

DIANA TRZCIŃSKA, MARCIN PCHAŁEK

Uniwersytet Gdański

PRAWO O OCENACH ODDZIAŁYWANIA
NA ŚRODOWISKO JAKO DZIEDZINA
MULTIDYSCYPLINARNA

1. ZAKRES PRZEDMIOTOWY ANALIZ I METODOLOGIA BADAŃ

Prawne podstawy dla badań w obrębie tytułowego zagadnienia stanowią zasadniczo przepisy prawa europejskiego: 1) dyrektywy Rady 92/43/EWG z 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory¹; 2) dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 r. ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej²; 3) dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2011/92/UE z 13 grudnia 2011 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko³. Na szczególną uwagę zasługuje przy tym integracja zewnętrzna powyższych aktów prawnych i ich wzajemna relacja. W tym kontekście wskazać należy, że w płaszczyźnie realizacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko dyrektywa EIA powinna być uznana za akt spajający. W postępowaniu

¹ Dz. Urz. WE L 206, s. 7; dalej: dyrektywa siedliskowa.

² Dz. Urz. WE L 327, s. 1; dalej: RDW.

³ Dz. Urz. UE L 26 z 2012 r., s. 1; dalej: dyrektywa EIA.

dotyczącym oceny oddziaływania przedsięwzięć na środowisko⁴ zintegrowane są zarówno mechanizmy oceny z art. 4 ust. 7 RDW, jak i art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej, ustanawiające przesłanki dopuszczalności realizacji przedsięwzięć zagrażających celom środowiskowym wskazanym dyrektyw. Przepisy dyrektywy EIA mają charakter proceduralny. Z kolei powołane przepisy art. 4 ust. 7 RDW, jak i art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej definiują przesłanki materialnoprawne dopuszczalności realizacji przedsięwzięć zagrażających celom środowiskowym wskazanym dyrektyw⁵.

W przypadku art. 4 ust. 7 RDW mamy do czynienia z oceną oddziaływania na stan ekologiczny jednolitych części wód, a w konsekwencji z analizami w zakresie nauk hydrobiologicznych i hydromorfologicznych (HYMO), prowadzonymi w kontekście wartości progowych dla poszczególnych klas stanu elementów biologicznych oraz elementów HYMO. Natomiast w odniesieniu do art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej spotykamy się z kolei z biologicznymi definicjami „ogólnej spójności Natura 2000”, zaś w ustawie z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody⁶ – z pojęciem „integralności obszaru Natura 2000”⁷. Oba te terminy doczekały się licznych interpretacji zarówno w orzecznictwie ETS/TSUE, jak i stosownych wytycznych metodologicznych. Oba omawiane mechanizmy, wynikające z wymienionych wyżej Dyrektyw, wiążą się również z obowiązkiem wykazania braku opcji korzystniejszej środowiskowo, co przenosi z kolei zakres dokonywanych analiz w toku postępowań administracyjnych w odrębny obszar nauk ekonomicznych,

⁴ W dalszej części artykułu powoływane w skrócie jako postępowanie OOS.

⁵ Na temat celów ekologicznych z perspektywy aksjologii prawa zob. D. TRZCIŃSKA, *Cele ekologiczne jako elementy aksjologii w planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym obszarów morskich*, [w:] *Aksjologia prawa administracyjnego*, red. J. ZIMMERMANN, Warszawa 2017, s. 387-401.

⁶ Tekst jedn. Dz. U. z 2023 r. poz. 1336 ze zm.; dalej: u.o.p.

⁷ Por. art. 5 ust. 1d u.o.p., zgodnie z którym integralność obszaru Natura 2000 oznacza spójność czynników strukturalnych i funkcjonalnych warunkujących zrównoważone trwanie populacji gatunków i siedlisk przyrodniczych, dla ochrony których zaprojektowano lub wyznaczono obszar Natura 2000. Por. też art. 33 ust. 1 pkt 3 u.o.p. formułujący zakaz podejmowania działań pogarszających integralność obszaru Natura 2000 lub jego powiązania z innymi obszarami.

a konkretnie – analizy kosztów i korzyści. W końcu realizacja przedsięwzięć naruszających cele RDW i dyrektywy siedliskowej wymaga wykazania nadrzędnego interesu publicznego, co stanowi już głównie domenę wywodów prawniczych. W ramach dalszych części niniejszego artykułu przedstawione zostaną pozaprawne uwarunkowania prowadzenia ocen w wymienionych wyżej obszarach analitycznych.

2. DYREKTYWA EIA A OCENA ODDZIAŁYWANIA NA STAN EKOLOGICZNY WÓD W ROZUMIENIU ART. 4 UST. 7 RDW

Zgodnie z art. 2 ust. 1 dyrektywy EIA: „Państwa członkowskie przyjmują wszystkie niezbędne środki, aby zapewnić podleganie przedsięwzięć mogących powodować znaczące skutki w środowisku, między innymi z powodu ich charakteru, rozmiarów lub lokalizacji, wymogowi uzyskania zezwolenia na inwestycję i oceny w odniesieniu do ich skutków na środowisko, przed udzieleniem zezwolenia”. W świetle art. 1 ust. 2 lit. c dyrektywy EIA „zezwolenie na inwestycję” oznacza decyzję właściwego organu lub organów, na podstawie której wykonawca otrzymuje prawo do wykonania przedsięwzięcia. Na gruncie orzecznictwa ETS⁸ „zezwolenie na inwestycję” dotyczy decyzji (wydawanej w jednym lub wielu etapach) umożliwiającej wykonawcy rozpoczęcie prac w celu wykonania przedsięwzięcia. Jest to pojęcie wspólnotowe, wchodzące w wyłączny zakres stosowania prawa europejskiego, a takim terminom należy w zasadzie nadać w całej Wspólnocie niezależną i jednolitą wykładnię, którą ustala się przy uwzględnieniu kontekstu przepisu i celu, jakiemu służą dane uregulowania.

W świetle załącznika IV dyrektywy EIA dokumentacja OOŚ (informacje zawarte w raporcie o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko) przedkładana w ramach postępowania w sprawie zgody na realizację przedsięwzięcia powinna zawierać między innymi:

⁸ Por. sprawa C-290/03, *The Queen*, na wniosek Diane Barker p. London Borough of Bromley, wyrok ETS z 4 maja 2006 r., ECLI EU C 2006, 286, oraz z tego samego dnia wyrok ETS dotyczący sprawy C-508/03, „White City”, ECLI EU C 2006, 287, eur-lex.europa.eu. [dostęp 10 sierpnia 2023 r.].

1. opis rozsądnych rozwiązań alternatywnych (np. związanych z projektem przedsięwzięcia, technologią, lokalizacją, wielkością i skalą) rozpatrywanych przez wykonawcę, które są istotne dla proponowanego przedsięwzięcia oraz jego cech charakterystycznych, i podanie głównych powodów wyboru danej opcji, wraz z porównaniem wpływu na środowisko;
2. opis elementów środowiska, na które przedsięwzięcie może mieć znaczące oddziaływanie: w tym między innymi różnorodność biologiczna (np. fauna i flora), woda (np. zmiany hydromorfologiczne, ilość i jakość);
3. opis metod lub dowodów prognozowania zastosowanych do wskazania i oceny znaczącego wpływu na środowisko, w tym szczegółowe informacje dotyczące trudności (np. niedostatków technicznych lub braku wiedzy) napotkanych w trakcie gromadzenia potrzebnych informacji, a także wyszczególnienie głównych niewiadomych;
4. opis środków przewidzianych w celu uniknięcia wszelkiego ustalonego znaczącego wpływu na środowisko, zapobieżenia mu, ograniczenia go lub, w miarę możliwości, zrównoważenia tego wpływu i, w stosownych przypadkach, wszelkich proponowanych środków w zakresie monitorowania (np. przygotowanie powykonawczej analizy przedsięwzięcia).

Odnosząc powyższe wymogi do charakteru prawnego RDW, wskazać należy, że zasadniczo RDW opiera się na tzw. kontroli ramowej, polegającej na wskazaniu warunków, jakie powinien spełnić adresat podejmujący określone działania, i ograniczającej się na wskazaniu rezultatów działania⁹. W dyrektywie tej jednak istnieją znaczne różnice co do rodzaju zobowiązań nakładanych na państwa członkowskie¹⁰, co wymaga każdorazowego określenia charakteru zawartego w niej przepisu, aby oszacować zakres obowiązku implementacji spoczywający na państwach członkowskich oraz adresatach norm. W odniesieniu do art. 4 ust. 7

⁹ A. KALISZ, *Wykładnia i stosowanie prawa wspólnotowego*, Warszawa 2007, s. 25-26.

¹⁰ Zob. wyrok ETS w sprawie C-32/05, *Komisja v. Luksemburg*, ECR 2006, s. I-11323, pkt 41-44.

RDW i wynikającego z niego mechanizmu dopuszczalności realizacji przedsięwzięć zagrażających celom środowiskowym wskazanym w tej dyrektywie¹¹ jego charakter wskazuje na konieczność precyzyjnej i jasnej transpozycji do prawa krajowego. Przepisy te konstruuują bowiem mechanizm oceny działań, których realizacja mogłaby doprowadzić do pogorszenia się stanu środowiska wodnego¹². Zgodnie z tym mechanizmem odstępstwo od realizacji celów środowiskowych w zakresie osiągnięcia/zachowania dobrego stanu lub potencjału ekologicznego nie stanowi naruszenia przepisów RDW, jeżeli: a) zostały podjęte wszystkie praktyczne kroki, aby ograniczyć niekorzystny wpływ na stan części wód (art. 4 ust. 7 lit. a RDW); b) przyczyny tych modyfikacji lub zmian są częściowo określone i wyjaśnione w planie gospodarowania wodami w dorzeczu wymaganym na mocy art. 13, a cele podlegają ocenie co sześć lat (art. 4 ust. 7 lit. b RDW); c) przyczyny tych modyfikacji lub zmian stanowią nadrzędny interes społeczny i/lub korzyści dla środowiska i dla społeczeństwa płynące z osiągnięcia celów wymienionych w ust. 1, są przeważone przez wpływ korzyści wynikających z nowych modyfikacji czy zmian na ludzkie zdrowie, utrzymanie ludzkiego bezpieczeństwa lub zrównoważony rozwój (art. 4 ust. 7 lit. c RDW); d) korzystne cele, którym służą te modyfikacje lub zmiany części wód, nie mogą, z przyczyn możliwości technicznych czy nieproporcjonalnych kosztów być osiągnięte innymi środkami, stanowiącymi znacznie korzystniejszą opcję środowiskową (art. 4 ust. 7 lit. d RDW).

Jak wynika z powyższych przesłanek, przepisy art. 4 ust. 7 RDW są dość dobrze skorelowane z wymogami dyrektywy EIA odnośnie do zakresu dokumentacji OOŚ. Dotyczy to następujących elementów: opis stanu środowiska, analiza wariantowa, ocena oddziaływania na stan

¹¹ Wskazane w tym przepisie cele to brak osiągnięcia dobrego stanu wód podziemnych, dobrego stanu ekologicznego oraz niezapobieganie pogorszeniu się ze stanu bardzo dobrego do dobrego danej części wód powierzchniowych.

¹² Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego i Rady – W sprawie zrównoważonej gospodarki wodnej na terenie Unii Europejskiej – Pierwszy etap wdrażania ramowej dyrektywy wodnej 2000/60/WE [SEK(2007) 362] [SEK(2007) 363]/* COM/2007/0128 końcowy */.

wód oraz ekosystemy zależne od wód, opis środków minimalizujących i kompensujących oddziaływanie.

W praktyce postępowań OOS ocena oddziaływania na stan/potencjał ekologiczny jest jednak bardzo poważnym wyzwaniem analitycznym. Jego rezultaty zależne są między innymi od jakości monitoringu diagnostycznego stanu elementów biologicznych/HYMO, od dostępności metod oceny istotności oddziaływań na stan elementów biologicznych/HYMO oraz metod minimalizacji i kompensacji tych oddziaływań, w końcu zaś od dostępności metod wyceny usług ekosystemowych na potrzeby wagi interesów społecznych, gospodarczych i ekologicznych (analiza wariantowa). Ramowa dyrektywa wodna wyróżnia następujące biologiczne elementy oceny stanu lub potencjału ekologicznego wód: fitoplankton, fitobentos, makrofity, makrobezkręgowce i ichtiofaunę. Elementy te stanowią podstawowy składnik oceny stanu lub potencjału ekologicznego wód w Państwowym Monitoringu Środowiska. W Polsce monitoring elementów biologicznych prowadzony jest przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska oraz przez specjalistyczne jednostki naukowe działające na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Ocena stanu ekologicznego w oparciu o dany element wykonywana jest na podstawie wyników badań terenowych, za pomocą odpowiednich wskaźników wielometrycznych. Dla wód płynących są to wskaźniki: IO – indeks okrzemkowy (fitobentos), IFPL – multimetryczny indeks fitoplanktonowy, MIR – makrofitowy indeks rzeczny, MMI – polski wielometryczny wskaźnik stanu ekologicznego rzek (makobezkręgowce) EFI+PL – wielometryczny wskaźnik do oceny stanu/potencjału ekologicznego rzek w oparciu o ichtiofaunę z uzupełniającym wskaźnikiem dla ryb dwusrodowiskowych D; IBI + PL – wielometryczny wskaźnik oparty na amerykańskiej metodzie „wskaźnika integralności biologicznej” z uzupełniającym wskaźnikiem D. Granice klas dla poszczególnych metod oceny elementów biologicznych określa rozporządzenie Ministra Infrastruktury z 25 czerwca 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 priorytetowych¹³. W przypadku silnie zmienionych i sztucznych części wód rzek oraz silnie zmienionych części wód jezior cytowane rozporządzenie wprowadza od 2022 r. indywidualnie dobrane granice klas potencjału ekologicznego, odpowiadające rzeczywistemu stopniowi modyfikacji danej części wód. Różnorodność metod badania elementów biologicznych oraz stosowanych wskaźników sprawia, że tylko niewielka liczba JCW rzek i jezior jest objęta kompleksowym monitoringiem wszystkich elementów biologicznych. Zwykle oceniane są dwa lub trzech z nich (przeważnie fitobentos i fitoplankton oraz makrofity, rzadziej makrobezkręgowce, a najrzadziej – ichtiofauna). W wodach przejściowych i przybrzeżnych prowadzony jest bardziej kompleksowy monitoring, ze względu na niewielką liczbę części wód. Monitoring hydromorfologiczny wód powierzchniowych w ostatnich latach uległ znaczącej zmianie polegającej na opracowaniu i zastosowaniu szczegółowych metodyk w ocenie jezior i rzek. Badania hydromorfologiczne rzek realizowane są w oparciu o hydromorfologiczny indeks rzeczny (HIR). Ocena i klasyfikacja JCWP rzecznych polega na ocenie kameralnej całej JCWP oraz terenowej wyznaczonych odcinków badawczych. W Polsce metoda HIR stosowana jest w monitoringu od roku 2017 i jest krokiem milowym w ocenie stanu hydromorfologicznego w porównaniu z dotychczas stosowanym podejściem. Oprócz monitoringu wód powierzchniowych metoda ta była wykorzystywana między innymi do wyznaczania silnie zmienionych części wód. Metoda może być wykorzystywana także w ocenach wpływu inwestycji na środowisko, prognozowaniu działań renaturyzacyjnych oraz do opisu siedliska rzeczno jako uzupełnienie badań organizmów wodnych. Ocena istotności oddziaływań na stan wód wiąże się z ustanowieniem parametrów granicznych, których przekroczenie wiązać się będzie z uznaniem zagrożenia w realizacji celów środowiskowych RDW¹⁴. Parametryzacja

¹³ Dz. U. z 2021 r. poz. 1475.

¹⁴ Parametrom granicznym dla wszystkich elementów biologicznych oraz HYMO poświęcony został w całości raport z projektu badawczo-rozwojowego M. PCHAŁEK, red., *Ocena wsteczna stanu jednolitych części wód na potrzeby indywidualnej analizy zgodności z Ramową Dyrektywą Wodną projektów współfinansowanych z funduszy unijnych*, Warszawa 2014.

taka ma charakter ekspercki i bazuje *stricte* na znajomości zależności ekosystemowych oraz wrażliwości poszczególnych elementów stanu ekologicznego wód. Podstawą parametryzacji powinny być między innymi wyniki analiz porealizacyjnych przedsięwzięć prowadzonych w ramach tzw. monitoringu operacyjnego RDW oraz w ramach obowiązków w zakresie monitoringu oddziaływań nałożonych w toku postępowania OOS. Z kolei zaprojektowanie adekwatnych środków minimalizujących oddziaływanie wymaga zrozumienia charakteru skutków oraz znajomości uwarunkowań lokalnych przedsięwzięcia. Są to zatem rozważania specyficzne dla każdego przypadku, zdeterminowane takimi kwestiami, jak: obowiązujące regulacje prawne, wykonalność, koszty wdrożenia, stanowiska zainteresowanych stron. W praktyce bardzo istotne jest zapewnienie już na najwcześniejszym możliwym etapie ścisłej kooperacji pomiędzy autorami koncepcji/projektu budowlanego a zespołem OOS. Współpraca ta ma zapewnić możliwość modyfikacji alternatywnych rozwiązań przedsięwzięcia, polegającej na wprowadzeniu pożądaných zmian do projektu zgodnie z hierarchią łagodzenia¹⁵.

Zagadnienie wyceny kosztów i korzyści środowiskowych w ramach analizy wariantowej wiąże się z kolei z problematyką wyceny usług ekosystemów, która jest dyskutowana od długiego czasu, jednak wciąż jest to obszar budzący liczne wątpliwości metodyczne, między innymi z uwagi na trudności w kwantyfikacji świadczeń ekosystemów ujmowanych w wielkościach fizycznych, jak i zastrzeżeń związanych z przypisywaniem ekosystemom wartości ekonomicznej. Koncepcja usług ekosystemowych zakłada, że możliwe jest dość dokładne zmierzenie wartości zasobów lub innych świadczeń dostarczanych przez środowisko

¹⁵ Tematowi minimalizacji i kompensacji oddziaływań przedsięwzięć hydrotechnicznych poświęcona została w całości praca I. BIEDROŃ, red. (i inni), *Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z uzasadnieniem ich wdrożenia*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2018. Indywidualne studium przypadku w omawianym zakresie przedstawiono z kolei w artykule P. PRUS, M. PCHAŁEK, *Prace modernizacyjne na Odrze granicznej – Program środków minimalizujących i kompensujących oddziaływanie na biologiczne elementy stanu wód w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Wodnej*, «Gospodarka Wodna» 7-8/2019, s. 15, s. 28.

i zmonetyzowanie tych wartości¹⁶. Ekonomiści od wieków debatuje nad znaczeniem pojęcia „wartości” – czym jest i jak ją mierzyć. Istnieje powszechna zgoda co do tego, że ekosystemy są „wartościowe” i że ich wartość powinna być brana pod uwagę w procesach decyzyjnych, na poziomie decyzji indywidualnych inwestorów i decyzji strategicznych rządu. Natomiast nadal trwają prace badawcze prowadzone w poszukiwaniu optymalnych metod wyceny tej wartości. Podejmowane próby wyceny wartości korzyści uzyskiwanych dzięki prawidłowemu funkcjonowaniu ekosystemów i świadczeniu przez nie usług odwołują się do metod badawczych dostępnych w ramach ekonomii i nauk społecznych. Metody te mogą mieć charakter pieniężny lub niepieniężny^{17,18}. Obecnie z uwagi na brak ugruntowanych i miarodajnych metod wyceny usług ekosystemowych analizy wariantowe w ramach postępowań OOŚ mają charakter jakościowy i ekspercki. Po stronie usług ekosystemowych w praktyce wyceniane powinny być następujące korzyści:

1. cele środowiskowe RDW w zakresie elementów biologicznych oraz elementów HYMO;
2. ciągłość wodnych korytarzy ekologicznych (ochrona drożności cieku – programy restytucji ryb wędrownych)¹⁹ oraz ciągłość ekologiczna rzeki na potrzeby migracji awifauny²⁰;

¹⁶ P. SUDRA, *Usługi ekosystemowe na tle wybranych koncepcji ekologii miasta*, «Człowiek i Środowisko» 39.1/2015, s. 61-73.

¹⁷ Metodom pieniężnym poświęcony został artykuł R. DE GROOT (i inni), *Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units*, «Ecosystem Services» 1/2012, s. 50–61.

¹⁸ Zagadnieniom teoretycznym w zakresie obu metod poświęcona została praca A. FREEMAN III, *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*, New York 2014.

¹⁹ Realizowane dla takich gatunków, jak jasiołt, łosoś, troć, certa. Potrzeby i możliwości w zakresie poprawy drożności rzek w Polsce określone zostały w J. BŁACHUTA, *Ocena potrzeb i priorytetów udrożnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce*, Warszawa 2010.

²⁰ Proponujemy zdefiniowanie korytarza ekologicznego jako szlaku, który umożliwia migrację i dyspersję roślin, zwierząt, grzybów, protistów i diaspór pomiędzy płatami ich siedlisk i który obejmuje niezbędne do jego prawidłowego funkcjonowania liniowe, nieliniowe, pasmowe lub obszarowe, ciągłe lub nieciągłe, naturalne, półnaturalne lub antropogeniczne, biotyczne lub abiotyczne elementy strukturalne

3. integralność i spójność obszarów Natura 2000 wyznaczonych dla gatunków wodnych oraz gatunków i siedlisk zależnych od wód²¹;
4. cele ochrony krajowych obszarowych form ochrony przyrody, których przedmiotem ochrony są gatunki i siedliska zależne od wód, w tym ochrona obszarów mokradłowych²² oraz obszarów wodnoblotnych o szczególnym znaczeniu dla ptactwa wodnego²³;
5. zachowanie przepływów środowiskowych²⁴.

3. DYREKTYWA EIA A OCENA ODDZIAŁYWANIA NA INTEGRALNOŚĆ I SPÓJNOŚĆ OBSZARÓW NATURA 2000

Zakres dokumentacji OOŚ niezbędnej do przedstawienia w toku postępowania w sprawie zgody na realizację przedsięwzięcia został już przedstawiony w pkt 2 niniejszego artykułu. Analogicznie do przypadku RDW również i przepisy dyrektywy siedliskowej wprowadzają szczególną regulację materialnoprawną określającą warunki dopuszczalności realizacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na obszary Natura 2000.

środowiska przyrodniczego, w tym przestrzeń powietrzną. Szerzej na temat ochrony lądowych korytarzy ekologicznych zob. M. PCHAŁEK (i inni), *Efektywność ochrony korytarzy ekologicznych. Koncepcja zmian legislacyjnych*, Warszawa 2011, s. 111. Por. także definicję legalną korytarza ekologicznego z art. 5 pkt 2 u.o.p., zgodnie z którą jest to obszar umożliwiający migrację roślin, zwierząt lub grzybów.

²¹ Do kluczowych prac w tym zakresie należy zaliczyć: P. CHYLARECKI (i inni), *Zasady gospodarowania na obszarach NATURA 2000 w dolinach rzek*, Warszawa 2005; P. KOWALCZAK (i inni), *Natura 2000 a gospodarka wodna*, Warszawa 2009.

²² Zob. na ten temat W. KOTOWSKI, *Usługi ekosystemowe mokradeł kluczem do zrównoważonej gospodarki wodnej*, [w:] *Zarządzanie zasobami wodnymi w Polsce 2018*, Warszawa 2018, s. 53.

²³ W tym zakresie na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska opracowano wytyczne: A. SIKORA (i inni), *Monitoring ptaków wodno-blotnych w okresie wędrówek. Poradnik metodyczny*, Warszawa 2011.

²⁴ Zob. *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive Guidance Document*, No. 31; Technical Report – 2015 – 086, European Union 2015.

W toku postępowania OOŚ właściwa ocena wpływu na obszary Natura 2000 ma miejsce w przypadku uznania, że prawdopodobnie wystąpią istotne oddziaływania lub nie można ich obiektywnie wykluczyć²⁵. Jej zadaniem jest stwierdzenie w oparciu o zasadę przezorności, czy naruszona zostanie integralność obszaru²⁶. Analogicznie do przypadku etapu screeningu, dokumentacja OOŚ względem danego planu lub przedsięwzięcia nie może cechować się lukami i brakiem całościowych, precyzyjnych i ostatecznych spostrzeżeń i wniosków, które z naukowego punktu widzenia powinny wyjaśnić wszystkie uzasadnione wątpliwości w odniesieniu do skutków zamierzonego działania dla rzeczonego obszaru Natura 2000²⁷.

Jeżeli po zaprojektowaniu środków łagodzących obiektywnie można stwierdzić, że negatywne oddziaływania na integralność obszaru Natura 2000 pozostaną, konieczne stanie się przejście do kolejnego etapu analiz, czyli badania rozwiązań alternatywnych (w praktyce najczęściej rozwiązania te są rozpatrywane na dużo wcześniejszym etapie procedury). Pozytywny wynik tego badania skutkuje koniecznością modyfikacji projektu (należy poszukiwać wariantu jak najmniej szkodliwego dla środowiska). Dyrektywy w zakresie uwarunkowań analizy wariantów alternatywnych sprecyzowane zostały przez ETS w sprawie C-239/04²⁸.

²⁵ Zob. sprawa C-127/02, wyrok z 7 września 2004 r., Landelijke Vereniging [...], ECLI EU C 2004, 482 – rozważania na temat prawdopodobieństwa znaczących oddziaływań powodującego konieczność przeprowadzenia oceny właściwej.

²⁶ W sprawie C-209/02, wyrok z 29 stycznia 2004 r., Komisja p. Republice Austrii, ECLI EU C 2004, 61, Trybunał uznał naruszenie art. 6 ust. 3 i 4 dyrektywy siedliskowej, stwierdzając m.in., że: „Uwzględniając treść raportów biegłego i okoliczność braku dowodu przeciwnego, nieuniknionym wnioskiem jest to, że w momencie przyjęcia decyzji z 14 maja 1999 r., władze austriackie nie były pewne, że planowane rozszerzenie pola golfowego przy uwzględnieniu środków wskazanych w tej decyzji nie zakłóci funkcjonowania populacji derkacza na OSOP „Wörschacher Moos” i nie wpłynie negatywnie na integralność tego OSOP”.

²⁷ Por. sprawa C-304/05, Komisja Wspólnot Europejskich p. Republika Włoska, wyrok z 20 września 2007 r., ECLI EU C 2007, 532.

²⁸ Wyrok z 26 października 2006 r. w sprawie Komisja Wspólnot Europejskich p. Republice Portugalskiej, ECLI EU C 2006, 665, w którym wskazano, że obowiązek wykazania braku rozwiązań alternatywnych ma charakter materialnoprawny. Oznacza

Trybunał uznał w tej sprawie, że stosowanie zwolnień z art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej uzależnione jest w szczególności właśnie od wykazania braku rozwiązań alternatywnych. Możliwość skorzystania ze zwolnień powinna być jednak traktowana w sposób zawężający. Oznacza to, że realne rozwiązania alternatywne to również rozwiązania powodujące pewne trudności natury społecznej, gospodarczej czy ekologicznej. Tak też, realizując plan lub przedsięwzięcie, mimo negatywnej oceny jego oddziaływania na obszar Natura 2000, nie wykazując jednocześnie w sposób szczególnie uzasadniony braku rozwiązań alternatywnych, państwo członkowskie uchybia zobowiązaniom, które ciążyą na nim na mocy art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej. Odnośnie do analizy wariantowej zastosowanie znajdują wywody dotyczące wyceny usług ekosystemowych przedstawione powyżej.

W przypadku gdy stwierdzono, że brak jest rozwiązań alternatywnych, należy wykazać, iż za realizacją planu lub przedsięwzięcia przemawiają konieczne wymogi nadrzędnego interesu publicznego²⁹ (warunki zostają odpowiednio obostrzone, jeżeli negatywne oddziaływanie dotyczy siedlisk lub gatunków priorytetowych; zob. art. 6 ust. 4

to, że od spełnienia danego obowiązku uzależniona jest możliwość pozytywnego rozstrzygnięcia sprawy.

²⁹ W opinii z 18 kwietnia 2000 r., *Muhlenberger Loch C(2000)1079*, dotyczącej powiększenia terenu fabrycznego spółki Daimler Chrysler Aeospace Airbus, Komisja Europejska (KE) za nadrzędny interes społeczno-gospodarczy uznała: a) powstanie wielu nowych miejsc pracy dla wykwalifikowanej siły roboczej, istotnych dla zrównoważenia spadku zatrudnienia w sektorze przemysłowym danego regionu i regionów sąsiednich; b) spodziewany postęp technologiczny, zwiększenie konkurencyjności europejskiego przemysłu lotniczego oraz rozwój współpracy w tej płaszczyźnie. Jednak w opinii z 24 kwietnia 2003 r., *Truppbach C(2003)1303*, w sprawie utworzenia strefy przemysłowo-handlowej, KE stanęła na stanowisku, że pomimo istnienia interesu publicznego przy przeznaczaniu obszarów na cele gospodarcze nie można stwierdzić wystąpienia wystarczających względów nadrzędnego interesu publicznego, które w tym właśnie przypadku usprawiedliwiłyby lokalizację inwestycji w cennym przyrodniczo miejscu; [w:] L. KRAMER, *The European Commission's Opinions under Article 6(4) of the Habitats Directive*, «Journal of Environmental Law» 1/2009 s. 59-85. Na temat koniecznych wymogów nadrzędnego interesu publicznego zob. również orzeczenie w sprawie C-57/89, wyrok Trybunału z 28 lutego 1991 r., Komisja Wspólnot Europejskich p. Republice Federalnej Niemiec, ECLI EU C 1991, 89.

dyrektywy siedliskowej). Ocena ewentualnych powodów o charakterze zasadniczym wynikających z nadrzędnego interesu publicznego wymaga ich rozważenia względem niekorzystnych skutków spowodowanych przez dany plan lub przedsięwzięcie na określonym obszarze Natura 2000. Jeżeli uznano, że za realizacją planu lub przedsięwzięcia przemaszają konieczne wymogi nadrzędnego interesu publicznego, wówczas niezbędne staje się przejście do oceny środków kompensacyjnych.

Środki kompensacyjne mają za zadanie utrzymanie spójności sieci Natura 2000 jako całości. W praktyce jednak ich skuteczność oceniana jest często negatywnie. Należy więc przykładać jak największą wagę do zagwarantowania właściwości i efektywności środków kompensacyjnych³⁰. Charakter pożądaných działań uzależniony jest od rodzaju szkody spowodowanej przez negatywne oddziaływania. Działania kompensacyjne muszą zostać tak zaprojektowane, aby posiadały możliwość zachowania lub wzmocnienia całkowitej spójności Natura 2000, aby były odpowiednie dla danego obszaru i zaistniałej szkody oraz aby były wykonalne. Konieczne środki mogą być identyfikowane jedynie w zależności od niekorzystnego wpływu na dany obszar. Właściwe organy muszą stwierdzić, jaki udział obszaru poddanego niekorzystnemu wpływowi zostanie utracony w stosunku do obszaru Natura 2000 w wyniku planu/przedsięwzięcia i jak tę stratę można zrekompensować, tak aby w rezultacie została zachowana spójność sieci. Szczególnie istotną wagę należy przywiązywać do efektywności kompensacji, co potwierdził Trybunał w wyżej powołanej już sprawie C-239/04: „[...] jeżeli jednak realizacja środków koniecznych do zapewnienia spójności jest jeszcze niepewna, nie można wydawać zezwolenia na projekt wpływający niekorzystnie

³⁰ Komisja Europejska w trakcie wydawania opinii z art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej szczególną uwagę zwraca na adekwatność, harmonogram oraz system monitoringu kompensacji, a także na jej skoordynowanie z innymi działaniami na rzecz ochrony przyrody. W opinii z 14 maja 2004 r., La Brena C(2004)1797, w sprawie hiszpańskiego zbiornika wodnego La Brenna II, zażądała przekazywania corocznego raportu na temat sukcesywności wdrażania środków kompensacyjnych. Z kolei w opinii z 24 kwietnia 2003 r., Bothnia C(2003)1309, w sprawie linii kolejowej Nordmaling – Umea, zobowiązała rząd Szwecji do zagwarantowania niezbędnych środków finansowych, zapewniających realizację celów ochronnych; [w:] L. KRAMER, *The European Commission's Opinions under Article 6(4)...*, s. 59–85

na dany teren. W przeciwnym razie zachodzi obawa, że obszar ochrony zostanie naruszony bez podjęcia środków koniecznych do zapewnienia spójności programu N2000”.

W kontekście powyższych wymogów art. 6 ust. 4 dyrektywy siedliskowej, o czym już była mowa, kluczowe stają się dwa pojęcia prawne, których odkodowanie w toku postępowania administracyjnego wymaga przedstawienia stosownych analiz przyrodniczych (w tym biologicznych). Są to pojęcia „integralność obszaru Natura 2000” oraz „spójność sieci Natura 2000”. Na podstawie orzecznictwa ETS/TSUE dotyczącego stosowania art. 6 ust. 3 dyrektywy siedliskowej pojęcie integralności obszaru N2000 można zinterpretować jako kompletność cech, czynników i procesów związanych z tym obszarem, które mogą mieć wpływ na cele jego ochrony. Wśród tych elementów w szczególności można wymienić: powierzchnię obszaru, obecność istotnych gatunków i siedlisk przyrodniczych oraz stan ich zachowania i ochrony, obecność i dostępność istotnych elementów siedlisk przyrodniczych i siedlisk gatunków, na przykład żerowisk, schronień, tras wędrówek, wszelkie funkcjonalne połączenia i związki istniejące na danym obszarze i ich dynamika, wszelkie procesy zachodzące lub przewidywane na tym obszarze, stopień jednolitości (braku fragmentacji) siedlisk, obecność i natężenie szkodliwych czynników i oddziaływań (np. powodujących niepokojenie zwierząt), z uwzględnieniem podatności celów ochrony na te zagrożenia. Należy zwrócić uwagę, że wymienione wyżej połączenia i związki odnoszą się do wnętrza obszaru Natura 2000, a nie połączeń zewnętrznych, w związku z tym nie dotyczą one wprost powiązań obszaru Natura 2000 z innymi tego typu obszarami.

Odmierna interpretacja dotyczy pojęcia ogólnej spójności sieci Natura 2000. W świetle poradnika „Zarządzanie obszarami Natura 2000. Przepisy art. 6 dyrektywy siedliskowej 92/43/EWG”³¹ ekologiczna spójność sieci Natura 2000 zależy od obecności w niej poszczególnych obszarów, a także od stanu ochrony typów siedlisk przyrodniczych

³¹ Por. www.gdos.gov.pl w zakładce Natura 2000/wytyczne i poradniki [dostęp 10 sierpnia 2023 r.].

i gatunków występujących na tych obszarach³². Spójność tę należy więc rozpatrywać zarówno na poziomie regionu biogeograficznego, badając kompletność przestrzennych połączeń między obszarami Natura 2000, jak i odnosząc się do konkretnych obszarów, pod względem odstępstw od ich właściwego stanu ochrony, gdyż nawet spójna przestrzennie sieć może nie funkcjonować prawidłowo, gdy ten stan ochrony jest niezadowalający. Ogólna spójność sieci N2000 jest to zatem komplet cech, które mają wpływ na to, że sieć ta gwarantuje na terenie Wspólnoty zachowanie lub odtworzenie występowania we właściwym stanie ochrony wszystkich chronionych w jej ramach gatunków i siedlisk przyrodniczych w całym ich naturalnym zasięgu. W odniesieniu do poszczególnych obszarów, oceniając wpływ na spójność sieci N2000, bierze się pod uwagę znaczenie, jakie ma dany obszar dla zachowania spójności sieci w stosunku do gatunków i siedlisk, które są na nim chronione. Właściwa ocena oddziaływania na integralność i spójność obszarów Natura 2000 możliwa jest wyłącznie w sytuacji, gdy dokumentacja OOS oparta jest na rzetelnej inwentaryzacji i waloryzacji przyrodniczej.

Celem inwentaryzacji przyrodniczej wykonywanej przez inwestora na potrzeby raportu OOS jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu (w szczególności rozmieszczenia i liczebności) zasobów środowiska przyrodniczego. W szczególności chodzi tu o następujące elementy środowiska przyrodniczego: a) siedliska przyrodnicze wymienione w załączniku I dyrektywy siedliskowej; b) gatunki roślin i zwierząt (z wyjątkiem ptaków) wymienione w załącznikach II i IV dyrektywy siedliskowej; c) gatunki ptaków wymienione w załączniku I dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa³³.

Informacje na temat stanu wyżej wymienionych zasobów w strefie potencjalnego oddziaływania planowanego przedsięwzięcia stanowią uszczegółowienie danych z planu zarządzania obszarem (o ile został

³² Istotne są zatem dwa kryteria – liczba i jakość danych gatunków siedlisk oraz obszar i jego rola w zagwarantowaniu odpowiedniego rozmieszczenia geograficznego w stosunku do zasięgu – por. Poradnik, s. 59, rozdział 5.4.2 pt. „Ogólna spójność” sieci Natura 2000.

³³ Dz. Urz. UE L 20 z 26.01.2010 r., s. 7.

opracowany) i wykorzystywane są w raporcie OOŚ jako podstawa prognozowania oddziaływań przedsięwzięcia na wymienione wyżej chronione elementy środowiska przyrodniczego, a następnie – w razie potrzeby – do projektowania działań minimalizujących i/lub działań kompensujących zidentyfikowane oddziaływania negatywne. Z kolei waloryzacja przyrodnicza stanowi dopełnienie opisu elementów przyrodniczych objętych zakresem przewidywanego oddziaływania planowanego przedsięwzięcia na środowisko. Waloryzacja przyrodnicza spaja dwie wymagane przez prawo czynności – inwentaryzację przyrodniczą obszaru potencjalnego oddziaływania inwestycji oraz ocenę istotności oddziaływania inwestycji na środowisko. Rozpoznanie zasobów przyrodniczych i wydzielenie jednostek przyrodniczych w celu opisu stanu faktycznego środowiska przyrodniczego należy do zadań inwentaryzacji. Wyniki inwentaryzacji stanowią punkt wyjścia do oceny walorów przyrodniczych terenu planowanego przedsięwzięcia, umożliwiającej pełną identyfikację jego kluczowych uwarunkowań przyrodniczych. Z kolei wyniki waloryzacji stanowią podstawę oceny istotności oddziaływania na środowisko przyrodnicze (w odniesieniu do ustaleń planu zarządzania obszarem). Zadaniem waloryzacji przyrodniczej w praktyce OOŚ jest zatem:

1. rozpoznanie, na ile cenna jest strefa przewidywanego oddziaływania planowanego przedsięwzięcia z uwagi na obecność elementów przyrodniczych objętych ochroną prawną, a także wskazanie w tej strefie elementów o unikatowych walorach;
2. identyfikacja możliwych zagrożeń dla walorów przyrodniczych wynikających z ewentualnej realizacji przedsięwzięcia.

Główne znaczenie waloryzacji dotyczy identyfikacji roli, jaką rozpatrywany teren pełni w lokalnym układzie przyrodniczym z punktu widzenia możliwości zachowania lub osiągnięcia właściwego stanu ochrony elementów przyrodniczych podlegających ochronie prawnej oraz zachowania lub osiągnięcia celów ochrony obszarów chronionych.

4. WNIOSKI

Multidyscyplinarność instrumentów ocen oddziaływania na środowisko stanowi sedno omawianej instytucji, gdyż wynika wprost z przepisów prawnych je ustanawiających i ma doniosłe skutki w zakresie zapewnienia efektywności regulacji prawnych w omawianej dziedzinie. W praktyce sprowadza się to do wdrażania systemu „naczyń powiązanych, których prawidłowe funkcjonowanie rzutuje na możliwość realizacji celów założonych w dyrektywie EIA, RDW czy dyrektywie siedliskowej. W rezultacie efektywność regulacji stanowi istotne wyzwanie, ponieważ uzależniona jest od podjęcia wielu działań badawczych, analitycznych i instytucjonalnych, które zapewnią odpowiednio zintegrowaną strukturę systemową. W pierwszej kolejności należy tutaj wskazać na właściwe instrumenty i zasady inwentaryzacji i waloryzacji przyrodniczych zmierzające do oceny stanu poszczególnych elementów środowiska z uwzględnieniem zasad klasyfikacji tego stanu określonych w przepisach szczególnych. Na ich podstawie należy wdrożyć z kolei odpowiednie dokumenty planistyczne z zakresu zarządzania obszarami poddanymi ochronie z uwzględnieniem celów środowiskowych dla poszczególnych przedmiotów ochrony. Prawidłowo funkcjonująca baza informacji przyrodniczej powinna pozwolić na opracowanie metodologii oceny istotności oddziaływań na cele środowiskowe przedmiotów ochrony. W tym zakresie należy dążyć do standaryzacji progów istotności oddziaływań z uwzględnieniem na przykład kryteriów screningu w rozumieniu dyrektywy EIA czy dyrektywy siedliskowej. Kolejny krok to ustanowienie katalogu środków minimalizujących i kompensujących oddziaływanie – skutecznych, proporcjonalnych oraz wykonalnych technicznie i ekonomicznie. Efektywność środków minimalizujących i kompensujących oddziaływanie powinna być poddawana systemowi regularnego monitoringu, na podstawie którego katalog środków bazowych powinien podlegać na bieżąco niezbędnym korektom. W ramach procedur analizy wariantowej należy dążyć do rozwoju metod wyceny usług ekosystemowych tak, aby w toku analiz wielokryterialnych ważne interesów społecznych, gospodarczych i środowiskowych charakteryzowało się jak najmniejszą skalą uznania administracyjnego.

Ażeby powyższy system funkcjonował w toku procedur w sprawie wydania zgody na realizację przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko, konieczne jest zapewnienie odpowiedniej zdolności instytucjonalnej organów administracji, uzależnionej bezpośrednio od sprawności, wiedzy (branżowej, prawniczej i zarządczej) i umiejętności kadry urzędniczej. Kluczowe jest tu zatem zapewnienie zespołów współpracujących ze sobą ekspertów specjalizujących się w poszczególnych wyspecjalizowanych branżowych dziedzinach ochrony środowiska (hydrologów, geologów, przyrodników, dendrologów itp.), co jest wyzwaniem dla kierowników poszczególnych organów ochrony środowiska³⁴. Praktyka uczy, że nawet doświadczone i wszechstronne wydziały ochrony środowiska organów administracyjnych lub samodzielnie organy ochrony środowiska nie są w stanie często sprostać wyzwaniom merytorycznym pojawiającym się w toku procedur OOS³⁵. To z kolei rzutuje na konieczność ustanowienia niezależnego i odpowiednio dofinansowanego systemu instytucji opiniotawczo doradczych bądź to w formie instytucji biegłych, bądź komisji do spraw ocen oddziaływania na środowisko. Instytucje te powinny brać udział w sprawach szczególnie skomplikowanych, w których istnieje na przykład konieczność wypowiedzenia się zespołu ekspertów lub w sytuacjach, gdy w postępowaniu wyjaśniającym pojawiły się przeciwdowody, a organ nie jest w stanie samodzielnie rozstrzygnąć zaistniałych rozbieżności dowodowych. Tylko tak ukształtowany system OOS gwarantuje wydawanie orzeczeń zgodnych z celami poszczególnych dyrektyw oraz ogólnymi zasadami prawa ochrony środowiska. Oczywiście należy być świadomym, że kształtowanie takiego systemu na poziomie państw członkowskich UE jest procesem żmudnym, kosztownym i wieloletnim,

³⁴ Por. więcej na temat organów ochrony środowiska D. TRZCIŃSKA, *Właściwość rzeczowa regionalnego dyrektora ochrony środowiska*, [w:] *Organizacja administracji publicznej z perspektywy powierzonych jej zadań*, red. T. BĄKOWSKI, Warszawa 2015, s. 375-406, oraz D. TRZCIŃSKA, N. TUCHOLSKA, M. ŻURAWIK-PASZKOWSKA, *Organy ochrony środowiska w Polsce i Unii Europejskiej*, Gdańsk 2016.

³⁵ Przyczyn tego stanu rzeczy jest wiele, a ich analiza przekracza ramy niniejszego artykułu.

a rola Komisji Europejskiej oraz orzecznictwa sądów krajowych i TSUE jest w nim nie do przecenienia.

PRAWO O OCENACH ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO JAKO DZIEDZINA MULTIDYSCYPLINARNA

Streszczenie

Normy jakości poszczególnych elementów środowiska, których dochowanie weryfikowane jest w toku postępowań w przedmiocie oceny oddziaływania przedsięwzięć na środowisko, mają charakter zróżnicowany w zależności od metodologii oceny stanu środowiska lub jego poszczególnych elementów oraz metodologii oceny oddziaływania na dany element środowiska. Generalnie można wyróżnić normy ilościowe (parametry emisyjne i imisyjne) oraz jakościowe (właściwy stan ochrony siedlisk i gatunków, właściwy stan parametrów hydromorfologicznych, stan walorów krajobrazu itd.)³⁶. Weryfikacja wskazanych norm następuje w praktyce na podstawie dokumentacji przedkładanej w postaci materiału dowodowego ze wszystkimi tego skutkami w zakresie reżimu oceny dowodów w rozumieniu przepisów o postępowaniu administracyjnym. Metodologia oceny stanu elementów środowiska oraz oddziaływania przedsięwzięć jest zróżnicowana, w szczególności w zależności od poziomu zaawansowania sieci Państwowego Monitoringu Środowiska, dostępnej wiedzy, instrumentów inżynierskich, a także od wytycznych i praktyki Komisji Europejskiej/krajowych organów administracyjnych. Materiał dowodowy na potrzeby stosownych postępowań administracyjnych opracowywany jest na styku między innymi nauk fizycznych, chemicznych, biologicznych, hydrobiologicznych, hydrogeologicznych oraz ekonomicznych. Nierzadko prowadzone analizy wykorzystują zaawansowane technologie modelowań matematycznych, których założenia są następnie przedmiotem postępowania wyjaśniającego w indywidualnych sprawach administracyjnych. Problematyka ocen oddziaływania na środowisko jest zarazem swoista i charakterystyczna dla prawa ochrony środowiska, stanowiąc jednocześnie w jego ramach instytucję rozumianą jako złożony w oparciu o rozmaite relacje zespół powiązanych ze sobą funkcjonalnie norm społecznych skorelowanych przez wspólny cel i wartość, przypisaną tej

³⁶ Zob. na temat standardów emisji i jakości środowiska D. TRZCIŃSKA, *Sprawiedliwość ekologiczna w obszarze zapobiegania zanieczyszczeniom środowiska z perspektywy standardów emisji i jakości środowiska*, [w:] *Sprawiedliwość ekologiczna w prawie i praktyce*, red. T. BOJAR-FIJAŁKOWSKI, Gdańsk 2016, s. 375-402.

instytucji jako takiej, trwający w czasie i ewoluujący bez utraty swej integralności³⁷. Nie przeczy temu założenie badawcze, że system norm prawnych, które tworzą tę instytucję od strony materialnej, procesowej i ustrojowej, stanowi jednocześnie wyspecjalizowaną dziedzinę prawa ochrony środowiska o multidyscyplinarnym (wielobranżowym) charakterze. W konsekwencji w analizę tych oddziaływań na różnych poziomach wpisana jest ich ocena z perspektywy różnych, wskazanych wyżej nauk i dziedzin wiedzy, co znacznie komplikuje proces podejmowania decyzji w tego typu sprawach, a następnie proces ich weryfikacji w ewentualnych postępowaniach sądowych. Celem niniejszego artykułu jest więc weryfikacja postawionego wyżej założenia badawczego poprzez zilustrowanie złożoności zagadnienia stosowania materialnych i procesowych norm prawa ochrony środowiska z perspektywy multidyscyplinarnego charakteru analiz koniecznych do dokonania w toku procesu decyzyjnego oraz przedstawienie wniosków odnośnie do efektywności regulacji prawnośrodowiskowych i procesowych dotyczących realizacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko.

THE LAW ON ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT: A MULTIDISCIPLINARY DOMAIN

Summary

Diverse standards of quality apply in the measurement of the various individual components of the environment which are monitored in the course of broadly understood procedures required for the issue of environmental permits, and depend on the methodology used to assess the state of the environment and a project's environmental impact on the given component of the environment. In general, these standards may be divided into quantitative parameters such as values for the emission of various pollutants, and qualitative parameters for the assessment of the condition of the diverse habitats and their protection, hydromorphological conditions, landscape protection, etc. In practice, these standards are checked on the basis of records submitted as evidence, with all the consequences applicable within the scope of the assessment, subject to the provisions pertaining to the administrative procedure. In the Republic of Poland, various methodologies are used for the assessment of the diverse components of the environment and the environmental impact of a given project and depend to a large extent on the network of Poland's national environmental monitoring service (Państwowy Monitoring

³⁷ Por. T. GIZBERT-STUDNICKI, *Ujęcie instytucjonalne w teorii prawa*, s. 130-131, <https://core.ac.uk>

Środowiskowy), the scientific information and engineering instruments available to its officers, as well as the guidelines and practices of the European Commission and the national administrative bodies. The evidence required in individual administrative proceedings is examined using techniques based on the natural sciences (physics, chemistry, biology, hydrobiology, hydrogeology) and economics. Quite often, tests involve advanced mathematical modelling techniques, and the principles behind them are used as guidelines in the explanatory proceedings conducted afterwards for individual administrative cases. Environmental impact assessment is a special institution within the law on environmental protection, with its own characteristic features, and its operations involve a complex set of social standards correlated with each other because they all share the same values and have the same purpose. Thereby, environmental impact assessment is an institution which continues to pursue its aims while evolving without losing its integral status. This is not invalidated by the fact that the fundamental principle governing the research conducted by this institution relates to the system of legal norms determining its material aspect, its contribution to legal proceedings, and its status, making it a highly specialised branch of environmental protection law, with its own, multidisciplinary features. Hence, the examination of environmental impact involves the multilevel review of diverse factors analysed from different scientific perspectives, which makes the issue of a decision for a subsequent court case an extremely complicated matter. The aim of this paper is to describe this research principle by illustrating the complexity of the issues involved in the application of the substantive and procedural provisions relating to environmental protection law from the perspective of the multidisciplinary nature of the tests required to arrive at a decision, and to present our conclusions concerning the efficiency of the substantive and procedural regulations applicable to the implementation of projects which may have a significant impact on the environment.

Słowa kluczowe: prawo ochrony środowiska; oddziaływanie na środowisko; prawo multidyscyplinarne.

Keywords: environmental protection law; environmental impact; environmental impact assessment; multidisciplinary law.

Literatura

BIEDROŃ I., red., *Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z uzasadnieniem ich wdrożenia*, Warszawa 2018.

- BLACHUTA J., *Ocena potrzeb i priorytetów udrożnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce*, Warszawa 2010.
- CHYLARECKI P. (i inni), *Zasady gospodarowania na obszarach NATURA 2000 w dolinach rzek*, Warszawa 2005.
- DE GROOT R. (i inni), *Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units*, «Ecosystem Services» 1/2012, s. 50-61.
- FREEMAN III A., *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*, New York 2014.
- GIZBERT-STUDNICKI T., *Ujęcie instytucjonalne w teorii prawa*, s. 130-131 <https://core.ac.uk> [dostęp 10 sierpnia 2023 r.].
- KALISZ A., *Wykładnia i stosowanie prawa wspólnotowego*, Warszawa 2007.
- KOWALCZAK P., *Natura 2000 a gospodarka wodna*, Warszawa 2009.
- KOTOWSKI W., *Usługi ekosystemowe mokradel kluczem do zrównoważonej gospodarki wodnej*, [w:] *Zarządzanie zasobami wodnymi w Polsce 2018*, Warszawa 2018.
- PCHAŁEK M., red. (i inni), *Ocena wsteczna stanu jednolitych części wód na potrzeby indywidualnej analizy zgodności z Ramową Dyrektywą Wodną projektów współfinansowanych z funduszy unijnych*, Warszawa 2014.
- PCHAŁEK M. (i inni), *Efektywność ochrony korytarzy ekologicznych. Koncepcja zmian legislacyjnych*, Warszawa 2011.
- PRUS P., PCHAŁEK M., *Prace modernizacyjne na Odrze granicznej – Program środków minimalizujących i kompensujących oddziaływanie na biologiczne elementy stanu wód w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Wodnej*, «Gospodarka Wodna» 7-8/2019, s. 19-26.
- SUDRA P., *Usługi ekosystemowe na tle wybranych koncepcji ekologii miasta*, «Człowiek i Środowisko» 39.1/2015, s. 61-73.
- TRZCIŃSKA D., *Cele ekologiczne jako elementy aksjologii w planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym obszarów morskich*, [w:] *Aksjologia prawa administracyjnego*, red. J. ZIMMERMANN, Warszawa 2017, s. 387-401.
- TRZCIŃSKA D., *Właściwość rzeczowa regionalnego dyrektora ochrony środowiska*, [w:] *Organizacja administracji publicznej z perspektywy powierzonych jej zadań*, red. T. BĄKOWSKI, Warszawa 2015.
- TRZCIŃSKA D., TUCHOLSKA N., ŻURAWIK-PASZKOWSKA M., *Organy ochrony środowiska w Polsce i Unii Europejskiej*, Gdańsk 2016.
- TRZCIŃSKA D., *Sprawiedliwość ekologiczna w obszarze zapobiegania zanieczyszczeniem środowiska z perspektywy standardów emisji i jakości środowiska*, [w:] *Sprawiedliwość ekologiczna w prawie i praktyce*, red. T. BOJAR-FIJAŁKOWSKI, Gdańsk 2016, s. 375-402.