowanych metodyk dla oceny stanu wód oraz oceny eutrofizacji. Zaprezentowane wyniki mają na celu zobrazowanie skali występowania problemu eutrofizacji na MODO niezależnie od przyjętych krajowych metodyk.

### **3. Krajowe metody monitoringu i oceny substancji biogenych**

#### **3.1 Ponadkrajowe wspólne aspekty dotyczące jednolitych części wód podziemnych i powierzchniowych**

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną stan wód powinien być monitorowany przez państwa członkowskie w sposób systematyczny i porównywalny w całej Wspólnocie. Taka informacja jest niezbędna dla określenia odpowiedniej podstawy do opracowania programów działań zmierzających do osiągnięcia ustalonych celów środowiskowych.

We wszystkich trzech państwach istnieją systemy oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych (zwanymi dalej JCWP) i podziemnych (zwanymi dalej JCWPd), które w skrócie zostały przedstawione poniżej. W tym kontekście opisano również, w jaki sposób i w jakim zakresie gromadzone i oceniane są dane o stężeniach substancji biogenych w poszczególnych krajach MODO.

Celem wykonywania badań i oceny stanu wód jest dostarczenie wiedzy koniecznej do podejmowania działań na rzecz poprawy stanu oraz ochrony wód przed zanieczyszczeniem. Działania te powinny zapewnić m.in. ochronę przed eutrofizacją spowodowaną wpływem źródeł bytowo-komunalnych i rolniczych oraz ochronę przed zanieczyszczeniami przemysłowymi, w tym zasoleniem i substancjami szczególnie szkodliwymi dla środowiska wodnego. Monitoring wód w przypadku JCWP realizowany jest zgodnie z sześciolatnim cyklem gospodarowania wodami, wynikającym z poszczególnych przepisów prawa krajowego, transponujących wymagania RDW.

Program monitoringu w zakresie wód powierzchniowych realizowany jest w ramach czterech rodzajów monitoringu:

- diagnostycznego,
- operacyjnego,
- badawczego,
- obszarów chronionych.

Monitoring diagnostyczny i operacyjny JCWP ma na celu dostarczenie informacji o stopniu spełnienia podstawowego celu środowiskowego RDW jakim jest osiągnięcie przez wody co najmniej dobrego stanu. Monitoring obszarów chronionych ma na celu określenie spełnienia przez jednolite części wód dodatkowych celów środowiskowych wynikających z charakteru obszaru chronionego. Monitoring obszarów chronionych obejmuje wody znajdujące się m.in. na następujących obszarach:

- zagrożonych eutrofizacją ze źródeł komunalnych,
- przeznaczonych do wykorzystania rekreacyjnego, w tym kąpieliskowego,
- wykorzystywanych do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia,
- położonych na obszarach sieci Natura 2000 i innych obszarach chronionych, których stan jest zależny od jakości wód powierzchniowych.

Monitoring diagnostyczny i operacyjny realizowany jest w punkcie pomiarowo-kontrolnym reprezentatywnym dla ocenianego stanu JCW. Badania w ramach monitoringu badawczego

i monitoringu obszarów chronionych prowadzone są w miejscu zależnym od występowania badanego zjawiska oraz od umiejscowienia danego obszaru chronionego.

Monitoring diagnostyczny i operacyjny stanowią źródło danych niezbędnych do oceny wdrażania dyrektyw UE w zakresie wskaźników z grupy elementów biologicznych, takich jak fitoplankton, fitobentos czy chlorofil „a” oraz wskaźników charakteryzujących warunki biogenne, obejmujących m.in. azot azotanowy. Monitoring diagnostyczny jest prowadzony w cyklach rocznych, z częstotliwością nie mniejszą niż co 6 lat, co najmniej raz w okresie obowiązywania danego planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza. Monitoring operacyjny jest prowadzony w cyklach rocznych, z częstotliwością nie mniejszą niż co 3 lata, co najmniej 2 razy w każdym okresie obowiązywania danego planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza.

Monitorowanie w ramach monitoringu badawczego prowadzone jest w przypadku JCWP, dla których oprócz monitoringu diagnostycznego i operacyjnego konieczne jest wykonanie dodatkowego monitoringu (np. w celu ustalenia przyczyn nieznanego wpływu negatywnie oddziałującego na środowisko wodne).

Wskaźniki biogenne są monitorowane w celu dokonania oceny stanu ekologicznego oraz potencjału ekologicznego JCW. Stan ekologiczny oraz potencjał ekologiczny jest określeniem jakości struktury i funkcjonowania ekosystemu wód powierzchniowych, sklasyfikowanej na podstawie wyników oceny elementów biologicznych oraz wspierających je wskaźników fizykochemicznych i hydromorfologicznych.

Stan ekologiczny JCWP określa jedna z pięciu klas, przy czym klasa pierwsza oznacza bardzo dobry stan ekologiczny, klasa druga – dobry stan ekologiczny, zaś klasy trzecia, czwarta i piąta odpowiednio – stan ekologiczny umiarkowany, słaby i zły. Wskaźniki fizykochemiczne, w tym również te charakteryzujące warunki biogenne mają znaczenie wspierające. Dotyczy to tylko przypadków zaklasyfikowania JCWP do jednej z dwóch pierwszych klas.

W przypadku JCWPd pośród wskaźników biogenych służących do oceny stanu szczególne znaczenie mają zwłaszcza stężenia azotanów, które są częścią oceny stanu chemicznego JCWPd. Ze względu na zagrożenie, jakie zarówno dla zdrowia ludzi, jak i dobrego stanu ekosystemów wodnych odgrywają azotany, wskaźnik ten wymaga osobnej analizy. Dyrektywa Azotanowa ustanawia wartości progowe do określania wód zanieczyszczonych azotanami. Podstawowa klasyfikacja wprowadza wartość progową dobrego stanu chemicznego ze względu na stężenia azotanów w wodach podziemnych na poziomie 50 mg/l. Niniejsze stężenie jest jednocześnie granicą pomiędzy dobrym a słabym stanem wód podziemnych.

Kryteria oceny stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami zawarte w Ramowej Dyrektywie Wodnej oraz dyrektywie 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. *w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu* są zgodne z tymi, jakie przedstawia Dyrektywa Azotanowa.

### 3.2 Krajowa specyfika monitoringu oraz oceny jednolitych części wód w Rzeczypospolitej Polskiej

Badania i ocena jakości wód powierzchniowych prowadzone przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (zwany dalej GIOŚ) w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (zwanego dalej PMŚ) wynikają z ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne. Szczegółowa forma i sposób prowadzenia monitoringu JCWP i JCWPd jest określona w rozporządzeniu ministra właściwego do spraw gospodarki wodnej.

GIOŚ wykonuje badania wód powierzchniowych w zakresie elementów biologicznych, fizykochemicznych (w tym substancji biogennych) oraz chemicznych (w tym substancji priorytetowych). Na podstawie wyników monitoringu i obserwacji właściwe organy Inspekcji Ochrony Środowiska dokonują oceny stanu wód na obszarach dorzeczy.

Badania stężeń azotanów wykonywane w ramach PMŚ służą również dokonaniu oceny skuteczności „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”, który jest opracowywany w celu wdrożenia obowiązków wynikających z Dyrektywy Azotanowej.

W ramach monitoringu jakości wód powierzchniowych (wody śródlądowe, wody przejściowe i przybrzeżne) realizowane są następujące zadania:

- badania i ocena stanu rzek, w tym zbiorników zaporowych,
- badania i ocena stanu jezior,
- badania i ocena jakości osadów dennych w rzekach i jeziorach,
- badania i ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych,
- badania elementów hydromorfologicznych dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych,
- wdrażanie wymagań znowelizowanej dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/105/WE z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej.

Wartości graniczne wskaźników jakości wód są zróżnicowane w zależności od typu JCWP. W związku z aktualizacją typologii JCWP na potrzeby drugiej aktualizacji planów gospodarowania wodami, w roku 2018 zostały opracowane nowe wartości graniczne dla wskaźników fizykochemicznych elementów oceny jakości wód powierzchniowych. Opracowując standardy środowiskowe dla wskaźników fizykochemicznych uwzględniono m.in. wyniki uzgodnień grupy roboczej ECOSTAT<sup>2</sup>, dotyczące środowiskowych norm jakości dla substancji biogennych, zawarte w dokumencie „Best Practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status” (CIS Guidance, 2018)<sup>3</sup>.

Przy wyznaczaniu wartości granicznych dla wskaźników fizykochemicznych w rzekach wykorzystano narzędzie statystyczne opracowane i dostarczone przez Wspólnotowe Centrum

---

<sup>2</sup> Grupa Robocza ds. Stanu Ekologicznego (ECOSTAT) – grupa robocza powołana przez Komisję Europejską w ramach Wspólnej Strategii Wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej w celu wypracowania jednolitych metodok oceny stanu i potencjału ekologicznego JCWP (<https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/3e60a4e8-52e3-44e7-ae9-845737943a0c/details>)

<sup>3</sup> <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC112667>

Badawcze (Joint Research Centre, JRC) przy Komisji Europejskiej, która koordynuje pan-europejską harmonizację oceny stanu ekologicznego. Narzędzie to zostało przygotowane w 2017 roku na bazie programu Excel do ustalania wartości granicznych dla azotu i fosforu.

Jeziora w Polsce, podobnie jak w większości pozostałych krajów UE, podlegają przede wszystkim presji eutrofizacji, czyli wzbogacania w składniki biogenne. Z tego względu, wskaźniki charakteryzujące warunki pokarmowe (azot i fosfor) są podstawowymi parametrami, służącymi ocenie stanu ekologicznego jezior. W praktyce monitoringowej w Polsce, w klasyfikacji stanu ekologicznego jezior stosowany jest:

- azot ogólny, określany metodą obliczeniową na podstawie sumy azotu amonowego, azotu organicznego (te dwie formy są często ujmowane łącznie w formie tzw. azotu Kjeldahla), azotu azotanowego i azotu azotynowego,
- fosfor ogólny, będący sumą wszystkich form fosforu w wodzie.

Klasyfikacja poszczególnych form azotu w okresie sezonu wegetacyjnego wydaje się niezasadna, przede wszystkim z powodu łatwego przechodzenia poszczególnych form azotu w siebie nawzajem. Również stężenia ortofosforanów podlegają dużym sezonowym wahaniom, a w okresie wegetacyjnym, podczas ich intensywnego pobierania przez rośliny są zazwyczaj bardzo niskie w stosunku do stężenia fosforu ogólnego. Z tego względu ocena stanu ekologicznego jezior w Polsce opiera się na azocie ogólnym i na fosforze ogólnym.

### **3.3 Krajowa specyfika monitoringu oraz oceny jednolitych części wód w Republice Czeskiej**

Podstawą programów identyfikacji oraz oceny stanu wód powierzchniowych i wód podziemnych są przepisy krajowe, a zwłaszcza ustawa o prawie wodnym nr 254/2001 w aktualnym brzmieniu (zákon o vodách č. 254/2001 Sb.) wraz z aktami wykonawczymi – rozporządzeniem nr 98/201 oraz rozporządzeniem nr 5/2011 w brzmieniu późniejszych przepisów (vyhláška č. 98/2011 Sb., vyhláška č. 5/2011 Sb.). Do takich programów należą m.in. Ramowy program monitoringu, Program monitoringu wód powierzchniowych, Program monitoringu wód podziemnych. W ramach wymienionych programów monitoringu prowadzony jest między innymi monitoring zgodnie z wymogami Dyrektywy Azotanowej. Dokonano transpozycji Dyrektywy Azotanowej do przepisów prawa czeskiego w § 33 ustawy o prawie wodnym nr 254/2001 w brzmieniu późniejszych przepisów, gdzie zdefiniowano tzw. obszary szczególnie narażone na zanieczyszczenie azotanami ze źródeł rolniczych (zwane dalej OSN).

Wyznaczanie OSN wraz z programem działań dla działalności rolniczej w tych strefach podlega weryfikacji (przeглядowi) w cyklu czteroletnim. Monitoring OSN należy do kompetencji czeskich państwowych przedsiębiorstw wodnych (Povodí, státní podnik). Monitoring dzieli się na profile tzw. główne, weryfikowane co roku, oraz profile tzw. poboczne weryfikowane co 4 lata. Monitoring wód podziemnych wg Dyrektywy Azotanowej jest częścią monitoringu jakości wód podziemnych, który prowadzi czeski instytut hydrometeorologiczny (Český hydrometeorologický ústav).

Wody powierzchniowe oraz wody podziemne na terenie Republiki Czeskiej są monitorowane zgodnie z RDW. Sieć monitoringu wód powierzchniowych jest zaprojektowana w taki sposób,

aby umożliwiła odpowiedni przegląd stanu wód oraz JCW w całym dorzeczu. W celu dopełnienia powyższych programów monitoringu w Republice Czeskiej wykorzystywane są również dane z punktów pomiarowo-kontrolnych zlokalizowanych w miejscach poboru wód powierzchniowych i podziemnych wykorzystywanych do zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia.

### **3.4 Krajowa specyfika monitoringu oraz oceny jednolitych części wód w Republice Federalnej Niemiec**

W Niemczech wymagania dotyczące monitoringu substancji biogenych w wodach podziemnych i powierzchniowych w myśl RDW ustalone są co do zasady w federalnej ustawie o wodach (Wasserhaushaltsgesetz), w ustawach dotyczących wód poszczególnych krajów związkowych oraz w odpowiednich rozporządzeniach (rozporządzenie w sprawie ochrony wód podziemnych (GrwV), rozporządzenie w sprawie ochrony wód powierzchniowych (OGewV)).

#### **Wody powierzchniowe**

W rozporządzeniu w sprawie ochrony wód powierzchniowych zawarte są wartości orientacyjne dla poszczególnych substancji biogenych w odniesieniu do poszczególnych typów wód płynących, jezior i wód przybrzeżnych, a także cele środowiskowe dla Morza Bałtyckiego. Przy ocenie JCW jako elementy wspierające wykorzystywane są m.in. substancje biogenne. Rozporządzenie w sprawie wód powierzchniowych określa ponadto środowiskową normę jakości dla azotanów w wodach płynących, której niedotrzymanie prowadzi bezpośrednio do zaklasyfikowania danej JCW do stanu chemicznego poniżej dobrego. Stan substancji biogenych w danej JCW monitorowany jest co najmniej raz na sześć lat, przy czym w roku badawczym pobiera się od 4 do 13 próbek. W przypadku wielu JCW prowadzi się bardziej intensywny monitoring w krótszych odstępach czasowych.

#### **Wody podziemne**

Dla wód podziemnych obowiązują wytyczne zawarte w rozporządzeniu w sprawie ochrony wód podziemnych z 9 listopada 2010 r. (Grundwasserverordnung (GrwV) vom 9. November 2010) (BGBl. I S. 1513), które w ostatnim czasie zostało zmienione artykułem 1 rozporządzenia z 4 maja 2017 r. (BGBl. I S. 1044). W § 5 rozporządzenia w sprawie ochrony wód podziemnych w powiązaniu z załącznikiem 2 ustalone są wielkości docelowe określone jako wartości progowe dla substancji biogenych – azotanów i jonu amonowego. W § 9 rozporządzenia w sprawie ochrony wód podziemnych w powiązaniu z załącznikiem 4 zawarte są wytyczne dotyczące reprezentatywnego monitoringu stanu chemicznego wód podziemnych. Stan chemiczny wód podziemnych określany jest zgodnie z § 6 rozporządzenia w sprawie ochrony wód podziemnych. Wraz z nowelizacją rozporządzenia w sprawie ochrony wód podziemnych, która miała miejsce w 2017 r., wprowadzono do niego wartości progowe dla substancji biogenych – ortofosforanu ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) i azotynów. Sieci monitoringu muszą być zaprojektowane w taki sposób, aby możliwy był spójny, kompleksowy i reprezentatywny przegląd stanu chemicznego JCWPd oraz aby możliwe było ustalenie ewentualnych trendów.

W zależności od wyników pomiarów oraz dostępnej wiedzy na temat sytuacji hydrogeologicznej danej jednolitej części wód podziemnych pobieranie próbek może być

przeprowadzane rzadziej, jednak co najmniej raz w danym okresie planistycznym. W przypadku nieosiągnięcia celów środowiskowych lub w przypadku JCWPd znajdujących się w słabym stanie chemicznym prowadzi się kolejne pobory próbek w tych JCWPd lub w dodatkowych punktach pomiarowych w ramach monitoringu operacyjnego.

Przekroczenie wartości progowej, w ujęciu rocznej średniej arytmetycznej, w jednym punkcie pomiarowym nie prowadzi bezpośrednio do nieosiągnięcia dobrego stanu chemicznego ocenianej JCWPd. Przy ocenie JCWPd należy również wziąć pod uwagę powierzchniowy zasięg presji. Oblicza się go przy pomocy odpowiednich metod geostatystycznych lub modeli hydrologicznych. Kryteria dotyczące określania wielkości powierzchni na potrzeby oceny zawarte są w rozporządzeniu w sprawie wód podziemnych. Oprócz powierzchniowego zasięgu presji przy ocenie stanu należy uwzględnić również zanieczyszczenia wód powierzchniowych oraz zaburzenia ekosystemów lądowych zależnych bezpośrednio od danej JCWPd. W § 13 rozporządzenia w sprawie nawożenia i nawozów (Düngeverordnung (DüV)), które weszło w życie już w 2017 r., kraje związkowe zobowiązane są do wydania rozporządzeń landowych zawierających bardziej zaawansowane działania dla jednolitych części wód podziemnych (lub części ich obszarów) o wysokim zanieczyszczeniu azotanami.

### **3.5 Aplikacja IMS-Odra**

Różnice w metodach oceny stanu jednolitych części wód na terenie poszczególnych państw uniemożliwiają bezpośrednie porównanie wyników oceny stanu jednolitych części wód na MODO. Dlatego ustalono, że wspólna ocena stężeń substancji biogennych zostanie wykonana jedynie dla punktów pomiarowych monitoringu wód powierzchniowych z aplikacji IMS-Odra.

Aplikacja IMS-Odra prezentuje ujednoczone informacje o wybranych parametrach fizykochemicznych, chemicznych i biologicznych badanych w ramach programów monitoringu stanu ilościowego, ekologicznego oraz chemicznego wód (wody powierzchniowe, podziemne i strefy ochronne). Programy te, na podstawie art. 8 Ramowej Dyrektywy Wodnej, zostały wprowadzone przez Polskę, Niemcy i Republikę Czeską na obszarze dorzecza Odry w 2006 r.

Podgrupa Robocza GM „Monitoring” MKOOpZ uzgodniła, że spośród istniejących punktów pomiarowych wykorzystywanych w ramach monitoringu diagnostycznego wybierze kilka punktów reprezentatywnych dla całego międzynarodowego dorzecza Odry i udostępni opinii publicznej wyniki pomiarów z tych punktów na stronie internetowej MKOOpZ.

Wybrano 8 poniższych punktów pomiarowych:

1. Bohumín (Odra, CZ)
2. Wrocław (Odra, PL)
3. Połęczko (Odra powyżej ujścia Nysy Łużyckiej, PL)
4. Guben (Lausitzer Neiße, DE)
5. „Trójpunkt Graniczny PL/CZ” (Hrádek n. Nisou, Nysa Łużycka, PL/CZ)
6. Kostrzyn nad Odrą (Warta – ujście do Odry, PL)
7. Hohenwutzen (Oder, DE)
8. Zalew Szczeciński – C (PL)

Następnie Podgrupa Robocza GM wspólnie z ówczesną Podgrupą Roboczą GD „Zarządzanie danymi” MKOOpZ opracowała w roku 2008 koncepcję aplikacji „*International Monitoring Stations – Odra*” (IMS-Odra) na potrzeby Geoportalu MKOOpZ. Aplikacja ta została zrealizowana w 2017 roku i włączona do istniejącego od 2016 roku Geoportalu MKOOpZ. Można tam znaleźć informacje dotyczące wybranych wskaźników fizyko-chemicznych, chemicznych oraz biologicznych w poszczególnych punktach pomiarowych. W związku z pracami Podgrupy Roboczej *ad hoc* „Biogeny” moduł został uzupełniony o kolejny punkt pomiarowy - Krajnik Dolny (Odra powyżej ujścia rzeki Rurzyca, PL). Pod koniec każdego roku Podgrupa Robocza GM MKOOpZ przekazuje do Sekretariatu MKOOpZ niezbędne dane za rok poprzedni dla poszczególnych punktów pomiarowych, które to dane Sekretariat MKOOpZ następnie opracowuje i wprowadza do aplikacji.

Aplikacja IMS-Odra została wdrożona w ramach Geoportalu MKOOpZ i można się z nią zapoznać pod następującym adresem:

<http://geoportal.mkoo.pl/IKSO/client/gisclient/index.html?applicationId=5223>

Na potrzeby niniejszego opracowania postanowiono zrezygnować z wykorzystania punktu pomiarowego – Zalew Szczeciński, który jest zlokalizowany na wodach przejściowych i nie może być rozpatrywany wg takich samych kryteriów jak pozostałe punkty z aplikacji IMS-Odra.

Przegląd punktów pomiarowych, jak również stacji wodowskazowych przyjętych do dalszych analiz w ramach niniejszego dokumentu, został przedstawiony na mapie **AN2**.

#### 4. Zestawienie krajowych wymagań dla substancji biogenych

##### 4.1 Opis wymagań dla biogenów w Rzeczypospolitej Polskiej

##### Wartości graniczne dla wskaźników charakteryzujących warunki biogenne w ciekach

W Polsce na cykl planistyczny 2022-2027 została opracowana typologia wyróżniająca 20 typów JCWP rzecznych. Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne (stężenia substancji biogenych) dla każdego wyznaczonego typu JCWP rzecznej zostały przedstawione w tabeli 2.

**Tabela 2. Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach od 2022 r.**

WSKAŹNIKI CHARAKTERYZUJĄCE WARUNKI BIOGENNE (STĘŻENIA SUBSTANCJI BIOGENNYCH)										
Typ ciek	Azot amonowy		Azot azotanowy		Azot ogólny		Fosfor ortofosforanowy		Fosfor ogólny	
	N-NH <sub>4</sub> mg/l		N-NO <sub>3</sub> mg/l		TN mg/l		P-PO <sub>4</sub> mg/l		TP mg/l	
	Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
PGT	≤ 0,04	≤ 0,20	≤ 0,50	≤ 0,80	≤ 0,70	≤ 1,10	≤ 0,01	≤ 0,04	≤ 0,05	≤ 0,10
PGS	≤ 0,04	≤ 0,20	≤ 0,50	≤ 0,80	≤ 0,70	≤ 1,10	≤ 0,01	≤ 0,04	≤ 0,05	≤ 0,10
RW_krz	≤ 0,13	≤ 0,30	≤ 1,30	≤ 2,00	≤ 1,80	≤ 3,00	≤ 0,04	≤ 0,08	≤ 0,13	≤ 0,25
RW_wap	≤ 0,13	≤ 0,30	≤ 1,30	≤ 2,00	≤ 1,80	≤ 3,00	≤ 0,04	≤ 0,08	≤ 0,13	≤ 0,25
RWf_krz	≤ 0,10	≤ 0,20	≤ 0,80	≤ 1,30	≤ 0,90	≤ 1,50	≤ 0,02	≤ 0,06	≤ 0,07	≤ 0,13
RWf_wap	≤ 0,10	≤ 0,20	≤ 0,80	≤ 1,30	≤ 0,90	≤ 1,50	≤ 0,02	≤ 0,06	≤ 0,07	≤ 0,13
RsW_krz	≤ 0,14	≤ 0,35	≤ 1,40	≤ 2,00	≤ 2,00	≤ 3,20	≤ 0,06	≤ 0,09	≤ 0,15	≤ 0,33
RsW_wap	≤ 0,14	≤ 0,35	≤ 1,40	≤ 2,00	≤ 2,00	≤ 3,20	≤ 0,06	≤ 0,09	≤ 0,15	≤ 0,33
PN	≤ 0,14	≤ 0,40	≤ 1,10	≤ 2,00	≤ 2,00	≤ 3,30	≤ 0,06	≤ 0,09	≤ 0,17	≤ 0,33
PNp	≤ 0,14	≤ 0,40	≤ 1,10	≤ 2,00	≤ 2,00	≤ 3,30	≤ 0,06	≤ 0,09	≤ 0,17	≤ 0,33
RzN	≤ 0,14	≤ 0,40	≤ 1,10	≤ 2,00	≤ 2,00	≤ 3,30	≤ 0,06	≤ 0,09	≤ 0,17	≤ 0,33
RwN	≤ 0,20	≤ 0,45	≤ 1,60	≤ 2,20	≤ 2,20	≤ 3,50	≤ 0,08	≤ 0,12	≤ 0,20	≤ 0,35
PN_uj	≤ 0,20	≤ 0,45	≤ 1,10	≤ 2,00	≤ 2,20	≤ 3,00	≤ 0,08	≤ 0,12	≤ 0,20	≤ 0,35
RzN_uj	≤ 0,20	≤ 0,45	≤ 1,10	≤ 2,00	≤ 2,20	≤ 3,00	≤ 0,08	≤ 0,12	≤ 0,20	≤ 0,35
P_org	≤ 0,14	≤ 0,42	≤ 1,30	≤ 2,10	≤ 2,20	≤ 3,50	≤ 0,07	≤ 0,09	≤ 0,20	≤ 0,33
Rz_org	≤ 0,14	≤ 0,42	≤ 1,30	≤ 2,10	≤ 2,20	≤ 3,50	≤ 0,07	≤ 0,09	≤ 0,20	≤ 0,33
P_poj	≤ 0,12	≤ 0,30	≤ 0,80	≤ 1,30	≤ 1,50	≤ 2,50	≤ 0,02	≤ 0,08	≤ 0,10	≤ 0,30
Pl_poj	≤ 0,12	≤ 0,30	≤ 0,80	≤ 1,30	≤ 1,50	≤ 2,50	≤ 0,02	≤ 0,08	≤ 0,10	≤ 0,30
R_poj	≤ 0,12	≤ 0,30	≤ 0,80	≤ 1,30	≤ 1,50	≤ 2,50	≤ 0,02	≤ 0,08	≤ 0,10	≤ 0,30
Rl_poj	≤ 0,12	≤ 0,30	≤ 0,80	≤ 1,30	≤ 1,50	≤ 2,50	≤ 0,02	≤ 0,08	≤ 0,10	≤ 0,30

Źródło danych: rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25.06.2021 r. 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. z 2021 r. poz. 1475)

### Wartości graniczne dla wskaźników charakteryzujących warunki biogenne w jeziorach i zbiornikach wodnych

W cyklu planistycznym 2022-2027 obowiązuje typologia wyróżniająca 7 typów JCWP jeziornych. Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne (stężenia substancji biogenych) dla każdego wyznaczonego typu JCWP jeziornej zostały przedstawione w tabeli 3.

**Tabela 3. Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych w jeziorach od 2022 r.**

WSKAŹNIKI CHARAKTERYZUJĄCE WARUNKI BIOGENNE (STĘŻENIA SUBSTANCJI BIOGENNYCH)				
Typ jeziora	Azot ogólny		Fosfor ogólny	
	TN mg/l		TP mg/l	
	Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy	
	I	II	I	II
K_a	Nie ustala się	≤ 1,10	Nie ustala się	≤ 0,025
K_b	Nie ustala się	≤ 1,10	Nie ustala się	≤ 0,025
WSm_a	≤ 0,90	≤ 1,20	≤ 0,030	≤ 0,050
WSm_b	Nie ustala się	≤ 1,30	≤ 0,030	≤ 0,050
WSd_a	≤ 1,00	≤ 1,40	≤ 0,040	≤ 0,060
WSd_b	Nie ustala się	≤ 1,50	≤ 0,040	≤ 0,060
Kond	Nie ustala się	≤ 1,50	Nie ustala się	≤ 0,080

Źródło danych: rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25.06.2021 r. 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. z 2021 r. poz. 1475)

### Wartości graniczne dla wskaźników charakteryzujących warunki biogenne w wodach przejściowych i przybrzeżnych

Wskaźniki charakteryzujące warunki biogenne (stężenia substancji biogenych) dla każdego wyznaczonego typu JCWP przejściowej zostały przedstawione w tabeli 4, natomiast wskaźniki dla JCWP przybrzeżnych zostały przedstawione w tabeli 5.

**Tabela 4. Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych przejściowych od 2022 r.**

WSKAŹNIKI CHARAKTERYZUJĄCE WARUNKI BIOGENNE (STĘŻENIA SUBSTANCJI BIOGENNYCH)										
Typ JCWP	Azot amonowy		Azot azotanowy		Azot ogólny		Fosfor ortofosforanowy		Fosfor ogólny	
	N-NH <sub>4</sub> mg/l		N-NO <sub>3</sub> mg/l		TN mg/l		P-PO <sub>4</sub> mg/l		TP mg/l	
	Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
ZalI w Zalewie Wiślanym	< 0,10	< 0,15	< 0,20	< 0,30	< 0,65	< 0,98	< 0,030	< 0,045	< 0,080	< 0,120
ZalI w Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim	< 0,04	< 0,06	< 0,60	< 0,90	< 1,25	< 1,90	< 0,060	< 0,090	< 0,100	< 0,150
ZalII w Zalewie Puckim	Nie ustala się		< 0,007	< 0,011	< 0,20	< 0,30	< 0,002	< 0,003	< 0,020	< 0,030
ZatI w Zatoce Puckiej Zewnętrznej	Nie ustala się		< 0,08	< 0,12	< 0,25	< 0,40	< 0,012	< 0,018	< 0,022	< 0,035
ZatII w Zatoce Gdańskiej Wewnętrznej	Nie ustala się		< 0,08	< 0,12	< 0,25	< 0,40	< 0,012	< 0,018	< 0,022	< 0,035
PrzU w ujściu Wisły	Nie ustala się		< 0,11	< 0,17	< 0,25	< 0,40	< 0,022	< 0,035	< 0,030	< 0,045

Źródło danych: rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25.06.2021 r. 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. z 2021 r. poz. 1475)

**Tabela 5. Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych przybrzeżnych od 2022 r.**

WSKAŹNIKI CHARAKTERYZUJĄCE WARUNKI BIOGENNE (STĘŻENIA SUBSTANCJI BIOGENNYCH)									
Typ JCWP	Azot azotanowy		Azot ogólny		Fosfor ortofosforanowy		Fosfor ogólny		
	N-NO <sub>3</sub> mg/l		TN mg/l		P-PO <sub>4</sub> mg/l		TP mg/l		
	Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		Wartość graniczna dla klasy		
	I	II	I	II	I	II	I	II	
PbM i PbO, w pasie od Helu do Mrzeżyna	< 0,05	< 0,08	< 0,20	< 0,30	< 0,010	< 0,015	< 0,020	< 0,030	
PbO, w pasie od Mrzeżyna do ujścia Świny	< 0,10	< 0,15	< 0,25	< 0,40	< 0,016	< 0,024	< 0,025	< 0,038	

Źródło danych: rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25.06.2021 r. 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. z 2021 r. poz. 1475)

Zgodnie z obowiązującym w Polsce sposobem interpretacji wyników monitoringu wskaźników jakości wód powierzchniowych, klasę jakości wód powierzchniowych dla każdego z badanych wskaźników fizykochemicznych (w tym m.in. charakteryzujących wskaźniki biogenne) określa się poprzez porównanie wartości średniej rocznej wskaźnika jakości wód powierzchniowych uzyskanej na podstawie zagregowanych wyników monitoringu dla danego punktu pomiarowo-kontrolnego z wartościami granicznymi dla tego wskaźnika. Liczba zagregowanych wyników monitoringu przyjmowana do obliczeń średniej rocznej wartości wskaźnika jakości wód powierzchniowych w danym punkcie pomiarowo-kontrolnym nie może być mniejsza niż 4. W wodach przejściowych i wodach przybrzeżnych liczba zagregowanych wyników monitoringu przyjmowana do obliczeń może być mniejsza niż 4, o ile wynika to z programu monitoringu wód dla JCWP.

### Wartości graniczne dla wskaźników charakteryzujących warunki biogenne w wodach podziemnych

Ocena stanu JCWPd w Polsce jest wykonywana przez Państwową Służbę Hydrogeologiczną. Kryteria i sposób oceny stanu JCWPd określa się w rozporządzeniu ministra właściwego do spraw gospodarki wodnej. Ocena stanu chemicznego wód podziemnych przeprowadzana jest w cyklu rocznym i dotyczy analizy wyników monitoringu operacyjnego lub diagnostycznego. Ogólna ocena stanu JCWPd wykonywana jest raz na trzy lata i wykonywana jest równoległe z oceną stanu chemicznego wg danych z monitoringu diagnostycznego. Powyższe oceny są podstawą raportów o stanie wód podziemnych przygotowywanych dla instytucji krajowych i międzynarodowych.

Krajowe przepisy prawne w Polsce wprowadzają wartości graniczne dla pięciu klas jakości wód podziemnych, przy czym stężenie na poziomie 50 mg/l stanowi wartość progową dla dobrego stanu chemicznego wód podziemnych. Wartości graniczne dla stężeń azotanów oraz innych substancji biogenych zostały przedstawione w tabeli 6.

**Tabela 6. Wartości graniczne stężeń substancji biogenych będące podstawą klasyfikacji stanu chemicznego jednolitych części wód podziemnych**

Wskaźnik	Jednostka	Tło hydrogeochemiczne	Klasa I	Klasa II	Klasa III	Klasa IV	Klasa V
azotany	mg/l	0-5	10	25	50	100	>100
azotyny	mg/l	0-0,03	0,03	0,15	0,5	1	>1
amonowe jony	mg/l	0-1	0,5	1,0	1,5	3	>3
fosforany	mg/l	0,01-1,0	0,5	0,5	1	5	>5

Źródło danych: rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11.10.2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. z 2019 r. poz. 2148)

## 4.2 Opis wymagań dla biogenów w Republice Czeskiej

### Ocena stanu JCW

Substancje biogenne są częścią oceny ekologicznego stanu lub potencjału JCWP, dotyczy to zarówno rzek, jak i jezior oraz chemicznego stanu JCWPd.

**Warunki biogenne w wodach powierzchniowych – płynących (kategorie rzeka)**

Podział typologiczny wód w Republice Czeskiej reguluje rozporządzenie czeskiego ministerstwa ochrony środowiska oraz ministerstwa rolnictwa dot. wyznaczania jednolitych części wód powierzchniowych (vyhláška č. 49/2011 Sb.). Typologia bazuje na czterech opisowych parametrach: zlewisko, wysokość n.p.m., podłoże geologiczne oraz rzędowość cieku wg Strahlera. Poszczególne parametry następnie dzieli się na kategorie określone w tabeli 7.

**Tabela 7. Parametry typów JCW – kategoria rzeka w Republice Czeskiej**

Parametry	Pozycja w kodzie typu	Liczba kryteriów	Kryterium	Kod kryterium
Zlewisko	A	3	Morze Północne	1
			Morze Bałtyckie	2
			Morze Czarne	3
Wysokość m n.p.m.	B	4	H < 200	1
			200 ≤ H < 500	2
			500 ≤ H < 800	3
			H ≥ 800	4
Geologia	C	2	Krzemionkowa i wulkaniczna	1
			Piaskowce, łowce i czwartorzęd	2
Rzędowość cieku wg Strahlera	D	3	Potok (rząd I-III)	1
			Małe rzeki (rząd IV-VI)	2
			Rzeki (rząd VII-IX)	3

Źródło danych: Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod, Rosendorf *et al.* 2011 (Metodyka oceny ogólnych elementów fizykochemicznych stanu ekologicznego JCWP, Rosendorf *et al.* 2011)

W oparciu o wymienione dokumenty, na terenie Republiki Czeskiej, wyznaczono w sumie 21 strefowych typów wód, które obejmują pierwsze trzy parametry. Następnie dodano parametr określający rzędowość cieku wg Strahlera, tym samym liczba typów zwiększyła się do 47. Ten poziom typologii, który obejmuje wszystkie cztery parametry określone w tabeli 7, określany jest jako podział szczegółowy. Taki podział został zachowany, a jedynie parametr „zlewisko” w początkowym czteromiejscowym kodzie typu zastąpiono znakiem uniwersalnym X, który jest wspólny dla wszystkich trzech zlewisk. Zatem końcowe typy na potrzeby oceny JCW, których jest 21, mają następujący układ: X-B-C-D.

Dla cieków wodnych w czeskiej części MODO, czyli zlewni cząstkowej Górnej Odry, zlewni cząstkowej Nysy Łużyckiej oraz pozostałych dopływów Odry w oparciu o ich podział określono wartości specyficzne dla danego typu wód (wartości docelowe), które są określone jako wymagania dla bardzo dobrego stanu (granica stan bardzo dobry/stan dobry), ewentualnie dobrego stanu (granica dobry stan/stan umiarkowany). Dla wskaźnika fosforu ogólnego wartość docelowa dla dobrego stanu określona została pomiędzy 0,05 a 0,15 mg/l jako mediana wg typu. Dla wskaźnika azotu azotanowego granicę stanu dobrego/stanu

umiarkowanego określono pomiędzy 3,4 a 4,5 mg/l, a dla wskaźnika azotu amonowego granica wynosi od 0,08 do 0,23 mg/l zawsze jako mediana – patrz tabela 8. Powyższe wartości docelowe zostały wykorzystane podczas oceny stanu JCW w drugim cyklu planistycznym.

Dla oceny stanu JCW w kategorii rzeka dla trzeciego cyklu planistycznego zaostrożono wartości docelowe dla stanu dobrego zgodnie z metodyką czeskiego naukowego instytutu gospodarki wodnej - VÚV TGM (Rosendorf *et al.*, 2011). Powyższe wartości wpisano kursywą oraz kolorem w tabeli 8.

**Tabela 8. Wartości docelowe ogólnych elementów fizykochemicznych ekologicznego stanu jednolitych części wód powierzchniowych w kategorii rzeka na drugi cykl planistyczny w Republice Czeskiej**

Warunki biogenne								
Skorygowany typ JCW powierzchniowych dla kategorii rzeka	Fosfor ogólny		Fosfor fosforanowy	Azot azotanowy			Azot amonowy	
	T P (mg/l)		P-PO <sub>4</sub> (mg/l)	N-NO <sub>3</sub> (mg/l)			N-NH <sub>4</sub> (mg/l)	
	mediana		mediana	mediana	maksimum		mediana	
X-1-1-1	0,15	0,07	0,05	3,8	3,8	5,6	0,23	0,15
X-1-1-2	0,15	0,07	0,05	4,5	3,8	5,6	0,23	0,15
X-1-1-3	0,15	0,07	0,05	4,5	3,8	5,6	0,23	0,15
X-1-2-1	0,15	0,07	0,05	3,8	3,8	5,6	0,23	0,15
X-1-2-2	0,15	0,07	0,05	4,5	3,8	5,6	0,23	0,15
X-1-2-3	0,1	0,05	0,035	4,5	3,8	5,6	0,23	0,15
X-2-1-1	0,15	0,05	0,035	3,8	3,2	5,6	0,23	0,1
X-2-1-2	0,15	0,05	0,035	4,5	3,2	5,6	0,23	0,1
X-2-1-3	0,1	0,05	0,035	4,5	3,2	5,6	0,23	0,1
X-2-2-1	0,15	0,05	0,035	3,8	3,2	5,6	0,23	0,1
X-2-2-2	0,15	0,05	0,035	4,5	3,2	5,6	0,23	0,1
X-2-2-3	0,07	0,05	0,035	4,5	3,2	5,6	0,23	0,1
X-3-1-1	0,1	0,045	0,03	3,4	2,3	4,6	0,16	0,08
X-3-1-2	0,15	0,045	0,03	3,8	2,3	4,6	0,16	0,08
X-3-1-3	0,07	0,045	0,03	3,8	2,3	4,6	0,16	0,08
X-3-2-1	0,1	0,045	0,03	3,4	2,3	4,6	0,16	0,08
X-3-2-2	0,05	0,045	0,03	3,8	2,3	4,6	0,16	0,08
X-4-1-1	0,05	0,03	0,02	3,4	1	1,4	0,08	0,05
X-4-1-2	0,05	0,03	0,02	3,4	1	1,4	0,08	0,05
X-4-2-1	0,05	0,03	0,02	3,4	1	1,4	0,08	0,05
X-4-2-2	0,05	0,03	0,02	3,4	1	1,4	0,08	0,05

(kursywą oraz kolorowym tłem zaznaczono wartości dla oceny w kolejnym cyklu planistycznym – tzw. bardziej rygorystyczne cele, które określają wymagania dla osiągnięcia dobrego stanu ekologicznego (granicę pomiędzy dobrym/umiarkowanym stanem ekologicznym)

Źródło danych: Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod, Rosendorf, Tušil, Durčák, Svobodová, Beránková, Vyskoč, 2011 (Metodyka oceny ogólnych elementów fizykochemicznych stanu ekologicznego JCWP, Rosendorf, Tušil, Durčák, Svobodová, Beránková, Vyskoč, 2011)

Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického potenciálu útvarů povrchových vod kategorie řeka, Rosendorf, 2019 (Metodyka oceny ogólnych elementów fizykochemicznych potencjału ekologicznego JCWP, kategoria rzeka, stanu, Rosendorf 2019)

## Warunki biogenne w wodach powierzchniowych – stojących

Wszystkie JCW kategorii jezioro w Republice Czeskiej określone zostały jako silnie zmienione jednolite części wód – tzw. HMWB (zapory, stawy rybne), ewentualnie sztuczne jednolite części wód – tzw. AWB (zatopione wyrobiska kopalni), ocenia się zatem potencjał ekologiczny. W Republice Czeskiej na podstawie danej typologii wyznaczono w sumie 77 takich JCW.

Typ JCW stojących opisany jest ośmiocyfrowym kodem w formacie A-B-C-D-E-F-G-H zgodnie z parametrami podanymi w tabeli 9.

**Tabela 9. Parametry typów jednolitych części wód silnie zmienionych oraz sztucznych – kategoria jezioro w Republice Czeskiej**

Parametry	Pozycja	Liczba kryteriów	Kryterium	Kod
Wysokość m n.p.m.	A	3	$H < 200$	1
			$200 \leq H < 700$	2
			$H \geq 700$	3
Szerokość geograficzna ( $\varphi$ )	B	1	$48,63443N \leq \varphi < 50,79530N$	1
Długość geograficzna ( $\lambda$ )	C	1	$12,35094E \leq \lambda < 18,53515E$	1
Maksymalna głębokość w metrach ( $h_{max}$ )	D	2	$h_{max} < 13$	1
			$h_{max} > 13$	2
Geologia	E	2	Krzemionkowa i wulkaniczna	1
			Piaskowce, iłowce, czwartorzęd	2
Wielkość w $km^2$ (P)	F	1	$P > 0,5$	1
Średnia głębokość wody w metrach ( $h_{sr}$ )	G	2	$h_{sr} < 5$	1
			$h_{sr} > 5$	2
Czas retencji w latach (TRT)	H	3	$TRT \leq 0,1$	1
			$0,1 < TRT < 0,5$	2
			$TRT \geq 0,5$	3

Źródło danych: Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod, Rosendorf *et al.*, 2011 (Metodyka oceny ogólnych elementów fizykochemicznych stanu ekologicznego JCWP, Rosendorf *et al.* 2011)

Specyficzne dla danego typu wód wartości (wartości docelowe) stężenia fosforu ogólnego dla dobrego potencjału ekologicznego oparte są na wartościach granicznych specyficznych dla danego typu wód płynących wg. metodyki Rosendorfa (2011), które zostały zaaplikowane na wody dopływu. Aby obliczyć stężenie fosforu ogólnego w poszczególnych typach zbiorników wykorzystano stosunek retencji fosforu w jeziorach wg Vollenweidera skorygowany do wykorzystania w zbiornikach (Hejzlar *et al.*, 2006). Do oceny stężenia fosforu ogólnego wykorzystywane są dane z próbki zintegrowanej pobranej blisko wału z warstwy epilimnionu w okresie wegetacyjnym kwiecień – październik. Granica oznaczalności zastosowanych metod analitycznych dla określenia wskaźnika fosforu ogólnego musi być równa lub niższa od 30% wartości docelowej dla odpowiednich wartości granicznych pomiędzy dobrym i umiarkowanym potencjałem w Republice Czeskiej.

Wartości docelowe dla wskaźnika fosforu ogólnego określone zostały jako granica dla osiągnięcia dobrego potencjału ekologicznego i mieszczą się w granicach od 0,015 do 0,060 mg/l w zależności od typu JCW.

**Tabela 10. Wartości docelowe wskaźników ogólnych elementów fizykochemicznych ekologicznego potencjału jednolitych części wód powierzchniowych stojących**

Warunki biogenne	
Kod typu JCW	TP granica dobry/umiarkowany potencjał (mg/l)
	średnia
1-B-C-D-E-F-G-1	0,060
1-B-C-D-E-F-G-2	0,040
1-B-C-D-E-F-G-3	0,030
2-B-C-D-E-F-G-1	0,040
2-B-C-D-E-F-G-2	0,030
2-B-C-D-E-F-G-3	0,020
3-B-C-D-E-F-G-1	0,025
3-B-C-D-E-F-G-2	0,020
3-B-C-D-E-F-G-3	0,015

Źródło danych: Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero, Borovec et al., 2014 (Metodyka oceny potencjału ekologicznego silnie zmienionych oraz sztucznych JCW – kategoria jezioro, Borovec et al. 2014)

### Warunki biogenne w wodach podziemnych

Sposób identyfikacji stanu wód podziemnych oraz ich ocena jest określona w rozporządzeniu w sprawie wyznaczania hydrogeologicznych stref oraz jednolitych części wód podziemnych, sposobu oceny stanu wód podziemnych oraz programów identyfikacji oraz oceny stanu wód podziemnych w brzmieniu późniejszych przepisów (vyhláška č. 5/2011 Sb.). W celu oceny stanu chemicznego JCWPd wykorzystuje się normy jakości wód podziemnych. Zgodnie z §7 czeskiego rozporządzenia w przypadku JCW zagrożonych nieosiągnięciem celów środowiskowych mogą zostać zastosowane bardziej rygorystyczne wartości progowe. Tabela 11 pokazuje normy jakości wód podziemnych, ew. wartości progowe dla wskaźników „biogenych”. Wartości zostały uzupełnione o przeliczenie formy jonowej na poszczególne formy azotu/fosforu (dane kursywą w nawiasach).

**Tabela 11. Normy jakości/wartości progowe wód podziemnych (uzupełnione o przeliczenie formy jonowej na poszczególne formy azotu/fosforu)**

Wskaźnik	Norma jakości	Wartość progowa
azotany	50 mg/l <i>(odpowiada 11,3 mg/l azotu azotanowego)</i>	15,05 mg/l - 19,92 mg/l <i>(odpowiada wartości ekologicznego stanu wód powierzchniowych 3,4 do 4,5 mg/l azotu azotanowego)</i>
azotyny		0,5 mg/l <i>(odpowiada wartości 0,15 mg/l azotu azotynowego)</i>
jony amonowe		0,21 mg/l– 0,51mg/l <i>(odpowiada około rozpiętości od 0,16 do 0,39 mg/l azotu amonowego)</i>
fosforany		0,5 mg/l <i>(odpowiada 0,163 mg/l P-PO<sub>4</sub>)</i>

Źródło danych: Vyhláška č. 5/2011 Sb. o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod (Rozporządzenie w sprawie wyznaczania obszarów hydrogeologicznych oraz JCWPd, w sprawie sposobu oceny stanu JCWPd i wymagań programów identyfikacji i oceny stanu wód podziemnych)

#### 4.3 Opis wymagań dla biogenów w Republice Federalnej Niemiec

Zestawienie wartości orientacyjnych dla substancji biogenych w odniesieniu do wód na podstawie rozporządzenia w sprawie ochrony wód powierzchniowych (OGewV) z dnia 20.06.2016 r. (BGBl. I S.1373).

**Tabela 12. Specyficzne dla danego typu wartości orientacyjne dla azotu i fosforu w wodach płynących**

Ekoregion	Typ	Nazwa	o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]	TP [mg/l]	N-NH <sub>4</sub> [mg/l]	N-NH <sub>3</sub> [µg/l]	N-NO <sub>2</sub> [µg/l]
9: Wyżyny centralne, wysokość ok. 200 – 800 m i wyżej	5	Potoki wyżyn centralnych krzemianowe z substratem gruboziarnistym	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤1	≤30
	5.1	Potoki wyżyn centralnych krzemianowe z substratem drobnoziarnistym	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤1	≤30
	6	Potoki wyżyn centralnych węglanowe z substratem drobnoziarnistym	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	6_k	Potoki wyżyn centralnych węglanowe z substratem drobnoziarnistym (kajper)	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	7	Potoki wyżyn centralnych węglanowe z substratem gruboziarnistym	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	9	Rzeki wyżyn centralnych krzemianowe z substratem od drobno-do gruboziarnistego	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤1	≤30
	9.1	Rzeki wyżyn centralnych węglanowe z substratem od drobno- do gruboziarnistego	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	9.1_K	Rzeki wyżyn centralnych węglanowe z substratem od drobno- do gruboziarnistego (kajper)	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	9.2	Duże rzeki wyżyn centralnych	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	10	Wielkie rzeki o substracie żwirowym	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
14: Nizina Północno-niemiecka, wysokość < 200 m	14	Potoki nizinne piaszczyste	≤0,07	≤0,10	≤0,10 /≤0,20	≤1 /≤2	≤30 ≤50
	15	Rzeki nizinne piaszczyste i gliniaste	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	15_groß	Duże rzeki nizinne piaszczyste i gliniaste	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	16	Potoki nizinne żwirowe	≤0,07	≤0,10	≤0,10 /≤0,20	≤1 /≤2	≤30 ≤50
	17	Rzeki nizinne żwirowe	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	18	Potoki nizinne lessowo-gliniaste	≤0,07	≤0,10	≤0,10 /≤0,20	≤1	≤30

Ekoregion	Typ	Nazwa	o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]	TP [mg/l]	N-NH <sub>4</sub> [mg/l]	N-NH <sub>3</sub> [µg/l]	N-NO <sub>2</sub> [µg/l]
	20	Wielkie rzeki o substracie piaszczystym	≤0,07	≤0,10	≤0,10	≤2	≤50
	22.1	Małe i średnie ciekły o substracie marszowym	≤0,20	≤0,30	≤0,30	-	-
	22.2	Duże ciekły o substracie marszowym	≤0,20	≤0,30	≤0,30	-	-
	22.3	Wielkie rzeki o substracie marszowym	≤0,20	≤0,30	≤0,30	-	-
Typy niezależne od ekoregionu	11	Potoki organiczne	≤0,10	≤0,15	≤0,10 / ≤0,20	≤1 / ≤2	≤30 / ≤50
	12	Rzeki organiczne	≤0,10	≤0,15	≤0,10 / ≤0,20	≤1 / ≤2	≤30 / ≤50
	19	Małe rzeki nizinne w dolinach wielkich rzek	≤0,10	≤0,15	≤0,20	≤2	≤50
	21_N	Rzeki Niziny Północnoniemieckiej (północ) wypływające z jezior	≤0,07	≤0,10	≤0,20	≤2	≤50

Źródło danych: Strategie zur Minderung der Nährstoffeinträge in Gewässer in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe (IKSE, 2018) (Strategia redukcji substancji biogenych w wodach Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Łaby) z odniesieniem do załącznika 7 rozporządzenia w sprawie ochrony wód powierzchniowych (OGewV 2016)

**Tabela 13. Specyficzne dla danego typu wartości orientacyjne dla fosforu w jeziorach**

Ekoregion	Typ	Nazwa	TP [µg/l]	TP [µg/l]	TP [µg/l]
			Zakres wartości granicznych dobry/umiarkowany jeziro oligotroficzne	Zakres wartości granicznych dobry/umiarkowany jeziro mezotroficzne	Zakres wartości granicznych dobry/umiarkowany jeziro eutroficzne
9: Wyżyny centralne, wysokość 200 – 800m i wyżej	5	Jezioro wyżyn centralnych o wysokiej zawartości wapnia, stratyfikowane o względnie dużej zlewni	18 – 25	14 – 20	
	6	Jezioro wyżyn centralnych o wysokiej zawartości wapnia, niestratyfikowane o względnie dużej zlewni	18 – 25	14 – 20	45 – 70
	7	Jezioro wyżyn centralnych o wysokiej zawartości wapnia, stratyfikowane o względnie małej zlewni	18 – 25	14 – 20	

	8	Jezioro wyżyn centralnych o niskiej zawartości wapnia, stratyfikowane o względnie dużej zlewni	18 – 25	14 – 20	
	9	Jezioro wyżyn centralnych o niskiej zawartości wapnia, stratyfikowane o względnie małej zlewni	18 – 25	14 – 20	
14: Nizina Północno niemiecka, wysokość < 200 m	10	Jezioro nizinne o wysokiej zawartości wapnia, stratyfikowane o względnie dużej zlewni	25/30 – 40/45		
	11	Jezioro nizinne o wysokiej zawartości wapnia, niestratyfikowane o względnie dużej zlewni i czasie retencji > 30 d		35 – 45	35 – 55
	12	Jezioro nizinne o wysokiej zawartości wapnia, niestratyfikowane o względnie dużej zlewni i czasie retencji > 3 d oraz < 30 d			60 – 90
	13	Jezioro nizinne o wysokiej zawartości wapnia, stratyfikowane o względnie małej zlewni		25 – 35	
	14	Jezioro nizinne o wysokiej zawartości wapnia, niestratyfikowane o względnie małej zlewni		30 – 45	

Źródło danych: Strategie zur Minderung der Nährstoffeinträge in Gewässer in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe (IKSE, 2018), (Strategia redukcji substancji biogenych w wodach Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Łaby) z odniesieniem do załącznika 7 rozporządzenia w sprawie ochrony wód powierzchniowych (OGewV, 2016)

**Tabela 14. Wartości progowe dla azotu i fosforu w wodach podziemnych**

	Wartość progowa zgodnie z GrwV (2010) przed nowelizacją	Wartość progowa zgodnie ze znówelizowanym GrwV (2017)
Azotany (NO <sub>3</sub> )	50 mg/l	50 mg/l
Jon amonowy (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,5 mg/l	0,5 mg/l
Azotyny	–	0,5 mg/l
Ortofosforan (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	–	0,5 mg/l

Źródło danych: Strategie zur Minderung der Nährstoffeinträge in Gewässer in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe (IKSE, 2018) (Strategia redukcji substancji biogenych w wodach Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Łaby) z odniesieniem do rozporządzenia w sprawie ochrony wód podziemnych (GrwV, 2017)

**Tabela 15. Wartości orientacyjne dla azotu i fosforu w wodach przejściowych/przybrzeżnych Morza Bałtyckiego****Morze Bałtyckie:**

Typ zgodnie z załącznikiem 1 nr 2.4	Zasolenie w PSU (practical salinity unit) (wartość średnia)	Azot ogólny (TN) w mg/l (średnia wartość roczna)	Fosfor ogólny (TP) w mg/l (średnia wartość roczna)
<b>Typy wód przybrzeżnych w Meklemburgii-Pomorzcu Przednim</b>			
B1	≤ 2,8	≤ 0,53	≤ 0,044
B2a	≤ 7,7	≤ 0,25	≤ 0,018
B2b	≤ 12,9	≤ 0,32	≤ 0,023
B3a	≤ 7,2	≤ 0,25	≤ 0,019
B3b	≤ 11,7	≤ 0,27	≤ 0,020
<b>Typy wód przybrzeżnych w Szlezwiku-Holsztynie</b>			
B2a	≤ 8,6	≤ 0,52	≤ 0,034
B2b	≤ 14,8	≤ 0,276	≤ 0,016
B3b	≤ 14,3	≤ 0,2	≤ 0,0136
B4	≤ 16,7	≤ 0,21	≤ 0,0155

Źródło danych: Załącznik 7 do rozporządzenia w sprawie ochrony wód powierzchniowych (OGewV, 2016)

Jeżeli w przypadku poszczególnych parametrów podane są zakresy stężeń, pierwszą wartość przypisuje się niskiej wartości zasolenia, natomiast drugą – wysokiej wartości zasolenia dla danego typu wód.

W Niemczech dla rzek uchodzących do Morza Bałtyckiego obowiązuje w odniesieniu do ochrony wód morskich dla azotu całkowitego wartość docelowa 2,6 mg/l w limniczno-morskim punkcie bilansowym (zgodnie z § 14 OGewV).

#### 4.4 Zestawienie wymagań dla biogenów w reprezentatywnych punktach pomiarowych na MODO

W formie tabelarycznej opracowano zestawienie zbiorcze zawierające informacje dot. wartości granicznych stężeń dla biogenów wynikających z przepisów krajowych dla poszczególnych punktów pomiarowych.

**Tabela 16. Przegląd wartości granicznych dla stężeń ważnych parametrów biogenych wynikających z przepisów krajowych dla poszczególnych punktów pomiarowych na wodach powierzchniowych MODO**

Punkt pomiarowy	Azot azotanowy	Azot amonowy	Azot ogólny	Fosfor ogólny	Fosfor ortofosforanowy
	N-NO <sub>3</sub> [mg/l]	N-NH <sub>4</sub> [mg/l]	TN [mg/l]	TP [mg/l]	P-PO <sub>4</sub> [mg/l]
Bohumín (Odra, CZ) <sup>1</sup>	4,5 (3,2, max. 5,6)	0,23 (0,1)	nie określono	0,15 (0,05)	nie określono (0,035)
Wrocław (Odra, PL) <sup>2</sup>	2,2	0,45	3,5	0,35	0,12
Połęczko (Odra, PL) <sup>2</sup>	2,2	0,45	3,5	0,35	0,12
Dreiländereck/Hrádek (Nysa Łużycka, CZ) <sup>1</sup>	4,5 (3,2)	0,23 (0,1)	nie określono	0,15 (0,05)	nie określono (0,035)
Dreiländereck/Hrádek (Nysa Łużycka, DE) <sup>3</sup>	nie określono	0,2	nie określono	0,10	0,07
Dreiländereck/Hrádek (Nysa Łużycka, PL) <sup>2</sup>	2,0	0,3	3,0	0,25	0,08
Guben (Nysa Łużycka, DE) <sup>3</sup>	nie określono	0,2	nie określono	0,10	0,07
Kostrzyn nad Odrą (Warta, PL) <sup>2</sup>	2,2	0,45	3,5	0,35	0,12
Hohenwutzen (Odra, DE) <sup>3</sup>	nie określono	0,1	nie określono	0,10	0,07
Krajnik Dolny (Odra, PL) <sup>2</sup>	2,2	0,45	3,5	0,35	0,12
Krajnik Dolny (Odra, PL-referencyjny punkt pomiarowy na styku wód śródlądowych i morskich wykorzystywany w ramach HELCOM)			<b>2,6</b>	<b>0,10</b>	
Zalew Szczeciński – C (Zalew Szczeciński) (PL) <sup>2</sup>	0,9	0,06	1,9	0,15	0,09
Referencyjny punkt pomiarowy Zalew Szczeciński (DE) <sup>3</sup>			0,53	0,044	

### **<sup>1</sup>Objaśnienia dotyczące wartości docelowych CZ:**

Specyficzne dla danego typu wód wartości (docelowe wartości) cieków wodnych w **czeskiej części** MODO, czyli zlewni cząstkowej Górnej Odry oraz zlewni cząstkowej Nysy Łużyckiej oraz pozostałych dopływów Odry w oparciu o ich podział, które są określone jako wymagania dla bardzo dobrego stanu (granica stan bardzo dobry/stan dobry), ewentualnie dobrego stanu (granica dobry stan/stan umiarkowany). Dla wskaźnika fosforu ogólnego wartość docelowa dla dobrego stanu określona została pomiędzy 0,05 a 0,15 mg/l jako **mediana**. Dla wskaźnika azotu azotanowego granicę stanu dobrego/stanu umiarkowanego określono pomiędzy 3,4 a 4,5 mg/l, a dla wskaźnika azotu amonowego granica wynosi od 0,08 do 0,23 mg/l zawsze jako **mediana** – patrz tabela. Powyższe wartości docelowe zostały wykorzystane podczas oceny stanu jednolitych części wód w drugim cyklu planistycznym i jednocześnie odpowiadają średnim wartościom dopuszczalnego zanieczyszczenia wód powierzchniowych (środowiskowe normy jakości), określonym przez czeskie przepisy krajowe. Dla wskaźnika azot ogólny oraz P-PO<sub>4</sub> nie określono wartości docelowej w drugim cyklu planistycznym. Dla oceny stanu jednolitych części wód w kategorii rzeka dla trzeciego cyklu planistycznego zakłada się zaostrzenie wartości docelowych dla stanu dobrego, uzupełnienie wartości docelowej dla wskaźnika P-PO<sub>4</sub> oraz dla wskaźnika N-NO<sub>3</sub> oprócz wartości docelowej mediany oceniana będzie również maksymalna wartość stężenia N-NO<sub>3</sub>. Zaostrzone wartości przedstawione są w tabeli w nawiasie i kursywą.

### **<sup>2</sup>Objaśnienia dotyczące wartości granicznych PL:**

W tabeli przedstawiono wartości graniczne wskaźników biogenych jakości wód dla dobrego stanu/potencjału ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych, obowiązujące od 1 stycznia 2022 r.

### **<sup>3</sup>Objaśnienia dotyczące wartości granicznych DE:**

Wartości orientacyjne w Niemczech zostały ustalone w odniesieniu do danego typu wód płynących. Z tymi wartościami porównuje się średnie wartości roczne, które z reguły obliczane są na podstawie 12 wartości miesięcznych.

## **5. Ocena stanu zanieczyszczenia substancjami biogenymi w wybranych punktach pomiarowych MODO w odniesieniu do celów środowiskowych ustanowionych do ochrony środowiska morskiego**

### **5.1 Aspekty ogólne**

Na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry w drugim cyklu planistycznym wyznaczono w sumie 2553 JCWP, w tym 2126 JCWP rzecznych i 423 JCWP jeziornych. Na potrzeby trzeciego cyklu planistycznego zaktualizowano metodykę wyznaczania jednolitych części wód i na tej podstawie dokonano aktualizacji wyznaczonych JCW. Dla trzeciego cyklu planistycznego na MODO wyznaczono ponownie w sumie 2144 JCWP wszystkich kategorii (rzeki, zbiorniki wodne, wody przejściowe, wody przybrzeżne), z czego 1713 JCW na wodach płynących, a 428 na jeziorach. W porównaniu z drugim cyklem planistycznym we wszystkich kategoriach wyznaczono o 409 JCW mniej.

Każde państwo wyznacza JCW oraz dokonuje oceny ich stanu na podstawie własnych metodyk krajowych. Metodyki te różnią się od siebie, stąd różnice w liczbie JCW w stosunku do powierzchni dorzecza w poszczególnych państwach. Ze względu na różne metodyki krajowe dotyczące monitoringu oraz oceny stanu JCW trudno jest porównywać wyniki oceny stanu na MODO według jednolitych kryteriów. Zasadniczym problemem jest tutaj odmienne określenie wartości docelowych dla poszczególnych elementów oceny stanu, a w tym przypadku wartości docelowych dla wskaźników biogenych. Dlatego, do wspólnej oceny stanu zanieczyszczenia biogenami na MODO w ujęciu bilansu ponadregionalnego wykorzystano dostępne dane z monitoringu wód powierzchniowych z punktów pomiarowych z aplikacji IMS-Odra za lata 2011-2018. Bardziej szczegółowe informacje dot. poszczególnych punktów pomiarowych wraz z danymi znajdują się w załączonych kartach informacyjnych (**Załącznik 1**).

Następnie oceniono średnie stężenia azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) jako wartości porównawcze, a także ich ładunek w profilu podłużnym Odry i jej głównych dopływów.

### **5.2 Ocena stężeń substancji biogenych w profilu podłużnym Odry i jej dopływów**

Pierwszym krokiem we wspólnej ocenie zanieczyszczenia substancjami biogenymi na MODO była ocena rozwoju średnich stężeń w profilu podłużnym Odry i jej głównych dopływów. W reprezentatywnych punktach monitoringu jakości wód obejmujących najważniejsze zlewnie cząstkowe na MODO, mając na celu ochronę środowiska morskiego, wyprowadzono wspólne wartości porównawcze dla parametrów azot ogólny (TN) i fosfor ogólny (TP). Dla wartości pomiarowych azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) w poszczególnych punktach obliczono średnie wartości roczne dla okresu 2011-2018 (patrz tabela 17), które następnie porównano z wartościami docelowymi i z wartościami porównawczymi określonymi dla środowiska morskiego (patrz tabela 18).

**Tabela 17. Ocena średnich stężeń biogenów w punktach pomiarowych w latach 2011-2018**

Punkt pomiarowy/rzeka/kraj		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Bohumín/Odra/CZ	TN	4,32	4,05	4,85	3,94	4,23	4,57	4,14	4,05
	TP	0,19	0,23	0,27	0,21	0,22	0,25	0,19	0,21
Wrocław/Odra/PL	TN	3,22	-	3,93	2,87	2,90	3,38	3,42	3,12
	TP	0,19	-	0,16	0,15	0,14	0,16	0,18	0,15
Połęczko/Odra/PL	TN	3,25	3,77	4,06	3,55	3,22	4,00	3,92	2,97
	TP	0,18	0,17	0,18	0,23	0,17	0,21	0,15	0,16
Hrádek nad Nisou/ Nysa łużycka/CZ	TN	3,44	3,77	3,22	3,41	4,69	3,71	3,45	4,03
	TP	0,11	0,11	0,14	0,16	0,18	0,11	0,11	0,13
Hrádek nad Nisou/ Nysa łużycka/PL	TN	-	4,14	3,52	-	5,36	4,23	3,79	4,85
	TP	-	0,20	0,18	-	0,30	0,19	0,16	0,28
Guben/ Nysa łużycka/DE	TN	2,50	2,34	2,68	2,23	2,12	2,64	2,81	2,11
	TP	0,07	0,08	0,09	0,09	0,08	0,09	0,11	0,07
Kostrzyn nad Odrą/Warta/PL	TN	-	-	2,30	-	-	-	3,21	-
	TP	-	-	0,16	-	-	-	0,14	-
Hohenwutzen/Odra/DE	TN	2,59	2,44	2,69	2,59	1,92	2,55	2,75	2,39
	TP	0,10	0,13	0,13	0,13	0,15	0,14	0,14	0,13
Krajnik Dolny/Odra/PL	TN	3,32	2,78	3,03	3,01	2,35	3,28	3,76	2,86
	TP	0,16	0,17	0,21	0,18	0,16	0,19	0,17	0,16

Wyniki przeprowadzonych analiz wskazują, że stężenie azotu ogólnego w ciągu jednego roku w każdej zlewni cząstkowej ma duży zakres wahań. Minimalne stwierdzone stężenie wynosiło 0,76 mg/l, a maksymalne chwilowe stężenie osiąga prawie 11 mg/l. Średnie roczne wartości w profilu podłużnym Odry i jej dopływach wahają się w granicach od 2,4 mg/l do 4,3 mg/l, przy czym wyższe wartości odnotowano przy niskich przepływach na górnej Odrze. Wartości stopniowo malały w dół rzeki w miarę wzrostu przepływu i zachodzenia procesów naturalnych.

W przypadku fosforu ogólnego minimalna wykryta wartość w kontrolowanym okresie wynosiła 0,03 mg/l, a wartość maksymalna nieznacznie przekraczała stężenie 1 mg/l. Pomimo tego średnie roczne wartości wahają się pomiędzy 0,08 a 0,22 mg/l. Najniższe stężenia występowały na Nysie łużyckiej przy ujściu Odry. W profilu podłużnym Odry stężenie fosforu ogólnego nie ulegało znacznym zmianom i zmniejszało się tylko nieznacznie od górnej Odry do jej dolnego biegu.

Duża rozpiętość wykrytych wartości stężeń zarówno azotu ogólnego, jak i fosforu ogólnego zwykle jest bezpośrednio powiązana z aktualną sytuacją hydrologiczną na cieku wodnym w czasie pobierania próbki wody. Jednak w przypadku każdego z tych wskaźników przejawia się to inaczej. Podczas gdy podwyższone chwilowe stężenia azotu ogólnego w cieku odnotowano w okresie zwiększonych przepływów, chwilowe stężenia fosforu ogólnego zmniejszały się wraz ze wzrostem przepływów, a na cieku wodnym ich stężenia były wyższe w czasie niskich przepływów. Kolejnymi czynnikami wpływającymi na gospodarkę biogenów w środowisku wodnym są: zdolność retencji biogenów, zachodzące w rzekach procesy naturalne w zależności od morfologii koryta cieku wodnego oraz zróżnicowana temperatura w ciągu roku. Takim przykładem jest skuteczniejsza denitryfikacja oraz redukcja azotu z wody

w okresie letnim czy też wyższe stężenie fosforu, wówczas przy spadku stężenia tlenu w okresie letnim następuje uwalnianie fosforu z osadów dennych w wodach stojących.

Stan wód wyrażony jest w oparciu o porównanie wyników monitoringu z wartościami docelowymi, które to należy osiągnąć zgodnie z krajowymi lub międzynarodowymi wymaganiami dotyczącymi ochrony wód śródlądowych powierzchniowych i ochrony środowiska morskiego. Porównanie tych wyników jednak komplikuje odmienne określanie wartości docelowych przez poszczególne państwa zarówno ze względu na zakres wskaźników, jak i ze względu na wartości graniczne stężeń. Wartości docelowe oraz średnie stężenia zawarto zbiorczo w tabeli 18.

**Tabela 18. Zestawienie wartości docelowych i średnich stężeń azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego w punktach pomiarowych w latach 2011-2018**

Państwo	Odra/punkt pomiarowy	Dopływy/punkt pomiarowy	Krajowe wartości docelowe (mg/l)		Średnie roczne stężenie stan faktyczny 2011 – 2018 (mg/l)	
			TN	TP	TN	TP
CZ	Bohumín		nie określono	0,15	4,273	0,220
PL	Wrocław		3,5	0,35	3,269	0,161
PL	Połęcko (powyżej ujścia Nysy Łużyckiej)		3,5	0,35	3,568	0,182
CZ		Nysa Łużycka Hrádek nad Nisou	nie określono	0,15	3,715	0,129
PL		Nysa Łużycka Hrádek nad Nisou	3,0	0,25	4,306	0,218
DE		Nysa Łużycka Guben	nie określono	0,10	2,430	0,084
PL		Warta Kostrzyn nad Odrą	3,5	0,35	2,848	0,148
DE	Hohenwutzen		nie określono	0,10	2,488	0,130
PL	Krajnik Dolny		3,5	0,35	3,048	0,174
PL	Krajnik Dolny* (PL-referencyjny punkt pomiarowy na styku wód śródlądowych i morskich wykorzystywany w ramach HELCOM)		2,6	0,10	3,048	0,174

\*wartości porównawcze MKOOpZ dla środowiska morskiego

Porównując wartości docelowe i wartości porównawcze na pierwszy rzut oka widać, że wartości porównawcze MKOOpZ dla środowiska morskiego często są bardziej rygorystyczne niż krajowe wartości docelowe. Niektóre krajowe metodyki oceny stanu wód nie mają określonych wartości docelowych dla azotu ogólnego czy fosforu ogólnego. Wynika to z tego, że inaczej są warunkowane procesy eutrofizacyjne w wodach śródlądowych, a inaczej w środowisku morskim. Czynnikiem limitującym, który wpływa na eutrofizację wód śródlądowych jest fosfor, a dla środowiska morskiego azot. Jest to zgodne również z zaostreniem wartości docelowych na trzeci cykl planistyczny, który reaguje na wyniki oceny stanu JCW w poszczególnych państwach.

Z punktu widzenia wartości porównawczych określonych dla środowiska morskiego wyznacznikiem jest emisja zanieczyszczeń w profilu Krajnik Dolny – referencyjnym punkcie pomiarowym HELCOM-u, który jest ostatnim profilem na styku wód śródlądowych i przejściowych.

Z porównania określonych krajowych wartości docelowych dla azotu ogólnego i fosforu ogólnego wynika, że osiągnięte tam obecnie średnie stężenia obu tych wskaźników chemicznych są wprawdzie zadawalające z krajowego punktu widzenia, jednak w porównaniu z wartościami docelowymi określonymi dla emisji do środowiska morskiego wynika, że średnie stężenie azotu ogólnego w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny jest przekroczone o 17%, a średnie roczne stężenie fosforu ogólnego o 70%.

### **5.3 Ocena ładunków substancji biogennych w profilu podłużnym Odry i jej dopływów**

Obliczenia ładunków azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego w poszczególnych punktach pomiarowych obrazują obciążenia profilu podłużnego Odry oraz jej dopływów biogenami.

Obliczeń dokonano w oparciu o dane z rzeczywistych pomiarów z monitoringu realizowanego w poszczególnych punktach pomiarowych w latach 2011-2018. Do obliczeń wykorzystano metodykę obliczania rocznych ładunków substancji, które zostały skorygowane do średniego przepływu z wielolecia. Korekta w odniesieniu do średniego przepływu z wielolecia była konieczna ze względu na złagodzenie wpływu zróżnicowanych przepływów w poszczególnych latach. Identyczną metodę wykorzystano np. do obliczenia ładunków substancji w ramach *Strategii redukcji substancji biogennych w wodach na międzynarodowym Obszarze Dorzecza Łaby*. Na podstawie wyników rocznych ładunków fosforu ogólnego oraz azotu ogólnego w poszczególnych latach obliczono średnie wartości, które następnie wykorzystano do oceny zmian ładunków substancji biogennych w różnych częściach dorzecza oraz do określenia ważnych obszarów dla zastosowania skutecznych działań.

Wyniki obliczeń dla poszczególnych, wybranych punktów pomiarowych na potrzeby przeglądu bilansowego w sposób przejrzysty przedstawione są w tabeli 19, która zawiera informacje na temat średnich rocznych ładunków azotu ogólnego i fosforu ogólnego, które zostały znormalizowane w odniesieniu do średniego rocznego przepływu z wielolecia w latach 2011-2018.

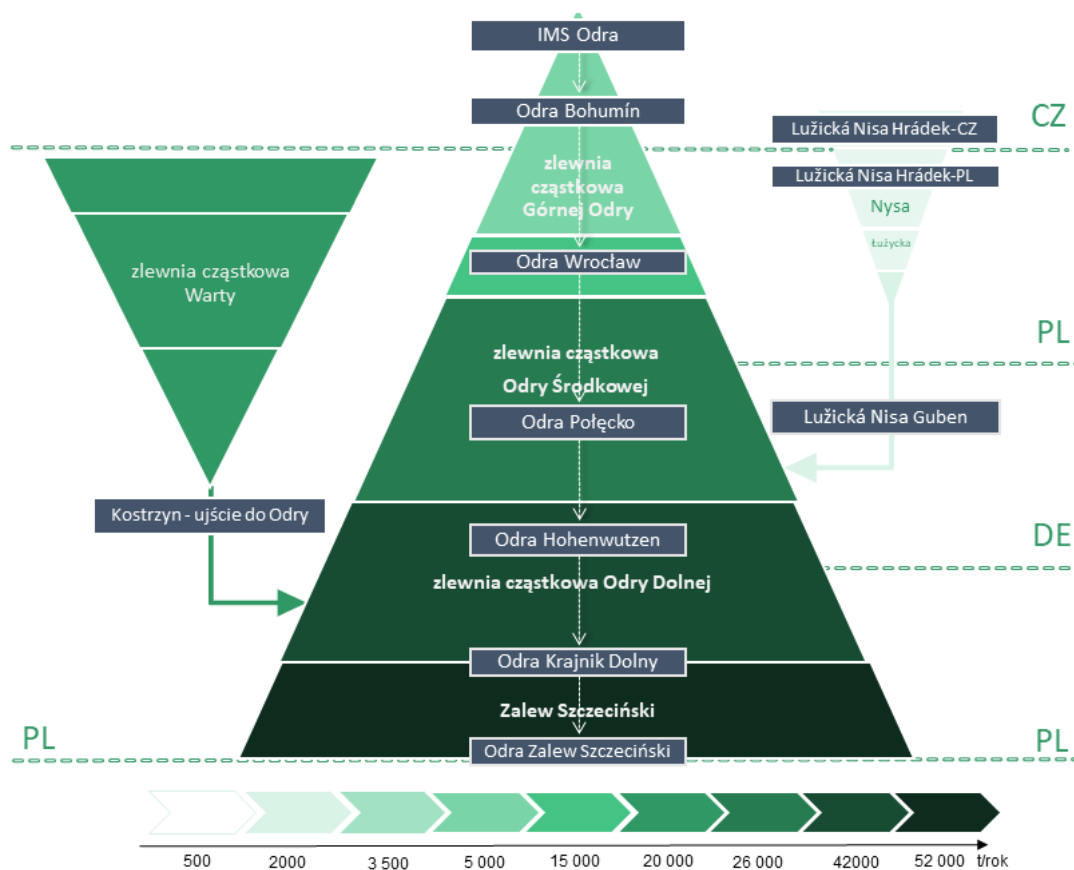
**Tabela 19. Średni roczny ładunek azotu ogólnego oraz fosforu w punktach pomiarowych w latach 2011-2018**

Kraj	Odra/punkt pomiarowy	Dopływy/punkt pomiarowy	Średni przepływ* (m <sup>3</sup> /s)	Średni roczny ładunek znormalizowany w odniesieniu do przepływu z wielolecia dla okresu 2011-2018** (t/rok)	
				TN	TP
CZ	Bohumín		32,63	4 853	243
PL	Wrocław		128,45	14 495	678
PL	Połęcko (powyżej ujścia Nysy Łużyckiej)		206,38	25 053	1 141
CZ		Nysa Łużycka Hrádek nad Nisou	5,02	548	19
PL		Nysa Łużycka Hrádek nad Nisou	5,02	646	36
DE		Nysa Łużycka Guben	22,50	1 914	67
PL		Warta Kostrzyn nad Odrą	187,75	18 165	829
DE	Hohenwutzen		466,94	41 754	1 831
PL	Krajnik Dolny		447,13	49 349	2 325

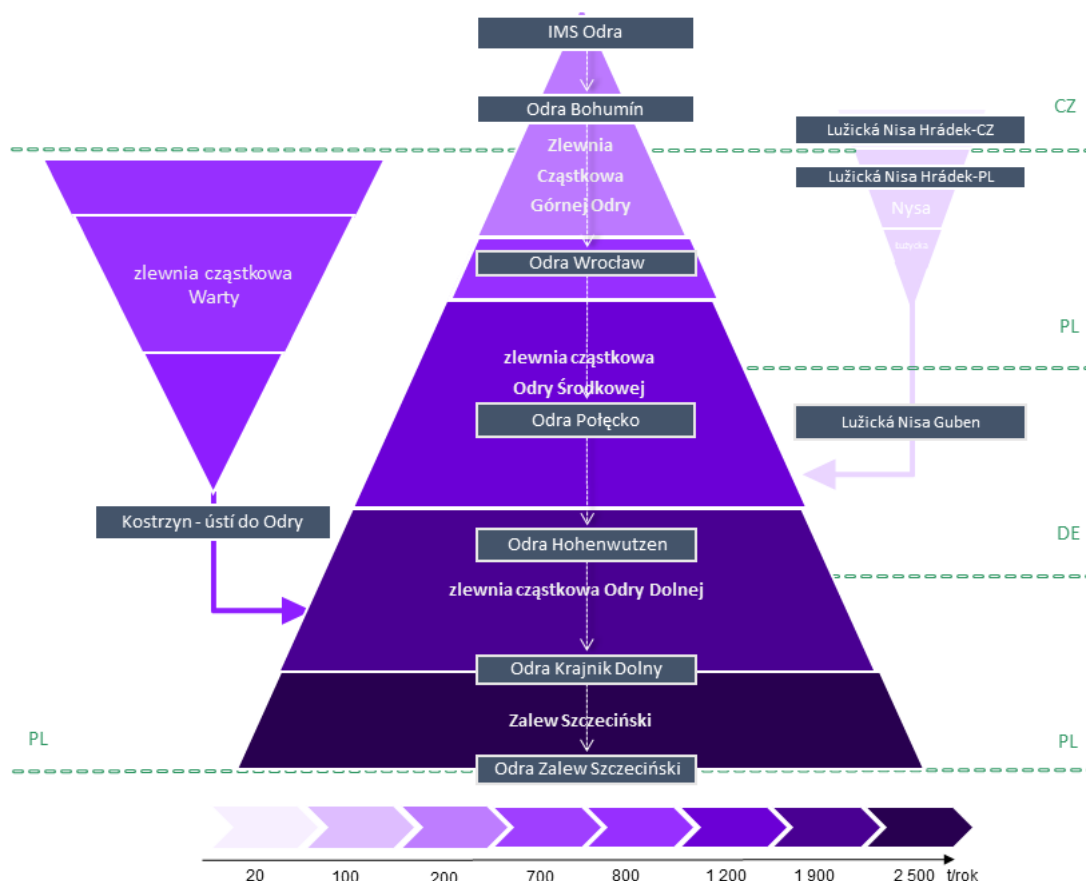
\* średni roczny przepływ dla okresu 2011 – 2018

\*\* średni roczny ładunek TN i TP znormalizowany w odniesieniu do przepływu z wielolecia dla okresu 2011 - 2018

Schematy wzrostu natężenia emisji azotu ogólnego i fosforu ogólnego w profilu podłużnym cieków na całym MODO w latach 2011-2018 przedstawiono na **rysunkach 1** oraz **2**.



Rys. 1. Średnie roczne ładunki azotu ogólnego w profilu podłużnym Odry i jej ważnych dopływów w latach 2011-2018



**Rys. 2. Średnie roczne ładunki fosforu ogólnego w profilu podłużnym Odry i jej ważnych dopływów w latach 2011-2018**

Ilość odprowadzonych substancji biogennych w poszczególnych profilach (stan wody w ciekach, wahania przepływów w ciągu roku, intensywność oraz ilość opadów atmosferycznych) waha się w zależności od aktualnej sytuacji hydrologicznej zarówno w ciągu danego roku, jak i pomiędzy różnymi latami. Wielkość odpływu substancji biogennych zależy przede wszystkim od gęstości zaludnienia oraz uprzemysłowienia dorzecza, działalności gospodarczej prowadzonej w dorzeczu czy też wielkości odprowadzanych ścieków oraz stopnia ich oczyszczenia.

#### 5.4 Podsumowanie oceny dotyczącej stężeń i ładunków substancji biogennych

Z przeprowadzonej analizy danych z lat 2011-2018 wynika, że emisja substancji biogennych do środowiska wodnego jest bezpośrednio zależna od sytuacji hydrologicznej w danym roku (przepływ, opady atmosferyczne) oraz od charakterystyki danego dorzecza (gęstość zaludnienia, przemysł, rolnictwo, hydromorfologia koryta rzeki itp.) Sytuacja hydrologiczna może wpłynąć na emisję biogenów do środowiska wodnego zarówno w sposób pozytywny (rozcieńczenie odprowadzonych zanieczyszczeń oraz spadek stężenia substancji zanieczyszczających), jak i negatywny (wzrost stężeń azotu w wyniku erozji, spływów z pól, odwodnień, emisji z systemów kanalizacyjnych itp.).

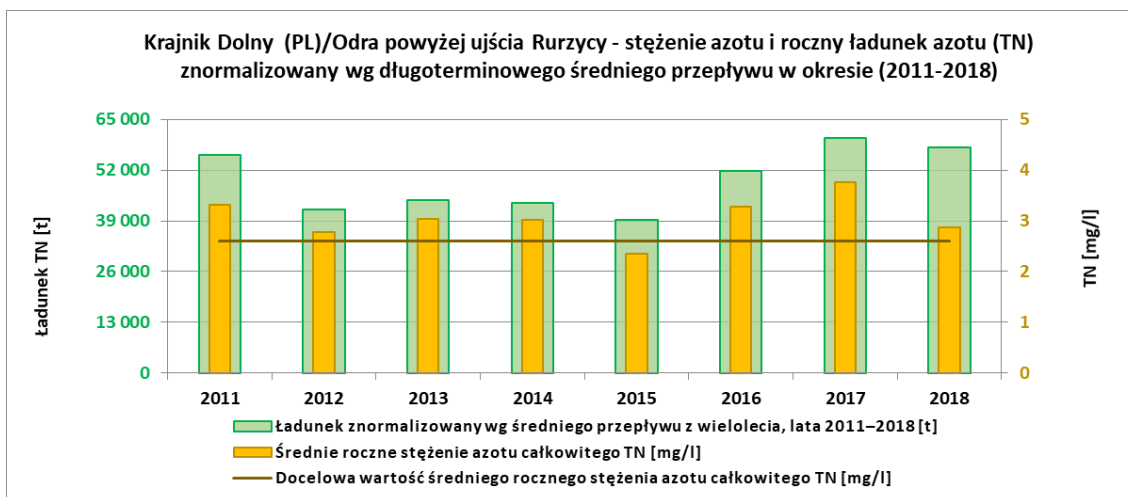
Określenie ponadregionalnych wartości docelowych dla oceny stanu wód środowiska morskiego różni się od krajowych wartości docelowych, co jest kluczowe dla wspólnej oceny obciążenia substancjami biogennymi na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry i co

przysparza trudności w kontekście jednolitej realizacji prac na poziomie ponadkrajowym. W celu właściwej diagnostycznej oceny emisji biogenów na obszarze międzynarodowego dorzecza wybrano jednolite podejście w oparciu o obliczenie średnich stężeń oraz ładunku azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego w wybranych punktach pomiarowych, które są czynnikami limitującymi pod względem eutrofizacji. Wybrano azot ogólny (TN) ze względu na ograniczanie rosnącej eutrofizacji wód mieszanych i przybrzeżnych oraz fosfor ogólny (TP) z powodu obniżenia procesów eutrofizacyjnych oraz poprawy warunków tlenowych w śródlądowych wodach powierzchniowych.

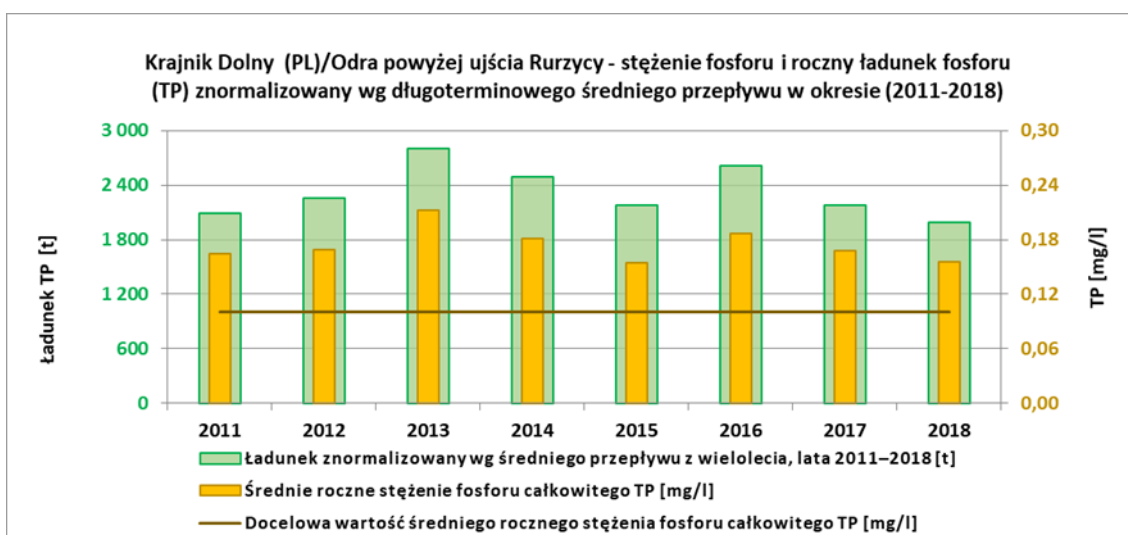
Z punktu widzenia emisji biogenów z dorzecza Odry do Zalewu Szczecińskiego oraz Morza Bałtyckiego decydujące jest stężenie oraz ładunek w profilu Krajnik Dolny – referencyjnym punkcie pomiarowym HELCOM, który znajduje się na dolnym odcinku Odry na pograniczu wód słodkich i słonych („styku wód rzecznych i morskich”). W tym punkcie pomiarowym wstępnie określono wartości docelowe jako średnie roczne stężenie: 2,6 mg/l dla wskaźnika azotu ogólnego oraz 0,1 mg/l dla wskaźnika fosforu ogólnego. Niniejsze wartości docelowe odnoszą się do warunków średniego przepływu na dolnym odcinku Odry.

Rzeczywiste średnie stężenie biogenów w profilu bilansowym Krajnik Dolny zmierzone w rozpatrywanym okresie, tj. w latach 2011 – 2018, wynosi dla wskaźnika azot ogólny 3,05 mg/l, a dla wskaźnika fosfor ogólny 0,17 mg/l. Stężenie docelowe azotu ogólnego o wysokości 2,6 mg/l określone przez MKOOpZ dla tego profilu jest przekroczone o 0,45 mg/l, a stężenie docelowe fosforu ogólnego o wysokości 0,1 mg/l określone przez MKOOpZ dla tego punktu pomiarowego jest przekroczone o 0,07 mg/l. Z powyższego wynika, że dla osiągnięcia celów środowiskowych RDW dla wód śródlądowych oraz celów służących ochronie środowiska morskiego konieczne jest obniżenie ładunków biogenów, a co za tym idzie, również ich stężenia na dolnym odcinku Odry. Również w jej górnym odcinku oraz jej dopływach powstaje potrzeba obniżenia stężenia biogenów.

Porównanie stwierdzonych rocznych średnich stężeń z wartościami porównawczymi w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny przedstawia **rysunek 3** oraz **rysunek 4**.



Rys. 3. Porównanie średnich rocznych wartości azotu ogólnego w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny dla okresu 2011-2018 z wartościami docelowymi oraz obliczenie ładunku substancji biogennych



Rys. 4. Porównanie średnich rocznych wartości fosforu ogólnego w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny dla okresu 2011-2018 z wartościami docelowymi wraz z obliczeniem ładunku substancji biogennych

## **6. Potencjalne źródła i drogi emisji substancji biogenych**

### **6.1 Założenia metodyczne do identyfikacji źródeł i dróg emisji**

Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej w przypadku większych dorzeczy determinuje konieczność ilościowego określenia w wodach powierzchniowych i podziemnych zawartości biogenów istotnych w kontekście eutrofizacji: azotu (N) i fosforu (P), z wystarczającą rozdzielnością czasową i przestrzenną. Niezbędne i bardzo istotne jest oszacowanie zanieczyszczenia wód azotem i fosforem w odniesieniu do najważniejszych dróg emisji ze źródeł obszarowych i punktowych w poszczególnych dorzeczach.

Poza tym należy szczegółowiej przeanalizować wzajemne oddziaływanie różnych form użytkowania terenu na terenie dorzeczy, zwłaszcza komunalnych i przemysłowych oraz rolniczych, rybackich i leśnych, aby na tej podstawie opracować skuteczne środki redukcji szkodliwych emisji substancji biogenych do wód powierzchniowych oraz podziemnych.

Ustalenie źródeł i dróg emisji biogenów stanowi istotny warunek opracowania odpowiednich działań, jak również kontroli ich skuteczności. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie źródeł i dróg emisji biogenów może zostać określone w odniesieniu do immisji poprzez ocenę danych z monitoringu wód albo oszacowane w odniesieniu do emisji poprzez modelowanie lub bilansowanie emisji substancji biogenych z terenu dorzecza do wód.

W przypadku dróg emisji można dokonać podstawowego rozróżnienia między drogą powietrzną (depozycja atmosferyczna) i drogą naziemną (lądową). Droga powietrzna odgrywa istotną rolę głównie w przypadku mórz, natomiast dla znajdujących się w głębi lądu dorzeczy dużych rzek ma raczej niewielkie znaczenie w porównaniu z dominującą tam naziemną drogą emisji.

W przypadku naziemnych dróg emisji można wprowadzić dalszy ich podział. W pierwszej kolejności rozróżnia się tu zrzuty ze źródeł punktowych oraz emisje obszarowe. Do źródeł punktowych należą komunalne oczyszczalnie ścieków oraz przemysłowe oczyszczalnie ścieków, gdzie ilości wprowadzanych zanieczyszczeń są dość dobrze znane. Całą resztę stanowią emisje obszarowe, które można oszacować jedynie przy zastosowaniu odpowiednich metod. Zalicza się tutaj tereny zurbanizowane, obejmujące przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej oraz gospodarowanie wodą deszczową, a także małe oczyszczalnie ścieków. Wśród dalszych obszarowych dróg emisji zanieczyszczeń do wód można wyszczególnić emisje poprzez wody podziemne, względnie odpływ podpowierzchniowy oraz emisje w wyniku erozji (przede wszystkim transport cząsteczek stałych) oraz wymywania (transport substancji rozpuszczonych na powierzchni), a także emisje poprzez systemy melioracyjne. Na występowanie tych emisji ma wpływ ukształtowanie obszaru. Melioracje mają zazwyczaj większe znaczenie na terenach płaskich, podczas gdy erozja występuje głównie na terenach pagórkowatych lub o większym nachyleniu zboczy.

O ile to możliwe, powinno się stosować metody szacowania lub bilansowania oparte na modelach, uwzględniających przede wszystkim łączone podejście emisyjno-imisyjne.

Modele empiryczne lub półempiryczne opisują emisje substancji biogenych do wód przy pomocy wartości statystycznych obliczonych na podstawie zbiorów danych, przy uwzględnieniu różnych dróg emisji. Modele koncepcyjne albo fizyczne stosuje się z reguły w przypadku specjalnych zagadnień lub też dla obszarów o mniejszej skali niż zlewnia. Zastosowanie jednolitej metodyki na obszarze dorzecza zapewnia wysoką porównywalność wyników.

Bilans substancji biogenych można również określić na podstawie danych z monitoringu. W tym celu, oprócz inwentaryzacji znanych źródeł punktowych, dokonuje się odpowiedniego poboru próbek i analizy udziału substancji pochodzących z poszczególnych źródeł i dróg emisji. Wyniki stają się niepewne, jeśli nie można określić wszystkich istotnych elementów bilansu.

Ogólnie rzecz biorąc, przy sporządzaniu bilansu substancji biogenych na podstawie danych z monitoringu konieczna jest intensywniejsza częstotliwość poboru próbek (w miarę możliwości quasi ciągły pobór próbek dla każdej zlewni – złożonych z okresu 14 dni – przy pomocy automatycznych pobieraków prób) niż jest to wymagane w przypadku ogólnego monitoringu diagnostycznego czy operacyjnego według RDW. Dlatego też ze względu na wysokie nakłady związane z prowadzeniem monitoringu metody te są często stosowane tylko w przypadku małych dorzeczy albo przy opracowywaniu szczególnych aspektów problemowych. Z reguły same dane pozyskiwane rutynowo w ramach monitoringu prowadzonego zgodnie z RDW nie są wystarczające, aby umożliwić wiarygodną kontrolę skuteczności wdrażania działań.

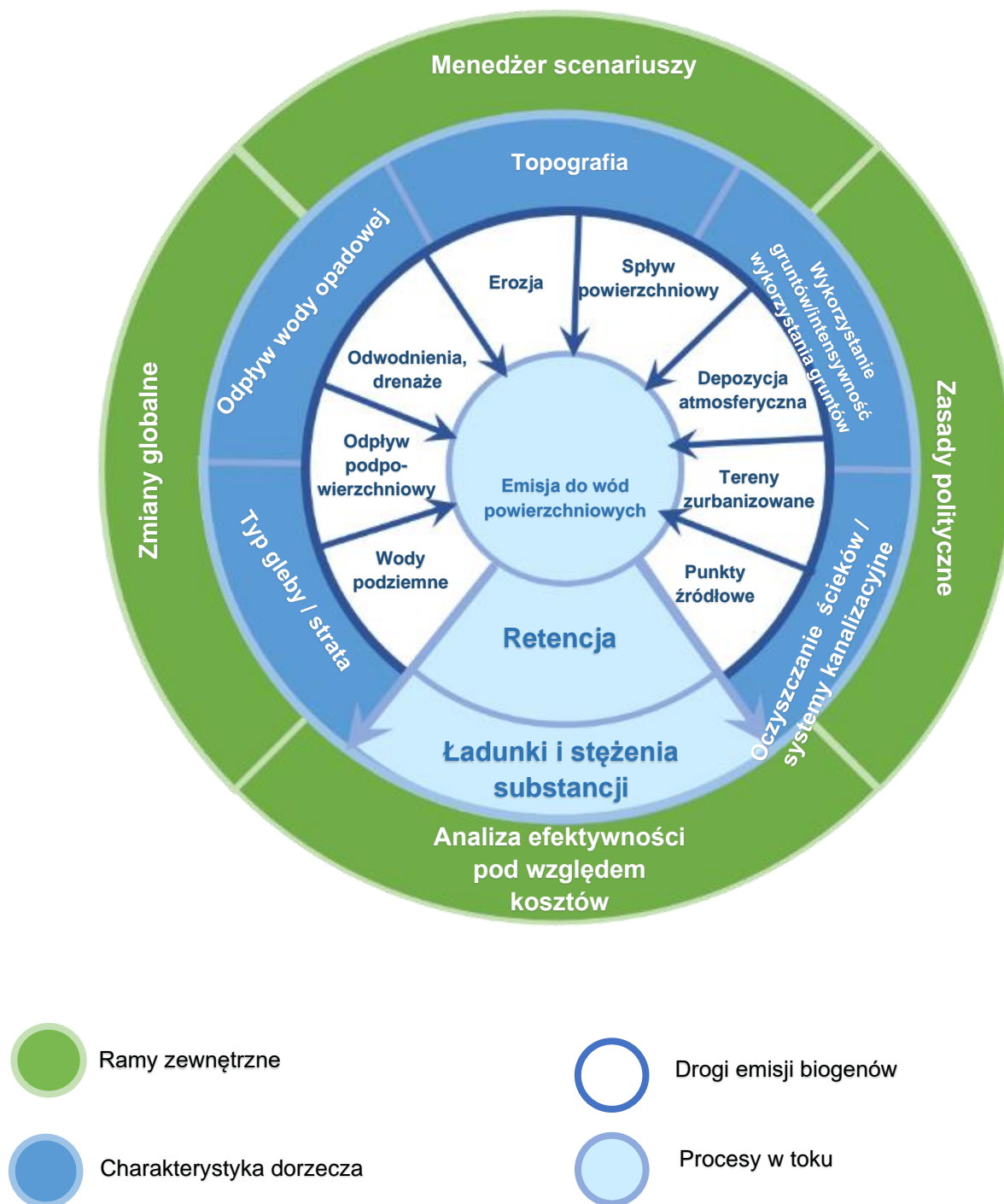
## 6.2 Dotychczasowy stan wiedzy

W 2012 roku MKOOpZ podjęła decyzję, aby za pomocą modelu określić emisje azotu (N) i fosforu (P) w odniesieniu do wód na obszarze MODO. Bilansowanie z wykorzystaniem modelu zostało wówczas przeprowadzone w ramach projektu MKOOpZ w okresie 2012 - 2013, przy zastosowaniu półempirycznego modelu koncepcyjnego MONERIS (wersja 3.01). Poza tym w niemieckich krajach związkowych leżących na MODO opracowano jeszcze niezależnie od tego inne analizy emisji N lub P, oparte na modelu, których wyniki są w istocie spójne z ponadregionalnymi ocenami dokonanymi w ramach projektu MKOOpZ z zastosowaniem MONERIS. Jednak mogą się one różnić w szczegółach.

Zaprojektowany przede wszystkim do wykorzystania dla dużych europejskich obszarów dorzeczy model bilansowania emisji substancji biogenych MONERIS dokonuje, na podstawie obszernej bazy danych, identyfikacji emisji substancji biogenych za pośrednictwem różnych dróg emisji i pochodzących ze źródeł obszarowych i punktowych na terenie poszczególnych dorzeczy. Za pomocą modelu opisano łącznie siedem dróg emisji. Podział odpływu całkowitego na odpływ podziemny i podpowierzchniowy (hypodermiczny) oraz spływ powierzchniowy został obliczony na podstawie metody opracowanej przez autorów Carl *et al.* (2008) oraz Carl&Berendt (2008). Powierzchnię cieków w celu określenia retencji substancji biogenych i emisji przez depozycję atmosferyczną obliczono wg metody Venohr *et al.* (2005). Drogi emisji substancji biogenych w MONERIS obejmują:

- źródła punktowe z komunalnych oczyszczalni ścieków i bezpośrednie zrzuty ścieków przemysłowych,

- depozycję atmosferyczną do wód,
- erozję terenów użytkowanych rolniczo,
- biogeny rozpuszczone w wyniku spływu powierzchniowego, wymywania,
- wody podziemne/odpływ podpowierzchniowy (hypodermiczny),
- drenaże,
- odpływ z terenów zurbanizowanych o uszczelnionej powierzchni.



Rys. 5. Schemat modelu bilansowania substancji biogenych MONERIS (Venohr *et al.*, 2011)

Implementacja działań i scenariuszy w koncepcji modelu MONERIS odbywa się poprzez modyfikację danych wejściowych albo modyfikację wyników tymczasowych.

Model MONERIS został zastosowany dla MODO w ramach prac projektowych MKOOpZ w okresie 2012 do 2014 dla następujących okresów bilansowania:

- okres historyczny – lata 2000 – 2007
- okres bieżący – lata 2008 – 2010 (ówczesny status-quo lub stan RZECZYWISTY)
- prognoza dla okresu 2011 – 2021

Ogółem modelowanie emisji azotu i fosforu w przypadku „status-quo”, w ramach prac w projekcie MKOOpZ w okresie 2012 - 2013, charakteryzowało się zadowalającą wiarygodnością wyników, zarówno w odniesieniu do różnych obszarów naturalnych, jak również w odniesieniu do państw MKOOpZ leżących w dorzeczu (PL, DE, CZ). Dotyczy to zarówno wysokości emisji N oraz P, jak i podziału dróg emisji.

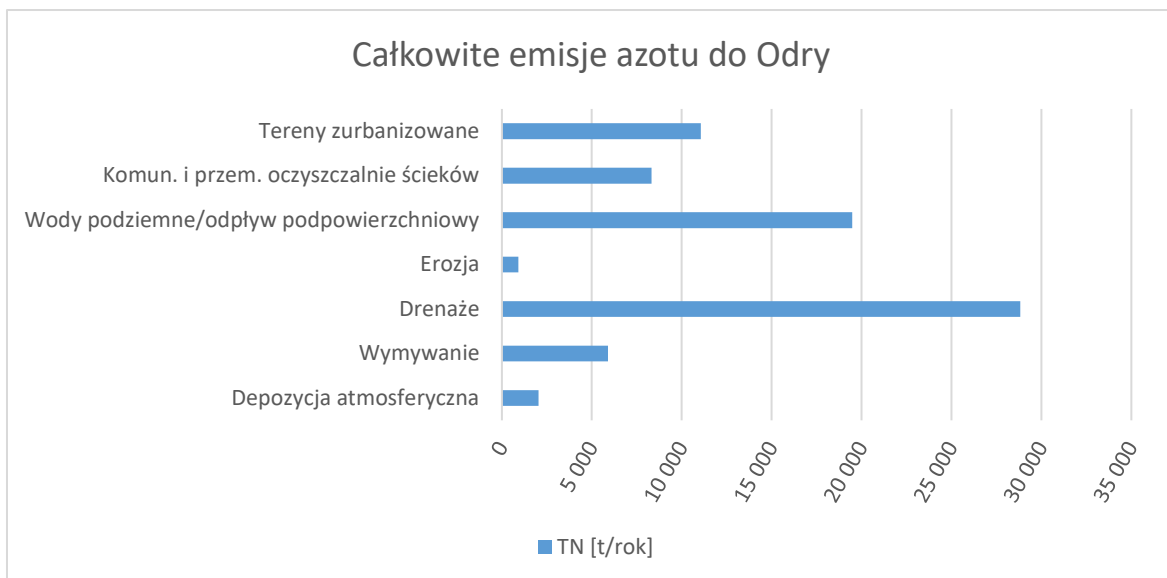
Można jednak założyć, że w międzyczasie, po upływie prawie 10 lat, do modelowania byłyby dostępne dokładniejsze i lepsze bazy danych, co doprowadziłoby do uzyskania wyników różniących się w szczegółach, z prawdopodobnymi umiarkowanymi rozbieżnościami w stosunku do projektu 2012/2013.

W celu oszacowania aktualnych emisji N lub P do wód MODO odniesiono się również, na razie w przybliżeniu, do wyników modelu MONERIS z prac projektowych MKOOpZ z lat 2012 - 2013 dla ówczesnego okresu prognozy 2011-2021. Założono przy tym, z uwagi na brak dostępu do lepszych źródeł danych, że główne sposoby użytkowania, hydrologiczne warunki ramowe oraz rozkład dróg oraz źródeł emisji (np. udział źródeł punktowych w porównaniu ze źródłami obszarowymi) prawie nie uległy zmianie albo zmieniły się jedynie nieznacznie w okresie ostatnich ok. 10 lat na MODO.

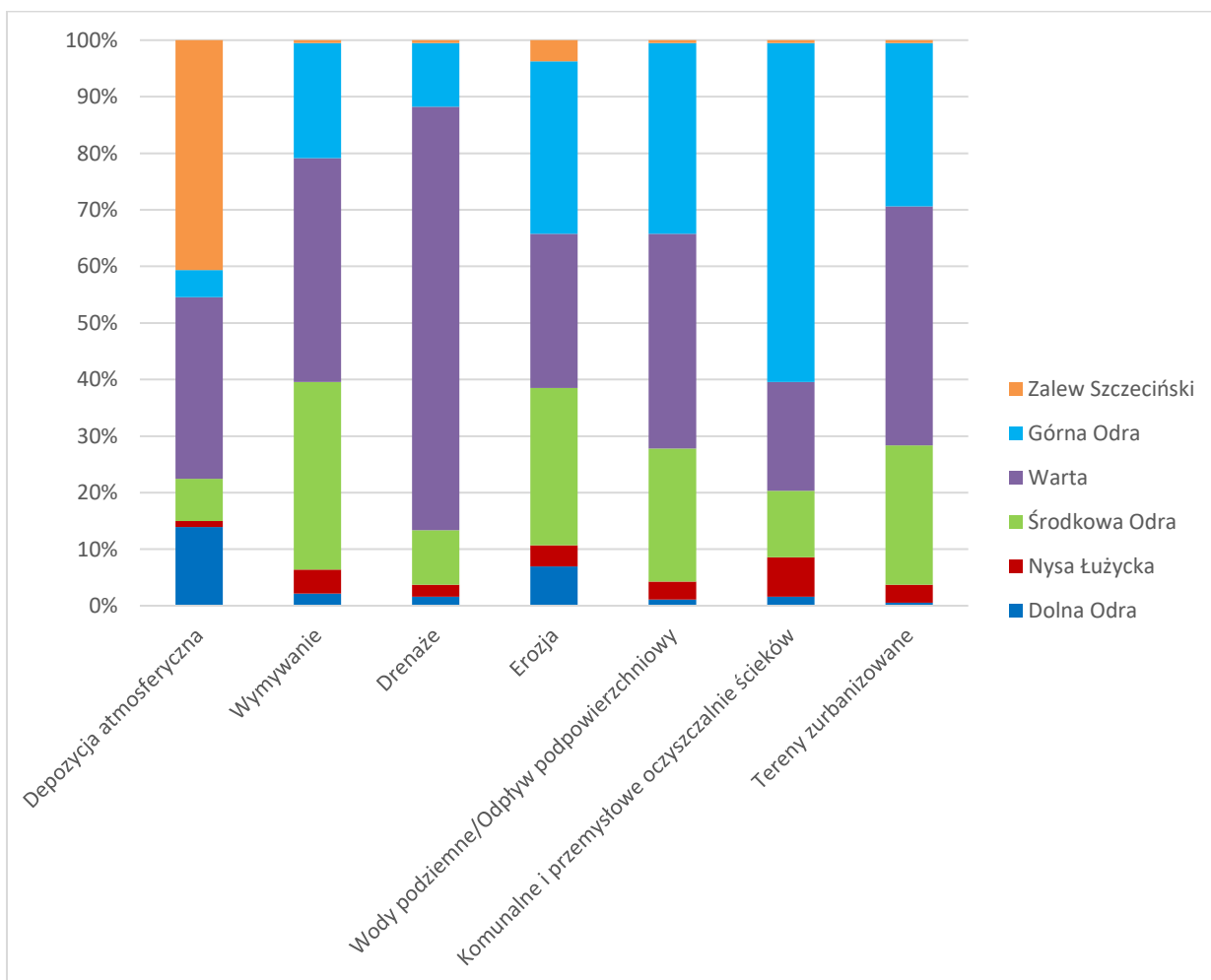
Poniżej przedstawiono i wykorzystano wybrane wyniki uzyskane w wyniku prac prowadzonych w ramach projektu MKOOpZ w latach 2012-2013, dotyczące źródeł i dróg emisji N i P do wód na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry dla ówczesnego okresu bilansowania 2011-2021.

**Tabela 20. Emisje azotu w podziale na drogi emisji dla okresu prognozy 2011–2021**

Drogi emisji	TN [t/rok]	[%]
Depozycja atmosferyczna na powierzchnie wodne	2 045	2,7
Wymywanie	5 890	7,7
Drenaże	28 817	37,7
Erozja	918	1,2
Wody podziemne / odpływ podpowierzchniowy	19 480	25,5
Komunalne i przemysłowe oczyszczalnie ścieków	8 320	10,9
Tereny zurbanizowane	11 056	14,4
<b>Razem</b>	<b>76 526</b>	



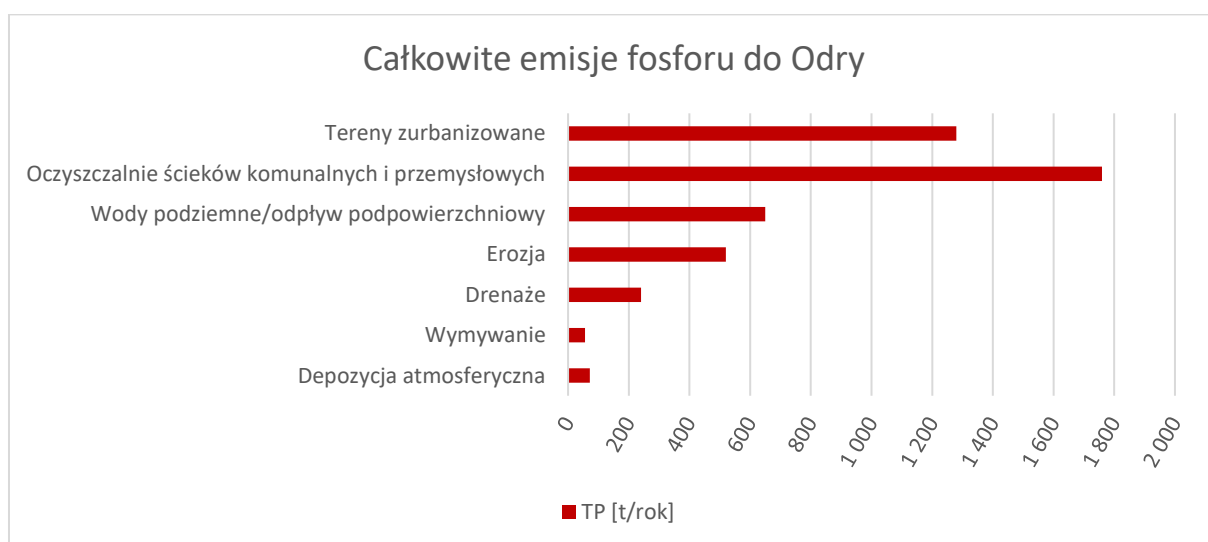
Rys. 6. Emisje azotu w podziale na drogi emisji dla okresu prognozy 2011–2021

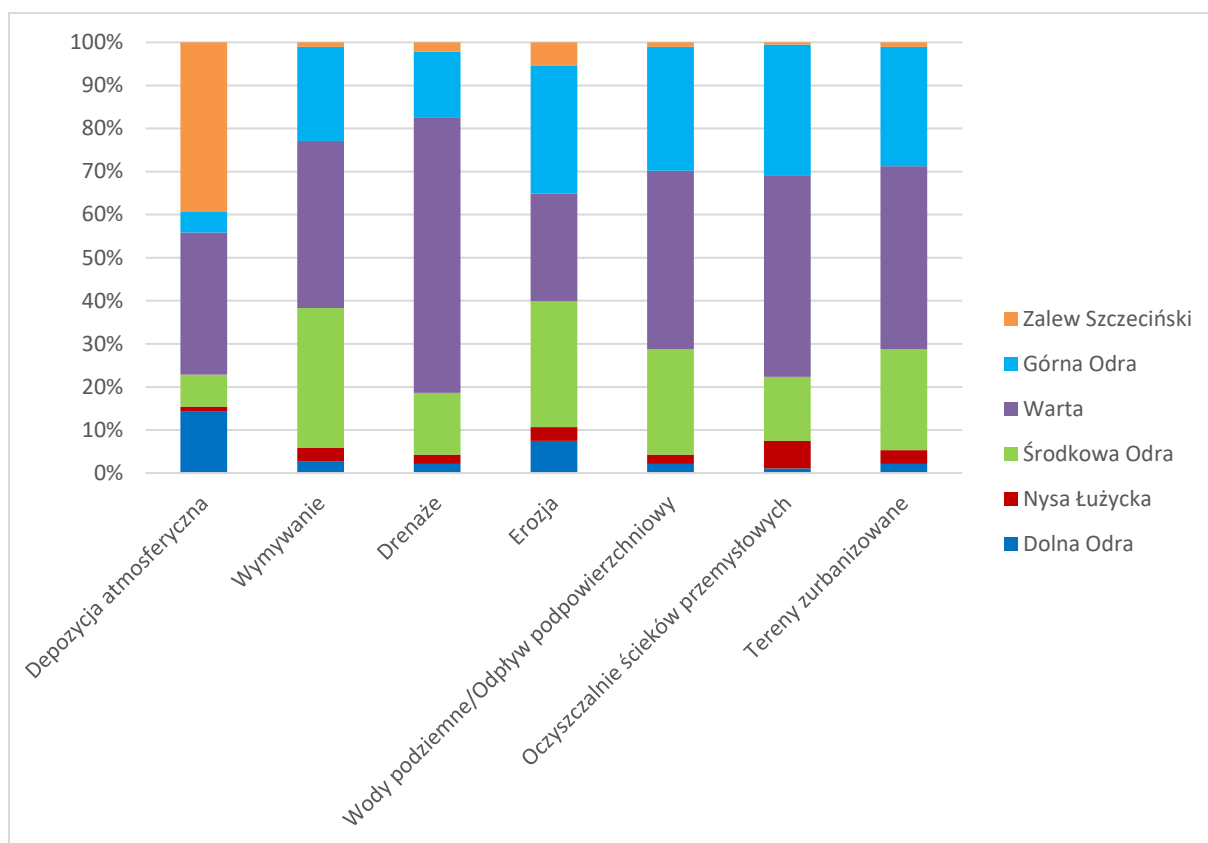


Rys. 7. Udział obszarów opracowania Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Odry w emisjach całkowitych (azot) wg dróg emisji dla okresu prognozy 2011–2021

**Tabela 21. Drogi emisji fosforu wg prognozy dla okresu 2011–2021**

Drogi emisji	TP [t/rok]	[%]
Depozycja atmosferyczna na powierzchnie wodne	72	1,6
Wymywanie	56	1,2
Drenaże	241	5,3
Erozja	520	11,4
Wody podziemne/odpływ podpowierzchniowy	650	14,2
Oczyszczalnie ścieków komunalnych i przemysłowych	1 760	38,4
Tereny zurbanizowane	1 280	28,0
Razem	4 579	

**Rys. 8. Drogi emisji fosforu wg prognozy dla okresu 2011–2021**



**Rys. 9.      **Udział obszarów opracowania Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Odry w emisjach całkowitych (fosfor) wg dróg emisji dla okresu prognozy 2011-2021****

Jeżeli aktualnie procentowe dane dotyczące ładunków w poszczególnych drogach emisji (tab. 21) porówna się z procentowymi danymi na temat dróg emisji w poszczególnych obszarach opracowania MODO (tab. 21), wówczas można określić obszary o znaczeniu ponadregionalnym, tzw. „hot spotów” (tab. 22 i 23, przedstawiono w kolorze czerwonym). Przy planowaniu działań w tych obszarach należy szczególną uwagę poświęcić wykazanym tutaj drogom emisji.

Czerwone pola wskazują, że droga emisji w danym obszarze ma udział większy niż 5% w stosunku do ogólnej emisji (częściowo do 20%). Szare obszary wskazują na udział emisji poniżej 1%. Nie oznacza to jednak, że w tych obszarach nie jest konieczna realizacja żadnych działań. Należy raczej założyć, że w obszarach szarych niezbędne jest podejmowanie zwykłych, podstawowych działań, podczas gdy w obszarach żółtych i czerwonych należy przewidzieć działania uzupełniające lub bardziej zaawansowane.

Tabela 22. Główne obszary emisji azotu o znaczeniu ponadregionalnym

Znaczenie dróg emisji z projektu MKOOpZ - MONERIS	Obszarowe źródła zanieczyszczeń							Punktowe źródła zanieczyszczeń	
	2,7%	7,7%	1,2%	38%	25,5%	14,4%	10,9%		
Obszary opracowania	Państwa	Udział w obszarze [%]	Depozycja atmosferyczna	Spyływ powierzchniowy	Erozja	Drenaż	Wody podziemne / odpływ podpowierzchniowy	Odpływ z terenów zurbanizowanych	Komunalne i przemysłowe oczyszczalnie ścieków
Górna Odra	Udział drogi emisji w obszarze opracowania		5%	20%	30%	11%	34%	29%	60%
	PL	65%							
	CZ	35%							
Środkowa Odra	Udział drogi emisji w obszarze opracowania		7%	33%	28%	10%	24%	25%	12%
	PL	98%							
	DE	2%							
Nysa łużycka	Udział drogi emisji w obszarze opracowania		1%	4%	4%	2%	3%	3%	7%
	PL	50%							
	DE	35%							
	CZ	15%							
Warta	Udział drogi emisji w obszarze opracowania		32%	40%	27%	75%	38%	42%	19%
	PL	100%							
Dolna Odra	Udział drogi emisji w obszarze opracowania		14%	2%	7%	2%	1%	1%	2%
	PL	67%							
	DE	33%							
Zalew Szczeciński	Udział drogi emisji w obszarze opracowania		41%	1%	4%	1%	1%	1%	1%
	PL	25%							
	DE	75%							

Legenda: Znaczenie regionalne szary &lt; 1%; żółty &gt;=1% i &lt;5%; czerwony &gt;=5%

W przypadku emisji azotu do środowiska wodnego szczególne znaczenie mają między innymi zlewnia Warty, ale również Górnej i Środkowej Odry. Główny nacisk przy opracowywaniu działań należy położyć przede wszystkim na obszarowe źródła azotu, które odpowiadają za ponad 50% emisji. Działania powinny być ukierunkowane przede wszystkim na istniejące drenaże oraz wysokie stężenia azotanów w niektórych jednolitych częściach wód podziemnych. Dodatkowo powinny skupiać się na emisjach azotu z systemów zurbanizowanych (np. przelewy burzowe kanalizacji ogólnospławnej), jak również na zwiększonym oczyszczaniu ścieków w oczyszczalniach pod kątem azotu.

W przypadku emisji fosforu szczególne znaczenie mają również zlewnie Warty, Górnej i Środkowej Odry oraz drogi emisji poprzez spływ z terenów zurbanizowanych oraz z oczyszczalni ścieków. Poza tym, na obszarach o bardziej stromym ukształtowaniu terenu lub na gruntach rolnych o większym nachyleniu zboczy należy planować, przede wszystkim w trzech wymienionych już zlewniach: Górnej Odry, Środkowej Odry i Warty, działania chroniące przed erozją, głównie w kontekście rozszerzenia zakresu ich zastosowania lub też dalszej poprawy pod kątem jakości ich realizacji.

Również przede wszystkim we wspomnianych obszarach opracowania - Górna Odra, Środkowa Odra i Warta - w aspekcie zmniejszenia emisji fosforu - za konieczne oraz ewentualnie istotne z punktu widzenia efektywności uznawane są również działania w zakresie zmniejszenia emisji poprzez wody podziemne/odpływ podpowierzchniowy. Poszczególne działania powinny być tutaj ukierunkowane głównie na zmniejszenie obszarowych emisji rozpuszczonych form fosforu wprowadzanego do wód poprzez odpływ podpowierzchniowy z gruntów lub terenów użytkowanych rolniczo na obszarach o odpowiednim nachyleniu zboczy.

Udział dróg emisji azotu w całkowitych drogach emisji w obszarach opracowania przedstawia mapa **AN3**. Natomiast udział dróg emisji fosforu – mapa **AN4**.

**Tabela 23. Główne obszary emisji fosforu o znaczeniu ponadregionalnym**

Znaczenie dróg emisji z projektu MKOOpZ - MONERIS	Państwa	Udział w obszarze [%]	Obszarowe źródła zanieczyszczeń						Punktowe źródła zanieczyszczeń
			Depozycja atmosferyczna	Spyw powierzchniowy	Erozja	Drenaż	Wody podziemne / odpływ powierzchniowy	Odpływ z terenów zurbanizowanych	
			1,6%	1,2%	11,4%	5,3%	14,2%	38,4%	28%
Górna Odra		Udział drogi emisji w obszarze opracowania	5%	22%	30%	15%	29%	28%	30%
	PL	65%							
	CZ	35%							
Środkowa Odra		Udział drogi emisji w obszarze opracowania	7%	32%	29%	14%	24%	23%	15%
	PL	98%							
	DE	2%							
Nysa Łużycka		Udział drogi emisji w obszarze opracowania	1%	3%	3%	2%	2%	3%	6%
	PL	50%							
	DE	35%							
	CZ	15%							
Warta		Udział drogi emisji w obszarze opracowania	33%	39%	25%	64%	41%	43%	47%
	PL	100%							
Dolna Odra		Udział drogi emisji w obszarze opracowania	14%	3%	7%	2%	2%	2%	1%
	PL	67%							
	DE	33%							
Zalew Szczeciński		Udział drogi emisji w obszarze opracowania	39%	1%	5%	2%	1%	1%	1%
	PL	25%							
	DE	75%							

Legenda: Znaczenie regionalne: szary &lt; 1%; żółty &gt;=1% i &lt;5%; czerwony &gt;=5%

## **7. Działania mające na celu zmniejszenie ilości substancji biogenych wprowadzanych do wód**

Obszar dorzecza Odry jest obszarem międzynarodowym znajdującym się w całości na terytorium Unii Europejskiej, dlatego niezbędne jest podejmowanie wspólnych skoordynowanych działań w celu poprawy stanu wód na tym obszarze. Przeprowadzone analizy wyników monitoringu w zestawieniu z wymaganiami dokumentów krajowych i ponadnarodowych potwierdzają, że w międzynarodowym dorzeczu Odry występuje nadmierne nagromadzenie biogenów w środowisku wodnym, co powoduje wiele szkodliwych konsekwencji. Stwarza to wymóg ograniczenia ich zawartości w środowisku wodnym. Dlatego kluczowe, po ustaleniu zawartości biogenów w środowisku oraz zidentyfikowaniu najważniejszych źródeł i dróg emisji tych substancji, jest odpowiednie zaprojektowanie zestawu działań ograniczających ten rodzaj zanieczyszczeń, a następnie ich skuteczne wdrożenie.

Odra jest jedną z 7 największych rzek w zlewni Morza Bałtyckiego odpowiedzialną za 6% ładunku azotu ogólnego i 8 % ładunku fosforu ogólnego wprowadzanych do tego akwenu (źródło: The seven biggest rivers in the Baltic Sea region, HELCOM, 2018). To oznacza, że dopływ biogenów z obszaru dorzecza Odry istotnie przyczynia się do jego eutrofizacji.

Na całym MODO wdrażane jest prawodawstwo unijne w zakresie poprawy i ochrony zasobów wodnych. Strony umowy w sprawie MKOOpZ, tj. Rzeczpospolita Polska, Republika Czeska i Republika Federalna Niemiec posiadają szereg obowiązków prawnych, a także zobowiązań międzynarodowych, które stanowią podstawę opracowania krajowych programów działań mających na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem. Poniżej zostały wymienione najważniejsze źródła tych obowiązków, a także dokumenty wskazujące kierunek dalszych działań.

Niniejsza Strategia zawiera zestaw trójstronnie uzgodnionych działań rekomendowanych do wdrożenia na poziomie lokalnym, krajowym i międzynarodowym w celu osiągnięcia ustalonych ponadregionalnych celów redukcyjnych dla biogenów. Wskazane zostały również propozycje działań możliwych do zrealizowania wspólnie na poziomie ponadregionalnym (badania i rozwój, edukacja).

### **7.1 Dyrektywy unijne**

Ramowa Dyrektywa Wodna wprowadziła obowiązek opracowania programów działań zmierzających do poprawy lub utrzymania dobrego stanu wód. Programy powinny wskazywać działania podstawowe dla wszystkich JCW oraz działania uzupełniające dla JCWP zagrożonych nieosiągnięciem celów środowiskowych.

Działania podstawowe to minimalne wymagania, które należy spełnić, aby osiągnąć cele środowiskowe. W myśl artykułu 11 ustęp 3 RDW, należą do nich wszystkie działania niezbędne dla wdrożenia prawodawstwa wspólnotowego, w tym działania wymienione w załączniku VI części A RDW, do których zalicza się Dyrektywa Ściekowa oraz Dyrektywa Azotanowa – najważniejsze dokumenty prawne z punktu widzenia ochrony wód przed zanieczyszczeniami biogenami.

Działania uzupełniające to działania, które należy podjąć dodatkowo, aby spełnić cele założone w RDW. Mogą one obejmować środki prawne, administracyjne i ekonomiczne, jak również przedsięwzięcia techniczne, badawcze, rozwojowe i edukacyjne.

Dyrektywa Ściekowa jest jedną z głównych dyrektyw w obszarze jakości wód i ustanawia wymagania w zakresie sposobów oczyszczania ścieków oraz konieczność podczyszczania ścieków przemysłowych odprowadzanych do systemu kanalizacji i miejskich oczyszczalni. Dyrektywa wprowadziła także wymóg intensyfikacji oczyszczania ścieków w stosunku do fosforu ogólnego i azotu ogólnego na obszarach podatnych na eutrofizację. Państwa Członkowskie mają również obowiązek ustanowić program wykonania tej dyrektywy i w razie konieczności dokonywać jego cyklicznej aktualizacji.

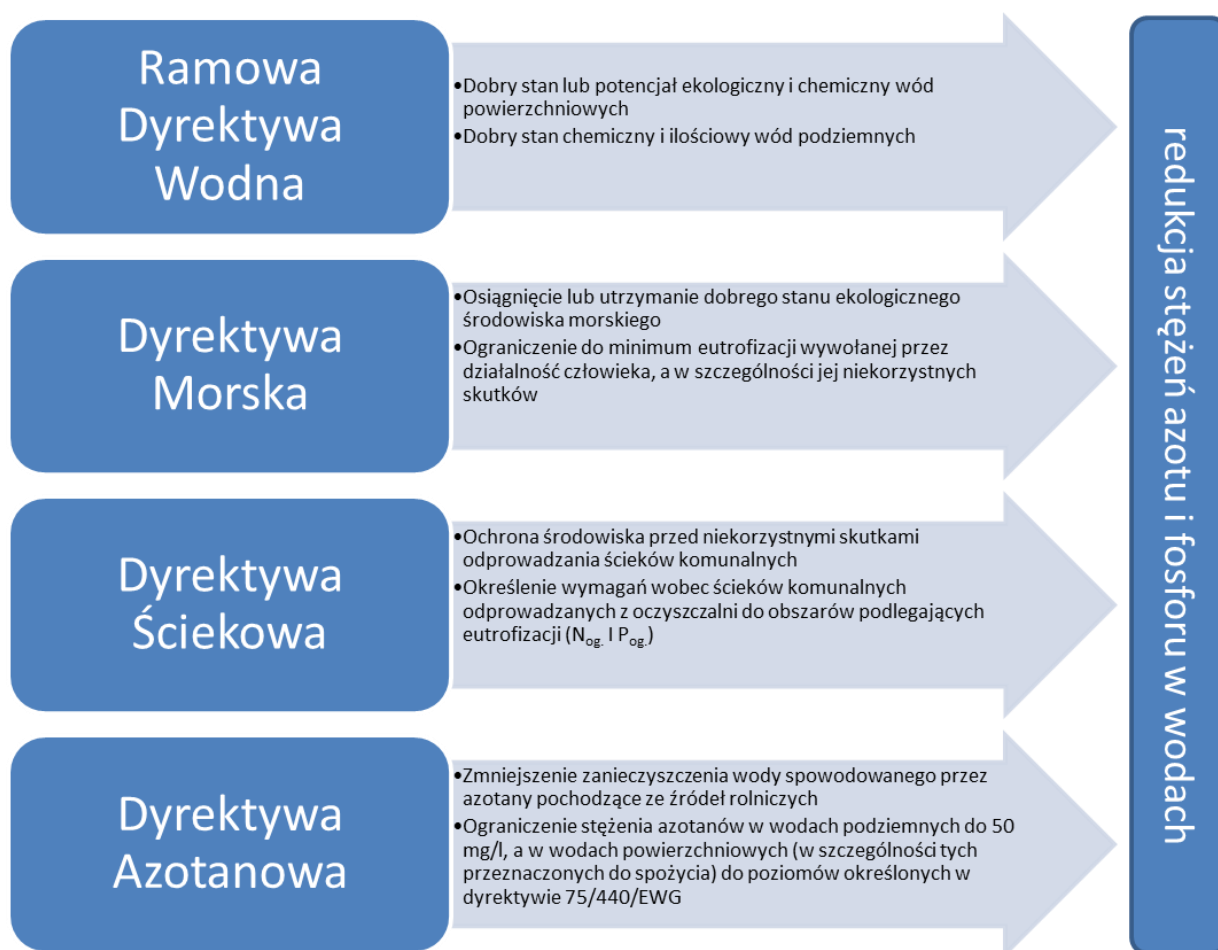
Dyrektywa Azotanowa, nakłada obowiązek wyznaczenia wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych oraz obszarów szczególnie narażonych (OSN), z których odpływ azotu ze źródeł rolniczych należy ograniczyć. Konieczne jest także ustanowienie zbioru zaleceń dobrej praktyki rolniczej oraz programów działań, których stosowanie jest obowiązkowe na obszarach szczególnie narażonych, lub na terenie całego kraju, jeżeli kraj odstąpił od wyznaczenia tych obszarów.

Środki ujęte w programach działań powinny odnosić się do okresów, w których stosowanie nawozów jest zakazane, sposobu przygotowania miejsc do przechowywania nawozów naturalnych, ograniczeń w stosowaniu nawozów w zależności od warunków glebowych, pogodowych oraz sposobu ukształtowania i zagospodarowania terenu. Środki te powinny zapewnić, aby roczna ilość nawozów naturalnych zastosowanych rolniczo na hektarze gruntu nie przekraczała 170 kg N. Celem wdrożonych programów działań powinna być redukcja stężeń azotanów w wodach podziemnych poniżej 50 mg/l, redukcja stężeń azotanów w wodach powierzchniowych (w szczególności tych przeznaczonych do spożycia) do poziomów określonych w dyrektywie 75/440/EWG oraz ograniczenie zjawiska eutrofizacji.

Celem Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej jest ochrona i zachowanie ekosystemów morskich, zapobieganie ich degradacji oraz ich odtwarzanie tam, gdzie zostały zniszczone, a także stopniowe eliminowanie zanieczyszczeń środowiska morskiego, aby wykluczyć ich wpływ na bioróżnorodność i ludzkie zdrowie. Dyrektywa ustanawia minimalne wymogi w zakresie opracowania przez Państwa Członkowskie strategii mających osiągnąć dobry stan środowiska morskiego. Strategie powinny obejmować środki mające na celu ochronę ekosystemów morskich oraz zapewnienie zrównoważonego sposobu prowadzenia działalności gospodarczej związanej ze środowiskiem morskim. Jednym ze wskaźników dobrego stanu środowiska morskiego jest ograniczenie do minimum eutrofizacji wywołanej działalnością człowieka oraz jej negatywnych skutków, takich jak ubytki różnorodności biologicznej, degradacja ekosystemu, szkodliwe zakwity glonów oraz niedobór tlenu w dolnych partiach wód.

RDSM czerpie z istniejących przepisów prawa UE, a jej zakres obejmuje określone elementy środowiska morskiego, które nie zostały ujęte w innych aktach, takich jak RDW, Dyrektywa Siedliskowa i Dyrektywa Ptasia.

Powyższe dyrektywy są względem siebie komplementarne, a skuteczne osiągnięcie celów środowiskowych każdej z nich jest możliwe jedynie poprzez holistyczne podejście do realizacji działań, w szczególności tych, które pozwalają ograniczyć emisję biogenów do wód.



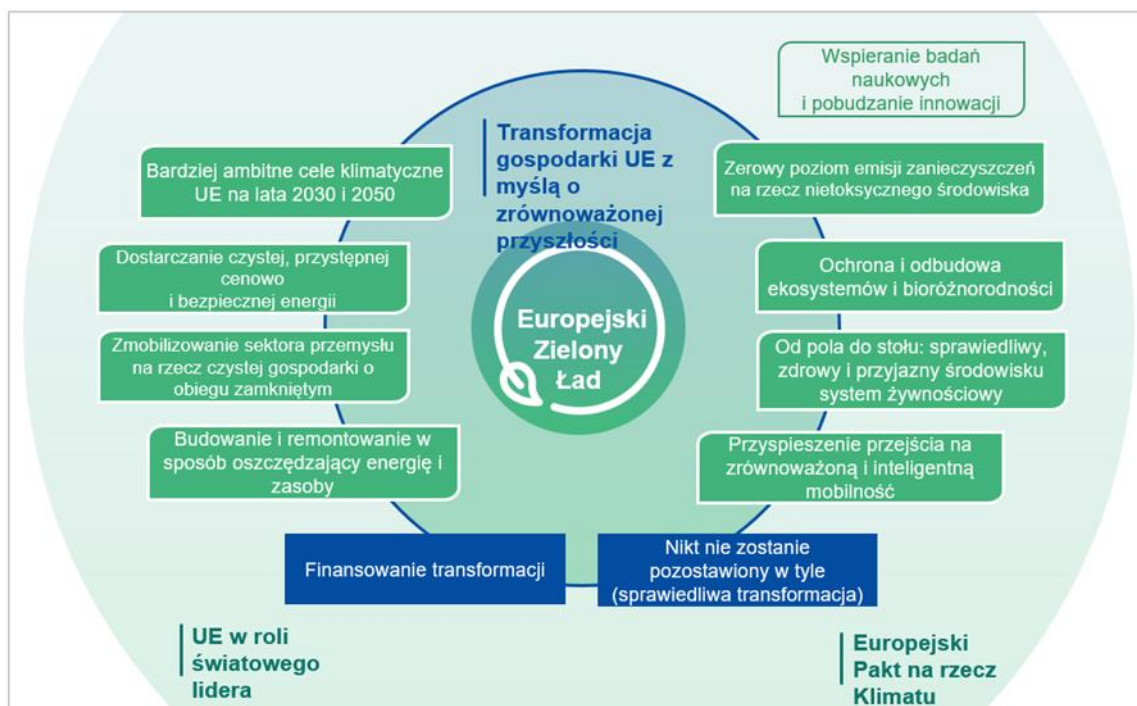
**Rys. 10. Cele środowiskowe dyrektywy europejskich w kontekście redukcji ładunków i stężeń biogenów w wodach.**

## 7.2 Europejski Zielony Ład

Europejski Zielony Ład<sup>4</sup> to nowa, opublikowana w grudniu 2019 r., unijna strategia na rzecz wzrostu, która jeszcze bardziej podnosi poziom ambicji celów środowiskowych wyznaczonych przez wymienione wcześniej dyrektywy. Celem strategii jest stworzenie w UE nowoczesnej i konkurencyjnej, niskoemisyjnej gospodarki, której rozwój będzie oddzielony od wykorzystania zasobów naturalnych.

Wszystkie działania i polityki UE będą musiały przyczyniać się do realizacji celów Europejskiego Zielonego Ładu, którymi są m.in. zmobilizowanie sektora przemysłu na rzecz czystej gospodarki o obiegu zamkniętym, osiągnięcie zerowego poziomu emisji zanieczyszczeń oraz ochrona i odbudowa ekosystemów i bioróżnorodności. W tym kontekście szczególną uwagę zwraca się na europejskie rolnictwo, które powinno dążyć m.in. do znacznego ograniczania pestycydów, antybiotyków oraz nawozów.

<sup>4</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1588580774040&uri=CELEX:52019DC0640>



**Rys. 11. Założenia Europejskiego Zielonego Ładu**

źródło: [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0016.01/DOC\\_1&format=DOC](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0016.01/DOC_1&format=DOC)

Cel, jakim jest zerowy poziom emisji i zanieczyszczeń na rzecz nietoksycznego środowiska, będzie realizowany poprzez działania w kierunku odtworzenia naturalnych funkcji wód powierzchniowych i gruntowych. Wymaga to odbudowy różnorodności biologicznej w rzekach, jeziorach, na terenach podmokłych oraz w estuariach. Szczegółowe cele związane z ograniczaniem zanieczyszczenia środowiska przez substancje biogenne zostały zapisane w dwóch innych strategiach: Unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2030<sup>5</sup> oraz Strategii „od pola do stołu”<sup>6</sup>.

Zanieczyszczenia wód składnikami odżywczymi, pestycydami, produktami farmaceutycznymi, niebezpiecznymi substancjami, ściekami miejskimi i przemysłowymi uznaje się za jedną z głównych przyczyn utraty bioróżnorodności, mają one także udokumentowany szkodliwy wpływ na zdrowie człowieka. Negatywne oddziaływania tych zanieczyszczeń będą zahamowane, gdy zmniejszy się ich emisja do środowiska. Dlatego KE opracowuje Plan działania na rzecz eliminacji zanieczyszczeń wody, powietrza i gleby. W przypadku biogenów celem jest osiągnięcie zerowego poziomu emisji zanieczyszczeń azotem i fosforem z nawozów poprzez ograniczenie strat składników odżywczych co najmniej o 50%. Strategia zakłada, że przyczyni się to również do ograniczenia stosowania nawozów o co najmniej 20%. Dla Państw Członkowskich oznacza to konieczność pełnego wdrożenia i egzekwowania przepisów dotyczących ochrony wód przed biogenami, określenie celów redukcyjnych, a także wprowadzenie działań wspierających stosowanie zrównoważonego nawożenia i zrównoważonej gospodarki składnikami odżywczymi oraz lepsze zarządzanie azotem i fosforem przez cały ich cykl.

<sup>5</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX%3A52020DC0380>

<sup>6</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020DC0381>

Zgodnie ze strategią, w 2022 r. Komisja Europejska powinna również opracować, we współpracy z państwami członkowskimi, plan zintegrowanej gospodarki biogenami.

W kwestii ograniczenia nadmiaru substancji biogenych emitowanych z obszarów rolniczych, Strategia na rzecz bioróżnorodności i Strategia „od pola do stołu” zawierają te same postanowienia. Wspólny mianownik, jakim jest podejście do eutrofizacji w tych dokumentach podkreśla znaczenie tego problemu oraz wskazuje, w jakim kierunku zmierza kształtowanie polityki w zakresie ochrony środowiska - wyznacza cele i działania, charakteryzujące się wyższym poziomem ambicji niż dotychczas.

### **7.3 Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM)**

W realizacji polityki ochrony wód i ograniczania emisji składników odżywczych istotną rolę odgrywają także regionalne platformy współpracy. W kontekście ładunków azotu i fosforu wprowadzanych wodami rzeki Odry do Morza Bałtyckiego taką rolę pełni Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM). Komisja działa na podstawie Konwencji helsińskiej o ochronie Morza Bałtyckiego przyjętej w 1992 r. przez wszystkie kraje graniczące z Morzem Bałtyckim (Dania, Niemcy, Szwecja, Estonia, Finlandia, Łotwa, Litwa, Polska i Rosja), a jej celem jest zmniejszenie zanieczyszczenia Morza Bałtyckiego wprowadzanego poprzez rzeki i ich ujścia, zrzuty z wylotów kanałów i rurociągów, zatapianie w morzu i zanieczyszczenie pochodzące z eksploatacji statków, jak również z powietrza atmosferycznego.

Komisja helsińska przyjęła w 2007 r. *bałtycki plan działań* – program mający na celu przywrócenie dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego. Bałtycki plan działań został zaktualizowany po raz pierwszy w 2013 r. Druga aktualizacja została przyjęta w 2021 r. Od początku istnienia tego dokumentu jednym z głównych priorytetów jest eutrofizacja.

Podstawowym narzędziem HELCOM służącym ograniczeniu zjawiska eutrofizacji jest program redukcji biogenów. Dokument ten, stosujący podejście na szczeblu regionalnym, zawiera cele redukcyjne uzgodnione przez kraje regionu Morza Bałtyckiego.

W obszarze eutrofizacji *Bałtycki plan działań* zakłada ograniczenie ładunków substancji biogenych pochodzenia antropogenicznego, w celu osiągnięcia stężeń tych substancji w wodach na poziomie bliskim do naturalnego. Obszary działalności człowieka wskazane jako główne źródło nadwyżki składników odżywczych w środowisku to rolnictwo, tereny zurbanizowane i zrzuty z oczyszczalni ścieków.

Na potrzeby HELCOM Morze Bałtyckie zostało umownie podzielone na mniejsze obszary: Kattegat (KAT), Cieśniny Duńskie (DS), Bałtyk Właściwy (BAP), Zatoka Ryska (GUR), Zatoka Fińska (GUF), Morze Botnickie (BOS) i Zatoka Botnicka (BOB).

Wody z obszaru dorzecza Odry wpadają do Bałtyku Właściwego, dla którego maksymalny dopuszczalny ładunek biogenów (Maximum Allowable Input - MAI) został ustalony na poziomie 325 000 t azotu i 7 360 t fosforu<sup>7</sup>. Wartości te określają graniczną ilość ładunków dostarczanych drogą wodną i z powietrza, która umożliwi osiągnięcie dobrego stanu wód

---

<sup>7</sup> Dane pochodzą z aktualizacji *Bałtyckiego planu działań*, który został przyjęty w dn. 20.10.2021 r. w Lubece przez Komisję Helsińską reprezentowaną przez ministrów państw nadbałtyckich oraz Komisję Europejską

Morza Bałtyckiego w odniesieniu do eutrofizacji. Dla Odry maksymalne dopuszczalne ładunki zostały określone na poziomie 49 298 t azotu i 1 554 t fosforu. To oznacza, że działania podejmowane na obszarze dorzecza Odry w celu redukcji odpływu biogenów mają istotne znaczenie dla poprawy stanu Morza Bałtyckiego i powinny być spójne z *bałtyckim planem działań*.

#### **7.4 Katalog działań rekomendowanych do wdrożenia na Międzynarodowym Obszarze Dorzecza Odry**

Wyniki prac analitycznych przedstawiające główne źródła uwalniania i drogi migracji zanieczyszczeń biogennych, a także konieczność realizacji dyrektyw i potrzeba przygotowania się do nowych wyzwań nakreślonych przez unijne strategie oraz potrzeba poprawy stanu wód Morza Bałtyckiego stały się bodźcem dla opracowania katalogu działań rekomendowanych do wdrożenia na MODO.

Niniejszy katalog obejmuje zarówno działania typowe, znajdujące zastosowanie we wszystkich trzech państwach obszaru dorzecza Odry, jak i propozycje działań perspektywicznych zgodne z kierunkiem wyznaczanym przez Komisję Europejską i HELCOM.

Zaproponowane działania mają co do zasady charakter lokalny i powinny być wdrażane przy wykorzystaniu krajowych instytucji i instrumentów prawnych. Część działań ma natomiast charakter interdyscyplinarny i powinna być realizowana wspólnie w ramach obowiązujących umów o współpracy na wodach granicznych. MKOOpZ może przy tym służyć jako platforma wymiany doświadczeń i nawiązywania kontaktów dla podmiotów, które chcą realizować międzynarodowe projekty badawcze ukierunkowane na ograniczenie zanieczyszczenia wód dorzecza Odry biogenami.

Niniejsza Strategia zawiera zestaw trójstronnie uzgodnionych działań rekomendowanych do wdrożenia, w celu osiągnięcia ustalonych ponadregionalnych celów redukcyjnych dla biogenów, na trzech poziomach:

- poziom lokalny – są to działania, które można wdrożyć na poziomie pojedynczych podmiotów, przedsiębiorstw lub lokalnych organów administracji, przy wykorzystaniu aktualnie dostępnych krajowych instrumentów prawnych,
- poziom krajowy – są to działania, które wymagają udziału instytucji na szczeblu krajowym (rządowym), w celu zapewnienia odpowiedniego wsparcia, koordynacji lub zainicjowania procesów legislacyjnych,
- poziom międzynarodowy – są to działania, które w celu osiągnięcia najlepszych efektów mogą być realizowane wspólnie przez państwa leżące w dorzeczu Odry w ramach współpracy na wodach granicznych.

L.p.	Obszar działania	Droga emisji	Opis działania	Poziom działania
1	gospodarka wodno-ściekowa i komunalna	systemy oczyszczania ścieków	optymalizacja sposobu eksploatacji oczyszczalni ścieków oraz rozbudowa o dalszą biologiczną eliminację fosforu (P) i azotu (N) w celu ograniczenia emisji ze źródeł komunalnych	lokalny
2			wspólne odprowadzanie i centralne oczyszczanie ścieków z większej liczby gmin, likwidacja małych oczyszczalni ścieków w celu zwiększenia udziału mieszkańców podłączonych do sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków	lokalny
3			budowa nowych i modernizacja istniejących małych oczyszczalni ścieków w celu poprawy oczyszczania ścieków na obszarach wiejskich	lokalny
4			budowa nowych oczyszczalni ścieków według najlepszych dostępnych technologii (standardów BAT) oraz dostosowanie istniejących obiektów do tych standardów w celu ograniczenia emisji ze źródeł komunalnych	krajowy
5			dostosowanie, rozbudowa i optymalizacja oczyszczalni przemysłowych zgodnie ze standardami BAT w celu ograniczenia emisji ze źródeł przemysłowych	krajowy
6			podejmowanie działań w kierunku zmniejszenia lub wyeliminowania fosforu w detergentach przeznaczonych do wykorzystania przemysłowego i instytucjonalnego w celu ograniczenia emisji ze źródeł przemysłowych	krajowy
7			zainicjowanie prac legislacyjnych w zakresie nowelizacji wymogów dotyczących emisji biogenów z procesu oczyszczania ścieków w komunalnych oczyszczalniach ścieków w celu dostosowania do poziomu odpowiadającego najlepszym dostępnym technologiom	krajowy
8		obszary zurbanizowane	budowa nowych i dostosowywanie istniejących oczyszczalni ścieków mieszanych i wód opadowych w celu poprawy oczyszczania wód spływających z obszarów zurbanizowanych	lokalny
9	rolnictwo	wody podziemne/odpływ podpowierzchniowy	konsekwentne wdrażanie i promowanie zasad "dobrych praktyk rolniczych" w celu upowszechnienia zrównoważonego nawożenia	lokalny
10			zmiana sposobu użytkowania gruntów poprzez zwiększanie udziału upraw ekologicznych oraz trwałych użytków zielonych w celu ograniczenia ładunków biogenów wymywanych do wód	lokalny
11			zainicjowanie prac legislacyjnych w zakresie nowelizacji wymogów dotyczących nawożenia bezpiecznego dla środowiska (np. w zakresie dawek nawozów i nawożenia precyzyjnego) w celu poprawienia efektywności wykorzystania nawozów w rolnictwie	krajowy

L.p.	Obszar działania	Droga emisji	Opis działania	Poziom działania
12			wspieranie doradztwa rolniczego i doskonalenia zawodowego rolników w celu upowszechnienia wiedzy o zrównoważonym nawożeniu	krajowy
13			poprawa transferu wiedzy i wymiany informacji pomiędzy rolnikami, organami administracji i decydentami w celu promowania wiedzy na temat najlepszych dostępnych praktyk i innowacji technologicznych w zakresie poprawy efektywności nawożenia	międzynarodowy
14		erozja	promowanie dobrych praktyk rolniczych w zakresie właściwego kierunku orki i siewu, odpowiedniego płodozmianu, a także ew. zastosowania konserwujących systemów uprawy w celu ograniczenia erozji i wypłukiwania substancji z terenów użytkowanych rolniczo	lokalny
15		drenaż	poprawa zarządzania systemami drenażowymi (np.: stawy melioracyjne, retencyjne filtry ziemne na wylotach, likwidacja drenażu) w celu zmniejszenia emisji biogenów prowadzonych do środowiska wodnego	lokalny
16		retencja substancji biogenych	wymywanie	tworzenie obiektów małej retencji wodnej w celu wydłużenia czasu retencji wody w obszarze zlewni
17	zakładanie pasów ochronnych (stref buforowych) wzdłuż cieków w celu zmniejszenia emisji biogenów wprowadzanych do środowiska wodnego poprzez wymywanie			lokalny
18	wspomaganie rozwoju terenów zalewowych i poprawy siedlisk, wspieranie hamowania rozlewów w celu infiltracji wody i retencji biogenów			krajowy
19	recykling biogenów	wszystkie	wspieranie pilotażowych projektów badawczo-rozwojowych w zakresie odzysku biogenów z osadów ściekowych w celu poprawy efektywności wykorzystania substancji biogenych	krajowy
20			wprowadzanie rozwiązań prawnych ułatwiających produkcję i wykorzystanie przetworzonych nawozów naturalnych w celu zapewnienia alternatywy dla nawozów mineralnych	krajowy
21			poprawa transferu wiedzy i wymiany doświadczeń na poziomie międzynarodowym w celu wdrożenia dobrych praktyk w zakresie recyklingu biogenów	międzynarodowy
22	interdyscyplinarny	wszystkie	przeprowadzenie przeglądu programów monitoringu w celu lepszego pozyskiwania informacji o stężeniach substancji biogenych w wodach	krajowy
23			prowadzenie efektywnych działań informacyjnych na temat potrzeby ograniczania emisji biogenów do środowiska wodnego w celu lepszego zrozumienia i akceptacji społecznej wdrażanych działań	międzynarodowy

Lp.	Obszar działania	Droga emisji	Opis działania	Poziom działania
24			wymiana informacji na temat znaczenia źródeł i dróg emisji biogenów do środowiska wodnego w celu udoskonalania modeli emisji biogenów	międzynarodowy

## 8. Zalecenia dotyczące osiągnięcia celów środowiskowych ramowej dyrektywy wodnej w odniesieniu do substancji biogenych

Zadaniem Strategii redukcji substancji biogenych w wodach na MODO jest przedstawienie aktualnej sytuacji, wskazanie krajowych wartości docelowych oraz wspólnych wartości referencyjnych, następnie ustalenie priorytetów dla poszczególnych zlewni cząstkowych z uwzględnieniem najistotniejszych dróg tych emisji oraz określenie najważniejszych obszarów, gdzie należy skoncentrować działania dot. redukcji emisji biogenów.

W oparciu o średnie roczne wartości stężeń fosforu ogólnego i azotu ogólnego, ustalone dla okresu 2011 – 2018, oraz odpowiednie ładunki substancji biogenych określono potrzebę redukcji emisji substancji biogenych w profilu Krajnik Dolny, który jest referencyjnym punktem pomiarowym dla HELCOM - w celu osiągnięcia docelowych wartości dla biogenów wynikających z wymogu ochrony środowiska morskiego. Wartości docelowe dla ochrony środowiska wód morskich wynikają z obliczeń przeprowadzonych w ramach HELCOM i zostały określone jako maksymalny ładunek emisji substancji biogenych wprowadzanych w ujściu do Morza Bałtyckiego za pośrednictwem Odry.

Podsumowanie wymagań w zakresie redukcji stężeń i ładunków biogenów w profilu Krajnik Dolny zawiera tabela 24. Dane o średnich stężeniach oraz ładunkach substancji biogenych – będące podstawą do określenia wymagań – zostały przedstawione w rozdziale 5.

**Tabela 24. Podsumowanie potrzeb redukcyjnych dla azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny na podstawie danych za lata 2011 – 2018**

Potrzeba redukcji emisji w odniesieniu do ochrony wód morskich w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny		
	TN	TP
Stężenie docelowe (średnia wartość roczna) w mg/l	2,6	0,1
Ładunek docelowy znormalizowany wg przepływu w t/rok	42 201	1 623
Stężenie rzeczywiste (średnia wartość 2011 – 2018) w mg/l	3,1	0,17
Ładunek rzeczywisty znormalizowany (2011-2018) wg przepływu w t/rok	49 349	2 325
Potrzeba redukcji emisji w t	7 148	702
Potrzeba redukcji emisji w %	15	30

W celu uzyskania docelowej redukcji emisji biogenów określonej przez HELCOM dla Odry w ujściu do Morza Bałtyckiego w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny konieczna jest redukcja ładunku azotu ogólnego znormalizowanego wg przepływu za okres 2011-2018 o 7 148 t, co odpowiada potrzebie redukcji o 15%. W przypadku ładunku fosforu ogólnego znormalizowanego wg przepływu stwierdzono potrzebę redukcji o 702 t, co odpowiada potrzebie redukcji o 30%.

Ocena postępów w ograniczaniu emisji biogenów powinna być prowadzona nie tylko na podstawie pomiarów w Krajniku Dolnym, ale również na wszystkich obszarach opracowania MODO. Dlatego dla wybranych, reprezentatywnych punktów monitoringu MODO określono w tabeli 25 wartości porównawcze średnich rocznych stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego, na

podstawie których w przyszłości będzie można ocenić lokalne efekty realizacji niniejszej Strategii. Zaproponowane wartości wynikają z konieczności spełnienia wymogów w zakresie ochrony środowiska morskiego, przy jednoczesnym uwzględnieniu celów środowiskowych dla JCWP w obszarach opracowania.

**Tabela 25. Przegląd wartości porównawczych średnich rocznych stężeń azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) na MODO rekomendowanych w celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska morskiego**

Kraj	Odra/punkt pomiarowy	Dopływy/punkt pomiarowy	TN* (mg/l)	TP* (mg/l)
CZ	Bohumín		3,8	0,1
PL	Wrocław		3,2	0,1
PL	Połęcko		3,0	0,1
CZ		Nysa Łużycka Hrádek nad Nisou	3,2	0,1
DE		Nysa Łużycka Guben	2,6	0,1
PL		Warta Kostrzyn nad Odrą	2,8	0,1
DE	Hohenwutzen		2,6	0,1

\* średnie roczne stężenie

W celu uzyskania niezbędnej redukcji emisji azotu i fosforu, a tym samym osiągnięcia celów środowiskowych RDW oraz dyrektywy RDSM opracowano poniższy dziesięciopunktowy plan działania, stanowiący syntezę działań szczegółowych zawartych w rozdziale 7.

Wyszczególnione dziesięć punktów planu, to działania kluczowe do wdrożenia na MODO, przy czym każde z nich ma znaczenie równorzędne. Jedynie poprzez wspólne planowanie w dziedzinie gospodarowania wodami w różnych częściach całego obszaru MODO można osiągnąć cele służące zmniejszeniu emisji.

## Zalecane działania w odniesieniu do punktowych źródeł zanieczyszczeń

### 1. Dostosowanie oczyszczania ścieków do najlepszych dostępnych technologii

Dzięki dalszemu, sukcesywnemu rozwojowi systemów oczyszczania ścieków, przede wszystkim w Polsce i Republice Czeskiej, możliwa jest jeszcze większa redukcja wielkości ładunków azotu i fosforu w Odrze. Na przykład w niemieckich krajach związkowych w ramach MKOOpZ, tj. w Saksonii i Brandenburgii, niektóre centralne oczyszczalnie ścieków modernizowane są w stopniu wykraczającym poza aktualne standardy techniczne, dzięki czemu należy spodziewać się zmniejszenia emisji azotu i fosforu pochodzących z oczyszczalni ścieków.

Duży potencjał redukcyjny w zakresie obniżania zanieczyszczenia wód powierzchniowych substancjami biogenymi wykazuje zastosowanie najlepszych dostępnych technologii oczyszczania ścieków w dużych aglomeracjach o równoważnej liczbie mieszkańców (RLM) powyżej 10 000. W tym przypadku, głównie w odniesieniu do fosforu ogólnego, możliwe jest osiągnięcie poziomów emisji wynoszących mniej niż 0,5 mg/l dla źródeł powyżej 100 000 RLM oraz mniej niż 1 mg/l dla źródeł powyżej 10 000 RLM.

Należy również realizować nowoczesne metody gospodarowania wodami opadowymi na obszarach miejskich. Stopniowe wprowadzanie szerokiej gamy środków służących retencji i wykorzystaniu wody opadowej może przyczynić się do znaczącej redukcji epizodycznego zanieczyszczenia wód substancjami biogenymi (oraz innymi substancjami) i tym samym odciążać system przelewów burzowych w sieci kanalizacji ogólnospławnej.

## **2. Poprawa jakości oczyszczania ścieków na obszarach wiejskich**

Na terenie MODO, przede wszystkim na obszarach wiejskich, mniejsze oczyszczalnie ścieków oraz systemy oczyszczania wód opadowych nie zawsze jeszcze odpowiadają wymaganym standardom technologicznym. W tym zakresie poszczególne kraje lub też podmioty lokalne wdrażają już szereg indywidualnych działań, począwszy od doradztwa dotyczącego optymalnej eksploatacji instalacji, aż po budowę nowych oczyszczalni ścieków. Działania te przyczynią się do znaczącej poprawy jakości wody, zwłaszcza lokalnie w bezpośrednio dotkniętych JCW lub systemach wodnych, a tym samym będą miały wpływ na dalszą redukcję zidentyfikowanego zanieczyszczenia wód powierzchniowych substancjami biogenymi, które obejmuje niemal cały obszar dorzecza. Ostatecznie działania te przyczynią się także - w perspektywie średnioterminowej - do całościowego zmniejszenia emisji azotu i fosforu do środowiska wodnego.

## **3. Nowelizacja wymogów prawnych dotyczących emisji substancji biogenych pochodzących ze ścieków**

Obowiązujące obecnie przepisy prawne w zakresie oczyszczania ścieków zawierają wytyczne dotyczące emisji dla oczyszczania ścieków w komunalnych oczyszczalniach ścieków, które to przepisy nie przystają już do najlepszych dostępnych technologii. Ocena przygotowana przez Federalny Urząd ds. Środowiska (Umweltbundesamt) w Niemczech pokazuje na przykład, że wartości parametrów osiągnięte na wylocie z oczyszczalni są często lepsze, niż wymagają tego odpowiednie regulacje prawne. Nie jest to jedyny powód, dla którego niezbędne jest odpowiednie dostosowanie obecnych przepisów prawnych dotyczących emisji. Zmiany w prawie dot. wymogów emisyjnych dla zrzutów ścieków i ich przestrzeganie w praktyce stopniowo doprowadzi do osiągnięcia na szerszą skalę rygorystycznych wymogów emisyjnych Ramowej Dyrektywy Wodnej w zakresie jakości wody, ponieważ wszystkie instalacje będą musiały spełniać skorygowane wymogi w zakresie emisji.

## **Zalecane działania w odniesieniu do obszarowych źródeł zanieczyszczeń**

### **4. Konsekwentne wdrażanie w rolnictwie zasad stosowania i przechowywania nawozów w sposób bezpieczny dla wód**

Wdrażanie i skuteczne egzekwowanie przepisów prawa dotyczącego bezpiecznego dla środowiska stosowania i przechowywania nawozów umożliwi w perspektywie średnioterminowej stopniowe ograniczenie także emisji azotu pochodzenia rolniczego do wód podziemnych i powierzchniowych, a w konsekwencji do Morza Bałtyckiego. Należy zapewnić przechowywanie nawozów naturalnych, wytwarzanych w gospodarstwach rolnych w sposób, który zapobiega przedostawaniu się odcieków do wód i gruntu, w szczególności poprzez budowę szczelnych, przykrytych zbiorników o odpowiednich wymiarach na nawozy naturalne płynne i nieprzepuszczalnych płyt na nawozy naturalne stałe. Należy dążyć do powszechnego stosowania zasad zrównoważonego nawożenia poprzez wprowadzenie wymogu sporządzania wiążących

planów nawożenia, których przedkładanie oraz poprawność podlegają kontroli odpowiednich organów. W celu ograniczenia ryzyka powstawania nadwyżek substancji biogenych w gospodarstwie należy wprowadzić regulacje, które ściślej powiążą liczebność inwentarza żywego z powierzchnią użytków rolnych. Należy wspierać doradztwo rolne oraz transfer wiedzy i informacji pomiędzy rolnikami na temat dobrych praktyk. Jednocześnie należy rozszerzać kompetencje i możliwości techniczne organów inspekcji, w szczególności na obszarach, gdzie ryzyko powstawania nadwyżek nawozów jest wyższe. Ramy prawne dla działań ograniczających zanieczyszczenie wód azotanami ze źródeł rolniczych zapewnia Dyrektywa Azotanowa, dlatego należy dążyć do jej pełnego wdrożenia we wszystkich krajach dorzecza Odry.

Ponadto prawo krajowe dotyczące nawozów i nawożenia powinno zostać uzupełnione o przepisy, które będą miały długoterminowy wpływ na zmniejszenie emisji fosforu, o ile te ostatnie wykazują związek z nawożeniem fosforem lub stanem zaopatrzenia w fosfor gleb użytkowanych rolniczo, na przykład uwzględnienie konieczności redukcji dopuszczalnej nadwyżki fosforu do maksymalnie 10 kg P/ha gruntów ornych.

Uregulowania prawne oraz rozpowszechniane dobre praktyki rolnicze w poszczególnych krajach, w powiązaniu z innymi wymogami w zakresie użytkowania terenów rolniczych będą miały pozytywny wpływ również na zmniejszenie erozji.

### Zalecane działania dotyczące wzmocnienia retencji substancji biogenych w terenie i ekosystemach wodnych

#### 5. Poprawa retencji substancji w terenie i ekosystemach wodnych

Retencję substancji na terenach nizinnych można poprawić poprzez odtwarzanie terenów podmokłych, torfowisk i dolinnych obszarów zalewowych. Działania te można również określić mianem przywracania naturalnego obiegu wody. Dzięki nim powstają zazwyczaj korzystne warunki wspomagające procesy denitryfikacji w krajobrazie wodnym.

Jednocześnie fosfor może być także skutecznie zatrzymywany poprzez akumulację. Poza odtwarzaniem naturalnych terenów podmokłych retencję substancji można również poprawić za pomocą ekohydrologicznych działań technicznych. Celowe zakładanie stawów odwadniających czy też wprowadzanie „systemów drenażu kontrolowanego” pozwalają z dobrym skutkiem ograniczyć emisje azotu i fosforu z terenów zmeliorowanych.

Na obszarach o zróżnicowanej rzeźbie terenu środki ochrony przed erozją, takie jak pokryte roślinnością drogi odpływu wody, odpowiednio zaprojektowane pasy nadbrzeżne, a także tworzenie zadrzewień śródpolnych oraz innych mniejszych elementów krajobrazu czy budowa osadników mogą sprzyjać zatrzymywaniu związków fosforu w formie cząsteczkowej. Wdrażanie tych działań jest wspierane przez instrumenty Wspólnej Polityki Rolnej i pozostaje w gestii poszczególnych krajów.

W szczególności działaniom służącym poprawie retencji substancji na terenach podmokłych powinien towarzyszyć monitoring, tak aby można było w jeszcze większym stopniu zoptymalizować ich skuteczność oraz zakres. Przykładem są tu pozytywne doświadczenia z tworzeniem obszarów podmokłych, rozszerzaniem (ekstensyfikacją) utrzymania cieków oraz poprawą skuteczności ochrony przed erozją.

Zwiększanie retencji substancji biogenych na terenach pagórkowatych oraz obszarach gór średnich w dorzeczu Odry jest częściowo znacznie ograniczone ze względu na warunki naturalne oraz szybki odpływ wody. Niemniej jednak przyjazne dla środowiska gospodarowanie w obszarach infiltracyjnych systemów odwadniających, a także stosowanie bezpośrednich działań zwiększających retencję w systemach odwadniających niosą ze sobą duży potencjał w zakresie redukcji odpływu substancji biogenych z powierzchni użytkowanych rolniczo, a także przeciwdziałają skutkom niedoborów wody.

W celu zwiększenia retencji fosforu na obszarach wiejskich w przypadku małych źródeł punktowych można skutecznie wykorzystać retencję oraz przekształcanie substancji biogenych w istniejących małych zbiornikach zaporowych, a także możliwe jest wspomaganie retencji poprzez odnawianie dawnych stawów rybnych i zbiorników wodnych. Działania te obejmują również optymalizację funkcjonowania akwakultury w ekosystemie stawowym.

## **6. Gospodarowanie terenami publicznymi przy oszczędnym wykorzystaniu zasobów wodnych**

Terenami publicznymi należy zarządzać zgodnie z wymogami ochrony wód. Oznacza to – przynajmniej - rezygnację z wykorzystywania środków ochrony roślin, ale także stosowanie metod nawożenia wykraczających poza ramy przepisów prawnych, przestrzeganie regulacji dotyczących utrzymywania określonej odległości od cieków wodnych oraz zapobieganie dalszemu uszczelnianiu powierzchni lub dążenie do jej systematycznego rozszczelniania. Pionierskie inicjatywy dotyczące zagospodarowywania terenów publicznych powinny być podejmowane w sposób celowy również we wszystkich państwach członkowskich MKOOpZ.

Jedną z możliwości jest na przykład dobrowolna certyfikacja własna połączona z ewidencjonowaniem oraz raportowaniem, jaki jest procentowy udział gruntów publicznych gospodarowanych zgodnie z zasadami ochrony wód. Można również opracować wytyczne i wzory umów dzierżawy, informujące o możliwościach uwzględnienia aspektów bioróżnorodności lub zawierające zapisy umowne w tym zakresie.

**Zalecane działania w celu zapewnienia informacji na temat znaczenia źródeł substancji biogenych oraz dróg ich emisji do środowiska wodnego**

## **7. Jednolita ocena zasobów fosforu w glebie**

Fosfor jest niezbędnym składnikiem odżywczym i ważnym elementem każdej żywej komórki. Unia Europejska wymienia fosfor na liście surowców (krytycznych) o ograniczonej dostępności, ponieważ jego złoża mineralne są nieduże. Istotnym wymogiem w zakresie stosowania fosforu w rolnictwie jest więc jego wykorzystywanie w sposób zapewniający ochronę zasobów i wyłącznie odpowiednio do warunków danej lokalizacji oraz potrzeb. Aby sprostać tym wymogom, celowe jest oszacowanie zasobów fosforu w glebie również w skali ponadkrajowej w oparciu o możliwie jak najbardziej jednolite, porównywalne kryteria.

Można rozważyć wdrożenie wspólnego podejścia metodycznego opartego na wytycznych Związku Niemieckich Instytucji Badawczo-Naukowych z zakresu Rolnictwa (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (VDLUFA 2018). Zasobność gleby w fosfor oceniana jest tam w ramach 5-stopniowego systemu klasyfikacji – od klasy A (bardzo niska zawartość P) do klasy E (bardzo wysoka zawartość P). Ustalana każdorazowo klasa

zasobności gleby w fosfor wpływa na określenie specyficznego dla danej lokalizacji dalszego zapotrzebowania gleby na nawożenie fosforem. Podczas gdy na przykład zwiększone nawożenie fosforem zalecane jest tylko w przypadku gleb o bardzo niskiej lub niskiej zawartości P (klasy zawartości A i B), gleby o normalnej zawartości P (klasa zawartości C) powinny być nawożone jedynie w zakresie kompensacji strat fosforu w wyniku zbioru plonów. Natomiast w przypadku gleb o wysokiej lub bardzo wysokiej zawartości P (klasy zawartości D i E) długofalowa gospodarka rolna powinna być ukierunkowana na sukcesywne redukcje fosforu na danych gruntach.

W perspektywie średnio- i długoterminowej doprowadzi to do zmniejszenia ilości fosforu, zwłaszcza w glebach, które obecnie wykazują jeszcze jego nadmierną zawartość, a tym samym do dalszej redukcji emisji fosforu do wód. Jest to działanie o zasadniczym znaczeniu dla dalszego obniżania potencjału eutrofizacyjnego w kontekście wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej, również w zlewniach cieków na MODO.

## **8. Dalsza poprawa monitoringu substancji biogennych w wodach**

Substancje dostają się do środowiska wodnego różnymi drogami i w różnym czasie. Aby móc lepiej zrozumieć wzorce emisji i zdefiniować na tej podstawie bardziej ukierunkowane działania, należy rozszerzyć monitoring wód w zakresie substancji biogennych oraz regularnie dostosowywać wymogi dotyczące monitorowania substancji. Konieczna jest tutaj poprawa przede wszystkim w odniesieniu do następujących dwóch aspektów:

- a) W Odrze oraz przy ujściach ważnych dopływów (Warty i Nysy Łużyckiej) należy w przyszłości dokładniej, tzn. z większą rozdzielnością czasową, badać wielkość ładunków substancji biogennych. Takie ulepszenia w zakresie monitoringu państwa nadodrzańskie mogą wprowadzać niezależnie od siebie.
- b) W wybranych mniejszych zlewniach, które w znacznej mierze są jednorodne pod względem swoich cech, ładunki substancji biogennych również powinny być monitorowane z dużą rozdzielnością czasową, aby można było lepiej przyporządkować ładunki substancji biogennych, biorąc pod uwagę ich źródła i drogi migracji, do sprawców zanieczyszczenia lub odpowiednich kombinacji użytkowania gruntów i klimatu.

Ponadto konieczne może być dokonanie ilościowych szacunków epizodycznego zanieczyszczenia substancjami biogennymi lub ich emisji z aglomeracji miejskich podczas konkretnych zdarzeń w związku z odpływem wód opadowych.

## **9. Dalsza, długofalowa poprawa modelowania substancji biogennych**

Postęp w zakresie wiedzy oraz rozwój techniczny w dziedzinie modelowania prawdopodobnie umożliwią w ciągu najbliższej dekady modelowanie także bilansu i emisji substancji biogennych z większą rozdzielnością czasową (i przestrzenną). W dużych zlewniach do modelowania substancji biogennych do tej pory stosowano na ogół jedynie przybliżone metody bilansowania. W hydrologii operacyjnej stosuje się już modele o wysokiej rozdzielności czasowej. Udoskonalone modelowanie substancji biogennych umożliwi odwzorowanie transportu substancji biogennych oraz ich emisji do środowiska wodnego na podstawie zachodzących procesów, w powiązaniu z ich przyczynami. Dzięki takiemu modelowaniu możliwe będzie dokładniejsze określenie obszarów oraz czasu zanieczyszczenia, co stanowić będzie lepszy punkt wyjścia do opracowywania skutecznych działań.

MKOOOpZ powinna stanowić platformę wymiany informacji dla państw członkowskich na temat znaczenia źródeł i dróg emisji biogenów, a także dostępnych metodyk i modeli, w celu wypracowania narzędzi pozwalających na lepsze zobrazowanie i prognozowanie emisji zanieczyszczeń biogenych do wód.

### Zalecane działania służące informowaniu opinii publicznej o konieczności zmniejszenia emisji substancji biogenych do środowiska wodnego

#### 10. Skuteczne informowanie społeczeństwa o potrzebie redukcji emisji substancji biogenych

Temat redukcji emisji substancji biogenych jest już obecny w świadomości społecznej, np. dzięki publicznym dyskusjom dotyczącym wdrażania RDW, RDSM, czy Dyrektywy Azotanowej oraz wynikającej z tego konieczności uzupełnienia krajowych programów działań o propozycje ograniczające emisje substancji biogenych, również w kontekście ochrony zasobów wody pitnej. Niemniej jednak także w dorzeczu Odry niektórzy właściciele czy też dzierżawcy gruntów po części nadal nie są świadomi faktu, że sposób, w jaki gospodarują na swoich gruntach, również ma wpływ - w różnym zakresie - na wprowadzanie substancji biogenych do środowiska morskiego. Korzyści dla obywateli wynikające z konsekwentnego wdrażania wspólnotowej polityki wodnej, np. zmniejszenie kosztów uzdatniania wody na potrzeby zaopatrzenia w wodę pitną, kiedy niezanieczyszczona woda surowa jest dostępna w wystarczającej ilości i jakości, przyczyniają się do ogólnej akceptacji celów gospodarowania. W związku z tym elementem skutecznego informowania społeczeństwa o celach redukcji dla substancji biogenych jest również bardziej szczegółowe określenie poszczególnych celów redukcji pod względem wielkościowym dla każdej kategorii wód, wskazanie regionów priorytetowych (tzw. „hot spotów”) w odniesieniu do emisji substancji biogenych oraz uwzględnianie przy tym w wystarczającym zakresie różnic regionalnych. W tym celu należy prowadzić dialog z jak największą liczbą interesariuszy na temat niezbędnych i skutecznych działań służących dalszemu ograniczaniu emisji substancji biogenych do wód, tak aby w miarę możliwości w ramach wzajemnej współpracy określać dalsze potencjalne kierunki działań, a następnie wdrażać te działania w praktyce.

Przedstawione powyżej zalecenia, zebrane w dziesięciu punktach, podsumowują konkretne rodzaje działań, które w najbliższej przyszłości powinny przyczynić się do wymaganego zmniejszenia emisji substancji biogenych do wód na MODO, a tym samym do osiągnięcia celów ponadregionalnych zarówno w odniesieniu do wód przejściowych i przybrzeżnych, jak i w kontekście poprawy stanu śródlądowych wód powierzchniowych i wód podziemnych.

Oprócz wymienionych działań, w celu redukcji zanieczyszczenia wód substancjami biogenymi w dłuższej perspektywie czasowej, niezbędne jest również przekazywanie społeczeństwu bardziej szczegółowych informacji na temat ogólnie przyjętych zasad użytkowania gruntów, takich jak gospodarka o obiegu zamkniętym czy ogólna ochrona zasobów naturalnych jako podstawa rozwoju społecznego.

Systematyczna redukcja emisji substancji biogenych do środowiska jest kluczowym działaniem na rzecz zrównoważonego rozwoju. Przykładem zmniejszenia ilości fosforu wprowadzanego do środowiska w przypadku źródeł punktowych jest ograniczenie związków fosforu jako dodatku do detergentów przeznaczonych dla tzw. użytkowników profesjonalnych, natomiast w przypadku źródeł obszarowych – ograniczanie nadwyżek bilansowych substancji biogenych pochodzących z nawozów stosowanych na gruntach rolnych itp. Działania te powinny być wdrażane w praktyce

na drodze przepisów prawnych i transferu kompetencji, a w idealnym przypadku poprzez połączenie tych dwóch elementów.

Istnieje coraz większa potrzeba systematycznego koncentrowania uwagi na gospodarce o obiegu zamkniętym, która w związku ze zjawiskiem eutrofizacji ukierunkowana jest na recykling substancji biogenych. Chodzi tutaj nie tylko o recykling substancji biogenych w ramach produkcji i konsumpcji żywności, lecz także o recykling związków fosforu odzyskiwanych ze ścieków czy też recykling substancji biogenych zatrzymywanych w osadach stawów rybnych i zbiorników wodnych.

Duży potencjał w kontekście ograniczania eutrofizacji wód upatruje się we wspieraniu gmin gospodarujących w sposób przyjazny dla środowiska, tj. poprzez osiągnięcie neutralnego bilansu substancji biogenych na poziomie gminy. Doświadczenia ze Skandynawii pokazują, iż jest to bardzo obiecujące podejście z punktu widzenia środowiska, a w szczególności wody.

Niniejsza Strategia redukcji substancji biogenych w wodach na MODO została opracowana przez zespół ekspertów MKOOpZ i stanowi przesłankę ku temu, aby istniejące problemy dotyczące substancji biogenych i oraz ich rozwiązywanie w jeszcze większym zakresie stały się integralnym elementem zarządzania zlewniowego oraz aby umożliwić zamykanie obiegu biogenów zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju. Podstawę tego stanowią tu nie tylko konsensualne prowadzenie prac i definiowanie celów, ale również dyskusja i zatwierdzanie wyników w poszczególnych państwach leżących w dorzeczu Odry. W oparciu o niniejszą Strategię, w kolejnym kroku należy doprecyzować rekomendowane działania ujęte w ww. dziesięciopunktowym planie w ramach MODO oraz zapewnić odpowiednie warunki do ich realizacji.

## 9. Wykaz tabel i rysunków

Tabela 1.	Ocena stanu eutroficznego wód powierzchniowych w punktach pomiarowo-kontrolnych na MODO .....	14
Tabela 2.	Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach od 2022 r. ....	22
Tabela 3.	Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych w jeziorach od 2022 r. ....	23
Tabela 4.	Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych przejściowych od 2022 r. ....	24
Tabela 5.	Wartości graniczne wskaźników jakości wód charakteryzujących warunki biogenne będące podstawą klasyfikacji stanu ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych przybrzeżnych od 2022 r. ....	24
Tabela 6.	Wartości graniczne stężeń substancji biogenych będące podstawą klasyfikacji stanu chemicznego jednolitych części wód podziemnych .....	25
Tabela 7.	Parametry typów JCW – kategoria rzeka w Republice Czeskiej.....	26
Tabela 8.	Wartości docelowe ogólnych elementów fizykochemicznych ekologicznego stanu jednolitych części wód powierzchniowych w kategorii rzeka na drugi cykl planistyczny w Republice Czeskiej .....	28
Tabela 9.	Parametry typów jednolitych części wód silnie zmienionych oraz sztucznych – kategoria jezioro w Republice Czeskiej.....	29
Tabela 10.	Wartości docelowe wskaźników ogólnych elementów fizykochemicznych ekologicznego potencjału jednolitych części wód powierzchniowych stojących.....	30
Tabela 11.	Normy jakości/wartości progowe wód podziemnych (uzupełnione o przeliczenie formy jonowej na poszczególne formy azotu/fosforu) .....	31
Tabela 12.	Specyficzne dla danego typu wartości orientacyjne dla azotu i fosforu w wodach płynących .....	32
Tabela 13.	Specyficzne dla danego typu wartości orientacyjne dla fosforu w jeziorach .....	33
Tabela 14.	Wartości progowe dla azotu i fosforu w wodach podziemnych.....	34
Tabela 15.	Wartości orientacyjne dla azotu i fosforu w wodach przejściowych/ przybrzeżnych Morza Bałtyckiego.....	35
Tabela 16.	Przegląd wartości granicznych dla stężeń ważnych parametrów biogenych wynikających z przepisów krajowych dla poszczególnych punktów pomiarowych na wodach powierzchniowych MODO .....	36
Tabela 17.	Ocena średnich stężeń biogenów w punktach pomiarowych w latach 2011-2018 .....	39
Tabela 18.	Zestawienie wartości docelowych i średnich stężeń azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego w punktach pomiarowych w latach 2011-2018 .....	40
Tabela 19.	Średni roczny ładunek azotu ogólnego oraz fosforu w punktach pomiarowych w latach 2011-2018.....	42
Tabela 20.	Emisje azotu w podziale na drogi emisji dla okresu prognozy 2011–2021 .....	50
Tabela 21.	Drogi emisji fosforu wg prognozy dla okresu 2011–2021 .....	52
Tabela 22.	Główne obszary emisji azotu o znaczeniu ponadregionalnym .....	54
Tabela 23.	Główne obszary emisji fosforu o znaczeniu ponadregionalnym .....	56

Tabela 24.	Podsumowanie potrzeb redukcyjnych dla azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny na podstawie danych za lata 2011 – 2018.....	66
Tabela 25.	Przegląd wartości porównawczych średnich rocznych stężeń azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) na MODO rekomendowanych w celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska morskiego.....	67
Rys. 1.	Średnie roczne ładunki azotu ogólnego w profilu podłużnym Odry i jej ważnych dopływów w latach 2011-2018.....	43
Rys. 2.	Średnie roczne ładunki fosforu ogólnego w profilu podłużnym Odry i jej ważnych dopływów w latach 2011-2018.....	44
Rys. 3.	Porównanie średnich rocznych wartości azotu ogólnego z docelowymi limitami w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny dla okresu 2011-2018 z wartościami docelowymi oraz obliczenie ładunku substancji biogenych.....	46
Rys. 4.	Porównanie średnich rocznych wartości fosforu ogólnego z docelowymi limitami w punkcie pomiarowym Krajnik Dolny dla okresu 2011-2018 z wartościami docelowymi wraz z obliczeniem ładunku substancji biogenych.....	46
Rys. 5.	Schemat modelu bilansowania substancji biogenych MONERIS (Venohr <i>et al.</i> , 2011).....	49
Rys. 6.	Emisje azotu w podziale na drogi emisji dla okresu prognozy 2011–2021.....	51
Rys. 7.	Udział obszarów opracowania Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Odry w emisjach całkowitych (azot) wg dróg emisji dla okresu prognozy 2011–2021.....	51
Rys. 8.	Drogi emisji fosforu wg prognozy dla okresu 2011–2021.....	52
Rys. 9.	Udział obszarów opracowania Międzynarodowego Obszaru Dorzecza Odry w emisjach całkowitych (fosfor) wg dróg emisji dla okresu prognozy 2011-2021.....	53
Rys. 10.	Cele środowiskowe dyrektywy europejskich w kontekście redukcji ładunków i stężeń biogenów w wodach.....	59
Rys. 11.	Założenia Europejskiego Zielonego Ładu.....	60

**10. Wykaz map**

AN1 - Ocena eutrofizacji wód powierzchniowych w punktach pomiarowo-kontrolnych według Dyrektywy 91/676/EWG

AN2 - Przegląd wybranych punktów pomiarowych oraz stacji wodowskazowych

AN3 - Udział dróg emisji azotu w całkowitych drogach emisji w obszarach opracowania

AN4 - Udział dróg emisji fosforu w całkowitych drogach emisji w obszarach opracowania

## 11. Bibliografia

- BLMP-Ad-hoc-AG Nährstoffreduktionsziele und Eutrophierung Ostsee (2014): Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer. Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls
- BLMP-Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP (2011): Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie
- BLMP-AG EG-WRRL (2007): Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee. Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik
- Böhme, M., Guhr, H., Ockenfeld, K. (2006): Pelagische Stoffumsetzungen. M. Pusch, H. Fischer (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5, S. 44 – 55, Weißensee Verlag Berlin
- Borovec, J., Hejzlar, J., Znachor, P., Nedoma, J., Čtvrtlíková, M., Blabolil, P., Říha, M., Kubečka, J., Ricard, D., Matěna, J. (2014) : Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero, Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Certifikovaná metodika MŽP.
- Carl, P., Behrendt, H. (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 1. Comprehensive foundation. *Water Resources Research*, 44(2)
- Carl, P., Gerlinger, K., Hattermann, F. F., Krysanova, V., Schiling, C., Behrendt, H. (2008): Regularity based functional streamflow disaggregation: 2. Extended demonstration. *Water Resources Research*, 44(3)
- Cleland, E. E. (2011): Biodiversity and Ecosystem Stability. *Nature Education Knowledge*, 3(10)
- Conley, D. J. (2000): Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 410, p. 87 – 96
- Hecky, R. E., Kilham, P. (1988): Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33(4), p. 796 – 822
- Hejzlar, J., Šámalová, K., Boers, P., Kronvang, B. (2006): Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* (2006), 6, p. 487 – 494
- HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B*
- HELCOM (2018): The seven biggest rivers in the Baltic Sea region
- IKSE (2018): Strategie zur Minderung der Nährstoffeinträge in Gewässer in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe
- IKSE-EG SW (2016): Metodik zur Berechnung der Jahresstofffrachten. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg
- Kasprzak, P., Benndorf, J., Gonsiorczyk, T., Koschel, R., Krienitz, L., Mehner, T., ... Wagner, A. (2007): Reduction of nutrient loading and biomanipulation as tools in water quality management: Long-term observations on Bautzen Reservoir and Feldberger Haussee

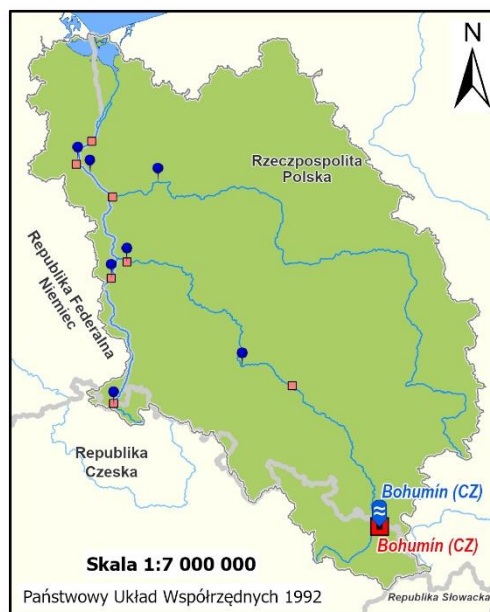
- (Germany). North American Lake Management Society (ed.): Lake and Reservoir Management, 23(4), p. 410 – 427
- Klein, J. d. (2008): From Ditch to Delta, Nutrient retention in running waters. PhD-thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands
- OECD (1982): Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Paris
- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., Gale, P. M. (1999): Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 29, p. 83 – 146
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H., Richards, F. A. (1963): The influence of organisms on the composition of sea-water. M. N. Hill (ed.): The Sea, 2, p. 26 – 77
- Rosendorf, P., Tušil, P., Durčák, M., Svobodová, J., Beránková, T., Vyskoč, P. (2011): Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích. VÚV TGM, v.v.i. Certifikovaná metodika MŽP.
- Rosendorf, P., Prchalová, H. (2019) : Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického potenciálu útvarů povrchových vod kategorie řeka, VÚV TGM, v. v. i.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. z 2019 r. poz. 2148)
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury 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. z 2021 r. poz. 1475)
- UBA (2004): Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer. Zusammenfassender Bericht zu Forschungsergebnissen und Systemschutz im deutschen Wattenmeer. UBA-Texte 03/04
- VDLUFA (2018): Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. Standpunkt des VDLUFA, Speyer
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., ... Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. International Review of Hydrobiology, 96
- Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom. 20 Juni 2016 (BGBl. I S.1373)
- Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV) vom 09. November 2010 (BGBl. I S. 1513), zuletzt geändert durch Art. 1 Verordnung vom 04. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044)
- Vyhláška č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod
- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)

## Załącznik 1: Karty informacyjne dla reprezentatywnych punktów pomiarowych na MODO

Nazwa punktu IMS-Odra:

**Bohumín (Odra, CZ)**Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):**λ: 18.327053      φ: 49.920297**

Nazwa wodowskazu:

**Bohumín (Odra, CZ)**Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych ČHMÚ, WGS84):**λ: 18.327294      φ: 49.920001**

Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

## Stężenia azotu w latach 2011-2018:

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TN <sub>sr</sub> [mg/l]	4,318	4,046	4,848	3,939	4,228	4,570	4,138	4,050
TN <sub>max</sub> [mg/l]	10,700	5,400	8,350	5,260	5,010	10,500	5,780	4,990
TN <sub>min</sub> [mg/l]	3,050	2,720	3,200	3,070	3,170	2,150	3,010	2,990
TN <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>4,273</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

## Stężenia fosforu w latach 2011-2018:

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TP <sub>sr</sub> [mg/l]	0,194	0,233	0,274	0,208	0,223	0,253	0,192	0,208
TP <sub>max</sub> [mg/l]	0,590	0,440	0,590	0,280	0,400	0,790	0,340	0,290
TP <sub>min</sub> [mg/l]	0,060	0,090	0,120	0,120	0,090	0,110	0,090	0,090
TP <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>0,220</b>							

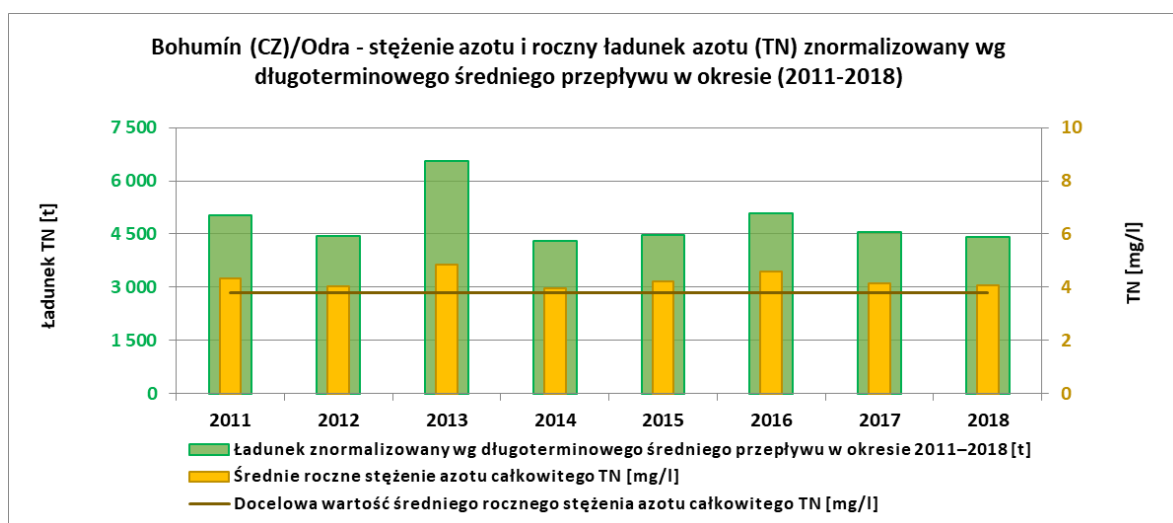
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

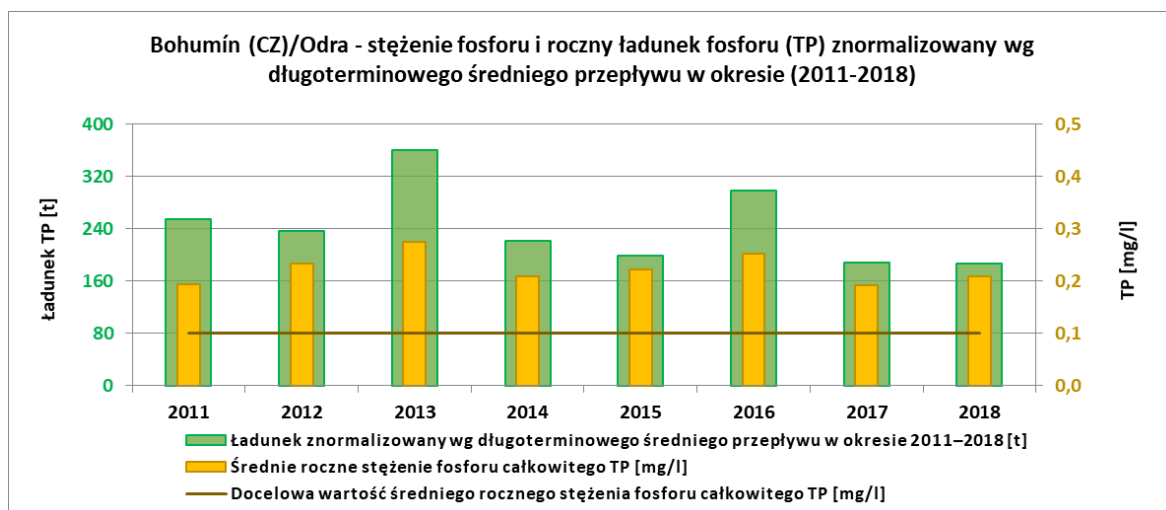
Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
$Q_{\text{sr}}$ [m <sup>3</sup> /s] <sup>1)</sup>	36,3	30,3	45,9	32,5	25,7	30,4	36,6	23,5
$Q_{\text{sr 2011-2018}}$ [m <sup>3</sup> /s] <sup>1)</sup>	<b>32,6</b>							
$Q_{\text{sr 1920-2018}}$ [m <sup>3</sup> /s] <sup>2)</sup>	<b>42,5</b>							

Źródło danych: <sup>1)</sup>własne obliczenia na podstawie danych ČHMÚ <sup>2)</sup>dane ČHMÚ

## Wykresy:



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych ČHMÚ



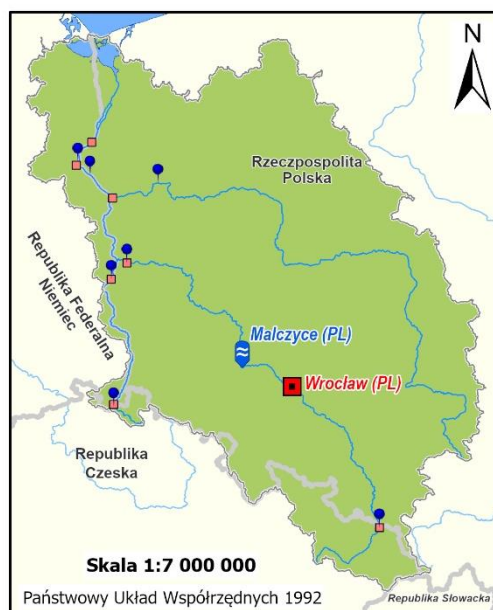
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych ČHMÚ

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.

Nazwa punktu IMS-Odra:

**Wrocław (Odra, PL)**Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):**λ: 17.158540      φ: 51.079770**

Nazwa wodowskazu:

**Malczyce (Odra, PL)**Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych IMGW-PIB, WGS84):**λ: 16.492778      φ: 51.226111**

Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

**Stężenia azotu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012 <sup>1)</sup>	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TN <sub>śr</sub> [mg/l]	3,217	-	3,933	2,873	2,899	3,383	3,424	3,124
TN <sub>max</sub> [mg/l]	3,960	-	8,060	3,720	4,260	6,310	4,340	4,710
TN <sub>min</sub> [mg/l]	2,660	-	2,650	2,040	1,350	1,430	1,940	1,270
TN <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l] <sup>2)</sup>	<b>3,269</b>							

Uwaga: <sup>1)</sup>stężenie azotu nie było mierzone w danym roku <sup>2)</sup>średnia bez 2012 roku

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

**Stężenia fosforu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012 <sup>1)</sup>	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TP <sub>śr</sub> [mg/l]	0,191	-	0,155	0,148	0,142	0,157	0,182	0,150
TP <sub>max</sub> [mg/l]	0,635	-	0,312	0,300	0,210	0,240	0,360	0,260
TP <sub>min</sub> [mg/l]	0,082	-	0,054	0,088	0,089	0,095	0,110	0,084
TP <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l] <sup>2)</sup>	<b>0,161</b>							

Uwaga: <sup>1)</sup>stężenie fosforu nie było mierzone w danym roku <sup>2)</sup>średnia bez 2012 roku

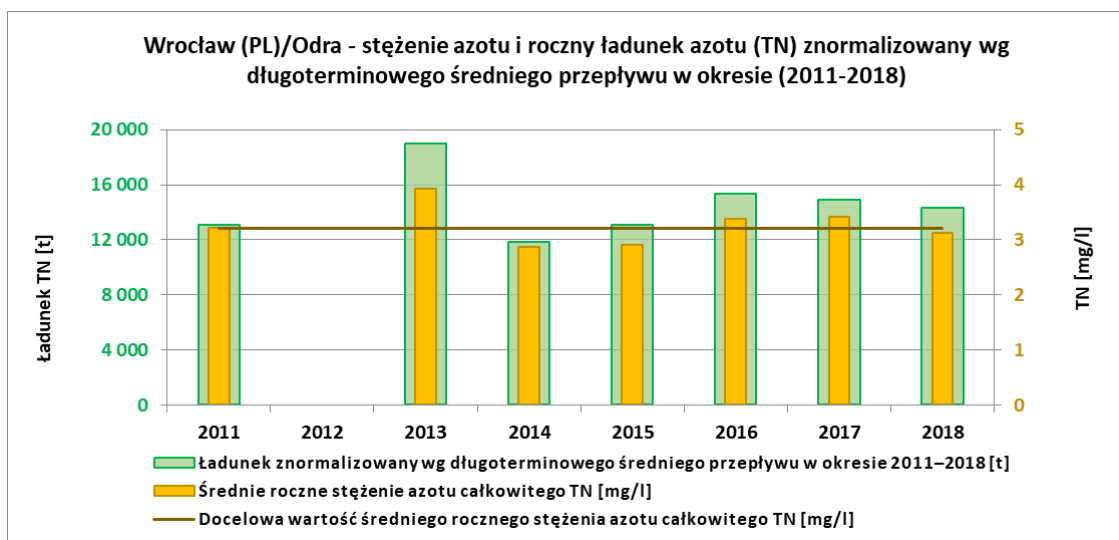
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
$Q_{sr}$ [m <sup>3</sup> /s] <sup>1)</sup>	162	117	209	130	94	108	130	78
$Q_{sr}$ 2011-2018 [m <sup>3</sup> /s] <sup>2)</sup>	<b>128</b>							
$Q_{sr}$ 1961-2018 [m <sup>3</sup> /s] <sup>2)</sup>	<b>160</b>							

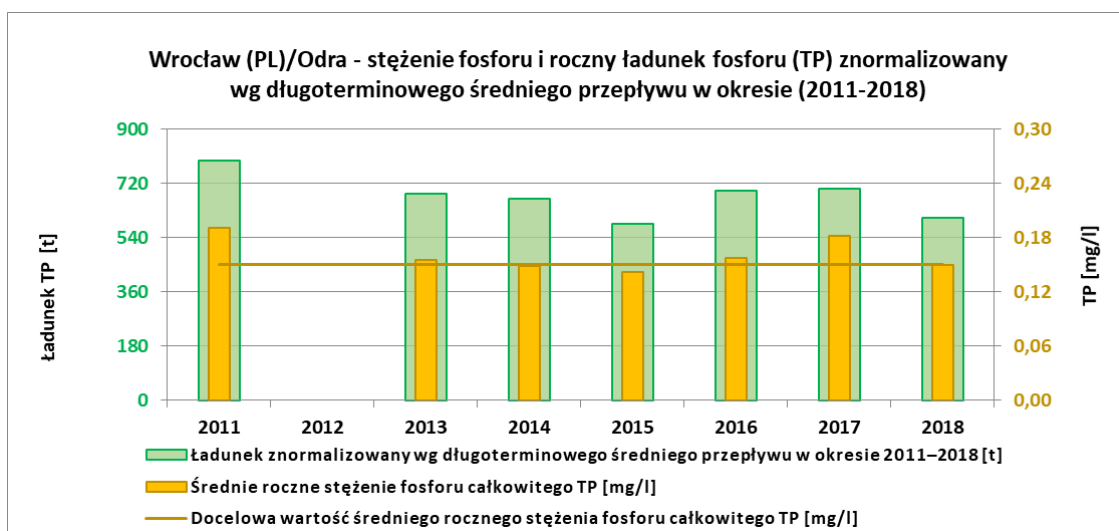
Źródło danych: <sup>1)</sup>dane IMGW-PIB <sup>2)</sup>własne obliczenia na podstawie danych IMGW-PIB

## Wykresy:



Uwaga: brak obliczeń dla 2012 roku z powodu braku pomiaru stężenia azotu

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB



Uwaga: brak obliczeń dla 2012 roku z powodu braku pomiaru stężenia fosforu

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.

Nazwa punktu IMS-Odra:

## Połęcko (Odra powyżej ujścia Nysy łużyckiej, PL)

Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):

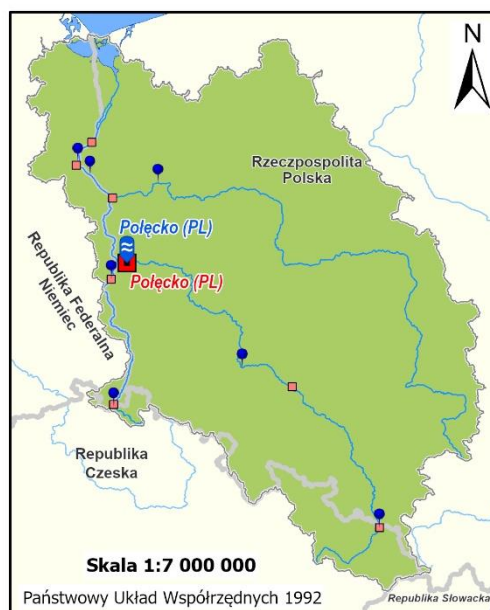
λ: 14.890420      φ: 52.052280

Nazwa wodowskazu:

## Połęcko (Odra, PL)

Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych IMGW-PIB, WGS84):

λ: 14.892222      φ: 52.052500



Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

### Stężenia azotu w latach 2011-2018:

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TN <sub>sr</sub> [mg/l]	3,251	3,770	4,055	3,552	3,216	4,003	3,916	2,968
TN <sub>max</sub> [mg/l]	5,860	3,770	6,590	4,210	5,660	6,630	8,600	5,750
TN <sub>min</sub> [mg/l]	1,600	3,770	1,980	2,740	1,020	1,260	1,740	0,880
TN <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>3,568</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

### Stężenia fosforu w latach 2011-2018:

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TP <sub>sr</sub> [mg/l]	0,176	0,168	0,179	0,233	0,166	0,207	0,153	0,161
TP <sub>max</sub> [mg/l]	0,257	0,168	0,296	0,968	0,284	0,492	0,281	0,223
TP <sub>min</sub> [mg/l]	0,128	0,168	0,118	0,108	0,080	0,059	0,109	0,103
TP <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>0,182</b>							

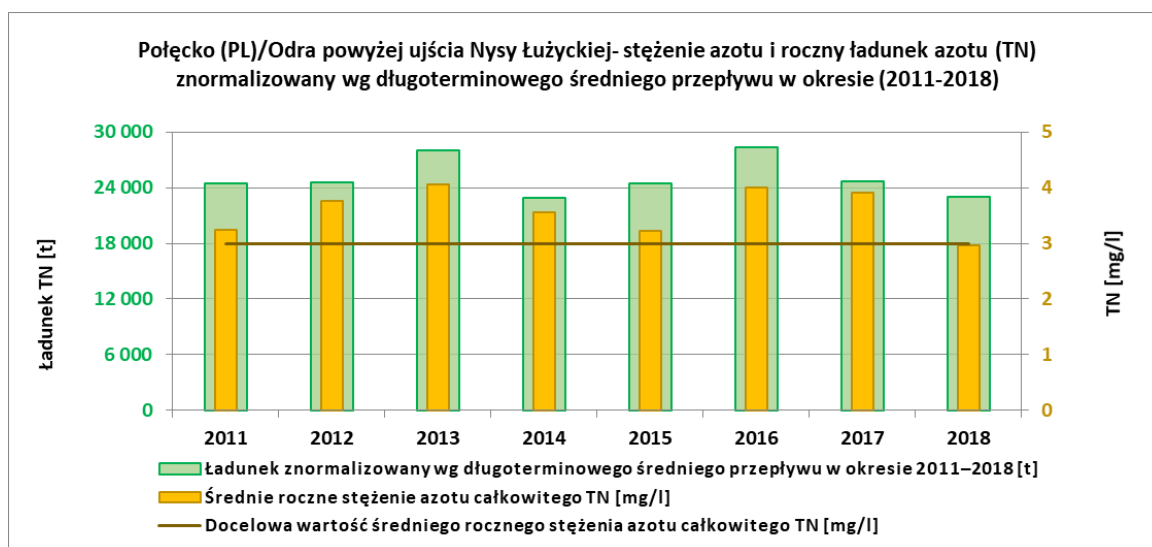
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

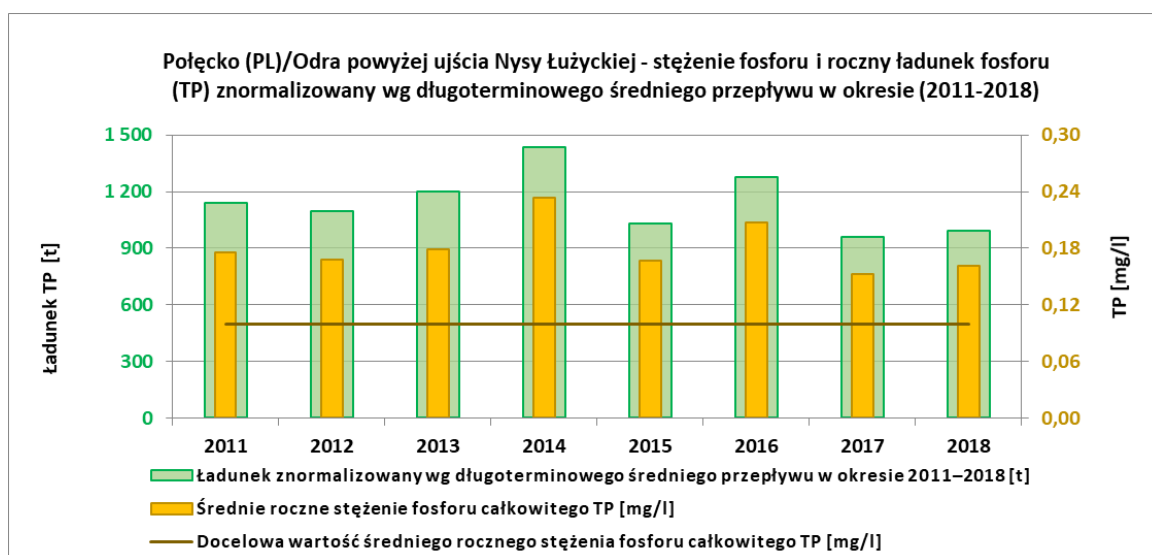
Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
$Q_{\text{sr}} [\text{m}^3/\text{s}]^{1)}$	274	201	315	197	144	171	212	137
$Q_{\text{sr 2011-2018}} [\text{m}^3/\text{s}]^{2)}$	<b>206</b>							
$Q_{\text{sr 1949-2018}} [\text{m}^3/\text{s}]^{2)}$	<b>252</b>							

Źródło danych: <sup>1)</sup>dane IMGW-PIB <sup>2)</sup>własne obliczenia na podstawie danych IMGW-PIB

## Wykresy:



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.

Nazwa punktu IMS-Odra:

**„Trójpunkt Graniczny PL/CZ”  
(Hrádek n. Nisou,  
Nysa Łużycka, CZ)**

Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):

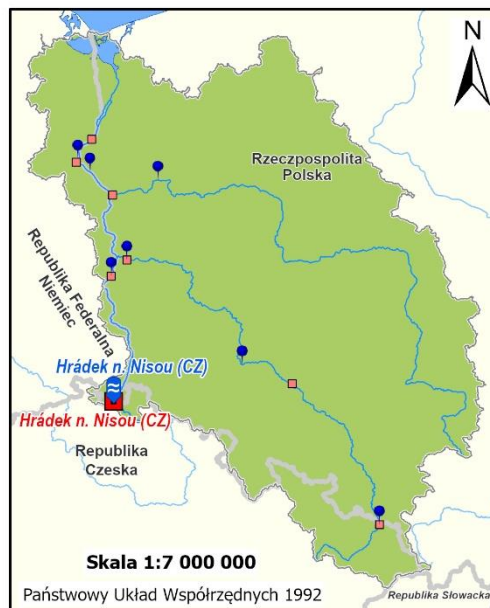
λ: 14.821026      φ: 50.872214

Nazwa wodowskazu:

**Hrádek n. Nisou  
(Nysa Łużycka, CZ)**

Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych ČHMÚ, WGS84):

λ: 14.823199      φ: 50.854662



Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

**Stężenia azotu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TN <sub>śr</sub> [mg/l]	3,442	3,767	3,217	3,408	4,692	3,711	3,450	4,033
TN <sub>max</sub> [mg/l]	5,200	5,300	4,900	5,000	8,000	5,100	4,500	5,400
TN <sub>min</sub> [mg/l]	2,300	2,700	2,100	2,600	2,800	2,500	2,900	3,200
TN <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>3,715</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

**Stężenia fosforu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TP <sub>śr</sub> [mg/l]	0,108	0,108	0,136	0,164	0,176	0,105	0,106	0,133
TP <sub>max</sub> [mg/l]	0,230	0,210	0,250	0,550	0,400	0,250	0,200	0,270
TP <sub>min</sub> [mg/l]	0,040	0,050	0,060	0,050	0,060	0,050	0,050	0,050
TP <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>0,129</b>							

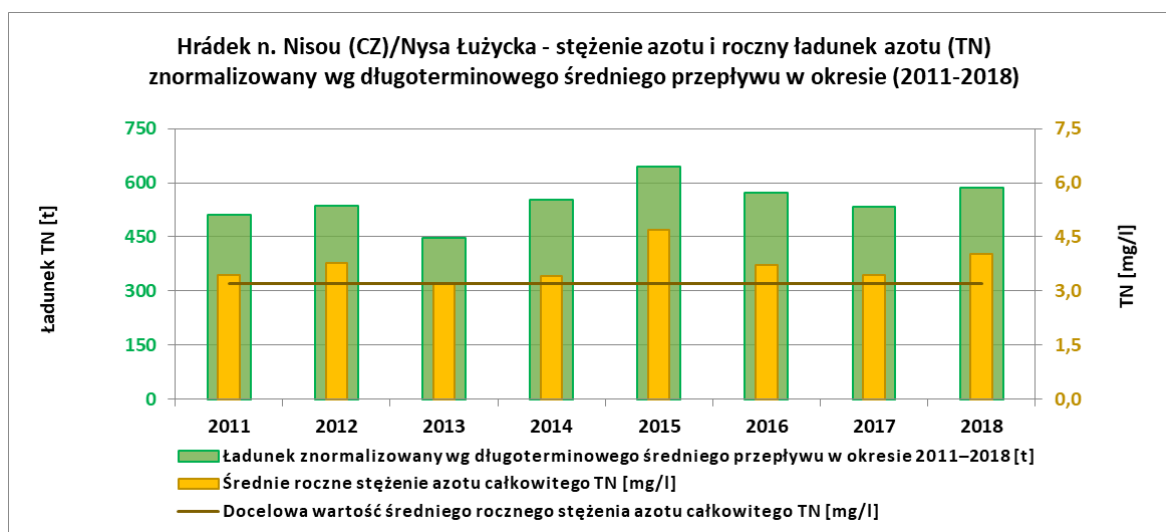
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

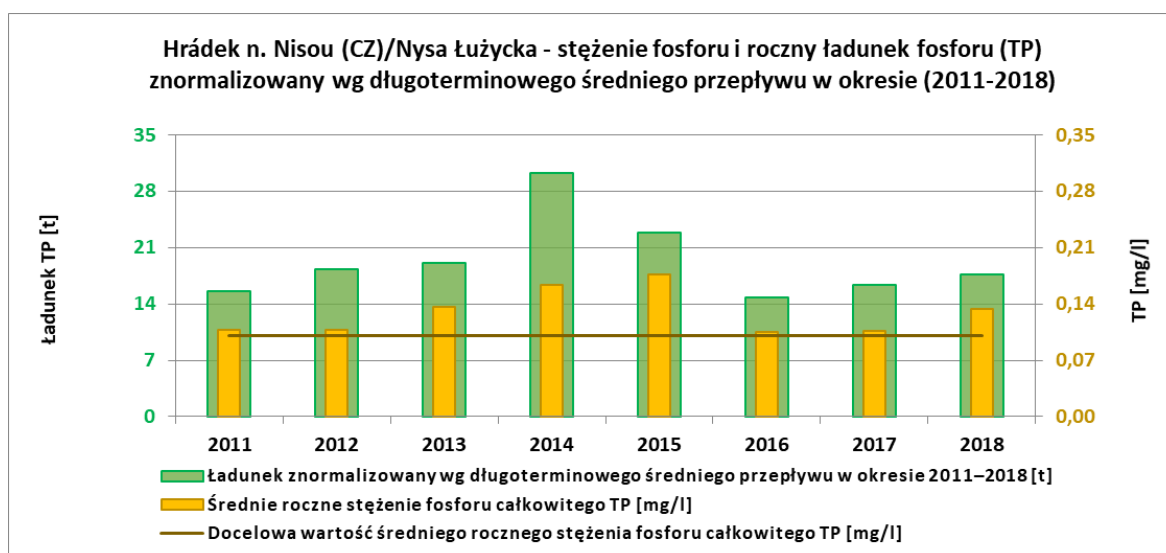
Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
$Q_{\text{sr}} [\text{m}^3/\text{s}]^{1)}$	7,1	6,1	7,5	3,1	3,1	3,9	6,0	3,3
$Q_{\text{sr 2011-2018}} [\text{m}^3/\text{s}]^{1)}$	5,0							
$Q_{\text{sr 1952-2018}} [\text{m}^3/\text{s}]^{2)}$	5,4							

Źródło danych: <sup>1)</sup>własne obliczenia na podstawie danych ČHMÚ <sup>2)</sup>dane ČHMÚ

## Wykresy:



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych ČHMÚ



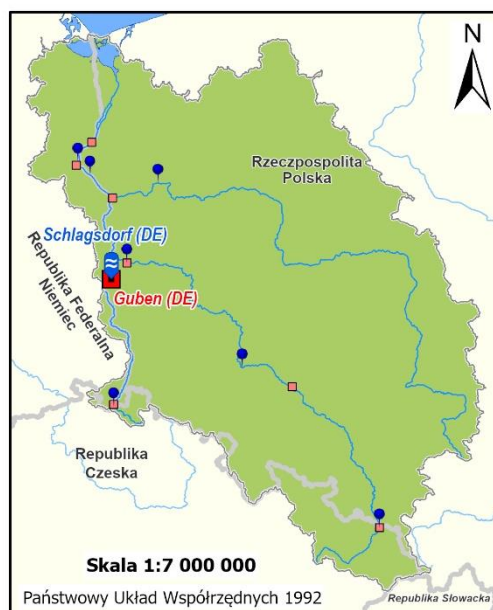
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych ČHMÚ

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.

Nazwa punktu IMS-Odra:

**Guben (Nysa Łużycka, DE)**Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):**λ: 14.692318      φ: 51.909623**

Nazwa wodowskazu:

**Schlagsdorf – 6602600  
(Nysa Łużycka, DE)**Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych LfU Brandenburg, WGS84):**λ: 14.695213      φ: 51.911446**

Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

**Stężenia azotu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TN <sub>sr</sub> [mg/l]	2,496	2,343	2,681	2,231	2,122	2,638	2,808	2,112
TN <sub>max</sub> [mg/l]	4,000	3,800	4,100	3,300	4,000	4,500	7,000	3,700
TN <sub>min</sub> [mg/l]	1,800	1,200	1,900	1,100	0,790	1,400	1,800	0,730
TN <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>2,430</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

**Stężenia fosforu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TP <sub>sr</sub> [mg/l]	0,065	0,078	0,085	0,088	0,084	0,094	0,114	0,067
TP <sub>max</sub> [mg/l]	0,122	0,211	0,170	0,219	0,349	0,298	0,459	0,135
TP <sub>min</sub> [mg/l]	0,025	0,042	0,051	0,041	0,032	0,041	0,051	0,042
TP <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>0,084</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

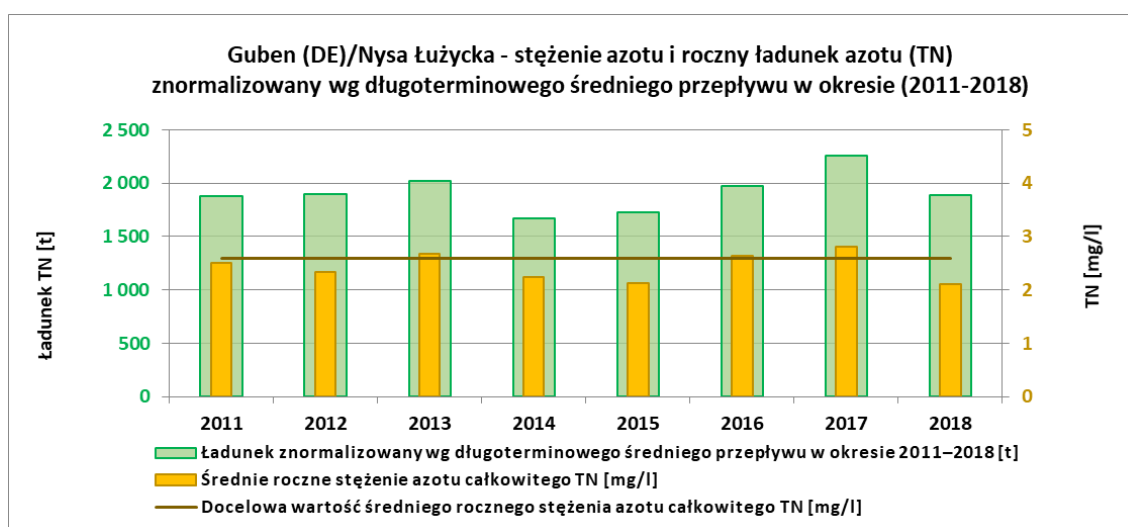
## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018 <sup>1)</sup>
$Q_{\text{sr}} [\text{m}^3/\text{s}]^2)$	31,0	27,4	33,7	16,5	15,2	18,0	22,9	14,0
$Q_{\text{sr}} 2011-2018 [\text{m}^3/\text{s}]^2)$	<b>22,5</b>							
$Q_{\text{sr}} 1990-2015 [\text{m}^3/\text{s}]^3)$	<b>24,2</b>							

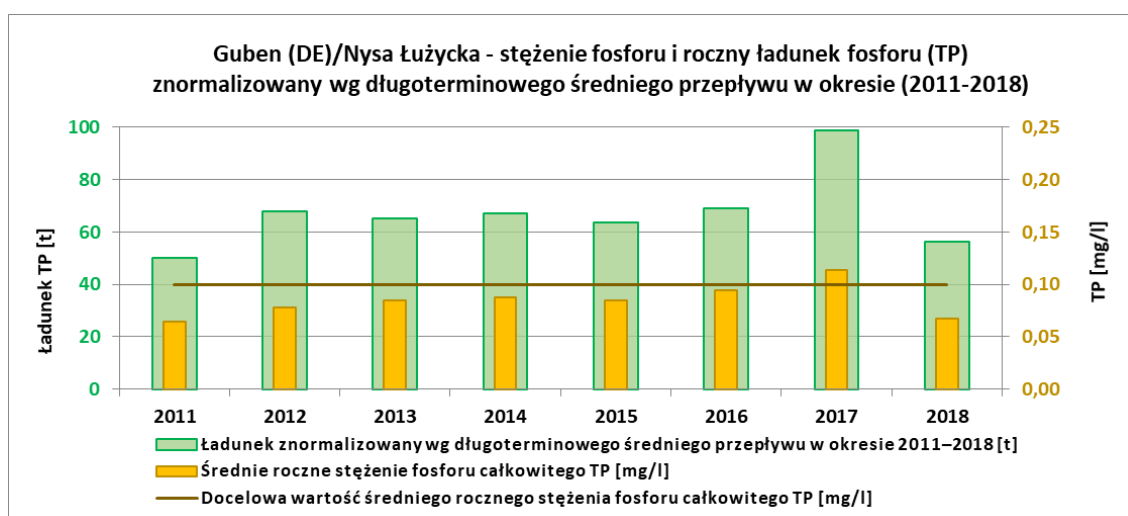
Uwaga: <sup>1)</sup>średnia bez listopada i grudnia

Źródło danych: <sup>2)</sup>własne obliczenia na podstawie danych LfU Brandenburg <sup>3)</sup>dane LfU Brandenburg

## Wykresy:



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych LfU Brandenburg



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych LfU Brandenburg

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.

Nazwa punktu IMS-Odra:

## **Kostrzyn nad Odrą (Warta – ujście do Odry, PL)**

Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):

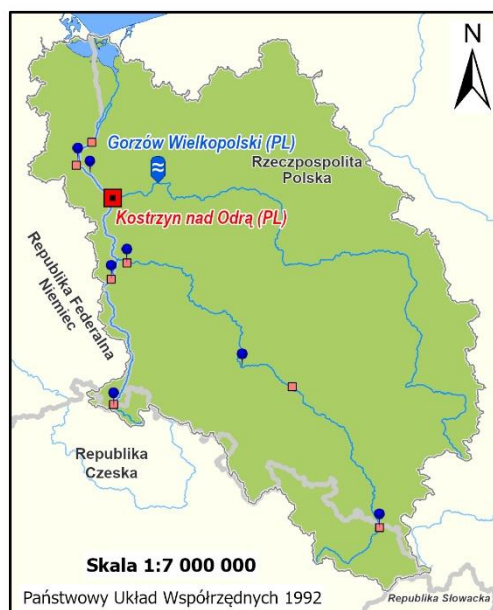
λ: 14.645753      φ: 52.583631

Nazwa wodowskazu:

## **Gorzów Wielkopolski (Warta, PL)**

Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych IMGW-PIB, WGS84):

λ: 15.253056      φ: 52.730000



Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

### Stężenia azotu w latach 2011-2018:

Rok	2011 <sup>1)</sup>	2012 <sup>1)</sup>	2013 <sup>1)</sup>	2014	2015 <sup>1)</sup>	2016 <sup>1)</sup>	2017	2018 <sup>1)</sup>
TN <sub>śr</sub> [mg/l]	-	-	-	2,303	-	-	3,212	-
TN <sub>max</sub> [mg/l]	-	-	-	3,920	-	-	8,150	-
TN <sub>min</sub> [mg/l]	-	-	-	1,270	-	-	1,160	-
TN <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l] <sup>2)</sup>	<b>2,848</b>							

Uwaga: <sup>1)</sup>stężenie azotu nie było mierzone w danym roku <sup>2)</sup>średnia za 2 lata (2014 i 2017)

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

### Stężenia fosforu w latach 2011-2018:

Rok	2011 <sup>1)</sup>	2012 <sup>1)</sup>	2013 <sup>1)</sup>	2014	2015 <sup>1)</sup>	2016 <sup>1)</sup>	2017	2018 <sup>1)</sup>
TP <sub>śr</sub> [mg/l]	-	-	-	0,156	-	-	0,142	-
TP <sub>max</sub> [mg/l]	-	-	-	0,290	-	-	0,260	-
TP <sub>min</sub> [mg/l]	-	-	-	0,100	-	-	0,065	-
TP <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l] <sup>2)</sup>	<b>0,148</b>							

Uwaga: <sup>1)</sup>stężenie fosforu nie było mierzone w danym roku <sup>2)</sup>średnia tylko z 2 lat (2014 i 2017)

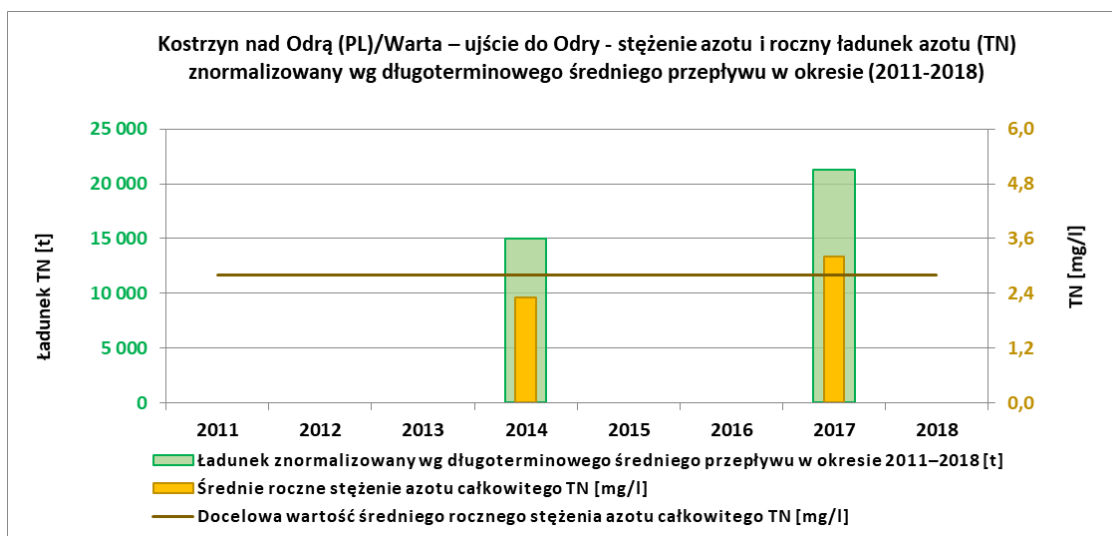
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
$Q_{sr}$ [m <sup>3</sup> /s] <sup>1)</sup>	253	173	224	161	123	137	244	187
$Q_{sr}$ 2011-2018 [m <sup>3</sup> /s] <sup>2)</sup>	<b>188</b>							
$Q_{sr}$ 1949-2018 [m <sup>3</sup> /s] <sup>2)</sup>	<b>207</b>							

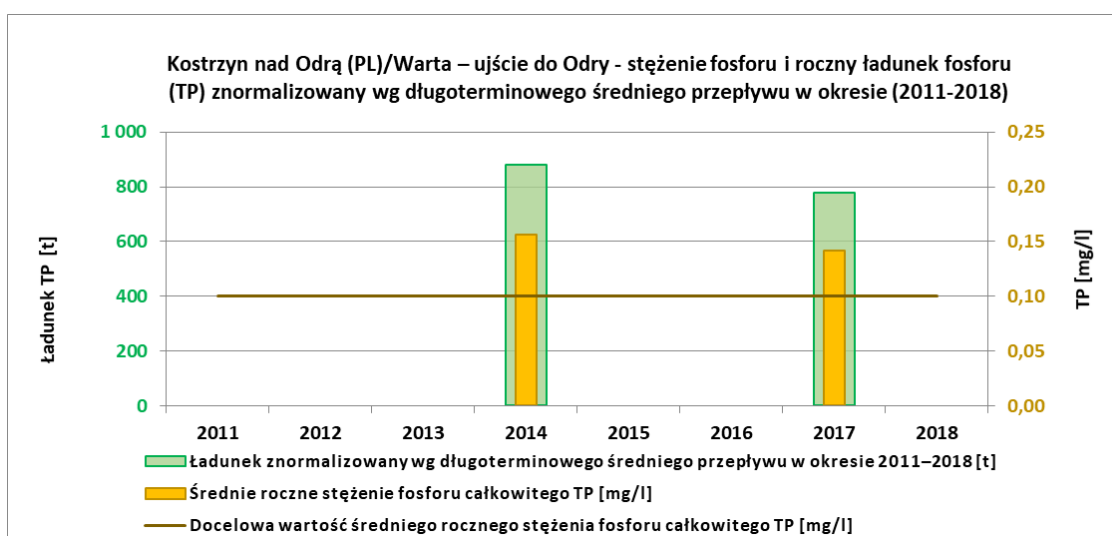
Źródło danych: <sup>1)</sup>dane IMGW-PIB <sup>2)</sup>własne obliczenia na podstawie danych IMGW-PIB

## Wykresy:



Uwaga: obliczenia tylko dla dwóch lat (2014 i 2015), w pozostałych latach nie był prowadzony monitoring stężenia azotu

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB



Uwaga: obliczenia tylko dla dwóch lat (2014 i 2015), w pozostałych latach nie był prowadzony monitoring stężenia fosforu

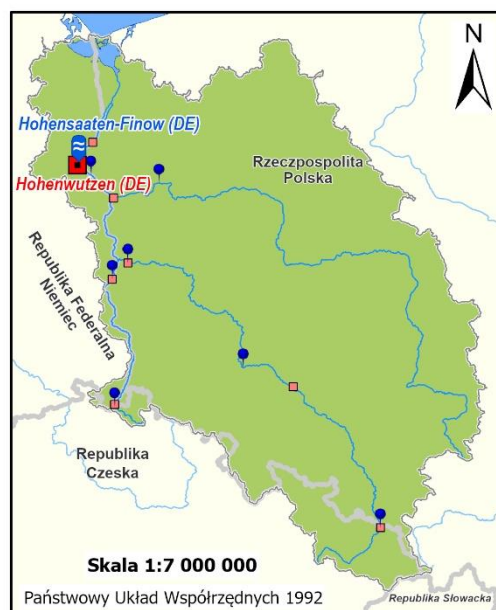
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.

Nazwa punktu IMS-Odra:

***Hohenwutzen (Odra, DE)***Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):**λ: 14.122643      φ: 52.836020**

Nazwa wodowskazu:

***Hohensaaten-Finow – 6030800 (Odra, DE)***Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych LfU Brandenburg, WGS84):**λ: 14.141116      φ: 52.864735**

Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

**Stężenia azotu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TN <sub>śr</sub> [mg/l]	2,585	2,436	2,685	2,592	1,922	2,546	2,746	2,385
TN <sub>max</sub> [mg/l]	5,200	4,700	4,600	4,000	3,700	4,400	4,500	5,100
TN <sub>min</sub> [mg/l]	1,100	1,400	1,100	1,500	0,890	1,300	1,300	1,100
TN <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>2,488</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

**Stężenia fosforu w latach 2011-2018:**

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TP <sub>śr</sub> [mg/l]	0,104	0,130	0,133	0,128	0,148	0,137	0,135	0,127
TP <sub>max</sub> [mg/l]	0,160	0,196	0,264	0,205	0,266	0,168	0,219	0,220
TP <sub>min</sub> [mg/l]	0,037	0,086	0,084	0,087	0,097	0,102	0,094	0,078
TP <sub>śr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>0,130</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

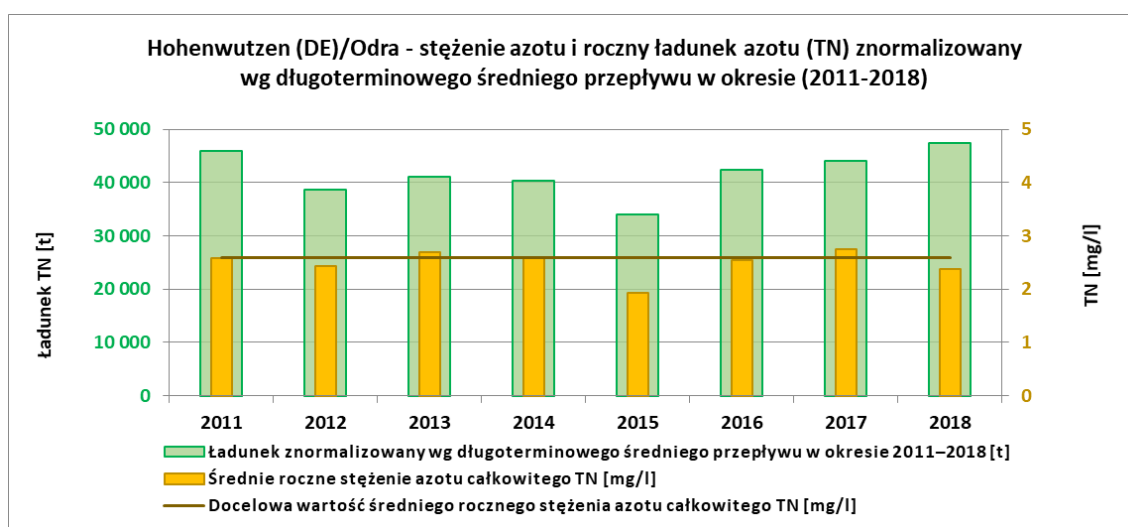
## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018 <sup>1)</sup>
$Q_{\text{śr}} [\text{m}^3/\text{s}]^{3)}$	630	465	659	408	305	349	513	395
$Q_{\text{śr}} 2011-2018 [\text{m}^3/\text{s}]^{3)}$	<b>467</b>							
$Q_{\text{śr}} 1921-2018 [\text{m}^3/\text{s}]^{2),4)}$	<b>517</b>							

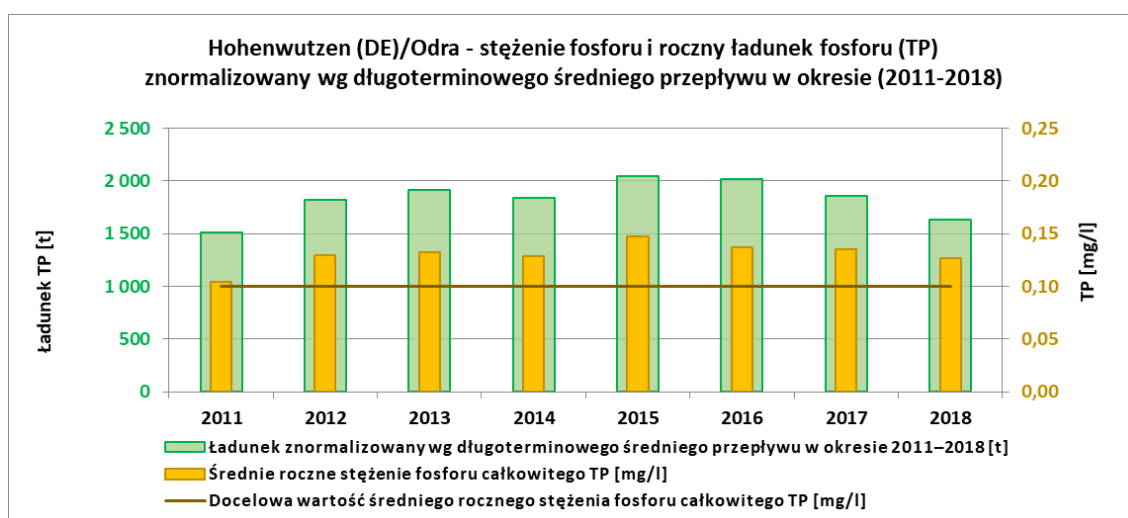
Uwaga: <sup>1)</sup>średnia bez listopada i grudnia <sup>2)</sup>średnia bez 1945

Źródło danych: <sup>3)</sup>własne obliczenia na podstawie danych LfU Brandenburg <sup>4)</sup>dane LfU Brandenburg

## Wykresy:



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych LfU Brandenburg



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych LfU Brandenburg

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.

Nazwa punktu IMS-Odra:

## ***Krajnik Dolny (Odra powyżej ujścia Rurzycy, PL)***

Współrzędne punktu IMS-Odra  
(długość i szerokość geograficzna,  
wg bazy danych IMS-Odra, WGS84):

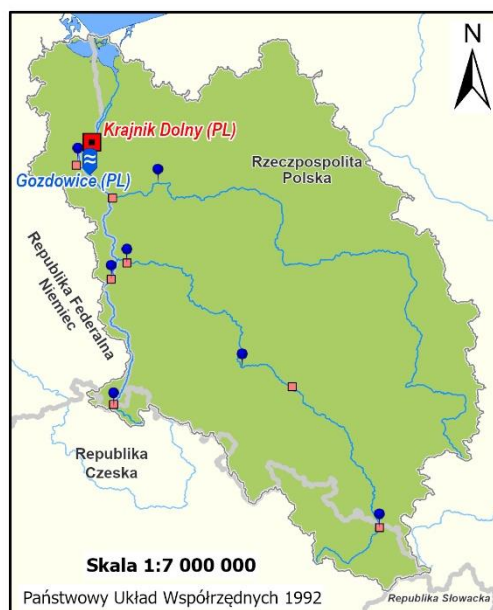
λ: 14.312365      φ: 53.034682

Nazwa wodowskazu:

## ***Gozdowice (Odra, PL)***

Współrzędne wodowskazu  
(długość i szerokość geograficzna,  
na podstawie danych IMGW-PIB, WGS84):

λ: 14.317778      φ: 52.764167



Źródło danych: zbiór danych MKOOpZ; baza danych MS-Odra; zbiór danych IMGW-PIB; zbiór danych LfU Brandenburg; zbiór danych ČHMÚ; baza danych EuroGlobalMap 2019/2021

### Stężenia azotu w latach 2011-2018:

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TN <sub>sr</sub> [mg/l]	3,317	2,778	3,030	3,013	2,350	3,275	3,763	2,863
TN <sub>max</sub> [mg/l]	6,722	4,018	4,660	4,514	3,900	5,800	7,560	6,690
TN <sub>min</sub> [mg/l]	2,147	1,586	1,586	1,920	1,000	2,000	1,240	1,210
TN <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>3,048</b>							

Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

### Stężenia fosforu w latach 2011-2018:

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
TP <sub>sr</sub> [mg/l]	0,164	0,169	0,213	0,181	0,155	0,187	0,168	0,156
TP <sub>max</sub> [mg/l]	0,250	0,290	0,390	0,260	0,240	0,230	0,290	0,220
TP <sub>min</sub> [mg/l]	0,100	0,049	0,110	0,090	0,100	0,120	0,100	0,090
TP <sub>sr 2011-18</sub> [mg/l]	<b>0,174</b>							

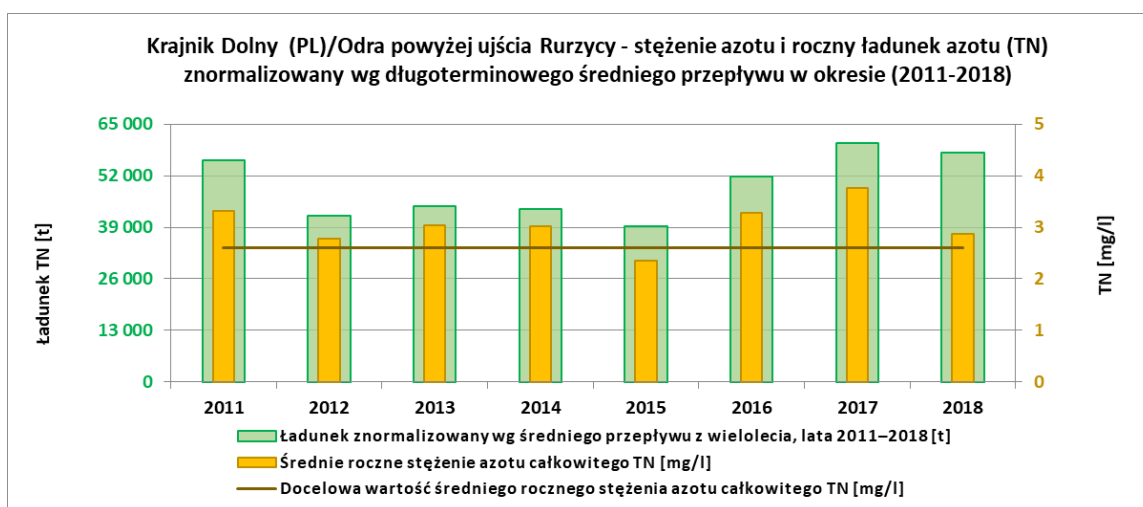
Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra

## Warunki hydrologiczne w latach 2011-2018:

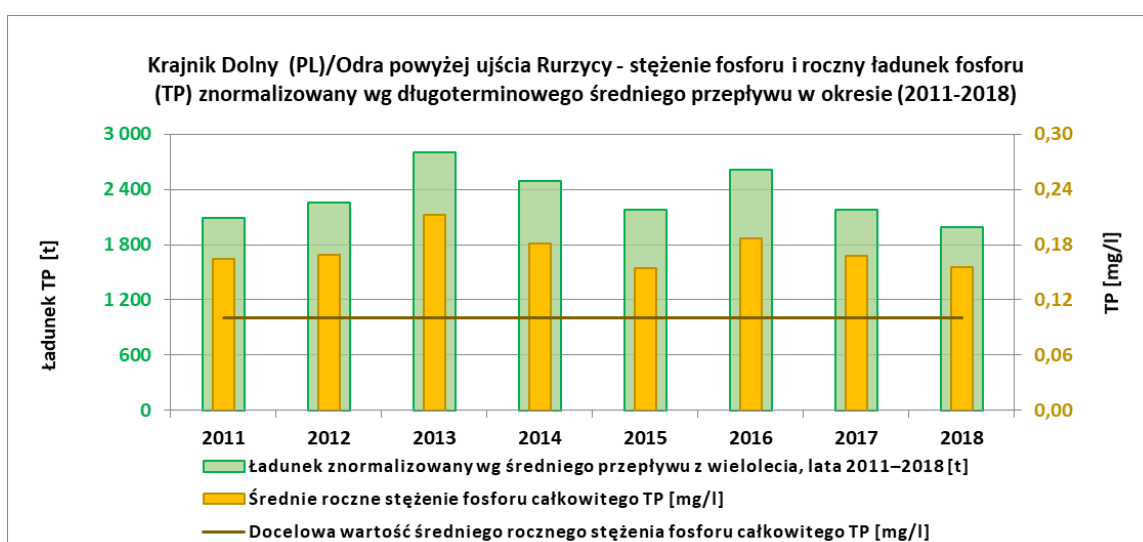
Rok kalendarzowy	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
$Q_{\text{sr}} [\text{m}^3/\text{s}]^{1)}$	604	444	624	397	296	342	501	369
$Q_{\text{sr}} 2011-2018 [\text{m}^3/\text{s}]^{2)}$	447							
$Q_{\text{sr}} 1949-2018 [\text{m}^3/\text{s}]^{2)}$	514							

Źródło danych: <sup>1)</sup>dane IMGW-PIB <sup>2)</sup>własne obliczenia na podstawie danych IMGW-PIB

## Wykresy:



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB



Źródło danych: własne obliczenia na podstawie danych IMS-Odra oraz danych IMGW-PIB

Wszystkie dane oraz obliczenia prezentowane w karcie informacyjnej są wyłącznie w celach informacyjnych. Powielanie informacji oraz danych do celów komercyjnych jest niedozwolone.



Strategia redukcji substancji biogennych w wodach na MODO 2022

# Międzynarodowy Obszar Dorzecza Odry

Ocena eutrofizacji wód powierzchniowych w punktach pomiarowo-kontrolnych według Dyrektywy 91/676/EWG

Mapa AN1  
30.06.2022



**Źródła danych:**

- zbiór danych MKOOpZ
- baza danych EuroGlobalMap 2019 (EGM 2019), stan: marzec 2019
- baza danych EuroGlobalMap 2021 (EGM 2021), stan: październik 2021
- "Rocznik Demograficzny 2021", GUS, Warszawa 2021
- Baza danych demograficznych dla wybranych miast w Republice Czeskiej (baza danych ČSÚ), stan na 30.04.2021
- dane z Państwowego Rejestru Nazw Geograficznych-PRNG, nazwy miejscowości, stan na 15.10.2021
- Centralne Repozytorium Danych EIONET – baza danych na podst. art. 10 dyrektywy 91/676/EWG (stan danych: PL-03.11.2020; DE-12.05.2021; CZ-18.05.2021)

**Eutrofizacja w punktach pomiarowo-kontrolnych**

- nie występuje
- może zaistnieć
- występuje

**Punkty pomiarowo-kontrolne dla**

- rzek
- jezior i zbiorników wodnych
- △ wód przybrzeżnych i przejściowych
- wybrane miasta ≥ 50 000 miesz.

**Obszary opracowań**

- Górną Odrą
- Środkową Odrą
- Dolną Odrą
- Zalew Szczeciński
- Nysa Łużycka
- Warta
- istotne jeziora i zbiorniki wodne
- wody przybrzeżne i przejściowe

**Republika Czeska** kraj członkowski

**Republika Słowacka** kraj

**Warta** obszary opracowań

**Łódź** miasta ≥ 500 000 miesz.

**Opole** wybrane miasta < 500 000 miesz.



Strategia redukcji substancji biogennych w wodach na MODO 2022

# Międzynarodowy Obszar Dorzecza Odry

Przegląd wybranych punktów pomiarowych oraz stacji wodowskazowych

Mapa AN2  
30.06.2022



0 20 40 80 km

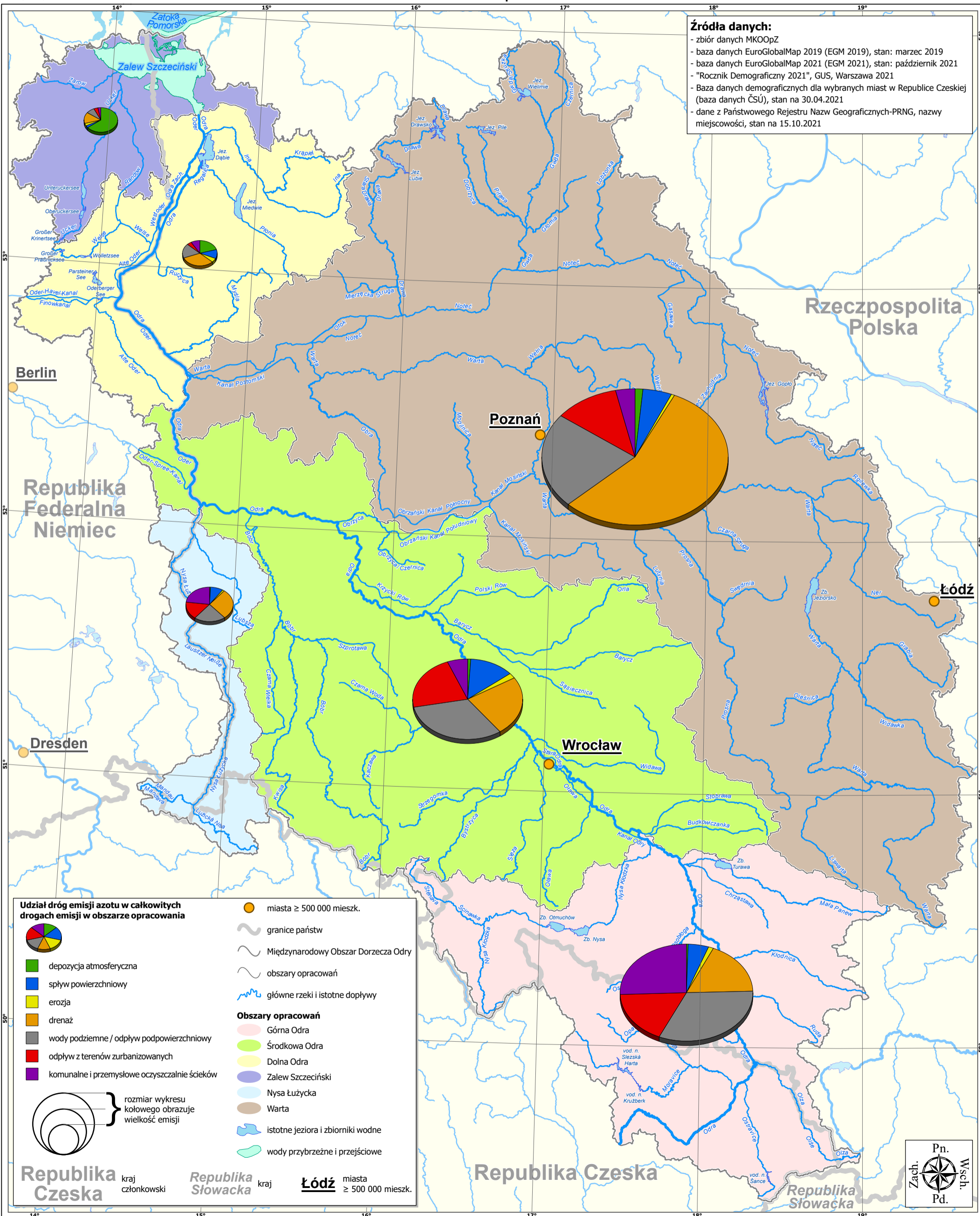
Skala 1:1 500 000

Państwowy Układ Współrzędnych 1992



# Międzynarodowy Obszar Dorzecza Odry

## Udział dróg emisji azotu w całkowitych drogach emisji w obszarach opracowania



**Źródła danych:**

- zbiór danych MKOOpZ
- baza danych EuroGlobalMap 2019 (EGM 2019), stan: marzec 2019
- baza danych EuroGlobalMap 2021 (EGM 2021), stan: październik 2021
- "Rocznik Demograficzny 2021", GUS, Warszawa 2021
- Baza danych demograficznych dla wybranych miast w Republice Czeskiej (baza danych ČSÚ), stan na 30.04.2021
- dane z Państwowego Rejestru Nazw Geograficznych-PRNG, nazwy miejscowości, stan na 15.10.2021

**Udział dróg emisji azotu w całkowitych drogach emisji w obszarze opracowania**

	miasta ≥ 500 000 mieszk.
	depozycja atmosferyczna
	spływ powierzchniowy
	erozja
	drenaż
	wody podziemne / odpływ podpowierzchniowy
	odpływ z terenów zurbanizowanych
	komunalne i przemysłowe oczyszczalnie ścieków
	granice państw
	Międzynarodowy Obszar Dorzecza Odry
	obszary opracowań
	główne rzeki i istotne dopływy
	<b>Obszary opracowań</b>
	Górna Odra
	Środkowa Odra
	Dolna Odra
	Zalew Szczeciński
	Nysa Łużycka
	Warta
	istotne jeziora i zbiorniki wodne
	wody przybrzeżne i przejściowe

rozmiar wykresu kołowego obrazuje wielkość emisji

Republika Czeska kraj członkowski    Republika Słowacka kraj    **Łódź** miasta ≥ 500 000 mieszk.



Strategia redukcji substancji biogennych w wodach na MODO 2022

# Międzynarodowy Obszar Dorzecza Odry

Udział dróg emisji fosforu w całkowitych drogach emisji w obszarach opracowania

Mapa AN4

30.06.2022

