



OGÓLNA METODYKA OCZYSZCZANIA BAŁTYCKICH WRAKÓW Z PALIWA





Wydawca

Fundacja MARE

Al. Jerozolimskie 85/21

02-001 Warszawa

www.fundacjamare.pl

OGÓLNA METODYKA OCZYSZCZANIA BAŁTYCKICH WRAKÓW Z PALIWA

Propozycja Programu Zarządzania Wrakami dla Polski

Autorzy:

Benedykt Hac, dr inż. Pomiary Morskie / ul. Parkowa 8E4, 81-549 Gdynia

Olga Sarna, mgr inż. Fundacja MARE / Al. Jerozolimskie 85/21, 02-001 Warszawa

Recenzja naukowa:

Polly Hill, PhD, Salvage and Marine Operations, Ministerstwo Obrony Wielkiej Brytanii

Matt Skelhorn, MA, Salvage and Marine Operations, Ministerstwo Ochrony Wielkiej Brytanii

Stuart Leather, MSc, Waves Group Ltd

Opracowanie graficzne i skład:

Agencja Wydawnicza Ekopress Andrzej Poskrobko

Fot. okładka:

Przód: © Michał Procajto / Underwater Passion

Tył: © Michał Czermiński

ISBN 978-83-959773-0-5

STYCZEŃ 2021

Raport wydany w ramach projektu „Redukcja negatywnego wpływu wycieków paliwa z wraku tankowca Franken” finansowanego przez Baltic Sea Conservation Foundation.



SPIS TREŚCI

ROZDZIAŁ 1: Wstęp	4
ROZDZIAŁ 2: Metody badania wraków	7
2.1 Kolejność i metody pozyskiwania danych o wraku	7
2.2 Istotne elementy postępowania w trakcie badania wraku, które wpływają na prędkość i jakość pozyskiwanej wiedzy	9
2.2.1 Badania magnetometryczne i geosejsmiczne	9
2.2.2 Badania geologiczne, biologiczne i ekotoksikologiczne	9
2.2.3 Obserwacje i pomiary in situ (dokumentacja fotograficzna, filmowa sonarowa)	10
2.3 Inne ważne informacje, które należy uwzględnić w trakcie badania wraku	11
2.3.1 Szacowanie ryzyka wycieku paliwa na wszystkich etapach postępowania	11
2.3.2 Konstrukcja statku i jej wpływ na sposób zalegania paliwa we wraku	11
2.4 Uzbrowienie, amunicja, niewybuchy, ładunki niebezpieczne na wraku	14
ROZDZIAŁ 3: Metody szacowania ryzyka rozlewów olejowych z wraków	16
3.1 Ocena metod oceny ryzyka dla wraków statków potencjalnie stanowiących zagrożenie dla środowiska	16
3.1.1 Ogólne ramy zarządzania ryzykiem	17
3.2 Szczegółowe omówienie systemu szacowania ryzyka pn. „Protokół oceny oddziaływania wraków na środowisko w oparciu o analizę dostępnych danych środowiskowych” (ang. Environmental Desk-Based Assessment [E-DBA])	19
3.2.1 Kluczowe pojęcia (na podstawie Goodsir i inni, 2016)	20
3.2.2 Prawdopodobieństwo nastąpienia wycieku	21
3.2.3 Modelowanie przebiegu uwalniania się oleju	23
3.2.4 Ocena wielkości ryzyka dla obszarów wrażliwych i wybranych receptorów	26
3.2.5 Końcowa ocena ryzyka	30
3.2.6 Zaufanie do przeprowadzonej analizy – szacowanie	30
3.3 Metodyka szacowania ryzyka dla polskich wraków	32
ROZDZIAŁ 4: Metodyka wykonania badań geofizycznych	40
4.1 Systemy pozycjonowania	40
4.1.1 System pozycjonowania satelitarnego RTK GPS – Trimble SPS 851	40
4.1.2 System pomiaru przechyłów, kursu i przyspieszeń	40
4.1.3 System pozycjonowania podwodnego USBL Sonardyne Ranger 2	41
4.2 Dane batymetryczne i trójwymiarowe	42
4.2.1 Metody pozyskiwania danych	43
4.2.2 Prezentacja i przetwarzanie danych	44
4.3 Sonar boczny	45
4.3.1 Przykładowy sonar holowany stosowany w pomiarach morskich	46
4.4 Profilomierz dna (SBP)	47
4.5 Badania Magnetometryczne	49
4.6 Morskie systemy laserowe	53

4.7	Systemy wspomagające pozyskiwanie danych środowiskowych	54
4.7.1	Sondy do pomiarów temperatury, zasolenia, zawartości tlenu w wodzie	54
4.7.2	Profilomierz prądów i falowania AWAC	54
4.7.3	Pława monitoringu środowiska	55
4.8	Analizy geologiczne	56
4.8.1	Próby czerpakowe	56
4.8.2	Próby rdzeniowe	58
4.9	Pozyskiwanie danych metodami optycznymi	59
4.9.1	Dane fotograficzne i filmowe	59
4.9.2	Dane fotograficzne ukazujące wycieki paliwa (w tym również z wraków)	60
4.10	Metodyka badań chemicznych i biologicznych	62
4.10.1	Metodyka badań wód, osadów dennych oraz organizmów morskich	62
4.10.2	Analizy wody przydennej	63
4.10.3	Chemiczna analiza organizmów bentosowych	64
4.11	Analizy biologiczne	64
4.11.1	Materiał i metoda badań biologicznych	65
	Pobór próbek	65
	Analiza struktury makrozoobentosu	66
	Ocena stanu ekologicznego	66
4.12	Analizy ekotoksykologiczne	66
4.13	Badania ekotoksykologiczne – metodyka	66
4.13.1	Oznaczanie toksyczności ostrej wobec bakterii morskich <i>Vibrio fischeri</i>	66
4.13.2	Toksyczność chroniczna z wykorzystaniem testu Ostracodtoxkit F™	67
4.13.3	Oznaczanie toksyczności wobec roślin <i>Sorghum sacharatum</i>	67
ROZDZIAŁ 5: Analiza dostępnych metod i technologii usuwania paliwa z wraków, dna morskiego oraz remediacji skażonego osadu		71
5.1	Monitorowane naturalne oczyszczanie	72
5.2	Odgrodzenie skażonego obszaru	74
5.3	Solidyfikacja i stabilizacja skażonego osadu. Zastosowanie pyłu lotnego	76
5.4	Przykrywanie skażonego obszaru (<i>capping</i>)	78
5.5	Bioremediacja	82
5.6	Usuwanie skażonego osadu poprzez pogłębianie	85
5.7	Hot-tapping i pompowanie paliwa ze zbiorników wraku z użyciem ROV	90
5.8	Technologie dodatkowe, wspomagające usuwanie paliwa	94
5.8.1	Zapory pływające (<i>booms</i>)	94
5.8.2	Zbieracze (<i>skimmers</i>)	95
5.8.3	Inne pompy	95
5.8.4	Separatory oleju, wody i osadu	96
5.8.5	Pozostałe technologie	96
5.9	Porównanie metod i propozycje remediacji zanieczyszczenia	96
5.9.1	Koszty ogólne	96
ROZDZIAŁ 6: Podsumowanie		102

Istnieje szereg czynników negatywnie wpływających na stan środowiska morskiego. Jednym z nich – stanowiącym poważne zagrożenie dla ekosystemu wodnego, są zalegające na dnie akwenów wraki statków i okrętów wojennych. Przewożone przez nie paliwa okrętowe i inne substancje niebezpieczne, w tym broń konwencjonalną i bojowe środki trujące, są bezpośrednim zagrożeniem dla ekosystemu. Jest to problem globalny, ale szczególnie dotkliwie odczuwany na obszarach mórz zamkniętych lub półzamkniętych, takich jak Morze Bałtyckie czy Morze Czarne. Działania wojenne prowadzone w trakcie obu wojen światowych oraz intensywna eksploatacja morskich dróg transportowych spowodowały, że na dnie mórz zaległo tysiące jednostek wojennych i handlowych zawierających potężne ilości różnorodnych paliw.

Przy kategoryzacji wraków, pod względem ich niebezpiecznego wpływu na środowisko, uwzględnia się wraki napędzane przez i/lub transportujące 1) paliwo ciężkie – takie jak mazut; 2) ciecze węglowe powstałe w wyniku procesu uwodornienia węgla; 3) oleje napędowe oraz 4) inne płynne lub półpłynne niebezpieczne substancje chemiczne. W rejonie polskiej EEZ (ang. *Exclusive Economic Zone*; pl. *Polska Wyłączna Strefa Ekonomiczna*) są to głównie wraki jednostek, które zatoniły w trakcie I i II wojny światowej, w okresie międzywojennym lub później.

Pod pojęciem „wraku niebezpiecznego” należy rozumieć taki wrak, który zawiera w swoich zbiornikach lub innych przestrzeniach zamkniętych, paliwo lub/ oraz inne substancje chemiczne niebezpieczne dla środowiska, w ilości większej niż 10 m³, oraz który zalega na dnie w odległości mniejszej niż 10 mil morskich od brzegu, a najbliższy brzeg jest plażą piaszczystą, plażą kamienistą lub klifem. W zależności od takich parametrów jak: ilość paliwa, bliskość brzegów oraz rodzaj najbliższego brzegu, wprowadza się pojęcie WIELKOŚCI ZAGROŻENIA:

- **WRAK UMIARKOWANIE NIEBEZPIECZNY lub NIEBEZPIECZNY** – to wrak, który zawiera od 10 do 500 m³ paliwa, leży w odległości od 1 do 10 mil morskich od piaszczystych, klifowych lub kamienisto-żwirowych plaż;
- **WRAK BARDZO NIEBEZPIECZNY** – to wrak zawierający powyżej 500 m³ paliwa i leżący w odległości do 1 mili morskiej od brzegu.

Przy klasyfikacji wraków, prócz powyższego – formalnego rozgraniczenia, należy uwzględnić również inne parametry, takie jak: wyjątkowość miejsca, w którym leży obiekt (np. bliskość rezerwatów przyrody lub obszarów chronionych o niepowtarzalnych walorach środowiskowych), występowanie w okolicy wraku ryb i innych zwierząt morskich zagrożonych wyginięciem lub gatunków endemicznych, oraz wiele innych aspektów środowiskowych.

Duża liczba wraków statków na całym świecie wynosi około 8 600 (> 400 brutto ton) i stanowi potencjalne zagrożenie dla środowiska morskiego. Wiele z nich pochodzi z czasów II wojny światowej, a ich stan pogarsza się nieustannie od ponad 70 lat. Szacuje się, że relikty te zawierają w sobie od 2,5 do 20,4 mln ton produktów naftowych. Stanowią one niezwykle poważne zagrożenie dla środowiska naturalnego, a w przypadku wycieku paliw, w wielu miejscach świata możemy mieć do czynienia z lokalnymi katastrofami ekologicznymi, których skutki dla ekosystemu będą nieodwracalne.

W obszarze Morza Bałtyckiego, najwięcej zarejestrowanych wraków znajduje się na wodach szwedzkich, gdzie z pośród 30 000 zidentyfikowanych obiektów leżących na dnie, znaczna część klasyfikowana jest jako wraki lub pozostałości wraków z różnych okresów żegluga, w tym 2 700 to wraki jednostek napędzanych paliwem o wielkości powyżej 100 GT. Na tę chwilę w Szwecji już 316 wraków zostało zaklasyfikowanych jako potencjalnie NIEBEZPIECZNE, w tym 30 – jako BARDZO NIEBEZPIECZNE dla środowiska. Szacuje się, że łącznie wraki te zawierają od 1 000 do 15 000 ton oleju bunkrowego.

Finlandia wskazuje na obecność 5 200 wraków w swoich wodach, w tym 420 z nich jest niebezpiecznych, jako że zawierają od kilku do ponad 100 ton paliwa. W Danii, bazy wraków zawierają 2 518 rekordów, bez rozróżnienia na stopień niebezpieczeństwa dla środowiska – choć z pewnością można założyć, że takich wraków jest co najmniej kilkadziesiąt. Polskie rejestry wskazują na obecność ponad 400 wraków, wśród których co najmniej 18 może być potencjalnie niebezpiecznych. Wiemy, że spośród 30 wraków zbadanych

przez Instytut Morski w Gdańsku, co najmniej 4 są niebezpieczne. Inne państwa z regionu bałtyckiego w swoich bazach wraków nie określają wielkości potencjalnych zagrożeń środowiskowych z ich strony.

Wszystkie dostępne źródła informacji potwierdzają, że problem wraków niebezpiecznych dla ekosystemu istnieje i wymaga systemowego działania ze strony organów posiadających prerogatywy dotyczące dbałości o ochronę czystości wód i gruntów morskich, jak również przeciwdziałania zanieczyszczeniom brzegów, w tym szczególnie plaż będących szczególnie wrażliwym ekosystemem. Świadomość zagrożeń środowiskowych i szkód, jakie generują wycieki z wraków powoduje, że wiele krajów podjęło instytucjonalne działania w celu zbadania i oczyszczenia wraków. Przykładowo, USA posiada stały budżet przeznaczony na ten cel i prowadzi w tym zakresie wielotorowe działania. W Stanach Zjednoczonych zajmują się tym trzy uniwersytety oraz jeden podmorski park narodowy zlokalizowany w okolicach Florydy. Rocznie w USA oczyszczane są 2-3 wraki wybrane z 573 znanych wraków NIEBEZPIECZNYCH. W Wielkiej Brytanii, w Ministerstwie Obrony funkcjonuje departament SALMO (ang. *Salvage and Marine Operations*) wdrażający program zarządzania wrakami (ang. *Wreck Management Programme* – WMP), w ramach którego badanych i oczyszczanych jest od 2 do 5 wraków rocznie (w kraju znajduje się ponad 500 wraków uważanych za POTENCJALNIE NIEBEZPIECZNE). Norwegia także prowadzi narodowy Program Wrakowy (ang. *Wreck Programme*), na mocy którego w latach 1994-2013 oczyściła 8 wraków (z 350 NIEBEZPIECZNYCH, w tym 30 BARDZO NIEBEZPIECZNYCH). Natomiast w Szwecji, Chalmers University w Goeteborgu zbudował poświęcony temu zagadnieniu system VRAKA, wykorzystywany przez Szwedzką Agencję ds. Gospodarki Morskiej i Gospodarki Wodnej (ang. *Swedish Agency for Marine and Water Management*) do zarządzania ryzykiem oraz gromadzenia danych na temat zalegających relikwów pojazdów morskich na dnie i ich wpływu na środowisko. W rezultacie prowadzonych działań, w Szwecji oczyszczane są 2-3 wraki rocznie z 316 potencjalnie niebezpiecznych, w tym 30 BARDZO NIEBEZPIECZNYCH. W Finlandii, Fiński Instytut Środowiska (SYKE) prowadzi szeroko zakrojony program badania i oczyszczania wraków. Tutaj także oczyszczane są 2-3 wraki rocznie spośród 420 NIEBEZPIECZNYCH, w tym 46 BARDZO NIEBEZPIECZNYCH. W 2020 roku, przy wykorzystaniu statku *Aranda*, w Finlandii opróżnione zostały zbiorniki 3 wraków; „odessano” z nich ponad 20 ton paliwa.

W Polsce, jak dotąd, nie powstał żaden system mający na celu rozwiązanie tego problemu. W latach 1999-2016 Instytut Morski w Gdańsku prowadził rozpoznawanie zagrożenia ze strony wraków w ramach Fińskiej weryfikacji wraków (HELCOM – *Helsinki Commission*; *Baltic Marine Environment Protection Commission*, Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku). Projekt nie doprowadził jednak do oczyszczenia żadnego z badanych wraków, mimo udokumentowania zagrożeń ze strony co najmniej 4 wraków w polskiej EEZ. Najlepszym, choć równocześnie najdroższym sposobem przeciwdziałania zagrożeniom, byłoby usuwanie wraków zanim paliwo lub inne substancje niebezpieczne zaczną się z nich wydobywać. Jest to jednak możliwe jedynie w przypadku nowych wraków i zazwyczaj niezwykle kosztowne (koszt usunięcia/oczyszczenia wraku może zostać pokryty z ubezpieczenia P&I (ang. *Protection & Indemnity Insurance*). Niestety, wraki starsze niż 50 lat są najczęściej w tak złym stanie, iż jedyną możliwością jest zlokalizowanie w zalegającym statku przestrzeni, w których nadal uwięzione jest paliwo (głównie w zbiornikach) lub inne substancje niebezpieczne i ich mechaniczne usunięcie (np. poprzez odpompowanie). Jednakże, przy zastosowaniu tej metody, w przypadku części wraków, istnieje ryzyko niekontrolowanego uwolnienia substancji niebezpiecznych. A w wyniku zanieczyszczenia dna morskiego, wody lub brzegów morskich paliwem wypływającym z wraków statków, powstaje problem odpowiedzialności za skutki powstałego zagrożenia oraz koszty prowadzonych akcji usuwania rozlewów, jak również oczyszczania wody i brzegów. W przypadku wraków z okresu I i II wojny światowej oraz statków powojennych, pochodzących z okresu przed wprowadzeniem uregulowań prawnych, odpowiedzialność za szkody ponosiło państwo, na którego obszarze morskim takie zdarzenia miało miejsce. W przypadku Polski, koszty ponosiła Administracja Morska. Natomiast od momentu wejścia w życie: 1) Międzynarodowych Przepisów o Zapobieganiu Zderzeniom na Morzu (ang. *International Regulations for Preventing Collisions at Sea 1972 aka. COLREGs*), 2) Międzynarodowej konwencji o zapobieganiu zanieczyszczaniu morza przez statki (MARPOL 73/78) – w szczególności postanowienia dotyczącego obszarów specjalnych, 3) Konwencji SOLAS (ang. *International Convention for the Safety of Life at Sea*) oraz 4) Konwencji z Nairobi z 2007 roku (ang. *Nairobi Wreck Removal Convention* – NWRC), za szkody płaci ten, kto je spowodował (ang. *Polluter Pays Principle*).

Celem niniejszego opracowania jest przeprowadzenie analizy dostępnych metod badania wraków, które to metody ukierunkowane są na określenie wielkości i rodzaju zagrożeń, jakie dany wrak stanowi. Ponadto w niniejszym opracowaniu przedstawiona została usystematyzowana metodyka postępowania z wrakami

ocenionymi jako potencjalnie niebezpieczne. Metodyka ta zawiera szereg istotnych informacji o sposobach poszukiwania nowych i ocenie stanu znanych już wraków, ich potencjalnego negatywnego wpływu na środowisko morskie, sposobów reakcji na sytuacje, w których wyciek miał już miejsce oraz usuwania paliwa ze zbiorników (na przykładzie wraku Franken) albo remediacji dna morskiego wokół wraków (na przykładzie wraków Franken i S/S Stuttgart), z których paliwo już się uwolniło.

Skuteczna metodyka powinna bazować na tzw. dobrych praktykach morskich. Dlatego istnieje potrzeba dokonania przeglądu dostępnej literatury, a także analizy znanych i stosowanych metod działania. W celu ustalenia priorytetów i efektywnego wykorzystania zasobów niezbędnych do przeprowadzenia działań prewencyjnych lub naprawczych, potrzebne jest odpowiednie wsparcie decyzyjne. Oceny ryzyka i ogólny proces zarządzania ryzykiem są ważnymi środkami zapewnienia takiego wsparcia dla gremiów odpowiedzialnych za podejmowanie kluczowych decyzji w tym obszarze. Dlatego też proponowane działania oparte są na opracowaniach studyjnych, modelach probabilistycznych, określających ramy zarządzania ryzykiem związanym z katastrofami statków oraz na modelu kompleksowej oceny ryzyka potencjalnie zanieczyszczających wraków. Usystematyzowanie owej wiedzy i wskazanie alternatyw wykorzystania istniejących narzędzi do szacowania ryzyka, zwiększają możliwości radzenia sobie z ogromną niepewnością wynikającą z oceny prawdopodobieństwa wystąpienia zagrożeń ze strony wraków; ułatwiają także ustalanie priorytetów w odniesieniu do zalegających na dnach akwenów jednostek oraz pozwalają na dokonanie efektywnego przydziału zasobów w przypadku wystąpienia zagrożeń dla środowiska.

Jednym z istotnych zadań administracji morskiej, pełniącej rządowe zadania z zakresu ochrony wód i brzegów przed skutkami rozlewów paliwowych, jest utrzymywanie sił i zasobów mobilnych do reagowania w sytuacji wycieku paliwa ze statków i wraków. W Polsce tę funkcję sprawuje Morska Służba Poszukiwania i Ratowania na Morzu (SAR). Utrzymuje ona w gotowości odpowiednio wyposażone statki morskie oraz lądowe siły przeznaczone do zwalczania rozlewów. Służba ta nie zajmuje się jednak usuwaniem paliwa z wraków leżących na dnie, a jedynie usuwaniem skutków wycieku.

Ryzyko środowiskowe stwarzane przez każdy taki obiekt jest niepowtarzalne pod względem prawdopodobieństwa wycieku i jego potencjalnego oddziaływania na ekosystem. Każdy statek (wrak) będzie reagował inaczej na siły zewnętrzne, takie jak: prądy morskie, falowanie (szczególnie sztormowe), czy oddziaływanie ruchu dużych jednostek w bezpośrednim jego sąsiedztwie. Ocena ryzyka związanego z katastrofą statku, wymaga wiedzy z wielu dziedzin i współpracy między kilkoma organami na rzecz podjęcia odpowiednich decyzji dotyczących wdrożenia środków łagodzących.

Wokół tego problemu skupia się zainteresowanie szeregu instytucji rządowych, naukowych i pozarządowych. Należy do nich zaliczyć, przede wszystkim: 1) administrację morską, np. Urzędy Morskie zarządzające, w imieniu państwa, obszarami wzdłuż wybrzeża kraju i odpowiadające za stan środowiska morskiego, 2) Ministerstwo Klimatu i Środowiska oraz Ministerstwo Infrastruktury, odpowiadające za utrzymanie właściwego stanu środowiska morskiego, 3) uczelnie i instytuty morskie (Uniwersytet Gdański, Akademia Morska w Szczecinie, Instytut Morski Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Morski Instytut Rybacki i inne) – prowadzące różnorodne projekty badawcze ukierunkowane na określenie jakości środowiska morskiego, w tym jego czystości i potencjalnie występujących zagrożeń (zalegające na dnie wraki, użycie broni konwencjonalnej, chemicznej, skutki przeładowania), oraz 4) organizacje pozarządowe, takie jak m.in. Fundacja MARE, realizujące projekty z zakresu ochrony przyrody i edukacji społecznej w kierunku ochrony ekosystemów morskich oraz wspierające działania rządowe na rzecz polepszenia stanu polskich wód morskich.

Niniejszy raport przedstawia przegląd dostępnych strategii oceny wraków i zarządzania nimi oraz proponuje indywidualny model odpowiedni dla zarządzania wrakami w Polsce. Celem niniejszego raportu jest: 1) określenie metodyki właściwego postępowania zainteresowanych służb oraz jednostek badawczych podczas badania nowo odkrytych lub dobrze już rozpoznanych wraków, pod kątem ich negatywnego wpływu na środowisko morskie; 2) przedstawienie sposobów szacowania ryzyka rozlewów olejowych z wraków oraz metod geofizycznego, geologicznego, chemicznego i ekotoksykologicznego ich badania; 3) przedstawienie dostępnych metod i technologii usuwania paliwa z wraków i z dna morskiego oraz remediacji skażonego osadu.

ROZDZIAŁ 2: METODY BADANIA WRAKÓW

Pierwszą z istotnych faz pozyskiwania wiedzy o aktualnym stanie określonego wraku oraz wpływie, jaki obecnie wywiera on lub może w przyszłości wywierać na środowisko morskie, jest wykonanie szeregu badań studyjnych wraku w oparciu o dostępną wiedzę na temat danego obiektu oraz innych podobnych mu (biorąc pod uwagę: wiek, wielkość, rodzaj, ilość paliwa itd.). Dane te są następnie wykorzystywane do szacowania ryzyka wylewu paliwa z badanego wraku statku.

Drugą fazą są badania, których celem jest rozpoznanie rzeczywistych, aktualnych warunków panujących na wraku oraz w jego najbliższym otoczeniu, tj. w miejscu jego zalegania. W oparciu o szczegółowe wyniki tych badań, powinna zostać dokonana weryfikacja oszacowania ryzyka. W sytuacji uznania, że wrak wymaga podjęcia działań – pozyskane dane służą do zaplanowania akcji oczyszczania statku oraz do oceny skutków tego działania (ocena ta następuje po zakończeniu działań). Dane te to de facto „zdjęcie” fizycznych oraz chemicznych własności badanego obiektu i mogą być wykorzystane w późniejszym czasie do oceny postępów procesu remediacji na wraku i wokół niego.

W trakcie gromadzenia powyższych informacji, należy zadbać o zapewnienie jak najwyższej jakości danych. W tym celu należy stosować ustalone procedury, postępować w sposób metodyczny i systemowy. Konieczność takiego działania jest uzasadniona potrzebą wykonania określonych czynności i badań w sposób:

- **przemysłany** – co pozwoli oszczędzić czas i obniżyć koszt ich wykonania, poprzez dostosowanie rodzaju, liczby i zakresu prowadzonych pomiarów,
- **powtarzalny** – co pozwoli na dokonanie oceny stanu wraku i wielkości zagrożenia jakie stwarza, w sposób względnie szybki i dokładny,
- **rzetelny** – systemowe podejście do badania pozwala na uniknięcie błędów polegających na niejednokrotnym sposobie oceny stanu wraku i w przyszłości umożliwi dokonanie porównania badanego obiektu z innymi rozpoznanymi już wrakami, analizowanymi w ten sam sposób.

Ocena stanu wraków w oparciu o usystematyzowany, wcześniej ustalony schemat działania, umożliwia systemowe podejście do procesu badania wraków pod kątem ich wpływu na stan środowiska.

2.1 Kolejność i metody pozyskiwania danych o wraku

W celu określenia wszystkich parametrów istotnych dla oceny wraku i stwarzanego przez badany obiekt zagrożenia, konieczne jest wykonanie następujących czynności:

- **Przeprowadzenie badań historycznych** polegających na dokonaniu kwerendy i analizie:
 - istniejących dokumentów i informacji, takich jak: dane techniczne, rysunki stoczniove;
 - opisów i zdjęć z eksploatacji oraz z zatonięcia jednostki (o ile istnieją);
 - opisów świadków;
 - dokumentów przewozowych (konosamentów), zapisów w dziennikach portowych;
 - zapisów w źródłach archiwalnych, np. Biura Hydrograficznego, Administracji Morskiej, bibliotek i archiwów cywilnych i wojskowych;
 - filmów historycznych, opisów literaturowych, np. zamieszczonych w Internecie, na forach internetowych entuzjastów, hobbystów itd.;
 - w przypadku wraków wojennych – dokumentów dotyczących przewozu materiałów wybuchowych, sprzętu wojskowego, paliwa, innych materiałów służących do zastosowań wojennych;

- dowodów zgromadzonych w trakcie prac nurkowych wykonywanych na wraku, badań naukowych, obserwacji nurków swobodnych wykonujących nurkowania turystyczne (tj. zdjęcia, filmy, szkice, zapiski, próby dna i ładunku);
- **Wykonanie badań geofizycznych, takich jak:**
 - badanie batymetryczne zmierzające do określenia rozkładu głębokości na wraku oraz ocenienia charakterystyki dna morskiego;
 - badanie z użyciem sonaru bocznego lub dookólnego albo kamery akustycznej, w celu określenia charakterystycznych cech obiektu i wykrycia innych obiektów w otoczeniu wraku;
 - badanie dna za pomocą akustycznego profilomierza dna (SBP) w celu wykrycia obiektów zasypanych osadem oraz zidentyfikowania warstwy osadów skażonych (nasączonych ciężkim olejem napędowym);
 - sprawdzenie, za pomocą magnetometrów rozkładu obiektów metalowych posiadających sygnaturę magnetyczną, takich jak: elementy kadłuba, wyposażenie i ładunek rozrzucone wokół wraku.
- **Geologiczne badania dna:**
 - dokonanie poboru prób powierzchniowych gruntu za pomocą próbnika powierzchniowego (np. próbnika Van Veena, Boxkorera lub innymi konstrukcjami tego typu);
 - dokonanie poboru prób rdzeniowych (zwykle 3-metrowej długości rdzenie są całkowicie wystarczające);
 - analiza i opracowanie zebranych prób pod kątem rodzaju osadów, ich podatności na wsączenie się w nie szkodliwych substancji;
- **Chemiczne badanie gruntu i wody przydennej:**
 - analizy prób gruntu;
 - analizy wody przydennej;
- **Biologiczne i ekotoksykologiczne badanie prób gruntu z dna (zwykle próby do tych badań pobierane są z podziału prób geologicznych):**
 - analizy biologiczne:
 - analiza organizmów bentosowych,
 - analiza gatunków progresywnych I rzędu,
 - analiza gatunków progresywnych II rzędu,
 - analizy ekotoksykologiczne;
- **Pozyskanie danych hydrograficznych i nawigacyjnych;**
- **Inspekcja przeprowadzona na wraku za pomocą zdalnie sterowanych pojazdów podwodnych (ROV):**
 - wykonanie dokumentacji filmowej i fotograficznej;
 - wykonanie pomiarów kamerą akustyczną lub skanerami laserowymi;
 - pobór prób osadów z dostępnych powierzchni wraku;
 - pomiar grubości blach poszycia;
 - jeżeli to możliwe – nieinwazyjne badanie zawartości zbiorników za pomocą analizatorów wstecznego rozproszenia neutronów;
- **Zebranie i analiza danych środowiskowych innego typu niż warunki chemiczne, biologiczne i inne, np. takich jak:**
 - natężenie ruchu małych i dużych jednostek;
 - odległość wraku od torów wodnych i tras żeglugowych;
 - ilość sieci na wraku;
 - aktywność militarna w okolicy wraku;
 - występowanie silnych sztormów (wielkość, częstotliwość, okresy roku, generowane wgłębne falowania);
 - prowadzenie połowów z użyciem sieci trałowych;

- działania nurkowe na wraku;
- inne ważne czynniki mogące mieć wpływ na trwałość wraku.

2.2 Istotne elementy postępowania badawczego wraku, wpływające na pracochłonność i jakość pozyskiwanej wiedzy

Przedstawiony zakres badań obejmuje większość dobrze znanych i dostępnych metod badania zarówno wraku, jak i dna; wyniki tych badań pozwalają na sporządzenie pewnego i powtarzalnego opisu aktualnego stanu badanego obiektu.

2.2.1 Badania magnetometryczne i geosejsmiczne

Dokładny zakres badań powinien zostać ustalony indywidualnie dla danego obiektu. W wielu przypadkach część czynności badawczych może zostać pominięta lub ilościowo ograniczona. Na przykład w sytuacji, kiedy badany wrak statku handlowego lub wojennego stanowi jedną całość, bez wskazania, że wokół wraku znajdują się duże ilości rozrzuconego ładunku lub elementów stanowiących kiedyś statek. W takiej sytuacji istnieje wyraźna przesłanka, aby nie wykonywać niektórych pracochłonnych pomiarów, takich jak pomiary magnetometryczne czy akustyczne profilowanie dna. W takim wypadku wykonanie pomiarów batymetrycznych i przeglądu sonarowego powinno wystarczyć do dalszego procedowania, tj. do wyznaczenia bezpiecznych pozycji poboru prób powierzchniowych gruntu, które posłużą do badania składu chemicznego gruntu pod kątem obecności substancji chemicznych. Przeprowadzenie pomiarów za pomocą profilomierza osadów może posłużyć do podjęcia decyzji o ewentualnym poborze rdzeni za pomocą wibrosondy lub też o braku konieczności ich dokonania. Jeżeli na obrazie z akustycznego profilomierza osadów nie wystąpią wyraźne przewarstwienia, można wyciągnąć wniosek, że grunt jest jednorodny i nie występuje w nim warstwa potencjalnie zanieczyszczona paliwem.

2.2.2 Badania geologiczne, biologiczne i ekotoksykologiczne

Prócz poboru prób powierzchniowych gruntu do analiz geologicznych i chemicznych, możliwy jest również pobór próbek wody w warstwie przydennej. Dobór pozycji, w których pobierane są próby zarówno gruntu, jak i wody powinien brać pod uwagę miejsce zalegania wraku. Jeżeli wrak leży w zagłębieniu – dobrze jest dokonać poboru gruntu i wody z dna zagłębienia, gdyż są to miejsca, w których najczęściej gromadzą się substancje wyciekające z wraku. Należy przy tym uwzględnić główne kierunki prądów przydennych w rejonie wraku, gdyż to wzdłuż nich, przemieszczająca się woda transportuje osady denne (rumowisko) i substancje wyciekające z wraku. Na kierunkach tych należy pobrać więcej niż jedną próbę dna i wody oraz dokonać tych poborów w różnej odległości od obiektu. Analizę prądów najlepiej jest przeprowadzić na podstawie modelu, zanim rozpocznie się właściwe badanie wraku – jest to pomocne w trakcie późniejszego identyfikowania miejsc poboru prób. Gdyby jednak takiej możliwości nie było, należy kierować się wynikami batymetrii dna: w oparciu o ukształtowanie dna w sąsiedztwie wraku, doświadczony hydrograf natychmiast rozpozna jak układają się prądy przydenne.

Pobór prób do badań biologicznych i ekotoksykologicznych zwykle odbywa się w tym samym czasie, w tej samej pozycji i tym samym narzędziem, jakim dokonuje się poboru prób do badań geologicznych – najczęściej jest to próbnik Van Veena lub boxcorer. Są to skuteczne narzędzia. Dlatego, gdy planujemy pobór prób tymi urządzeniami, warto uwzględnić ich wielkość tak, aby zapewnić, że w jednej próbce pobrana zostanie wystarczająca ilość masy potrzebna do przeprowadzenia wszystkich wymaganych badań. Jeżeli próbnik jest mały, konieczne będzie pobranie dwóch lub nawet trzech prób gruntu z jednej pozycji. Ponieważ zarówno badanie próby biologicznej, jak i próby ekotoksykologicznej jest drogie, warto rozważyć, czy – jeżeli pobrana próba do badań geologicznych jest jednorodna i zawiera piasek (szczególnie czysty piasek, bez charakterystycznego zapachu paliwa lub innych nietypowych dla dna substancji) – rzeczywiście konieczne jest zabezpieczenie takiej próby do badania biologicznego. Z drugiej strony, wykonanie takiego badania jest pożądane, jako że często dość precyzyjnie określa ono czystość gruntu. Obecność lub brak w próbce wielu gatunków bentosowych, charakterystycznych dla danego obszaru dna

wskazuje, czy dno jest czyste czy jest zanieczyszczone. Próby ekotoksykologiczne są bardzo ważnym wskaźnikiem poziomu i zasięgu skażenia, jednakże są to próby drogie, które warto wykonać tylko w sytuacji potwierdzonej obecności substancji trujących w osadach dna. Zwykle przeprowadza się je w ramach rozszerzonych badań wraku, jeszcze przed podjęciem działań oczyszczających obiekt (MV Franken) lub remediacyjnych gruntu wokół wraku (casus S/S Stuttgart).

2.2.3 Obserwacje i pomiary in situ (dokumentacja fotograficzna, filmowa sonarowa)

Jedną z istotnych czynności, które należy wykonać zawsze, kiedy tylko jest to możliwe, jest video-inspekcja wraku. Można ją przeprowadzić z użyciem kamer opuszczanych lub pojazdów zdalnie sterowanych (ROV). Użycie ROV jest powszechnie praktykowane i, jak wskazuje doświadczenie, dużo bardziej efektywne niż użycie kamer opuszczanych. Zdjęcia i filmy uzyskane tą drogą pozwolą uzyskać odpowiedzi na wiele pytań, dotyczących:

- stanu burt i nadbudówek,
- obecności na wraku sieci, ich ilości i rodzaju,
- obecności amunicji lub innych środków wybuchowych,
- widocznych uszkodzeń,
- stanu zasypania wraku osadami dennymi,
- materiałów znajdujących się wokół wraku – takich jak rozrzucone elementy wraku lub jego ładunek.

Stosując współczesne technologie mapowania obiektów za pomocą dźwięku (MBES, SSS, kamery akustyczne), możliwe jest tworzenie obrazów przestrzennych. Nowsze technologie umożliwiają skanowanie za pomocą światła laserowego lub wykonanie mozaikowania fotogrametrycznego. Możliwe jest tworzenie wizualizacji przestrzennych całych wraków, a także łączenie planów budowlanych (rysunki techniczne i plany używane w procesie projektowania i budowy statku) z wizualizacjami komputerowymi 3D oraz z renderowanymi zdjęciami wykonanymi przez nurków lub roboty. Najnowsza technologia fotogrametryczna umożliwia wykonanie modeli przestrzennych obiektów (w tym dużych obiektów jakimi są wraki) ze zdjęć poklatkowych lub wprost z obrazów filmów wysokiej jakości.

Materiały fotograficzne wykorzystywane w procesie obserwacji in situ powinny spełniać szereg (relatywnie łatwych do osiągnięcia) warunków:

- zdjęcia powinny być wykonywane w odpowiednio niedużej odległości od obiektu – dla uchwycenia wszystkich szczegółów statku, ale niezbyt blisko, aby nadmiernie nie zwiększać liczby gromadzonych danych;
- szeroki plan umożliwia wykonanie zdjęć obiektów z różnych perspektyw;
- następujące po sobie zdjęcia powinny być wykonywane z pewną „nakładką” (*overlap*), co pozwala programowi znaleźć wspólne punkty na kolejnych ujęciach; punkty te są niezbędne do łączenia obrazów w całość;
- kolejne linie, po których porusza się kamera rejestrująca obrazy, powinny być prowadzone równolegle (jest to działanie wskazane, choć niekonieczne) tak, aby kolejne pasy miały pewną nakładkę.

Ze względu na potrzebę dostarczenia do oprogramowania przetwarzającego zdjęcia w obrazy przestrzenne ujęć tych samych obiektów widzianych pod różnym kątem, proces planowania, a następnie wykonywania zdjęć wymaga pewnego doświadczenia i konsekwencji w działaniu. Nie jest to proste, gdyż często dla nurków jest to zajęcie monotonne, a wyniki działań są poniżej oczekiwań (przykład wrak statku Franken).

Lepszym rozwiązaniem jest wykonanie dokumentacji fotograficznej za pomocą pojazdu podwodnego ROV, który nie jest ograniczony czasem nurkowania i nie nudzi się w trakcie pracy. Jednakże w sytuacji wystających elementów wraku – takich jak: maszty, liny pływające w toni lub zaczepione sieci rybackie – istnieje duże ryzyko, iż robot ulegnie zaplątaniu i może zostać utracony.

Wybór technologii wykonywania zdjęć i filmów zależy więc będzie od aktualnych możliwości wykonującego badanie, głębokości, na której wrak zalega, wielkości obiektu, jego stanu, przeszkód znajdujących się na wraku i wielu innych czynników.

2.3 Inne ważne informacje, które należy uwzględnić w trakcie badania wraku

2.3.1 Szacowanie ryzyka wycieku paliwa na wszystkich etapach postępowania

Wraz z upływem czasu, stan wraków ulega szybkiemu pogorszeniu. Prawdopodobieństwo uwolnienia substancji zanieczyszczających z wraku, rośnie wraz z upływem czasu zalegania statku na dnie morza. Każdy, nawet potencjalny wyciek, stanowi zagrożenie dla środowiska morskiego. Jak wiemy z dotychczasowych zdarzeń tego typu, wyciek może mieć również konsekwencje społeczne i gospodarcze. Z tego względu, dokonywanie ocen ryzyka potencjalnych wycieków, jest jednym z istotnych elementów prowadzenia szczegółowych badań wraków pod kątem ich wpływu na środowisko i gospodarkę regionu nadmorskiego.

Proponowana w niniejszym opracowaniu metodyka, skupia się na zaproponowaniu ogólnych ram dokonywania takich szacunków. Ocena ryzyka powinna uwzględnić aktualny stan wiedzy o danym wraku, warunki fizyczne, chemiczne i biologiczne w momencie jego badania, a także stan otoczenia wraku (natężenie ruchu, działania nurkowe i inne). Dokonana ocena ryzyka powinna dostarczyć zespołowi badawczemu danych do zapewnienia wsparcia decyzyjnego w zakresie działań naprawczych, a tym samym – umożliwienia efektywnego wykorzystania dostępnych zasobów w zakresie przeciwdziałania potencjalnej katastrofie.

Istnieje wiele metod oceny ryzyka wraków. Różnią się one metodologią szacowania, rodzajem użytych informacji wejściowych oraz oceną wielkości wpływu (wagi) poszczególnych elementów oddziaływania środowiskowego na wrak. Jednakże wszystkie one mogą zostać porównane poprzez odniesienie do odpowiednich zapisów międzynarodowych norm zarządzania ryzykiem. Zestawienie takie zostało dokonane przez zespół Chalmers University Goteborg (H. Landquist et al 2012) i wykazało, że istniejącym metodom brakuje kilku kluczowych elementów procedur oceny ryzyka, niezbędnych do oceny wraków. Zespół uznał, że żadna z analizowanych metod nie zapewnia kompleksowej oceny ryzyka dotyczącego zanieczyszczeń potencjalnie generowanych przez wraki statków, a tylko nieliczne z nich uwzględniają aspekt niepewności danych i wrażliwości obszaru wokół wraku. Analiza wykazała również, że istnieje potrzeba opracowania metod oceny ryzyka uwzględniających długoterminowe skutki ciągłego uwalniania ropy naftowej do środowiska morskiego. Wreszcie, zaproponowano ogólne, kompleksowe ramy oceny ryzyka związanego z wrakami. Zaproponowany w niniejszej metodyce sposób szacowania ryzyka uwzględnia powyższe analizy i oparty jest na dotychczasowym doświadczeniu autorów. Wiele z tych istotnych dla wiarygodności ocen opisano w brytyjskim modelu używanym do szacowania ryzyka w angielskim ośrodku rządowym Centre for Environment Fisheries & Aquaculture Science (Cefas).

Analizując aktualną ilość i rozmieszczenie paliwa rezydualnego we wraku, należy uwzględnić szereg okoliczności określających potencjalne możliwości jego zatrzymania w przestrzeniach zamkniętych obiektu. Podczas określania parametrów wejściowych do modelu szacowania ryzyka rozlewu założono, że największe prawdopodobieństwo wykrycia paliwa na wraku występuje w sytuacji, kiedy stanowi on jedną bryłę, nieco mniejsze – gdy jest połamany na kilka części, a najmniejsze – kiedy jest bardzo mocno zniszczony i nie stanowi już rozpoznawalnej konstrukcji. Od tej prawidłowości istnieją wyjątki, tak jak wrak S/S Stuttgart, który w zasadzie już nie istnieje jako bryła, ale paliwo, które się z niego wcześniej wydostało, zanieczyszcza duży obszar (w tym przypadku 415 000 m² powierzchni, a może nawet więcej).

2.3.2 Konstrukcja statku i jej wpływ na sposób zalegania paliwa we wraku

Oprócz wskazanych powyżej paramentów, w procesie szacowania ryzyka wycieku paliwa z wraku, należy uwzględnić również inne kryteria. Są nimi przeznaczenie jednostki, która zatонуła oraz sposób jej skonstruowania. W przypadku statku handlowego i okrętu wojennego, należy wziąć pod uwagę fakt,

iz posiadają one zupełnie różne konstrukcje, a co za tym idzie – inny sposób rozmieszczenia zbiorników paliwowych. Wiedza ta ma niebagatelne znaczenie, a przede wszystkim praktyczne zastosowanie w trakcie pozyskiwania, a następnie analizy informacji pozwalających na oszacowanie ryzyka w zakresie zalegania oraz ilości paliwa pozostającego w zbiornikach wraku.

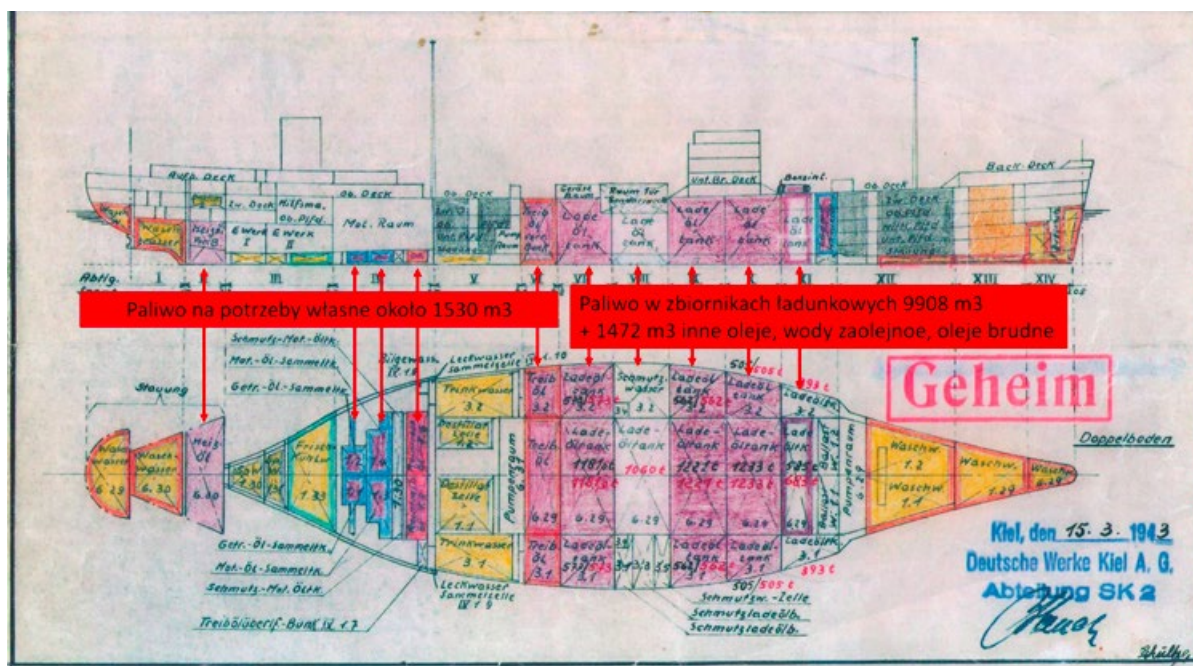
Statki transportowe posiadają prostą konstrukcję i duże zbiorniki paliwowe, w relatywnie niedużej liczbie: zwykle jest to 4-6 zbiorników przeznaczonych do transportu paliwa dla własnych potrzeb. Zbiorniki te rozmieszczone są w kadłubie statku oraz dodatkowo: pod siłownią główną – gdzie znajduje się zbiornik do manewrowania paliwem na statku oraz zbiorniki rozchodowe w siłowni (jeden duży zbiornik dla silnika głównego i agregatów lub oddzielne zbiorniki do każdego silnika i agregatu). Paliwo nie jest głównym medium używanym do balastowania jednostki tego typu. Do tego służą wodne zbiorniki balastowe. Zwykle tego typu jednostki, dla każdego zbiornika oddzielnie mają, odpowiednio zabezpieczone, ale relatywnie proste w konstrukcji, systemy wentylowania. Odpowietrzenia są wyprowadzone na pokład. W związku z ich konstrukcją – chroniącą przed przenikaniem wody do wnętrza, ale niechroniącą przed wypływaniem paliwa ze zbiornika na zewnątrz – zawory zwrotne umieszczone w głowicach odpowietrzających zbiorniki, stanowią główne miejsce wycieku paliwa z wraku.

Jednostki wojenne z kolei posiadają zupełnie inną konstrukcję. Nie przewożą innych ładunków prócz paliwa, uzbrojenia i zapasów bojowych oraz wszystkiego, co służy zaspokojeniu potrzeb załogi na morzu. W związku z tym, ich system paliwowy jest dużo bardziej rozbudowany. Często systemy paliwowe na obiektach wojennych są dublowane i po części służą do balastowania jednostki. Ze względu na bardzo wysokie wymagania dotyczące odporności okrętów na uszkodzenie w trakcie działań bojowych, ich systemy paliwowe składają się z wielu, znacznie mniejszych zbiorników rozmieszczonych wzdłuż całej długości kadłuba. W każdej siłowni istnieje szereg, zdecydowanie mniejszych zbiorników niż na statkach handlowych. Większość stanowią dodatkowe zbiorniki służące do przepompowywania paliwa (podczas balastowania) oraz do zasilania każdego silnika spalinowego (napędowego i agregatu) oddzielnie. Każdy silnik posiada swój własny system składowania paliwa na bieżące potrzeby w zbiornikach rozchodowych. Okręty (ale również jednostki specjalistyczne, takie jak okręty zaopatrzeniowe, ratownicze i inne) posiadają niezwykle skomplikowany system odpowietrzenia zbiorników paliwowych, poprzez inne zbiorniki i centralę paliwową (przykładem takiej jednostki jest wrak statku Franken, który po części jest okrętem wojennym i jego system przechowywania i zasilania paliwa, oraz odprowadzenia oparów paliwa jest typowy dla okrętu wojennego). Umożliwia to bezpieczne odprowadzenie oparów paliwa w sposób kontrolowany i w miejscu, w którym ryzyko ich zapłonu (i wybuchu) jest najmniejsze. Takie rozwiązania stosowane są w okrętach używających w trakcie walki otwartego ognia.

Budowanie dużej liczby mniejszych zbiorników, których (relatywnie) niewielka objętość na statku handlowym byłaby problemem, na okręcie nie jest traktowana jako wada; wręcz przeciwnie: takie rozdrobnienie – jest zaletą. Wynika to z faktu, że uszkodzenie relatywnie małego zbiornika nie wyłącza całego systemu napędowego jednostki z działania; po odcięciu uszkodzonego zbiornika od systemu, paliwo pobierane jest z innych, a zalanie wodą z przebicia burty, nie zmienia warunków statecznościowych jednostki. Rozmieszczenie zbiorników wzdłuż kadłuba, po obu burtach, pozwala pobierać z nich paliwo w taki sposób, aby spełniały rolę rezerwuarów balastowych, pozwalając utrzymać trym i przechył jednostki w zadanych granicach. Oczywiście, jednostki wojenne posiadają również odpowiednią dla wykonywanych zadań centralę, pozwalającą na swobodne manewrowanie paliwem i dysponującą bezpiecznym, centralnym systemem odpowietrzeniem zbiorników.

Takie rozwiązanie pozwala uznać, iż we wrakach jednostek wojennych paliwo można napotkać nie tylko w dużych zbiornikach znajdujących się na burtach lub w podwójnym dnie i siłowniach (jak na statku handlowym), ale praktycznie w każdym z miejsc kadłuba. Przykładem może być wrak niemieckiego ciężkiego krążownika Prinz Eugen, który został oczyszczony przez amerykańską Marynarkę Wojenną w 2018 roku. W trakcie operacji, odpompowano 867 000 litrów paliwa ze 173 zbiorników lub oddzielnych zamkniętych przestrzeni, w których to paliwo się zgromadziło¹. Inne okręty wojenne, np. okręty podwodne również posiadały wiele zbiorników paliwowych (umiejscowionych zarówno na zewnątrz, jak i wewnątrz kadłuba mocnego). Dobrym przykładem jest niemiecki okręt podwodny VIIC zabierający, w zależności od wersji: od 57 do prawie 100 ton paliwa), rozmieszczonych w kilkunastu zbiornikach różnej wielkości.

¹ źródło: <https://gcaptain.com/u-s-navy-salvage-team-completes-oil-removal-from-former-german-cruiser-prinz-eugen>

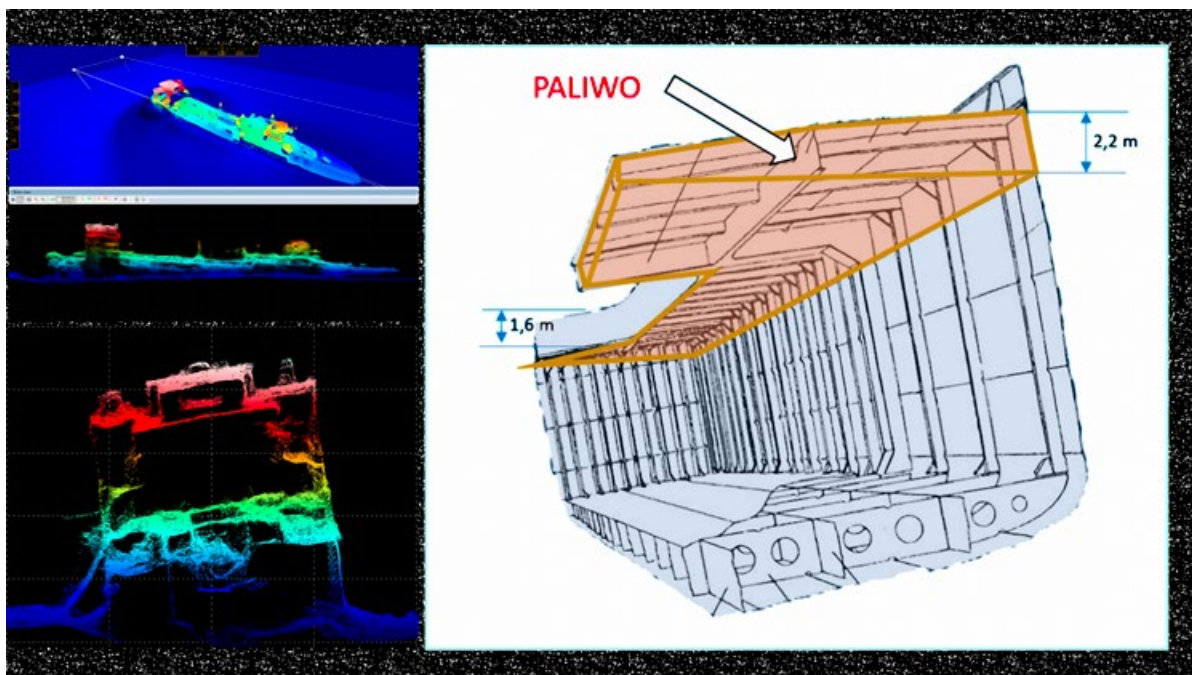


Rysunek 1. Schemat rozmieszczenia paliwa na statku Franken

(Źródło: Archiwum Kriegsmarina Freiburg)

Trudno wyobrazić sobie, aby we wraku jednostki handlowej, paliwo było zgromadzone w równie dużej liczbie zbiorników. W przypadku wraku jednostki pomocniczej, posiadającej zarówno cechy jednostki handlowej – służącej do przewozu m.in. paliwa, jak i okrętu wojennego, spotykamy cechy charakterystyczne dla obu typów statków. Tutaj ponownie dobrym przykładem jest wrak statku Franken (będący jednocześnie statkiem i okrętem), który prócz typowych dla zbiornikowca posiadanych 19 zbiorników ładunkowych na różnego rodzaju węglowodory, posiadał także 10 dodatkowych zbiorników (mniejszych niż ładunkowe) – na własne potrzeby. Wyposażono go w system odpowietrzenia zbiorników poprzez inne zbiorniki, i centralę paliwową. Powoduje to, że nawet po 75 latach od zatonięcia, część baków może nadal być zamknięta (zawierają paliwo i wodę morską, która uzupełniła wolne przestrzenie), a ze względu na skomplikowany sposób rozprowadzania rurociągami po statku, paliwo zalegające w nich nie ma możliwości swobodnego wypływu. Można byłoby przyjąć, że na wraku statku Franken możliwe jest zaleganie około 1000 m³ węglowodorów (paliwo, olej, wody zęzowe), jednakże w rzeczywistości jednostka ta, kiedy zatonała, była w trakcie intensywnej eksploatacji i z pewnością nie posiadała pełnego możliwego zapasu; szacunki wskazują, że mogło w niej pozostać od 350 do 500 m³ paliwa. Badania na wraku potwierdziły też, że część zbiorników transportowych jest zamknięta i nie wykazuje żadnych oznak wycieków. Może to sugerować, że w niektórych z nich możliwe jest zaleganie pewnej ilości paliwa, ale równie dobrze mogą być już puste; potwierdzenie tego faktu wymaga jednak kolejnych badań. Analizy statku Franken wykazały również, że kilka zbiorników ładunkowych uległo rozszczelnieniu wskutek masywnych wybuchów bomb i płonącego paliwa. Nie oznacza to jednak, że w zbiornikach tych nie ma już żadnych węglowodorów – mogą one znajdować się tam nadal, nawet w liczbie do kilkudziesięciu ton, i to w każdym z obiektów. Wynika to z konstrukcji zbiorników. Sytuację tę obrazuje rysunek rekonstruujący, wykonany w oparciu o badania wraku Franken.

Konstrukcja kadłuba i pokładu jednostki Franken jest bardzo solidna. Ze względu na wielkość (178 m długości i 22 m szerokości), wręgi ramowe i ramy wręgowe, pokładniki, zrębnice i włazy są bardzo solidne. Wręgi ramowe mają wysokość około 160 cm, zrębnice około 120-160 cm. Skutkiem tego, po zalaniu zbiornika, paliwo, które jest lżejsze od wody, unosi się i zatrzymuje pod pokładem zamykającym zbiornik od góry. Zatrzymuje się w przestrzeni, która mimo otwarcia luku ładunkowego, stanowi dla niego pułapkę. Szczególnie w sytuacji obserwowanej na wraku Franken, który stoi lekko pochylony na jedną z burt



Rysunek 2. Pułapki paliwowe w przestrzeni ładunkowej wraku Franken w zbiornikach z otwartymi włazami ładunkowymi (Źródło: opracowanie własne)

z przegłębioną rufą. Przy założeniu, że powierzchnia pokładu nad zbiornikiem ma około 100 m² (na Frankenie niektóre zbiorniki miały powierzchnię pokładu nawet do 150 m²), możliwe jest zaleganie w takiej pułapce 50-70 m³ paliwa lub nawet więcej. Na wraku jest miejsce na kilka takich pułapek.

2.4 Uzbrojenie, amunicja, niewybuchy, ładunki niebezpieczne na wraku

Podczas szacowania ryzyka należy również uwzględnić fakt, czy na wraku nie znajdują się niewybuchy lub porzucona amunicja, miny, bomby głębinowe, torpedy, rakiety, materiały wybuchowe transportowane w zasobnikach. Bardzo często na wrakach okrętów wojennych i niektórych jednostkach transportowych, można znaleźć wielkie ilości takich niebezpiecznych materiałów. Przykładem obrazującym taką sytuację z obszaru wód polskich, są zdjęcia z wraków leżących na dnie Zatoki Gdańskiej.

W wielu przypadkach operacja oczyszczania wraku musi zostać poprzedzona operacją usunięcia niewybuchów. Ich zniszczenie na miejscu nie jest możliwe, gdyż spowodowałoby to natychmiastowe, masywne rozszczelnienie wielu zbiorników, co mogłoby zakończyć się katastrofą ekologiczną. Szacując ryzyko związane z jakąkolwiek operacją prowadzoną na wraku, każdorazowo musimy upewnić się, że wrak jest wolny od amunicji i innych niewybuchów.

a)



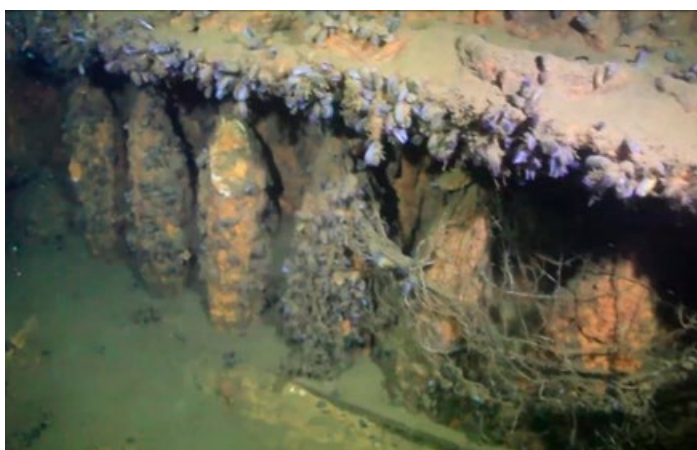
b)



c)



d)



Rysunek 3. Niewybuchy i amunicja na wrakach Zatoki Gdańskiej:

a) i b) bomby głębinowe na pokładzie jednostki KFK-532;
c) i d) amunicja kalibru 150 mm w barbecie armaty na pokładzie T/S Franken

ROZDZIAŁ 3: METODY SZACOWANIA RYZYKA ROZLEWÓW OLEJOWYCH Z WRAKÓW

Aby uzyskać niezbędną wiedzę, żeby jak najlepiej zarządzać ryzykiem wraków zalegających w ekosystemach morskich, niezbędne jest określenie zakresu stwarzanych przez nie zagrożeń środowiskowych. Wraki zawierają w sobie różnorodne paliwa, niebezpieczne ładunki i amunicję, jednakże w tym opracowaniu uwaga skupiona została na ryzyku wycieku ropy. Ryzyko wycieku oleju jest funkcją prawdopodobieństwa wycieku i skali jego wpływu na środowisko. Ryzyko to wzrasta wraz z upływem czasu, przy czym można je ograniczać za pomocą technik aktywnego zarządzania (rozdział 6).

Prawdopodobieństwo wycieku ropy jest wstępnie określane na podstawie zapisów historycznych i powinno być uzupełnione danymi pochodzącymi z badań wraków, które wskazują na fizyczną integralność wraku, w szczególności jego zbiorników. Potencjalny wpływ wraku na środowisko szacuje się za pomocą modeli wycieków ropy, których wyniki są przedstawiane jako mapy ryzyka w kontekście środowiskowych (i być może społeczno-ekonomicznych) wrażliwych receptorów. Ryzyko określa się zatem, biorąc pod uwagę wrażliwość potencjalnych receptorów i prawdopodobieństwo, że zostaną one dotknięte. Ryzyko może zostać podzielone pomiędzy obszary potencjalnie nim dotknięte, tj.: powierzchnię morza, słup wody, osady i linię brzegową.

Ocena ryzyka i powiązane z nią schematy ryzyka są użytecznymi narzędziami służącymi do informowania o stopniu niebezpieczeństwa stwarzanym przez potencjalnie zagrażające ekosystemom wraki, a także do ubiegania się o finansowanie na cele zarządzania ryzykiem i remediację skażonych obszarów. W tym rozdziale opisano pokrótce istniejące metody oceny ryzyka środowiskowego wraków, przy czym szczegółowo omówiono dwie, które wydają się być najbardziej istotne dla regionu Morza Bałtyckiego: 1) ocenę środowiskową (E-DBA), opracowaną przez Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (Cefas), podlegające brytyjskiemu Ministerstwu Obrony (*Ministry of Defence* – MOD) – która ma zastosowanie na całym świecie, oraz 2) probabilistyczną ocenę ryzyka „VRAKA”, opracowaną przez Chalmers University of Technology w Goeteborgu w Szwecji – która ma zastosowanie do wraków na Morzu Bałtyckim i części Morza Północnego.

3.1 Ocena metod oceny ryzyka dla wraków statków stanowiących potencjalne zagrożenie dla środowiska

Działania mające na celu opracowanie odpowiednich narzędzi wspierających podejmowanie decyzji, były już wielokrotnie podejmowane, np. w *Foundations of risk analysis, a knowledge and decision-oriented perspective* autorstwa Terje Aven (2003), gdzie opis analizy ryzyka stwarzanego przez wraki jest wyraźnie powiązany z opisem oceny ryzyka ISO (ISO, 2009). W swoim opracowaniu Aven sugeruje podstawową strukturę procesu decyzyjnego: od określenia celów, kryteriów i preferencji, do podjęcia ostatecznej decyzji. Podejmowanie decyzji jest zatem osadzone w ramach, w których analiza ryzyka ma stanowić narzędzie zapewniające ważny wkład w proces decyzyjny, mimo tego, że rzadko ostateczny wynik jest w całości przewidywalny i znany. Oznacza to, że prawie zawsze takie decyzje muszą być podejmowane w warunkach niepewności.

Proces zarządzania ryzykiem najczęściej składa się z kilku etapów. Pierwszym, jest ustalenie kontekstu, w którym określa się zakres i cel prac związanych z zarządzaniem ryzykiem. Następnie przeprowadza się ocenę, w ramach której dokonuje się identyfikacji wszystkich czynników ryzyka, co oznacza określenie obszarów, na które wrak już oddziałuje lub będzie oddziaływał, a także źródeł ryzyka, takich jak: czynniki chemiczne, biologiczne, czas oraz potencjalne przyczyny i konsekwencje nastąpienia wycieków. Ocena obejmuje również analizę samego ryzyka – w celu jego lepszego zrozumienia tak, aby jak najrzetelniej

dostosować dane wejściowe niezbędne do późniejszej, końcowej oceny ryzyka. Analiza ryzyka obejmuje jakościowe lub ilościowe oszacowania poziomów ryzyka. Nie bez znaczenia pozostaje również ocena tego, jakie rodzaje ryzyka należy rozważyć i w jaki sposób ustalić ich priorytetyzację. Taka ocena musi być uwzględniona na etapie wstępnym, a potem końcowym, wraz z porównaniem możliwych rozwiązań alternatywnych. Wszystko to w celu zmniejszenia możliwości rozlewu paliwa i zminimalizowania skutków niebezpieczeństwa dla środowiska. Takie szczegółowe działania stanowią wsparcie dla decydentów w zakresie szacowania korzyści i ograniczeń oraz możliwych sposobów redukcji ryzyka (ISO, 2009).

Podejmowanie decyzji w zakresie działań na wrakach, można zatem postrzegać jako proces wspierany przez formalne analizy ryzyka, w połączeniu z oceną i przeglądem kierowniczym (Aven, 2003). Procesy oceny rodzaju i wielkości ryzyka oraz podejmowanie decyzji są ze sobą ściśle powiązane. Należy to uwzględnić przy opracowywaniu metod analizy ryzyka oraz ogólnej oceny ryzyka.

3.1.1 Ogólne ramy zarządzania ryzykiem

Do chwili obecnej powstało wiele opracowań naukowych, oficjalnych dokumentów rządowych i sprawozdań, które mogą stanowić podstawę do dokonania oceny dotychczas istniejących sposobów i kierunków rozwoju metod szacowania ryzyka wypływu oleju z wraków statków. Niestety, najważniejsze międzynarodowe dokumenty takie jak Międzynarodowa konwencja o usuwaniu wraków z Nairobi (Traktat o Międzynarodowej Organizacji Morskiej, *International Maritime Organization* – IMO, 2007 r.), nie określała ram dla takich systemów. Również wytyczne IMO w sprawie formalnej oceny bezpieczeństwa (FSA), nie ustanawiają szczegółowych wytycznych dotyczących wraków.

Do oceny istniejących systemów, w różnorodnym stopniu zajmujących się szacowaniem ryzyka, również na zróżnicowanym poziomie szczegółowości, przyjęto osiem metod oceny zagrożeń dla środowiska, powodowanych przez wraki statków. Poniżej skrótowo przedstawiono przegląd dokumentów opisujących każdą z nich:

- **Program usuwania wraków olejowych (ang. *The Wreck Oil Removal Program*)**, wdrożony w Stanach Zjednoczonych przez National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) – ma na celu wykorzystanie naukowo uzasadnionego podejścia do usuwania ropy naftowej i minimalizowania kosztów oraz ryzyka zanieczyszczenia środowiska przez zatopione statki handlowe (NOAA, 2009);
- **Wraki potencjalnie zanieczyszczające wody morskie (ang. *Potentially polluting wrecks in marine waters*)** autorstwa Michel i in. (2005) – to opracowanie wydane w ramach konferencji IOCS (*International Oil Spill Conference*), w którym przedstawiono przewodnik oceny uwalniania ropy naftowej z wraków statków potencjalnie zanieczyszczających środowisko morskie, w odniesieniu do konsekwencji i ryzyka. Dokument określa zasady obiektywnej analizy wraków statków za pomocą metodyki opisującej potencjalne zagrożenie związane z wyciekami ropy naftowej i dalsze zapewnienie środków umożliwiających rozwiązanie tego problemu;
- **Projekt DEEPP (ang. *Development of European Guidelines for Potentially Polluting Shipwrecks*)** – to opracowanie mające na celu dostarczenie europejskim państwom nadbrzeżnym i administracjom krajowym kryteriów i wytycznych dotyczących radzenia sobie z potencjalnymi zagrożeniami środowiskowymi, powodowanymi przez wraki statków (Alcaro i in., 2007);
- **Norweski Urząd Kontroli Zanieczyszczeń (ang. *Norwegian Pollution Control Authority* – NPCA)** uznał temat wraków statków za priorytetowy. Projekt budowy bazy wraków został nakreślony w trzech fazach: 1) rejestracja, 2) klasyfikacja priorytetów, i 3) wymagane działanie, w celu uzyskania pełnego obrazu wraków statków wzdłuż wybrzeża Norwegii;
- **Program Ochrony Środowiska Regionu Południowego Pacyfiku (ang. *The South Pacific Regional Environment Program* – SPREP)** – w jego ramach realizowany jest Program Zwalczania Zanieczyszczenia Oceanu Spokojnego (ang. *the Pacific Ocean Pollution Prevention Programme* – PACPOL), którego celem jest określenie stopnia zanieczyszczenia morza na skutek wycieków z wraków okrętów. Celem „Regionalnej strategii dot. zanieczyszczenia morza pochodzącego z wraków z czasów II wojny światowej”, jest zminimalizowanie szkód spowodowanych przez wraki z czasów II wojny światowej (SPREP i SOPAC. 2002);

- Publikacja „The risk of wrecks or the wreck of risk? The Greek paradigm” (Konstantinos et al. [2009]), wydana w ramach Drugiej **Międzynarodowej konferencji nt. Analizy ryzyka i reagowania na kryzysy**, przedstawia strategię analizy ryzyka związanego z katastrofami statków na wodach greckich i opiera się na formalnej ocenie bezpieczeństwa IMO (2002) oraz uwzględnia ryzyko wycieku ropy naftowej;
- **Szwedzki model „VRAKA” (ang. Probabilistic risk assessment of shipwrecks)** został opracowany przez zespół naukowców na Uniwersytecie Technicznym Chalmers w Goeteborgu pod kierownictwem Hanny Landquist (2016). VRAKA jest zarazem metodyką, jak i narzędziem probabilistycznej oceny ryzyka wycieków paliwa z wraków statków potencjalnie zanieczyszczających środowisko morskie. Konstrukcja metody i programu VRAKA zwiera w sobie dwa moduły:
 - narzędzie do szacowania prawdopodobieństwa uwolnienia substancji niebezpiecznych z wraków statków oraz,
 - metodę szacowania potencjalnych konsekwencji takiego wycieku.

Narzędziem do szacowania prawdopodobieństwa uwolnienia niebezpiecznych substancji jest oprogramowanie oparte na arkuszu kalkulacyjnym Microsoft Excel. Wyniki prezentowane są np. jako rozkład prawdopodobieństwa i oczekiwana ilość uwolnionych substancji niebezpiecznych. Metoda szacowania skutków rozlewu zapewnia również możliwość uzyskania wyników na wielu poziomach, w zależności od dostępnych narzędzi i zasobów. Ocena ryzyka jako trzecia część VRAKI, jest również możliwa, ale nie jest integralnym elementem tego narzędzia. Wyniki uzyskane przez VRAKA mogą być traktowane jako wsparcie decyzyjne i część całościowej oceny możliwości łagodzenia skutków katastrof związanych z masowym zanieczyszczeniem wód morskich (środowiska morskiego) przez wraki;

- **Brytyjski system szacowania ryzyka: „Protokół oceny oddziaływania wraków na środowisko w oparciu o analizę dostępnych danych środowiskowych” (ang. Wreck assessment protocol – Environmental Desk Based Assessment E-DBA)** – opracowany przez zespół naukowców z Centre for Environment Fisheries & Agriculture Science CEFAS (2016). Dokument pokazuje w jasny sposób jak dokonać znormalizowanej oceny ryzyka w oparciu o już dostępne dane środowiskowe (E-BDA – Environmental-Desk Based Assessment) i jest stosowany do oceny zagrożeń ze strony wybranych wraków, za które odpowiada Ministerstwo Obrony Wielkiej Brytanii (*Ministry of Defence* – MOD), a którymi zarządza SALMO.

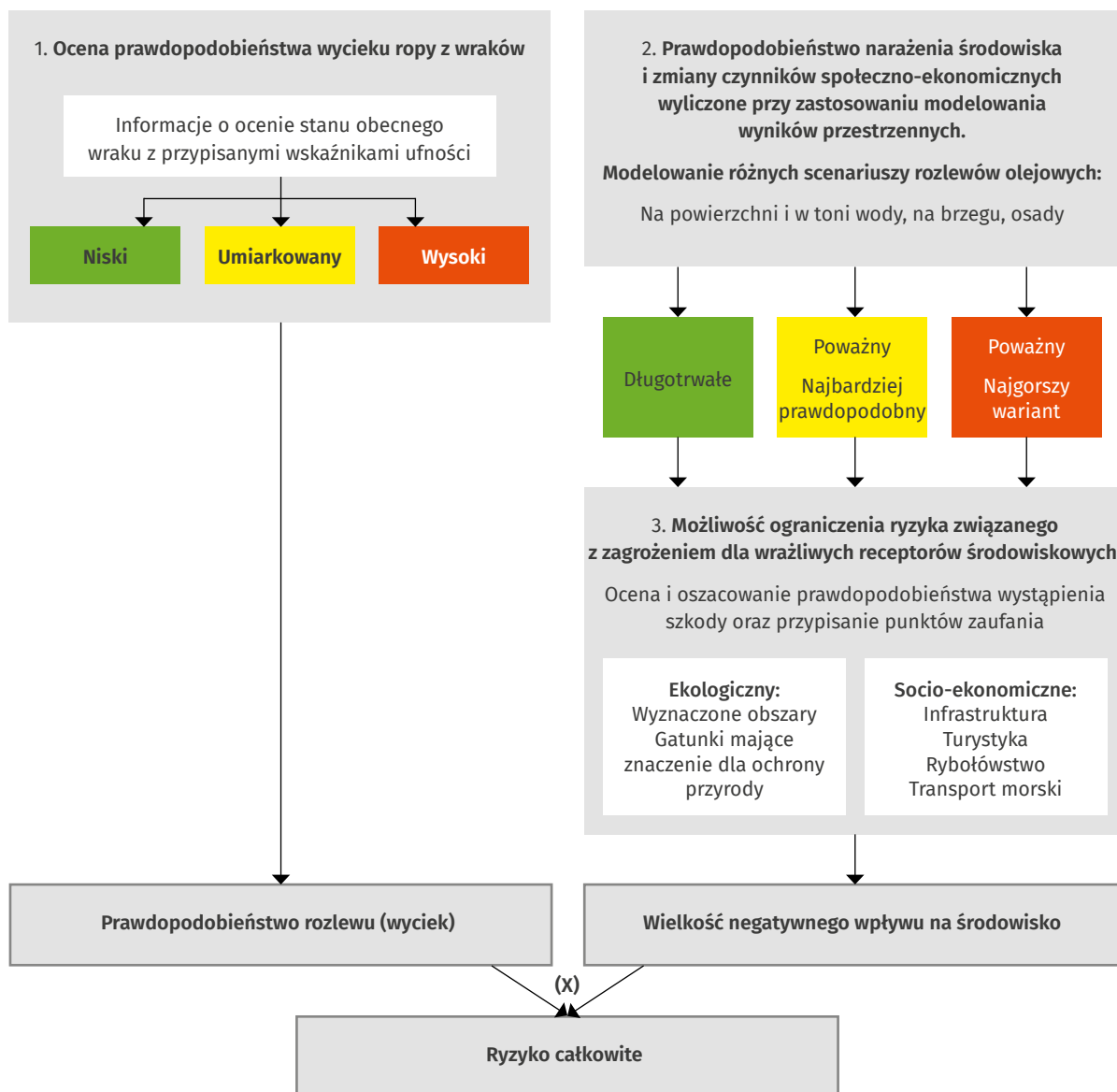
Po dokonaniu analizy wielu metod szacowania ryzyka reprezentujących różnorodne sposoby podejścia do problemu oraz rozmaite sposoby zastosowania technik numerycznych w procesie modelowania wielkości ryzyka, metoda E-DBA stworzona przez CEFAS wydaje się być najlepszą i najprostszą, a równocześnie wysoce skuteczną metodą, której zastosowanie w warunkach południowego Bałtyku, jest najkorzystniejsze.

Metoda E-BDA jest wyjątkowo ciekawą metodą, która pozwala na oszacowanie wielkości zagrożenia w trzystopniowej skali ryzyka nastąpienia wycieku paliwa z wraku (wysokie, umiarkowane, niskie) oraz poziomu zaufania do wyników szacowania ryzyka – również w trzystopniowej skali (wysokie, umiarkowane, niskie). Rozważa się w niej dwa scenariusze: 1) gwałtownego wycieku i jego następstw dla środowiska, oraz 2) powolnego wycieku i jego długotrwałego wpływu na środowisko morskie. Ze względu na znormalizowaną procedurę i zastosowanie stałej ścieżki oceny, możliwe jest zhierarchizowanie wraków zlokalizowanych w określonym obszarze morza, pod względem poziomu zagrożeń jakie mogą wygenerować. Prosta i zrozumiała konstrukcja metodyki, a także jasne przedstawienie kolejnych kroków postępowania, umożliwia relatywnie szybką i precyzyjną ocenę poziomu ryzyka rozlewu substancji niebezpiecznych i ich skutków środowiskowych. Metoda ta nie umożliwia jednak dokonywania antycypacji zjawiska, ani też określania czasowej zmiany poziomu zagrożeń, co z kolei możliwe jest przy zastosowaniu metody VRAKA. Jednakże jej jasna i prosta struktura wydaje się być bardzo przekonująca w sytuacji konieczności informowania administracji morskiej o konieczności podjęcia decyzji zarządczych dotyczących wraków.

Z tego względu poniżej przedstawiony został szczegółowy opis Metoda E-BDA, która będzie stanowił szkielet metodyki szacowania ryzyka rozlewu proponowanej do zastosowania w polskich obszarach morskich.

3.2 „Protokół oceny oddziaływania wraków na środowisko w oparciu o analizę dostępnych danych środowiskowych” (ang. *Environmental Desk-Based Assessment – E-DBA*) – szczegółowe omówienie

E-DBA, stworzona przez Cefas w 2016 roku na zlecenie Ministerstwa Obrony Wielkiej Brytanii, wykorzystuje model ewentualności wystąpienia i reakcji na wyciek ropy (ang. *Oil Spill Contingency And Response – OSCAR, Sintef*) oraz dostępne globalne dane meteorologiczne i oceanograficzne (*global metocean data*), dzięki czemu może być wykorzystywana na całym świecie. E-DBA nie ma wbudowanych danych dotyczących wrażliwości środowiska, ale można ją stosować wszędzie tam, gdzie takie dane są dostępne lub mogą być gromadzone lokalnie.



Rysunek 4. Schemat przepływu ilustrujący proces oceny w celu przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko (E-DBA) wraków, za które odpowiedzialne jest Ministerstwo Obrony.

(źródło: CEFAS Assessment Protocol Environmental Desk Based Assessment C6107)

E-DBA jest procesem przeznaczonym do oceny wraków potencjalnie zanieczyszczających środowisko morskie na podstawie 3-etapowego procesu:

- Przewidywanie prawdopodobieństwa uwolnienia oleju przez wrak, biorąc pod uwagę dostępne dane historyczne i badania wraku;
- Stworzenie modelu scenariuszy nagłego i długofalowego wycieku ropy, w celu określenia prawdopodobieństwa narażenia wrażliwych receptorów ekologicznych i społeczno-ekonomicznych;
- Określenie ryzyka dla każdego receptora w oparciu o prawdopodobieństwo narażenia i potencjalne oddziaływanie.

3.2.1 Kluczowe pojęcia

Poniżej przytoczona została lista kluczowych pojęć stosowanych w procesie badania wpływu wraków na środowisko morskie i ocenie ryzyka wystąpienia wycieków substancji niebezpiecznych do ekosystemu (na podstawie Goodsir i inni, 2016):

Bentos: flora i fauna występująca na dnie morskim lub w obrębie osadów dna morskiego.

Ekspozycja: receptor wchodzący w kontakt z określonym zagrożeniem.

Gwałtowny wypływ: gwałtowne, szybkie uwolnienie znaczącej ilości oleju pozostającego we wraku (np. całej zawartości zbiorników) w krótkim czasie, zwykle w ciągu 24 godzin.

Niebezpieczeństwo: zdarzenie lub środek (biologiczny, chemiczny lub fizyczny), które mogą prowadzić do powstania szkód lub wywołać niepożądane skutki dla środowiska. Niebezpieczeństwa poddawane są skalowaniu: niektóre z nich mogą zostać zaakceptowane, a niektóre nie.

Niepewność: stopień, w jakim wiedza jest ograniczona (np. na temat wrażliwości receptora na zagrożenie lub na temat czynników wpływających na ekspozycję). Niepewność wynika z losowości (niepewność aleatoryjna) i niepełnej wiedzy (niepewność epistemiczna).

Ocena ryzyka: formalny proces oceny ryzyka.

PEC (ang. Predicted Environmental Concentration): przewidywane stężenie zanieczyszczenia, oparte na wskaźniku uwalniania w ciągu jednego dnia, tj. PEC – jako wynik stężenia na obszarze komórki siatki.

PNEC (ang. Predicted No Effect Concentration): przewidywane stężenie niepowodujące żadnych skutków. PNEC jest obliczonym stężeniem, przy którym nie przewiduje się zaobserwowania żadnego skutku na podstawie badań ekotoksykologicznych.

Powolny wypływ: ciągłe, powolne uwalnianie się oleju (n.. 1 litr/h), przez dłuższy czas, zazwyczaj ponad 48 godzin, czasami wiele tygodni lub miesięcy.

Prawdopodobieństwo: oszacowanie, przewidzenie wystąpienia danego zdarzenia. Może być wyrażone jako liczba procentowa lub stosunek liczby faktycznych (lub spodziewanych) zdarzeń do liczby możliwych zdarzeń.

Progi: stężenie lub grubość substancji zanieczyszczającej, która musi zostać przekroczona wewnątrz określonej powierzchni słupa wody lub komórek siatki linii brzegowej, aby komórki te zostały włączone do wyników stochastycznych.

Receptory: podmioty ekologiczne (np. morskie obszary chronione [MPA], ptaki, ssaki) lub gospodarcze (np. plaże, infrastruktura, żegluga, rybołówstwo), na które może oddziaływać zanieczyszczenie.

Ryzyko: potencjalny(-e) skutek(-ki) zagrożenia, w połączeniu z prawdopodobieństwem jego wystąpienia.

Scenariusz prawdopodobny: scenariusz uwolnienia ropy naftowej, który w wyniku szacowania uznano za najbardziej prawdopodobny i który ma największe szanse na zrealizowanie się w przyszłości.

Skutki lub oddziaływania: są oszacowaniem reakcji receptorów na zagrożenie (zagrożenia), na które są one narażone.

Symulacje stochastyczne: połączenie wielu symulacji wycieków ropy dla tego samego scenariusza wycieku, ale rozpoczętego w różnych momentach i datach, tak aby objąć sezonowe i czasowe zmiany warunków meteorologicznych i oceanograficznych (ang. *metocean conditions*). Wynik stochastyczny podaje ogólną wartość dla każdej modelowej komórki siatki, w oparciu o wszystkie połączone dane, w tym prawdopodobieństwo oddziaływania wycieku ropy na daną komórkę.

Zarządzanie ryzykiem: proces minimalizacji ryzyka poprzez wprowadzenie kontroli lub procesów w celu zmniejszenia prawdopodobieństwa wystąpienia zagrożenia i/lub ograniczenia skutków tego zagrożenia (np. możemy zmniejszyć prawdopodobieństwo wycieku oleju z wraku, usuwając olej w kontrolowany sposób, a także możemy złagodzić skutki wycieku oleju, reagując szybko i skutecznie, aby zebrać olej).

3.2.2 Prawdopodobieństwo nastąpienia wycieku

Prawdopodobieństwo uwolnienia ropy ocenia się na podstawie danych historycznych (planów statku, inwentaryzacji ładunku i paliwa, przyczyn zatonięcia, wieku i stanu statku w chwili zatonięcia, liczby lat od zatonięcia), głębokości, rodzaju dna morskiego, stanu wraku i historii wycieków. Każde kryterium jest oceniane jako niskie, średnie lub wysokie, zgodnie z definicjami w tabeli 1. Niektóre kryteria są uważane za ważniejsze niż inne, dlatego zgodnie z ABP Marine Environmental Research Ltd (2007), każdemu kryterium przypisuje się wagę: 1-3, gdzie 3 jest najbardziej znaczące (tabela 1).

Ogólne prawdopodobieństwo uwalniania oleju określone jest następująco:

- ✗ **Wysokie (punktacja >32)** – wysokie ryzyko uwalniania oleju, wymaga szczegółowej analizy w celu zrozumienia wagi zagrożenia dla wrażliwych receptorów morskich.
- ✗ **Średnie (punktacja pomiędzy 22-32)** – umiarkowane ryzyko uwalniania oleju. Zalecana jest dalsza analiza, w celu zrozumienia wagi zagrożenia dla wrażliwych morskich receptorów.
- ✗ **Niskie (punktacja <22)** – minimalne ryzyko uwolnienia oleju. Jeżeli stan wraku ulegnie zmianie, zaleca się przeprowadzenie ponownej oceny.

Tabela 1. **Kryteria oceny prawdopodobieństwa uwolnienia ropy naftowej przez wraki**

(Źródło: CEFAS Assessment Protocol Environmental Desk Based Assessment C6107)

Kryteria oceny ryzyka	Ustalenie kryterium wagi	Niskie (waga =1)	Średnie (waga = 2)	Wysokie (waga = 3)
Głębokość zalegania wraku	2	Niskie > 200 m	30-100 m	Wysokie < 30 m
Historia wycieków	3	brak informacji	nieznane lub niepotwierdzone dowody	historia wycieków została udokumentowana
Integralność wraku	2	połamany na więcej niż trzy kawałki	połamany na dwa lub trzy kawałki	w całości, w jednym kawałku lub nieznane
Wiek statku w czasie, kiedy tonął	1	< 10 lat	10-30 lat	>30 lat
Czas, jaki upłynął od zatonięcia	2	< 50 lat	lat	>90 lat
Sposób przewozu ładunku	2	rodzaj ładowni – zbiornik	ładownia	na pokładzie, w beczkach, kontenerach, skrzyniach
Powód zatonięcia	1	wybuch wielu torped, wybuch wielu min, silna eksplozja	pojedyncza torpeda, ostrzał artyleryjski, pojedyncza mina, pęknięcie kadłuba, złamanie na pół, wyrzucenie na skalisty brzeg lub nieznane	sztormowa pogoda, wejście na mieliznę (miękkie dno), kolizja
Rodzaj dna	2	znane jako stabilne dno morskie	stosunkowo stabilne lub nieznane	niestabilne i/lub wysoki stopień przemieszczania się

Nieco inaczej definiuje się zaufanie do informacji, w oparciu o które dokonuje się oceny stanu wraku, ich dokładności i przydatności do rzetelnej oceny stanu wraku, w tym prawdopodobieństwa wycieku paliwa:

- ✗ **Niskie** – dane i informacje są ograniczone i nie są dobrze poparte dowodami. Nie ma wyraźnego porozumienia między ekspertami.
- ✗ **Średnie** – dane i informacje opierają się na ograniczonych dowodach lub informacjach zastępczych. Istnieje porozumienie większościowe pomiędzy ekspertami, ale istnieją sprzeczne dowody/opinie.
- ✗ **Wysokie** – wykorzystywane dane i informacje są aktualne, najlepsze jakie są dostępne, solidne, a wyniki są dobrze poparte dowodami. Wśród ekspertów panuje zgoda.

W przypadku oceny poziomu ryzyka wycieku oleju, stosuje się sumę iloczynów i wag dla poszczególnych kategorii oceny.

W przypadku oceny kryterium „Zaufania do danych” (zawartych w tabeli) stosuje się 3-punktową skalę, gdzie informacje pewne otrzymują przypisaną wartość 3, a najmniej pewne – wartość 1. Zaufanie do danych jakimi się dysponuje, można wyliczyć z sumy wag przyjętych do szacowania.

Tabela 2. **Przedziały punktowe dla najważniejszych kryteriów oceny wraku w metodzie E-DBA**

(Źródło: CEFAS Assessment Protocol Environmental Desk Based Assessment C6107)

Ryzyko wycieku oleju	Ocena	Zaufanie do danych	Ocena
Niskie	<22	Niskie	8-12
Średnie	22-24	Średnie	13-19
Wysokie	>32	Wysokie	20-24

Sposoby wyliczenia i użycia przytoczonych kryteriów zobrazowano w tabeli 3, w której zgromadzono dostępne informacje dla wraku RFA War Mehtar badanego przez CEFAS.

Tabela 3. **Tabela oceny prawdopodobieństwa uwolnienia oleju, oparta na ośmiu kryteriach, z wynikiem ufności zastosowanym dla każdej kategorii, na podstawie informacji o wraku RFA War Mehtar**

(Źródło: CEFAS Assessment Protocol Environmental Desk Based Assessment C6107)

Kryteria oceny ryzyka	Kategoria ryzyka – dowody na przypisanie ryzyka	Wynik ważony = waga × wynik oceny ryzyka	Kategoria zaufania – poziom zaufania do danych	Wynik zaufania
Głębokość zalegania wraku	Od 26,5 m do 40 m z 2-3-metrowym rozmyciem	6	Ostatnie szczegółowe badanie przeprowadzone przez ADUS potwierdziło głębokość (Lawrence i in., 2014)	3
Historia wycieków	Zgłoszona obecność plam olejowych o średnicy 5-10 m na powierzchni. Zbiorniki oleju nr 4, 5, 6 i 7 mogły ulec pęknięciu. Raport sugeruje, że jest mało prawdopodobne, aby ropa nie wydostała się ze statku, biorąc pod uwagę uszkodzenia	6	Sprawozdania wskazują, że nie ma żadnych znanych wycieków, jednak zgłoszono obecność plam oleju na powierzchni wody, wraz z zapachem oleju, co wskazuje, że olej jest nadal obecny na pokładzie	2

Integralność wraku	Złamanie wraku w dwóch miejscach w części śródokręcia. Wrak leży na lewej burcie. Wydaje się, że wrak pogrążył się w dnie morskim lub zawałił się	4	Ostatnie szczegółowe badanie przeprowadzone przez ADUS potwierdziło opisany wcześniej stan wraku (Lawrence i in., 2014)	3
Wiek statku w czasie, kiedy tonął	21 lat (w 2025 roku ryzyko to stanie się wysokie)	2	Data budowy i data zatopienia statku są dostępne	3
Czas, jaki upłynął od zatonięcia	75 lat (w 2031 roku ryzyko to stanie się wysokie)	4	Data zatopienia statku jest dostępna	3
Sposób przewozu ładunku	Dwie duże ładownie, siedem zbiorników ładunkowych do przewozu ropy naftowej	2	Sprawozdania wyraźnie wskazują, że istnieją zbiorniki ładunkowe, które są przystosowane do przewozu ropy naftowej	3
Powód zatonięcia	Statek został uderzony torpedą, co spowodowało eksplozję, wybuch uszkodził gródź maszynowni i spowodował wybuch oleju. Zatonął w trakcie holowania	2	Raport kapitanów sugeruje, że statek został trafiony torpedą, a lokalizacja miejsca trafienia nie jest całkowicie jasna. Wyraźne dowody uszkodzenia torpedy po stronie lewej (Lawrence i in., 2014)	3
Rodzaj dna	Wrak leży w obszarze dużych płytwów. Ruch rumowiska na dnie sugeruje, że dno jest piaszczyste	6	Istnieją dowody na to, że dane z badań echosondy wielowiązkowej dotyczące rozmycia, sugerują miękkie osady, które mogą mieć wysoki stopień ruchomości	3
Suma wszystkich ważonych wyników w zakresie ryzyka		32	Suma wszystkich punktów zaufania	23

3.2.3 Modelowanie przebiegu uwalniania się oleju

Drugim krokiem jest ocena sposobu narażenia środowiska morskiego i infrastruktury morskiej na uwolnione paliwo. Tu rozróżniane są trzy scenariusze uwalniania się paliwa z wraku:

- scenariusz wolnego, ale ciągłego uwalniania się paliwa – do około 50 kg dziennie;
- najbardziej prawdopodobny scenariusz gwałtownego uwolnienia się całej zawartości substancji z największego zbiornika (zbiorników) w ciągu 24 godzin. Jeżeli brak jest szczegółowej informacji o wielkości zbiorników zakłada się, że będzie to co najmniej 10% całkowitej objętości oleju;
- scenariusz najgorszy, zakładający całkowite uwolnienie całej objętości oleju z wraku w ciągu 24 godzin.

Kolejnym ważnym elementem jest wykonanie symulacji uwolnienia paliwa z wraku. Modelowanie daje możliwość zrozumienia, w jaki sposób paliwo będzie rozpytywało się w toni, na powierzchni morza oraz na dnie w rejonie zalegania wraku. Do tego procesu wykorzystuje się komputerowe modele tworzone specjalnie do tego celu (przypadek CEFAS, VRAKA) lub używane do symulowania rozlewów olejowych, wykorzystywane przez rządowe służby prowadzące działania w zakresie poszukiwania i ratowania życia na morzu (SAR). W Polsce SAR korzysta ze szwedzkiego modelu *SeaTrack Web*, wyliczającego rozpyły paliwa na obszarze Morza Bałtyckiego.

Scenariusze badają różnorodne warianty rozptyłu wyciekającego paliwa i pozwalają oszacować ryzyko zanieczyszczenia powierzchni morza, słupa wody, osadów oraz linii brzegowej. Modele wykonują obliczenia dla wszystkich sytuacji, oprócz scenariusza najbardziej gwałtownego, ponieważ jest wysoce nieprawdopodobne, aby cała ilość ropy naftowej z wraku została uwolniona jednocześnie. Takie założenie jest jednak przyjmowane w przedstawianej metodyce E-BDA.

Podczas każdorazowej oceny wraków, model uwzględnia specyficzne dane dla określonego miejsca, a scenariusz powolnego, ale stałego wycieku, jest modelowany z wykorzystaniem modułu oceny ryzyka i skutków związanych z ilością uwalnianego paliwa DREAM (ang. *Dose-related Risk and Effects Assessment Model*). Z kolei scenariusze gwałtownego wypływu są kształtowane z wykorzystaniem komponentu OSCAR (ang. *Oil Spill Contingency and Response*) do modelowania środowiska (MEMW; SINTEF). Model MEMW jest głównym programem wykorzystywanym w zakresie reagowania kryzysowego i wycieków chemicznych w środowisku morskim dla obszaru wód terytorialnych i strefy ekonomicznej Wielkiej Brytanii. Ten nowoczesny model wypływów powierzchniowych i podpowierzchniowych, jest standardem przemysłowym i jednym z dwóch narzędzi, dostępnych w sprzedaży i posiadających możliwość symulacji wycieków substancji na obszarach bardzo głębokich (> 400 m). Model MEMW uwzględnia stratyfikację słupa wody i zawiera oddzielne podmodele pozwalające śledzić pęcherzyki gazu, tworzenie klatratów, procesów starzenia się ropy naftowej, biodegradacji i osadów, oraz zawiera obszerną bazę danych dotyczących ropy naftowej (do której można dodawać nowe oleje i kombinacje związków chemicznych takich jak np. ciecze węglowe (paliwa syntetyczne) otrzymywane w procesie Fischera-Tropscha). Model MEMW to odpowiednie narzędzie do symulacji obu rodzajów wycieków: gwałtownych i długotrwałych, występujących zarówno na powierzchni, jak i na głębokości, w toni. Model jest zaawansowanym instrumentem, obrazującym przebieg zdarzenia z uwzględnieniem procesów chemicznych zachodzących w paliwie; w oparciu o zewnętrzne wymuszanie warunków środowiskowych, takich jak prądy i wiatr. Jakość i dokładność oddziaływania owych środowiskowych czynników decyduje z kolei o wiarygodności wyników modelu.

Model OSCAR i DREAM nie zawierają rutynowej procedury określania rozproszenia substancji lotnych w powietrzu, ale uwzględniają ilość paliwa, które ulega odparowaniu. Każdy z przedstawianych scenariuszy wymaga jednoznacznego ustalenia parametrów wycieku, w tym pozycji miejsca zdarzenia, ilości i rodzaju uwolnionej substancji, a następnie specyfikację modelowanej domeny, w tym ustawienia sieci 3D, oraz dostarczenia danych dotyczących oddziaływania wycieku na środowisko (prądów i wiatrów).

Każdy z omawianych modeli wymaga dostarczenia określonej liczby i rodzajów danych wejściowych, które zasilają model i pozwalają na wypracowanie oczekiwanej odpowiedzi na kluczowe pytanie: co się stanie w wyniku wycieku paliwa i jakie tego będą skutki? Zastaw danych wejściowych przedstawiono poniżej:

1. **Wielkość obszaru modelowania** – zwykle przyjmuje się, że proces modelowania obejmuje aż 30 dni, co wymusza przyjęcie do obliczeń powierzchniowych komórek o wielkości nawet 500 km × 500 km.
2. **Pozycja wycieku** – to znana pozycja wraku lub pozycja zatonięcia statku (dla nowych zatonięć). Wysokość źródła przyjmowana do obliczeń równa jest 2 m nad dnem.
3. **Rodzaj paliwa** – określany jest na podstawie dostępnych raportów dotyczących wraków (dostarczonych przez Wessex Archaeology). W przypadku, gdy nie są one dostępne, stosuje się wartości przybliżone, w oparciu o informacje dotyczące przewożących olejów stosowanych na statkach w czasie tonięcia (Brown, 2003; Environmental Technology Centre, 2016). Dotyczy to olejów o różnych wartościach opałowych, gęstości (od lekkiego MDO, poprzez MGO do HFO – o bardzo wysokiej lepkości i gęstości większej niż gęstość wody). W przypadku, gdy rodzaj paliwa nie jest znany i nie można go znaleźć w raportach dotyczących wraków, najbardziej odpowiednie paliwo określa się na podstawie typu statku i roku zatonięcia. Rodzaj oleju zostanie opisany w ocenie wraków dla danej lokalizacji.
4. **Prądy** – prędkości i kierunki prądów wprowadzane do modelu pobierane są z modelu Copernicus (<http://marine.copernicus.eu/>), przy użyciu modelu UK Met Office FOAM AMM7 (Forecasting Ocean Assimilation Model 7 km Atlantic Margin model).
5. **Wiatry** – parametry wiatru pobierane są z modelu atmosferycznego UKMO Euro4 o rozdzielczości poziomej 12 km, takiej samej rozdzielczości przestrzennej jak dane Copernicus.

6. Czas trwania – okres trwania symulacji wycieku ciągłego (powolnego), jak i wycieku gwałtownego jest określony na 30 dni. Dla większości wraków, 30 dni to wystarczająco dużo czasu, aby przebieg wycieku uległ ustabilizowaniu po fazie wycieku gwałtownego. Następuje to poprzez połączenie odparowania, dotarcia do brzegu, sedymentacji i biodegradacji, przy czym na powierzchni morza i w słupie wody na końcu symulacji pozostają niewielkie ilości oleju.

7. Inne dane wejściowe:

- osad zawieszony
- prędkość osiadania
- zawartość tlenu w wodzie
- profil temperatury i zasolenia.

CEFAS opiera swoje obliczenia na podstawie dwóch modeli:

- 1. Modelu wolnego, ale długotrwałego wycieku paliwa DREAM** – wykorzystującego dane dotyczące wiatru i prądów wodnych, opisane przestrzennie (3D). DREAM dokonuje symulacji sposobu rozpraszania paliwa w toni lub jego rozlewu w słupie wody, wykorzystując do tego wiedzę o fizyko-chemicznych właściwościach paliwa (np. jego biodegradowalności). Model pozwala na wyliczenie stężenia paliwa w wodzie. Jednym z produktów działania tego narzędzia jest ocena wysokości ryzyka w odniesieniu do wybranych gatunków zwierząt morskich.
- 2. Modelu gwałtownego uwolnienia się paliwa z wraku (MEMW) wraz z modułem reagowania na wyciek (OSCAR)** – narzędzia te pozwalają na określenie sposobu oraz zmian w trakcie trwającego wycieku, uwzględniając ruch wody i warunki hydrometeorologiczne. Ponieważ procesy te są bardzo gwałtowne i trudno przewidywalne, wprowadza się do nich modelowanie procesów losowych, uwzględniające szereg dodatkowych czynników, które mają istotny wpływ na sposób zachowania paliwa w trakcie jego gwałtownego wycieku.

Podział między wolnym a gwałtownym wyciekiem przebiega na poziomie podanych poniżej parametrów:

- zanieczyszczenie linii brzegowej: 50 kg/km linii brzegowej (co przekłada się na 1 g/m², przy założeniu, że szerokość plaży wynosi 50 m),
- zanieczyszczenie powierzchni morza na poziomie 0,1 t/km² lub 0,1 g/m² (jest to warstwa 0,1 µm – widoczny kolorowy film paliwowy na powierzchni wody),
- zanieczyszczenie kolumny wody na poziomie 50 ppm (stężenie na poziomie 50 ppm stanowi graniczne stężenie najbardziej toksycznych składników w wodzie, które uznaje się za groźne).

Oba modele pozwalają na oszacowanie ryzyka zanieczyszczenia, ale również generowane są następujące cenne informacje, opisujące sytuację dotyczącą:

- linii brzegowej – prawdopodobieństwo zanieczyszczenia powyżej progu, minimalny czas przybycia paliwa do plaży, maksymalna skumulowana ilość oleju;
- powierzchni morza – prawdopodobieństwo zanieczyszczenia powyżej progu, maksymalny czas ekspozycji, maksymalna (uśredniona czasowo) ilość paliwa;
- kolumny wody – prawdopodobieństwo zanieczyszczenia powyżej progu, maksymalny czas narażenia, maksymalne (uśrednione w czasie) stężenie całkowite oleju w wodzie.

W systemie modelowania E-BDA możliwe jest również projektowanie skażenia gruntu wokół wraku. Programy dokonują symulacji osadzania się zanieczyszczeń i ich wnikania w grunt, co pozwala na dokonanie ważnej oceny: czy osady przeznaczone do usunięcia z morza są zanieczyszczone w takim stopniu, że mogą stanowić zagrożenie dla środowiska naturalnego (ustalone parametry tego zjawiska opisano w CEFAS Wreck Assessment Protocol V6).

Wskazane modele umożliwiają generowanie map powierzchniowego rozptyłu oleju wypływającego z wraku. Mapy z kolei to wizualizacje i graficzne przedstawienie:

- potencjalnego obszaru zagrożonego wyciekami paliwa na powierzchni morza – w przypadku gwałtownego wypływu substancji z wraku
- potencjalnego obszaru skażenia w słupie wody (w toni)

- potencjalnego obszaru zagrożonego brzegu
- potencjalnego obszaru akumulacji oleju cięższego od wody w osadach morskich wokół wraku.

3.2.4 Ocena wielkości ryzyka dla obszarów wrażliwych i wybranych receptorów środowiskowych

Trzecim krokiem szacowania stopnia zagrożenia danego wraku w wyniku uwolnienia zeń niebezpiecznych substancji, jest ocena ryzyka negatywnego oddziaływania uwolnionego paliwa na szczególnie wrażliwe receptory środowiskowe i infrastrukturę morską. Zakłada się dwa obszary oddziaływania:

- 1. Wrażliwe ekologicznie receptory morskie**, podzielone na:
 - przybrzeżne i morskie obszary chronione,
 - ssaki morskie (walenie, morświny, foki),
 - ptaki,
 - ryby (szkółki, tarliska),
 - zbiorowiska bentosowe.
- 2. Wrażliwe społeczno-ekonomiczne receptory morskie**, do których należy:
 - infrastruktura przemysłowa na morzu (farmy wiatrowe, instalacje wydobywcze, ujęcia wody dla przemysłu, np. elektrowni jądrowych, akwakultura, porty, przystanie, itd.),
 - turystyka na obszarach rekreacyjnych wzdłuż brzegu (np. obszary nurkowań, kitesurfingu),
 - rybołówstwo denne, pelagiczne i skorupiaki,
 - żegluga,
 - pozostałe (np. chronione wraki).

Informacje na temat tego, gdzie i jakie receptory znajdują się na obszarach zarządzanych przez administrację morską gromadzi się poprzez analizę dostępnych źródeł, np. planów zagospodarowania przestrzennego, analizę wniosków o zgody środowiskowe, wyników badań naukowych i opracowań gospodarczych poprzedzających inwestycję itd.

CEFAS stosuje 3-stopniowy podział receptorów pod względem ich wrażliwości na: niskie ryzyko, średnie ryzyko i wysokie ryzyko zagrożenia. Przy czym dla każdego rodzaju receptorów mogą zostać wyznaczone inne wartości poziomów stosunku **PEC (przewidywanego stężenia niebezpiecznej/ych substancji w środowisku)** oraz **PNEC (przewidywanego stężenia niebezpiecznej/ych substancji niepowodującej/ych żadnych skutków)**.

Inaczej szacuje się ryzyko dla obszarów morskich zawierających żywe organizmy:

Niskie ryzyko: < 0,2	Średnie ryzyko: 0,2-1,0	Wysokie ryzyko: >1,0
----------------------	-------------------------	----------------------

Dla ptaków (szczególnie wrażliwych na oleje) przyjęto inne kryteria:

Niskie ryzyko: < 0,002	Średnie ryzyko: 0,002-0,2	Wysokie ryzyko: >0,2
------------------------	---------------------------	----------------------

Stąd powstaje możliwość usystematyzowania ryzyk częściowych w sposób użyteczny dla wyliczenia ryzyka końcowego.

Tabela 4. **Klasyfikacja ekologicznie wrażliwych receptorów morskich (dla wartości PEC/PNEC)**

(Źródło: CEFAS Assessment Protocol Environmental Desk Based Assessment C6107)

Kryteria oceny ryzyka	Model wycieku oleju (linia brzegowa, powierzchnia morza, słup wody lub osad)	Niskie (waga = 1)	Średnie (waga = 2)	Wysokie (waga = 3)
Chronione obszary przybrzeżne i morskie obszary chronione	Kolumna wody, osad, powierzchnia morza i linia brzegowa	< 0,002	0,002-0,2	> 0,2
Gatunki i cechy mające znaczenie dla ochrony przyrody				
Ssaki morskie (foki)	Kolumna wody, powierzchnia morza i linia brzegowa	< 0,2	0,2-1	>1
Ssaki morskie (walenie i morświny)	Kolumna wody i powierzchnia morza	< 0,2	0,2-1	>1
Gady morskie	Kolumna wody, powierzchnia morza i linia brzegowa	<0,2	0,2-1	>1
Ptaki morskie	Powierzchnia morza i linia brzegowa	<0,002	0,002-0,2	>0,2
Grupy bentosowe i gatunki, w tym wyznaczone obszary występowania skorupiaków i mięczaków	Słup wody i osad	Przewidywany całkowity ślad olejowy osadzania się na osadach o powierzchni <100 km ² i <0,002	Przewidywany całkowity ślad olejowy osadzania się na osadach w zakresie 100-1 000 km ² lub 0,002-0,2	Przewidywany całkowity ślad olejowy osadzania się na osadach o powierzchni >1 000 km ² i >0,2
Obszary tarła i szkółkarstwa ryb	Słup wody i osad	Brak znanych obszarów tarła i szkółtek	Wyciek oleju wchodzi w interakcję ze znanymi dyskretnymi obszarami wykorzystywanymi do tarła i/lub szkółki	Wyciek oleju wchodzi w interakcję z obszarami o wysokiej intensywności tarła i/ lub szkółkarstwa
Ryby (gatunki wrażliwe lub charyzmatyczne)	Słup wody i osad	Brak znanych gatunków	Wyciek oleju wchodzi w interakcję ze znanymi dyskretnymi obszarami wykorzystywanymi przez gatunki wrażliwe	Wyciek ropy oddziałuje z obszarem wykorzystywanym przez dużą liczbę gatunków wrażliwych

Tabela 5. **Klasyfikacja społeczno-ekonomicznie wrażliwych morskich receptorów wrażliwych na długotrwałe uwalnianie oleju** (Źródło: CEFAS Assessment Protocol Environmental Desk Based Assessment C6107)

Kryteria oceny ryzyka	Model wycieku oleju (linia brzegowa, powierzchnia morza, słup wody lub osad)	Niskie (waga = 1)	Średnie (waga = 2)	Wysokie (waga = 3)
Obecna i planowana infrastruktura				
Morskie farmy wiatrowe	Powierzchnia morza	Brak nakładania się oleju z powierzchni morza z żadną farmą wiatrową	Sezonowe nakładanie się na siebie oleju z powierzchni morza, przy stężeniu powyżej progu dla ponad 5% powierzchni farmy wiatrowej	Całoroczne nakładanie się na siebie oleju z powierzchni morza, przy stężeniu przekraczającym próg dla ponad 5% powierzchni farmy wiatrowej
Instalacje wydobywcze ropy naftowej i gazu ziemnego na morzu	Powierzchnia morza	Brak nakładania się oleju z powierzchni morza z jakąkolwiek instalacją	Sezonowe nakładanie się oleju z powierzchni morza, przy stężeniu powyżej progu dla każdej instalacji	Całoroczne nakładanie się na siebie oleju z powierzchni morza, przy stężeniu powyżej progu dla każdej instalacji
Ujęcia wody dla przemysłu, np. elektrowni jądrowych	Linia brzegowa	Nie zachodzą na siebie żadne przemysłowe ujęcia wody	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnym ujęciem wody przemysłowej	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z każdym przemysłowym poborem wody.
Akwakultura	Kolumna wody i powierzchnia morza	Brak nakładania się z jakimkolwiek zakładem akwakultury	Sezonowe nakładanie się, przy stężeniu powyżej progu z dowolnym zakładem akwakultury	Całoroczne nakładanie się, w przypadku koncentracji powyżej progu z dowolnym zakładem akwakultury
Turystyka i tereny rekreacyjne				
Turystyka	Linia brzegowa	Nie ma miejsca na nakładanie się z żadnymi znanymi obszarami turystycznymi, na które miało to wpływ	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu przekraczającym próg któregośkolwiek ze znanych obszarów turystycznych, na które miało to wpływ	Całoroczne nakładanie się na siebie, w przypadku koncentracji powyżej progu któregośkolwiek ze znanych obszarów turystycznych, na które miało to wpływ

Kryteria oceny ryzyka	Model wycieku oleju (linia brzegowa, powierzchnia morza, słup wody lub osad)	Niskie (waga = 1)	Średnie (waga = 2)	Wysokie (waga = 3)
Obszary o wysokim stopniu wykorzystania	Linia brzegowa	Nie zachodzą na siebie żadne obszary o wysokim stopniu wykorzystania	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnymi obszarami intensywnego użytkowania	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu, z dowolnymi obszarami o wysokim stopniu wykorzystania
Obszary połowowe				
Połowy przydenne	Osad i powierzchnia morska	<180 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	180-365 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	>365 dni nakładu połowowego, na który wpływ miało zanieczyszczenie ropą naftową
Pelagiczny	Kolumna wody i powierzchnia morza	<180 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	180-365 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	>365 dni nakładu połowowego, na który wpływ miało zanieczyszczenie ropą naftową
Skorupiaki	Osad i powierzchnia morska	<180 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	180-365 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	>365 dni nakładu połowowego, na który wpływ miało zanieczyszczenie ropą naftową
Żegluga i transport morski				
Ważne szlaki żeglugowe	Powierzchnia morza	Nie zachodzą na siebie żadne ważne szlaki żeglugowe	Sezonowe nakładanie się, w przypadku koncentracji powyżej progu z jakimikolwiek ważnymi szlakami żeglugowymi	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z jakimikolwiek ważnymi szlakami żeglugowymi
Porty	Linia brzegowa	Nie nakładają się na siebie żadne porty	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnymi portami	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnymi portami

Podobne, ale inaczej ujęte kryteria dla poszczególnych grup ryzyka określono w tabeli dla gwałtownych wpływów. Tu podstawowym kryterium był obszar pokryty olejem do całkowitej powierzchni obszaru oddziaływania. Przyjęto następujące kryteria:

Niskie ryzyko: < 5%	Średnie ryzyko: 5-50%	Wysokie ryzyko: >50%
---------------------	-----------------------	----------------------

3.2.5 Końcowa ocena ryzyka

Wyliczenie wartości kwalifikującej wrak jako ryzykowny lub bezpieczny dla środowiska odbywa się poprzez wyliczenie wartości końcowej, w oparciu o prawdopodobieństwo uwolnienia niebezpiecznej substancji oraz ryzyko tego zdarzenia dla wrażliwych receptorów morskich. Po przypisaniu każdemu z kryteriów prawdopodobieństwa i ryzyka wartości liczbowej od 1 do 3 (wysokie: 3, średnie: 2, niskie: 1), mnoży się je przez siebie w następujący sposób:

Końcowy wynik oceny ryzyka ekologicznego =
prawdopodobieństwo uwolnienia × ryzyko ekologiczne

Końcowy wynik oceny ryzyka społeczno-ekonomicznego =
prawdopodobieństwo uwolnienia × ryzyko społeczno-ekonomiczne

Końcowy wynik oceny ryzyka ekologicznego		Końcowy wynik oceny ryzyka społeczno-gospodarczego	
Wartość min = 90 Wartość max = 810	Niskie ryzyko: <240	Wartość min = 60 Wartość max = 540	Niskie ryzyko: <160
	Średnie ryzyko: 240-360		Średnie ryzyko: 160-240
	Wysokie ryzyko: >360		Wysokie ryzyko: >240

3.2.6 Zaufanie do przeprowadzonej analizy – szacowanie

Dla jasnego wykazania czy przeprowadzone szacowanie ryzyka jest wiarygodne oraz czy można uznać, że wykonana ocena została dokonana możliwie najlepiej i w związku z tym jest bliska prawdy, konieczne jest korzystanie z danych wobec których istnieje pewność, że zebrano je w sposób zgodny z zasadami oraz że między ekspertami zaangażowanymi w proces szacowania, nie ma istotnych rozbieżności w ocenie faktów.

Wynik zaufania można również sklasyfikować na trzech poziomach:

Wysokie zaufanie: > 80%	Średnie zaufanie: 50-80%	Niskie zaufanie: <50%
-------------------------	--------------------------	-----------------------

Wielkość oszacowanego poziomu zaufania odpowiada procentowej wartości uzyskanych punktów w całej ocenie ryzyka, które uznaje się za oparte na obiektywnych danych pomiarowych lub szacunkowych (oszacowanie z wysokim współczynnikiem pewności). Często jednak nie ma takich danych i szacowanie ryzyka wynika z doświadczenia oraz wiedzy osób uczestniczących w procesie. Wiedza ta mogła zostać pozyskana w trakcie badania innych wraków i innych scenariuszy wycieków. W tym świetle należy założyć, że mimo najlepszych starań, poziom zaufania jest w dużej mierze nieobiektywny, gdyż ocena danego zjawiska jest tworzona przez ludzi i choć w głównej części oparta jest o rzeczywiste wskaźniki, to i tak zdarzenia są oceniane subiektywnie. Mimo tych ograniczeń, pełni jednak ważną rolę na końcowym etapie procesu, gdyż przy skończonej liczbie danych (lub relatywnie niewielu), pozyskanych na drodze subiektywnych odczuć osób zaangażowanych, taką niepewność należy zaaprobować, gdyż jak dotąd, nie ma lepszego sposobu oceny.

W swojej publikacji CEFAS (*CEFAS Assessment Protocol Environmental Desk Based Assessment C6107*) pokazuje, jak wyliczyć (oszacować) stopień zaufania do poziomu szacowanego ryzyka na przykładzie wybranego wraku.

Głównym celem dotychczas przedstawionych działań jest uzyskanie odpowiedzi na pytanie: „Czy badany wrak jest niebezpieczny i czy konieczne jest podjęcie działań zmierzających do redukcji ryzyka rozlewu?” W tym celu dobrze jest wprowadzić uszczegółowioną i precyzyjniejszą klasyfikację kryteriów ogólnej oceny ryzyka przedstawioną w tabeli 6:

Tabela 6. **Uszczegółowiona klasyfikacja kryteriów ogólnej oceny ryzyka oraz poziomów zaufania w procesie oceny ryzyka**

KRYTERIA OGÓLNEJ OCENY RYZYKA		
Ryzyko wysokie	Ryzyko średnie	Ryzyko niskie
Istnieje wysoki potencjał uwalniania ropy naftowej i wysoki stopień wpływu tej substancji na wrażliwe receptory morskie	Ryzyko uwolnienia ropy naftowej jest umiarkowane i umiarkowany jest poziom oddziaływania oleju na wrażliwe receptory morskie	Ryzyko uwolnienia ropy naftowej i zagrożenia dla wrażliwych morskich receptorów jest minimalne
ZALECANE DZIAŁANIA		
Ocena wykazała, że istnieje znaczne zagrożenie dla wrażliwych morskich podmiotów oddziaływania, należy zatem rozważyć niezbędne działania w zakresie zarządzania procesem	Ocena wykazała, że istnieje zagrożenie dla wrażliwych morskich receptorów, należy wszcząć monitorowanie zjawiska; może być wymagane monitorowanie procesu	Jeżeli stan wraku ulegnie zmianie, zaleca się przeprowadzenie ponownej oceny w celu potwierdzenia prawdopodobieństwa wystąpienia ryzyka; może być wymagane monitorowanie procesu

W odniesieniu do szacowania zaufania, można się posłużyć następującą definicją:

DEFINICJE POSZCZEGÓLNYCH POZIOMÓW ZAUFAŃIA W PROCESIE OCENY RYZYKA		
Zaufanie wysokie	Zaufanie średnie	Zaufanie niskie
Wykorzystywane dane i informacje są aktualne, najlepiej dostępne, rzetelne, a wyniki są dobrze poparte dowodami. Wśród ekspertów panuje zgoda	Dane i informacje opierają się na ograniczonych dowodach lub informacjach zastępczych. Istnieje porozumienie większościowe pomiędzy ekspertami, jednak istnieją sprzeczne dowody/opinie	Dane i informacje są ograniczone i nie są dobrze poparte dowodami. Nie ma wyraźnego porozumienia między ekspertami

3.3 Metodyka szacowania ryzyka dla polskich wraków

Protokół E-DBA stworzony przez CEFAS wydaje się najbardziej odpowiedni do zaadaptowania do oceny polskich wraków na wodach Bałtyku. Nie ocenia on jak zmienia się ryzyko w czasie, co jest możliwe przy zastosowaniu metody VRAKA, ma jednak przejrzystą i prostą strukturę. Polska wersja E-BDA zapewniłaby bezstronną ocenę ryzyka i określiłaby najbardziej odpowiednią strategię zarządzania, minimalizując w ten sposób konflikt interesów z administracją morską, z którą z pewnością konsultowano by się w trakcie całego procesu oceny.

Przedstawiona metodyka postępowania z niebezpiecznymi wrakami opiera się na następujących zasadach:

- Wszystkie wraki powinny być poddane ocenie ryzyka na podstawie potencjalnego ryzyka zanieczyszczenia oraz obecności materiałów wybuchowych, amunicji lub innych niebezpiecznych materiałów. Ocena ta powinna być oparta na informacjach zawartych w bazie danych wraków i uzupełniona o wszelkie inne informacje pochodzące z wiarygodnych źródeł;
- Na podstawie przeprowadzonej oceny ryzyka, wraki przydzielane są do jednej z czterech grup ryzyka, tj.:
 - **wraki niebezpieczne**, dla których ryzyko nie może być tolerowane i konieczne jest przeprowadzenie badania miejsca zalegania wraku, aby zebrać dodatkowe dane umożliwiające bardziej szczegółową ocenę ryzyka;
 - **wraki prawdopodobnie niebezpieczne**, dla których ryzyko może być tolerowane, ale wymagany jest plan zarządzania tymi obiektami;
 - **wraki prawdopodobnie mało niebezpieczne**, dla których ryzyko może być tolerowane, ale „ryzyko musi być niskie, jak to tylko możliwe”;
 - **wraki prawdopodobnie bezpieczne**, dla których ryzyko może być tolerowane, nie wobec nich ma wymogu wykazania statusu zagrożenia.
- Jeśli nie ma wystarczających informacji skłaniających do uznania, że przeprowadzone studium wraku jest wiarygodne, to wrak należy uznać za niebezpieczny lub prawdopodobnie niebezpieczny i podjąć odpowiednie działania.

Podobnie jak realizowano to w E-DBA, przy ocenie ryzyka wraku, uwzględnia się następujące czynniki:

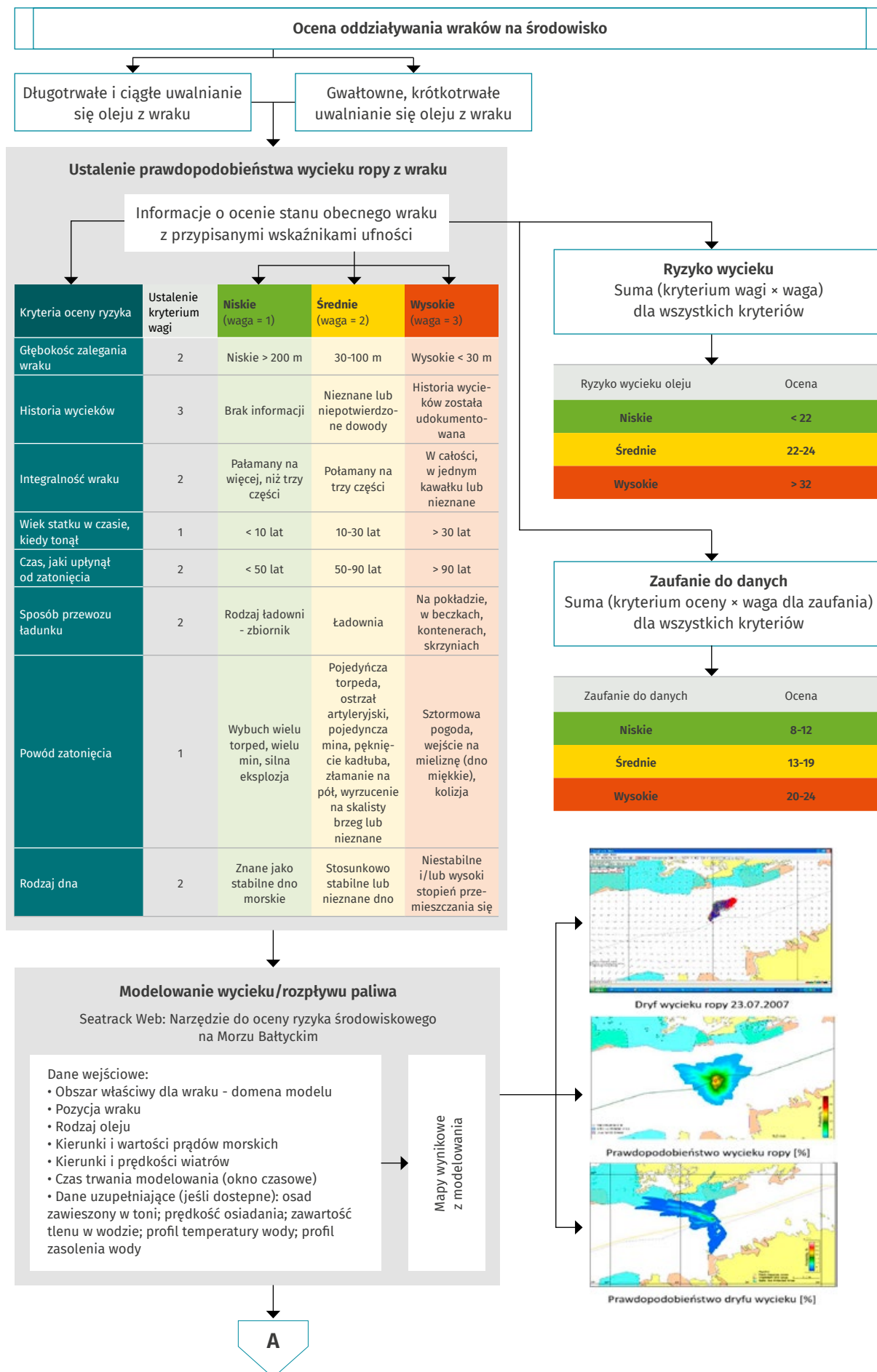
- ilość i rodzaj paliwa na pokładzie statku/okrętu w momencie zatonięcia,
- ilość materiałów wybuchowych na pokładzie statku/okrętu w momencie zatonięcia,
- ładunek lub materiały niebezpieczne znajdujące się we wraku,
- czy wrak posiada wartość zabytkową,
- warunki pogodowe, prądy i inne dane hydrologiczne,
- głębokość wody w rejonie wraku, inwazyjne działania ludzkie (trałowania, poligony wojskowe,
- bliskość:
 - obszarów wrażliwych ekologicznie, w tym takich jak tereny o szczególnym znaczeniu naukowym,
 - obszarów chronionych lub specjalnych obszarów ochrony,
 - obszarów mocno zaludnionych,
 - obszarów działalności rekreacyjnej i turystycznej,
 - obszarów działalności handlowej,
 - obszarów intensywnego ruchu żeglugowego o znaczącym natężeniu ruchu dużych statków,
 - obiektów dziedzictwa kulturowego.

Badania na miejscu zalegania wraku powinny być prowadzone w sposób opisany w rozdziale: „Metodyka prowadzenia badań geofizycznych”. Zakres badań musi być dopasowany do znanych zagrożeń związanych z badanym wrakiem. Po dokonaniu przeglądu na miejscu, należy sporządzić raport. Dokument ten ma być następnie wykorzystany do ponownej oceny ryzyka i określenia kategorii wraku. W przypadku, gdy badanie i ponowna ocena kategorii ryzyka wykaże, że obiekt stanowi ryzyko (jest wrakiem klasyfikowanym w pierwszych dwu kategoriach), należy sporządzić plan zarządzania zagrożeniem na wypadek gwałtownego wycieku paliwa; strategia taka powinna zawierać szczegółowe informacje na temat środków, jakie powinny zostać podjęte w celu zarządzania ryzykiem. Poziom szczegółowości planu będzie proporcjonalny do poziomu ryzyka związanego z wrakiem.

Jeśli badanie na miejscu zalegania wraku i ponowna ocena ryzyka wykaże, że ryzyko jest niedopuszczalnie wysokie i najprawdopodobniej nie ma możliwości zarządzania nim, konieczna jest bezpośrednia interwencja na wraku. Jej celem jest zminimalizowanie ryzyka niekontrolowanego wycieku paliwa. Aby tego dokonać, konieczne jest stworzenie metodologii postępowania w takiej sytuacji. Przykłady takiego postępowania zawarto w rozdziale „Analiza dostępnych metod i technologii usuwania paliwa z wraków, dna morskiego oraz remediacji skażonego osadu”. Opracowana metodologia postępowania musi zostać dostosowana do konkretnego obiektu – jako preferowana metoda minimalizowania ryzyka i najbardziej optymalne rozwiązanie pozwalające na usunięcie potencjalnego zagrożenia. Po dokonaniu interwencji na wraku, należy dokonać ponownego przeglądu oceny ryzyka. We wszystkich przypadkach, w których bezpośrednio czynności na wraku miały miejsce, musi zostać ponownie sporządzony plan zarządzania ryzykiem. Należy to zrobić nawet w przypadku zminimalizowania ryzyka do poziomu akceptowalnego.

Poniżej przedstawiono algorytm postępowania w trakcie studyjnego badania wraków pod kątem ryzyka i zagrożeń, jakie niosą do środowiska. W procedurze pokazano kolejne kroki, jakie należy wykonać, aby uzyskać możliwie pełną informację na temat aktualnej sytuacji na oraz wokół wraku, a także precyzyjnie (na miarę możliwości) oszacować rodzaj i poziom ryzyka.

Algorytm 1. Postępowanie w trakcie studyjnego badania wraków pod kątem ryzyka i zagrożeń jakie powodują dla środowiska



A

Ocena wielkości ryzyka dla obszarów wrażliwych i wybranych receptorów

Wrażliwe ekologicznie receptory morskie, które daje się podzielić na:

- przybrzeżne i morskie obszary chronione w celu ochrony zasobów biologicznych
- ssaki morskie (walenie, morświny, foki)
- ptaki
- ryby (szkółki, tarliska)
- zbiorowiska bentosowe

Grupa żywych organizmów morskich	Niskie ryzyko	Średnie ryzyko	Wysokie ryzyko
Zwierzęta wodne	< 0,2	0,2-1,0	> 1,0
Ptaki	< 0,002	0,002-0,2	> 0,2

Wrażliwe społeczno-ekonomiczne receptory morskie:

- infrastruktura przemysłowa na morzu (farmy wiatrowe, instalacje wydobywcze, ujęcia wody dla przemysłu, np. elektrowni jądrowych, akwakultura, porty, przystanie itp.)
- turystyka na obszarach rekreacyjnych wzdłuż brzegu, obszary nurkowań, kitesurfingu
- rybołówstwo denne, pelagiczne i skorupiaki
- żegluga
- pozostałe - np. chronione wraki

Kryteria oceny ryzyka	Model wycieku oleju (linia brzegowa, powierzchnia morza, stóp wody lub osad)	Niskie (waga = 1)	Średnie (waga = 2)	Wysokie (waga = 3)
Chronione obszary przybrzeżne i morskie obszary chronione	Kolumna wody, osad, powierzchnia morza i linia brzegowa	< 0,002	0,002-0,2	> 0,2
Gatunki i cechy mające znaczenie dla ochrony przyrody				
Ssaki morskie (foki)	Kolumna wody, powierzchnia morza i linia brzegowa	< 0,2	0,2-1	>1
Ssaki morskie (walenie i morświny)	Kolumna wody i powierzchnia morza	< 0,2	0,2-1	>1
Gady morskie	Kolumna wody, powierzchnia morza i linia brzegowa	<0,2	0,2-1	>1
Ptaki morskie	Powierzchnia morza i linia brzegowa	<0,002	0,002-0,2	>0,2
Grupy bentosowe i gatunki, w tym wyznaczone obszary występowania skorupiaków i mięczaków	Stóp wody i osad	Przewidywany całkowity ślad olejowy osadzania się na osadach o powierzchni <100 km ² i <0,002	Przewidywany całkowity ślad olejowy osadzania się na osadach w zakresie 100-1 000 km ² lub 0,002-0,2	Przewidywany całkowity ślad olejowy osadzania się na osadach o powierzchni >1 000 km ² i >0,2
Obszary tarła i szkółkarstwa ryb	Stóp wody i osad	Brak znanych obszarów tarła i szkółek	Wyciek oleju wchodzi w interakcję ze znanymi dyskretnymi obszarami wykorzystywanymi do tarła i/lub szkółki	Wyciek oleju wchodzi w interakcję z obszarami o wysokiej intensywności tarła i/lub szkółkarstwa
Ryby (gatunki wrażliwe lub charyzmatyczne)	Stóp wody i osad	Brak znanych gatunków	Wyciek oleju wchodzi w interakcję ze znanymi dyskretnymi obszarami wykorzystywanymi przez gatunki wrażliwe	Wyciek ropy oddziałuje z obszarem wykorzystywanym przez dużą liczbę gatunków wrażliwych
Żegluga i transport morski				
Ważne szlaki żeglugowe	Powierzchnia morza	Nie zachodzą na siebie żadne ważne szlaki żeglugowe	Sezonowe nakładanie się, w przypadku koncentracji powyżej progu z jakimikolwiek ważnymi szlakami żeglugowymi	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z jakimikolwiek ważnymi szlakami żeglugowymi
Porty	Linia brzegowa	Nie nakładają się na siebie żadne porty	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnymi portami	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnymi portami

Dla gwałtownych wycieków obszar pokryty olejem do całkowitej powierzchni obszaru oddziaływania

Niskie ryzyko	< 5%
Średnie ryzyko	5-50%
Wysokie ryzyko	> 50%

B

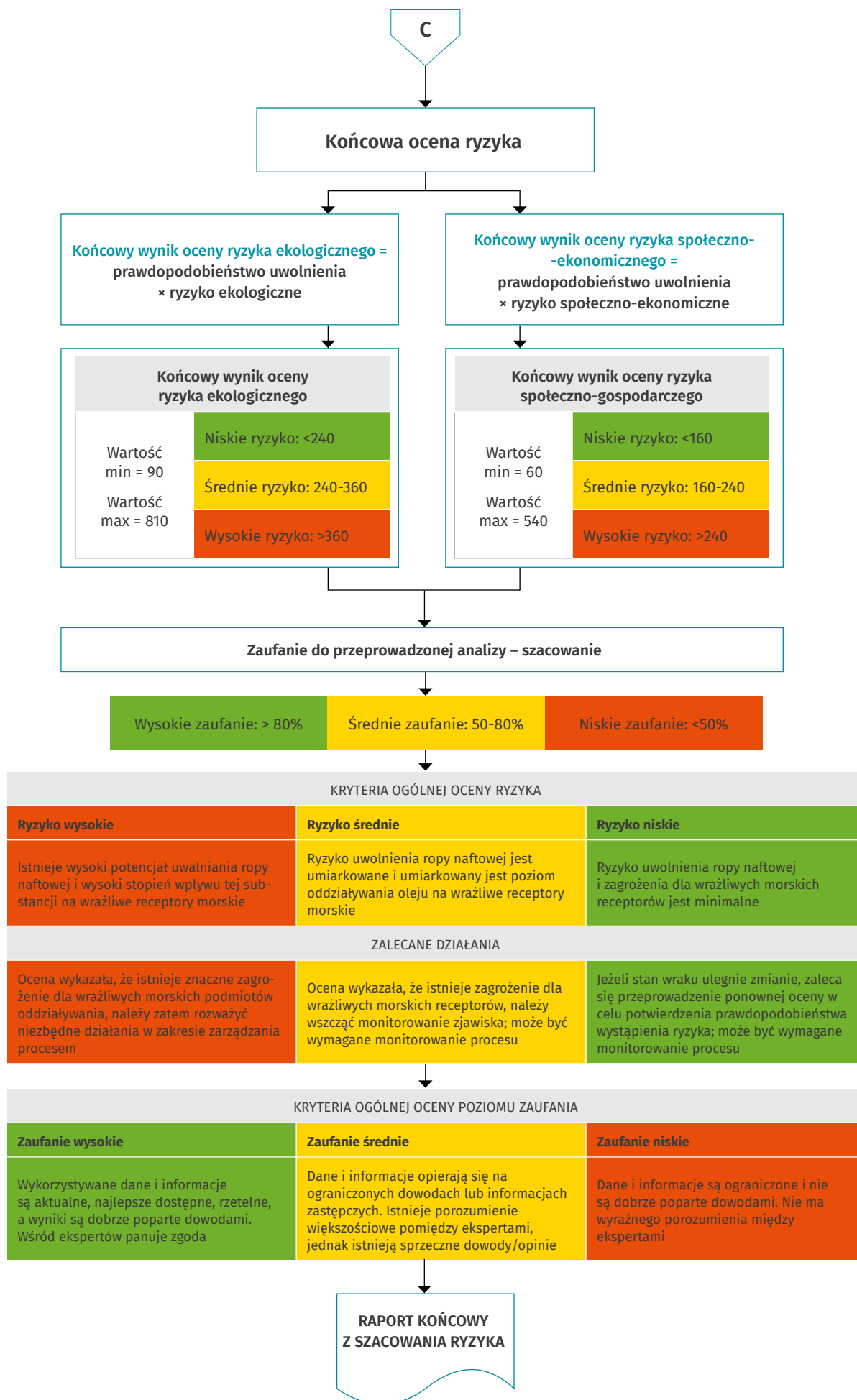
B

Kryteria oceny ryzyka	Model wycieku oleju (linia brzegowa, powierzchnia morza, słup wody lub osad)	Niskie (waga = 1)	Średnie (waga = 2)	Wysokie (waga = 3)
Obecna i planowana infrastruktura				
Morskie farmy wiatrowe	Powierzchnia morza	Brak nakładania się oleju z powierzchni morza z żadną farmą wiatrową	Sezonowe nakładanie się na siebie oleju z powierzchni morza, przy stężeniu powyżej progu dla ponad 5% powierzchni farmy wiatrowej	Całoroczne nakładanie się na siebie oleju z powierzchni morza, przy stężeniu przekraczającym próg dla ponad 5% powierzchni farmy wiatrowej
Instalacje wydobywcze ropy naftowej i gazu ziemnego na morzu	Powierzchnia morza	Brak nakładania się oleju z powierzchni morza z jakąkolwiek instalacją	Sezonowe nakładanie się oleju z powierzchni morza, przy stężeniu powyżej progu dla każdej instalacji	Całoroczne nakładanie się na siebie oleju z powierzchni morza, przy stężeniu powyżej progu dla każdej instalacji
Ujęcia wody dla przemysłu, np. elektrowni jądrowych	Linia brzegowa	Nie zachodzą na siebie żadne przemysłowe ujęcia wody	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnym ujęciem wody przemysłowej	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z każdym przemysłowym poborem wody.
Akwakultura	Kolumna wody i powierzchnia morza	Brak nakładania się z jakimkolwiek zakładem akwakultury	Sezonowe nakładanie się, przy stężeniu powyżej progu z dowolnym zakładem akwakultury	Całoroczne nakładanie się, w przypadku koncentracji powyżej progu z dowolnym zakładem akwakultury
Turystyka i tereny rekreacyjne				
Turystyka	Linia brzegowa	Nie ma miejsca na nakładanie się z żadnymi znanymi obszarami turystycznymi, na które miało to wpływ	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu przekraczającym próg któregośkolwiek ze znanych obszarów turystycznych, na które miało to wpływ	Całoroczne nakładanie się na siebie, w przypadku koncentracji powyżej progu któregośkolwiek ze znanych obszarów turystycznych, na które miało to wpływ
Obszary o wysokim stopniu wykorzystania	Linia brzegowa	Nie zachodzą na siebie żadne obszary o wysokim stopniu wykorzystania	Sezonowe nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu z dowolnymi obszarami intensywnego użytkowania	Całoroczne nakładanie się na siebie, przy stężeniu powyżej progu, z dowolnymi obszarami o wysokim stopniu wykorzystania
Obszary połowowe				
Połowy przydenne	Osad i powierzchnia morska	<180 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	180-365 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	>365 dni nakładu połowowego, na który wpływ miało zanieczyszczenie ropą naftową
Pelagiczny	Kolumna wody i powierzchnia morza	<180 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	180-365 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	>365 dni nakładu połowowego, na który wpływ miało zanieczyszczenie ropą naftową
Skorupiaki	Osad i powierzchnia morska	<180 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	180-365 dni nakładu połowowego wpłynęło na obszar skażenia ropą naftową	>365 dni nakładu połowowego, na który wpływ miało zanieczyszczenie ropą naftową

Dla gwałtownych wycieków obszar pokryty olejem do całkowitej powierzchni obszaru oddziaływania

Niskie ryzyko	< 5%
Średnie ryzyko	5-50%
Wysokie ryzyko	> 50%

C



Literatura dotycząca metod szacowania ryzyka:

- ABP Marine Environmental Research Ltd. 2007. Research Project 567 – Potentially polluting wrecks in the UK pollution control zone Phase 1 and 2. ABP Marine Environmental Research Ltd. 148 pp.
- Alcaro L., Amato E., Cabioch F., Farchi C. & Gouriou V., 2007. DEEPP Project, Development of European guidelines for Potentially Polluting shipwrecks.
- Aven T. 2003. Foundations of risk analysis, a knowledge and decision-oriented perspective, West Sussex, England, John Wiley & Sons Ltd.
- Brown W.M., 2003. The Royal Navy's fuel supplies 1898-1939: the transition from coal to oil. University of London. 329 pp.
- Bedford T., Cooke, R., 2001. Probabilistic Risk Analysis. Foundations and Methods. Cambridge University Press, United States of America.
- Burgman M., 2005. Risk and Decisions for Conservation and Environmental Management. Cambridge university press, New York.
- Cooke R.M., 1991. Experts in Uncertainty : Opinion and Subjective Probability in Sensitivity analysis Probability of opening Fig. 9. The probability of opening and the sensitivity analysis (rank correlation coefficients) for wreck D. It has a mean probability of an opening equal to 0.64, P05= 0.35, and P95 = 0.87.
- ECHA TGD (2003). European Commission, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part II, EUR 20418 EN/2.
- Environmental Technology Centre (2016). Retrieved from: <http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/OilProperties/Default.aspx>.
- Garthwaite P.H., Kadane J.B., O'hagan A., 2005. Statistical methods for eliciting probability distributions. J. Am. Stat. Assoc. 100, pp. 680-700.
- Goodsir F. at al., 2016. Assessment Protocol – Environmental Desk Based Assessment, Centre for Environment Fisheries & Aquaculture Science Cefas.
- Goodsir F. at al., 2016. On-Sit Environmental Monitoring Report, RFA War Methar, Centre for Environment Fisheries & Aquaculture Science. Cefas Protocol v6.
- Goodsir F. et al. 2019. A standardised approach to the environmental risk assessment of potentially polluting wrecks. Marine Pollution Bulletin 142: 290-302.
- Hora S.C., von Winterfeldt D., 1997. Nuclear waste and future societies: a look into the deep future. Technol. Forecast. Soc. Chang. 56, 155-170.
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION 2007. Nairobi International Convention on the Removal of Wrecks. In: INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (ed.) LEG/CONF.16/19.
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANISATION 2002. Guidelines for Formal Safety Assessment (FSA) for use in the IMO rule-making process. London.
- ISO, 2009. Risk management – Principles and guidelines, ISO 31000:2009(E). Geneva: International Organization for Standardization.
- Jenkinson D., 2005. The Elicitation of Probabilities: A Review of the Statistical Literature. Citeseer.
- Joint Service Publication 430, Management of Ships Safety and Environmental Protection, Part 2: Specific Regulations, Issue 4, Leaflet E5: Military Shipping Wrecks, Issue 1.
- Hasager C. B., Mouche A., Badger M., Bingöl F., Karagali I., Driesenaar T., Stoffelen A., Peña A., Longépé N., 2015. Offshore wind climatology based on synergetic use of Envisat ASAR, ASCAT and QuikSCAT. Remote Sensing of Environment, 156, 247-263.
- Konstantinos L., Koimtzoglou A., Ventikos N.P., 2009. The risk of wrecks or the wreck of risk? The Greek paradigm. In: Huang C., Wiener J.B., Ni J. (eds.), 2nd International Conference on Risk Analysis and Crisis Reponse. Atlantis Press, Beijing, China.
- Kuhnert P.M., Martin T.G., Griffiths S.P., 2010. A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. Ecol. Lett. 13, 900-914.
- Landquist H. et al. Marine Pollution Bulletin 16 Science. Oxford University Press.
- Landquist H., 2013. Method Development for Environmental Risk Assessment of Shipwrecks (Licentiate thesis). Chalmers University of Technology.
- Landquist, H., Rosén, L., Lindhe A., Norberg T., Hassellöv I.M., Lindgren J.F., Dahllöf I., 2014. A fault tree model to assess probability of contaminant discharge from shipwrecks. Mar. Pollut. Bull. 88, 239-248.

- Landquist H., Lindhe A., Rosén L., Lindgren J.F., 2015. SWERA Deliverable 2.2. EU. BONUS.
- Landquist H., Rosén L., Lindhe A., Hassellöv I.-M., 2016. VRAKA – a probabilistic risk assessment method for potentially polluting shipwrecks. *Front. Environ. Sci.* 4.
- Landquist H., Rosén L., Lindhe A., Norberg T., Hassellöv I.M., 2017. Bayesian updating in a fault tree model for shipwreck risk assessment. *Sci. Total Environ.* 590-591, 80-91.
- Landquist H., Rosén L., Lindhe A., 2016. VRAKA Probabilistic risk assessment of shipwrecks, Handbook.
- Michel J., Gilbert T., Waldron J., Blocksidge C.T., Etkin D.S., Urban R., 2005. Potentially polluting wrecks in marine waters, in: *International Oil Spill Conference*, Miami, FL, USA, 2005, p. 77 http://www.iosc.org/docs/IOSC_Issue_2005.pdf.
- Meyer M., Booker J., 2001. Eliciting and analyzing expert judgment. *Soc. Ind. Appl. Math.*
- Morgan G.M., Henrion M., 1990. *Uncertainty. A Guide to dealing With Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge university press, The United States of America.
- Michel J., Etkin D.S., Gilbert T., Urban R., Waldron J., and Blocksidge C.T., 2005. Potentially polluting wrecks in marine waters. An Issue Paper Prepared for the 2005 International Oil Spill Conference.
- MMO, 2015. High Level Review of Current UK Action Level Guidance. A report produced for the Marine Management Organisation. MMO Project No: 1053. 73 pp.
- NOAA, 2009. Wreck Oil Removal Program (WORP) 2009 Demonstration Project Overview. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- NOAA, 2013. Risk assessment for potentially polluting wrecks in U.S. waters. 195 pp.
- OLF, 2003. OLF recommended guidelines – A manual for standardised modelling and determination of the Environmental Impact Factor (EIF), No.: 084 Date effective: 10.06.03.
- Phillips L.D., 1999. Group elicitation of probability distributions: are many heads better than one? In: Shanteau J., Mellers B.A., Schum D.A. (eds.), *Decision Science and Technology: Reflections on the Contributions of Ward Edwards*. Boston, MA, Springer US.
- Salvage & Marine Operations, Stage 3 wreck Assessment – RFA War Methar, Report Ref: 107080.55, <https://www.smhi.se/en/research/research-departments/oceanography/seatrack-web-1.31329>.
- Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme & the Pacific Islands Applied Geoscience Commission (SPREP & SOPAC). A regional strategy to address marine pollution from world war II wrecks. 13th SPREP Meeting, 2002 Majuro, Marhsall Islands. The Pacific Ocean Pollution Prevention Programme, PACPOL.
- Sender U., 2011. Korrosion på skeppsvrak i svenska vatten (Corrosion of shipwrecks in Swedish waters). Swerea KIMAB.
- SINTEF, 2000. The use of colour as a guide to oil film thickness; Phase 1 – A Literature review. Available from: <http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/3953/final-litrep.pdf> [Accessed 02/02/2017].
- SINTEF, 2013. MEMW 6.5 User Guide: SINTEF Marine Environmental Technology. MEMW 6.5 User's manual. Retrieved from: www.sintef.no.
- SNH, 2016. Seals. Available as: http://www.snh.gov.uk/about-scotlands-nature/species/mammals_marine-mammals/seals/ [Accessed 28/11/2016].
- Tenzer R., and Gladkikh V., 2014. Assessment of density variations of marine sediments with ocean and sediment depths. *The Scientific World Journal*. 9 pp.
- Tversky A., Kahneman D., 1974. Judgment under uncertainty: heuristics and biases. Biases in judgments reveal some heuristics of thinking under uncertainty. *Science* 185, 1124-1131.
- Walls L., Quigley J., 2001. Building prior distributions to support Bayesian reliability.
- Webb A., Elgie M., Irwin C., Pollock C., and Barton C., 2016. Sensitivity of offshore seabird concentrations to oil pollution around the United Kingdom: Report to Oil & Gas UK. 103 pp.

ROZDZIAŁ 4: METODYKA WYKONANIA BADAŃ GEOFIZYCZNYCH

Wykonanie jakichkolwiek badań czy pomiarów na wraku lub w jego bezpośrednim sąsiedztwie, wymaga dokładnego pozycjonowania zarówno jednostki badawczej, jak i przyrządów pomiarowych. Podstawowym elementem systemu dokładnego określenia pozycji statku są satelitarne systemy pozycjonowania GPS. Ze względu na potrzebę uzyskania najwyższej z możliwych dokładności, systemy GPS pracują w układzie RTK GPS (*Real Time Kinematic*). Obecnie pozycja pozyskiwana z systemów satelitarnych, stanowi bazę do pozycjonowania wszystkich urządzeń pomiarowych zamontowanych na statku oraz urządzeń holowanych lub pozostających w wodzie. Wiele systemów wymaga dodatkowej stabilizacji pozycji (np. echosondy wielowiązkowe), dlatego dodatkowo w badaniach wraków wykorzystuje się urządzenia z dużą dokładnością określające chwilowe wartości odchylenia płaszczyzny urządzenia pomiarowego od płaszczyzny odniesienia we wszystkich kierunkach; właściwość ta znacząco podnosi dokładność identyfikacji pozycji wymiarowanych obiektów. Są to urządzenia wykorzystujące światło lasera i systemy bezwładnościowe (inercyjne), np. Hydrins, czy WaveMaster. Do pozycjonowania obiektów w wodzie (sonaru holowanego, pojazdów zdalnie kierowanych, jak i autonomicznych) wykorzystuje się systemy pozycjonowania akustycznego; najczęściej używane są systemy z tzw. ultrakrótką linią bazy (USBL – *Ultra Short Base Line*).

Rezultaty pomiarów są niezwykle ważną, a wręcz kluczową informacją, ponieważ są jedynym namacalnym narzędziem determinującym podejmowanie decyzji w ramach określonego przedsięwzięcia na danym wraku. Dlatego przed zaprojektowaniem jakiegokolwiek procesu badawczego lub opracowaniem metodologii, należy określić dane, informacje i produkty wyjściowe konieczne następnie do udzielenia odpowiedzi na pytania badawcze konkretnego projektu. Tylko wtedy można dobrać najbardziej efektywny sprzęt i określić najwłaściwszą metodę działania. Poniżej podane zostały współcześnie stosowane urządzenia pomiarowe. W przyszłości instrumenty te z pewnością będą posiadały lepsze parametry, a co za tym idzie wyniki pomiarów będą charakteryzowały się większą dokładnością.

4.1 Systemy pozycjonowania

4.1.1 System pozycjonowania satelitarnego RTK GPS – Trimble SPS 851

Do pozycjonowania czujników pomiarowych w strefie dostępności poprawki RTCM RTK stosowany jest system pozycjonowania satelitarnego RTK GPS – Trimble SPS 851. Korzysta on z korekty pozycji przesyłanej z systemów EUPOS/SAPOS za pomocą połączenia internetowego. System pozycyjny jest powiązany z czujnikami pomiarowymi poprzez oprogramowanie zintegrowanego systemu nawigacyjnego QINSy. System wykorzystywany jest również w procesie kalibracji systemów pomiarowych.

4.1.2 System pomiaru przechyłów, kursu i przyspieszeń

POS MV™ WaveMaster zapewnia wyznaczanie pozycji obiektu nawet w bardzo niesprzyjających warunkach pogodowych. Dzięki wysokiej częstotliwości pomiaru, system pozwala na pełne określenie pozycji i orientacji jednostki pomiarowej w zakresie następujących parametrów:

- pozycja (długość i szerokość geograficzna oraz wysokość),
- prędkość (pozioma i pionowa),
- przechyły (wzdłużny i poprzeczny) oraz kurs rzeczywisty,
- unoszenie na fali,
- wektory przyspieszeń,
- wektory momentów obrotowych.



Rysunek 5. Odbiornik i antena systemu satelitarnego Trimble SPS 851
(Źródło: dokumentacja techniczna)



Rysunek 6. System pozycjonowania inercyjnego z czujnikiem ruchu statku Applanix POS-MV (Źródło: dokumentacja techniczna)

System POS MV™ WaveMaster dostarcza skonsolidowanego rozwiązania dla statków pomiarowych, szczególnie w miejscach, gdzie sygnał GPS jest słabej jakości. Sygnał GPS pochodzący z jednego lub więcej odbiornika GPS, jest wykorzystywany do obliczeń pozycji i ruchu jednostki pływającej.

4.1.3 System pozycjonowania podwodnego USBL Sonardyne Ranger 2

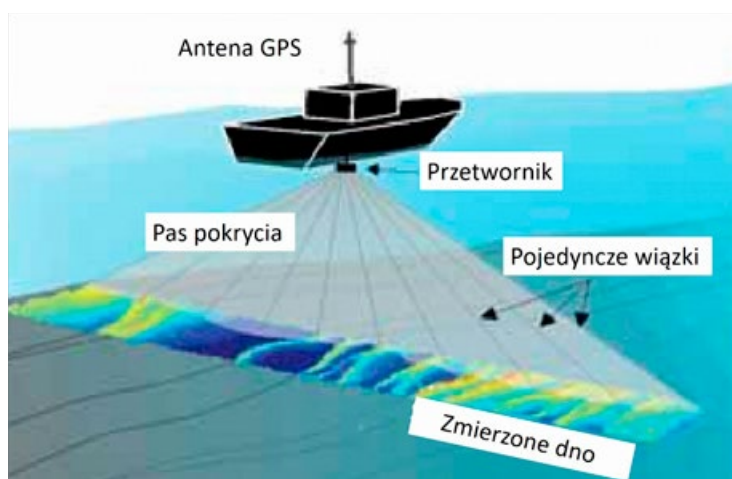
System pozycjonowania podwodnego produkcji Sonardyne, pozwala na określenie pozycji śledzonego obiektu, względem dowolnego punktu jednostki pomiarowej. Oprócz wizualizacji analizowanego obiektu, pozwala również określać jego pozycję cyfrowo i przesyłać ją do systemu QINSy, w celu zintegrowania z pozostałymi częściami systemu pomiarowego. System Ranger 2 (rysunek 7) używa akustycznej metody pozycjonowania USBL (ang. *Ultra-Short Baseline*). Sercem systemu USBL jest transceiver z przetwornikami akustycznymi, pozwalającymi na pomiar przesunięć fazowych odbieranych sygnałów akustycznych.



Rysunek 7. USBL Sonardyne Ranger 2
(Źródło: dokumentacja techniczna)

4.2 Dane batymetryczne i trójwymiarowe

Dane batymetryczne (pomiar głębokości) mogą być zbierane przy użyciu różnorodnych narzędzi: od liny prowadzącej (skalibrowana lina z obciążeniem) – do interferometrycznych pomiarów laserowych, dokonywanych z samolotu. Standardowym sposobem pozyskiwania danych batymetrycznych jest zastosowanie echosondy wielowiązkowej. Narzędzia te wykorzystują system akustyczny do pomiaru odległości w toni wodnej, do dna lub obiektów położonych na dnie. Przy pomiarze odległości od dna morskiego, otrzymujemy głębokość wody. Echosondy wielowiązkowe dostarczają również danych sejsmicznych z dna; długość fal sejsmicznych zależy od głębokości wody. Zasięg i rozdzielczość systemu zależy od częstotliwości transmisji, właściwości fizycznych przetworników oraz mocy przetwarzania systemu.



Rysunek 8. Ilustracja wskazująca zasadę działania echosondy wielowiązkowej (Źródło: https://www.researchgate.net/figure/Diagram-showing-how-a-multibeam-echosounder-sonar-would-operate-from-a-scientific_fig2_254914411)

Echosonda wielowiązkowa pracuje na częstotliwościach od 150 kHz do 600 kHz. Do pomiarów o dużej rozdzielczości, najbardziej optymalna jest częstotliwość 400 kHz, ponieważ przy tej wartości, można uzyskać gęstość badań poniżej 100 m.

Specyfikacja systemu, rozdzielczość i dokładność pomiarów wykonywanych przez echosondę wielowiązkową, to:

- rozdzielczość głębokości: nie mniej niż ± 6 mm,
- liczba wiązek: od 256 do 1024 – typową wartością jest 512,
- kąt wiązki: 1 stopień do 0,5 stopnia.

Zwykle echosonda wielowiązkowa jest połączona z systemem pozycjonowania, np. GPS oraz czujnikami ruchu. W ten sposób pozwala na ruch platformy pomiarowej, niezależnie od tego, czy jest to statek czy pojazd podwodny ROV. Systemy te są z kolei połączone w zintegrowany system nawigacji (ang. *Integral Navigation System*), który gromadzi wszystkie dane pozwalające na ustalenie pozycji obiektu, a także wykorzystuje algorytm przewidywania pozycji w celu uzyskania bardziej dokładnego pomiaru miejsca, niż suma błędów poszczególnych czujników. System INS jest połączony z programem pozyskiwania danych, w którym dane pozycyjne są łączone z pomiarami wielowiązkowymi w celu określenia pozycji x, y, z dla każdego pomiaru głębokości w pomiarze sejsmicznym. Dane są następnie zachowywane i przetwarzane.

Precyzja pomiaru systemem INS oraz pomiaru wielosystemowego, zapewnia dokładność określenia każdego punktu danych.

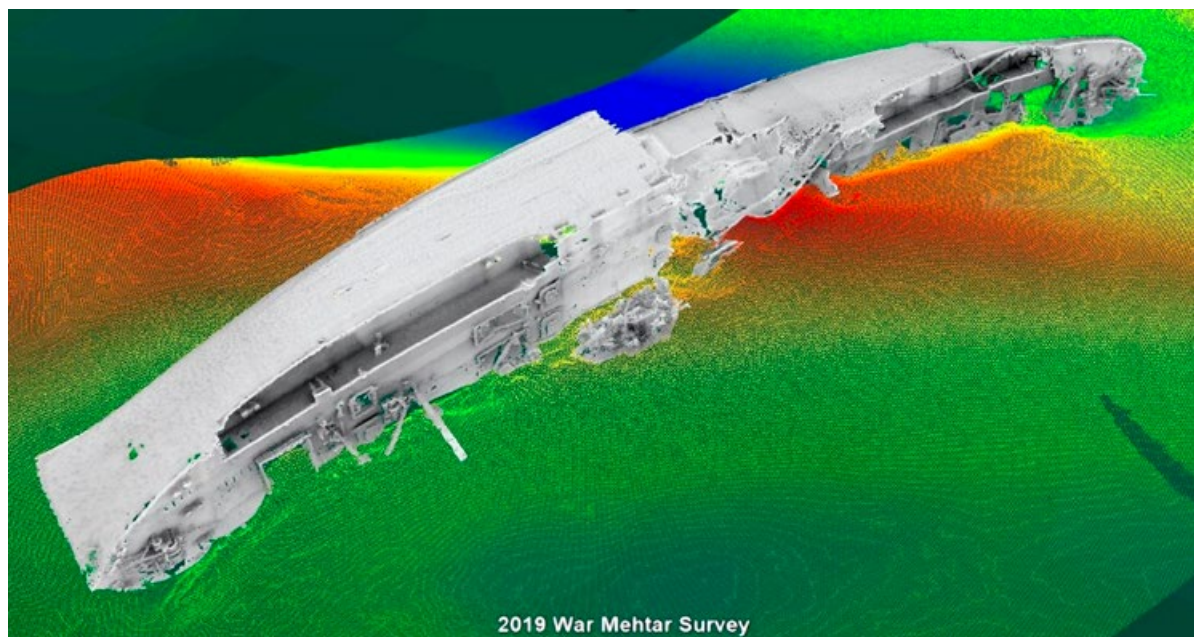
4.2.1 Metody pozyskiwania danych

Echosondy wielowiązkowe pozwalają na uzyskanie dużej gęstości punktów pomiarowych w obszarze docelowym. Nagromadzenie punktów zależy od specyfikacji echosondy wielowiązkowej (częstotliwość, kąt wiązki), zakresu systemu i szybkości pozyskiwania danych.

Zdjęcie poniżej (rysunek 9) przedstawia badanie batymetryczne echosondą wielowiązkową wraku okrętu War Mehtar, który znajduje się blisko wschodniego wybrzeża Wielkiej Brytanii.

Punkty pomiarowe na wraku zaznaczone są kolorem szarym i rozmieszczone w odstępach około 5 cm. Punkty pomiarowe na dnie, zaznaczone różnymi kolorami, rozmieszczone są w odstępach 10 cm. Najwyższą jakość pomiaru uzyskano dzięki najlepszemu dostępnemu sprzętowi.

Systemy pomiarowe zamontowano na mocnym pojeździe podwodnym ROV, który umożliwił przeprowadzenie badań z bliskiej odległości, nie większej niż 10 m od wraku, przy bardzo małej prędkości, wnoszącej 0,5 m/s.



Rysunek 9. Obraz wraku War Mehtar uzyskany z pomocą echosondy wielowiązkowej
(Źródło: <https://www.waves-group.co.uk/waves-groups-high-resolution-3d-data-acquisition-capability-used-in-legacy-wreck-risk-assessment/>)

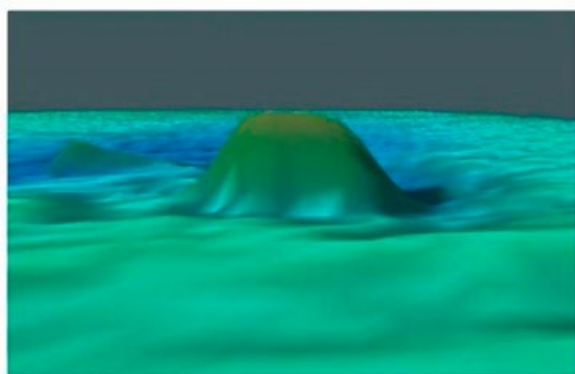
4.2.2 Prezentacja i przetwarzanie danych

Wielowiązkowe systemy batymetryczne generują dane z chmur punktów. Dane mogą zostać zidentyfikowane jako pliki danych, w których do każdego punktu jest przypisana wartość współrzędnych x, y, z.

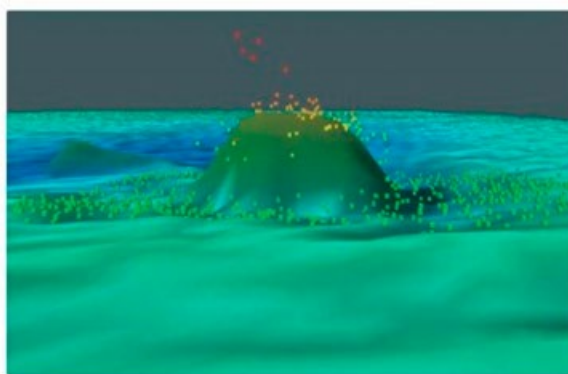
W przypadku wykresów batymetrycznych, chmura punktów jest zwykle interpolowana do cyfrowego modelu ukształtowania dna morskiego (DTM). Można to zrobić za pomocą różnych algorytmów. Zaletą, w przypadku ilustracji, jest wykonanie powierzchni, która może zostać przesunięta, przeniesiona i przeanalizowana bez przerw. Rozmiary pliku i formaty cyfrowego modelu ukształtowania dna DTM różnią się, mimo to jest to rozwiązanie przydatne do prowadzenia pomiarów dużych obszarów dna, przy niewielkiej gęstości danych.

Alternatywą jest zastosowanie chmury punktów. W tym przypadku zaletą jest możliwość dostrzegania detali, ponieważ punkty nie są interpolowane lub wygładzone/przefiltrowane.

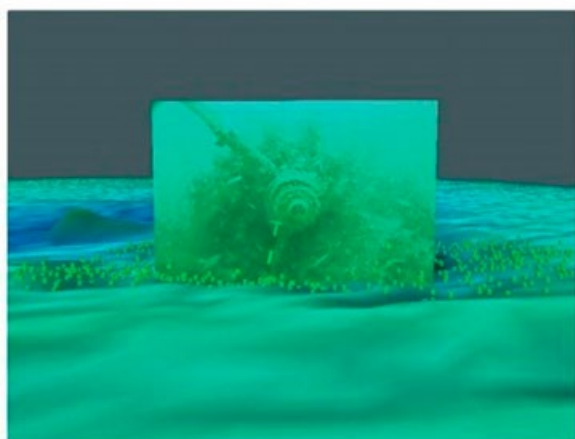
Fotografie na rysunku 10 przedstawiają różnice pomiędzy wynikami i interpretacją danych z chmury punktów i DTM. Rysunek A przedstawia obiekt uzyskany w cyfrowym modelu dna DTM, rysunek B – przedstawia oryginalny punkt interpolowany w celu uzyskania DTM. Czerwone punkty na szczycie obiektu zostały odrzucone w procesie tworzenia DTM. Rysunek C przedstawia fotografię silnika samolotu po interpolacji, pokazany w formie kopca. Natomiast rysunek D pokazuje, że odrzucone czerwone punkty (widoczne na rys. B) to w rzeczywistości punkty wyznaczające śrubę napędową przymocowaną do silnika.



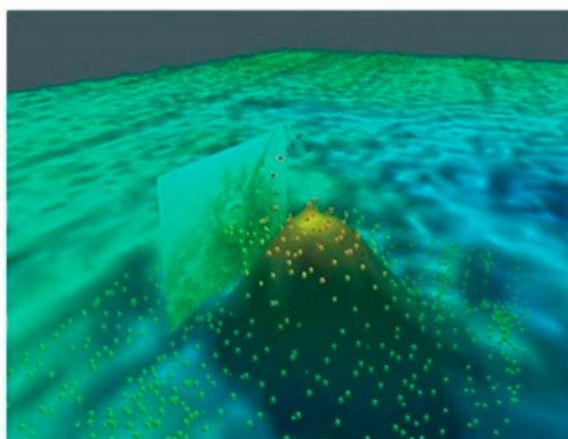
A: Multibeam data of an aircraft after first stage of post processing.



B: Second stage of post processing with undeleted points around the shaded surface.



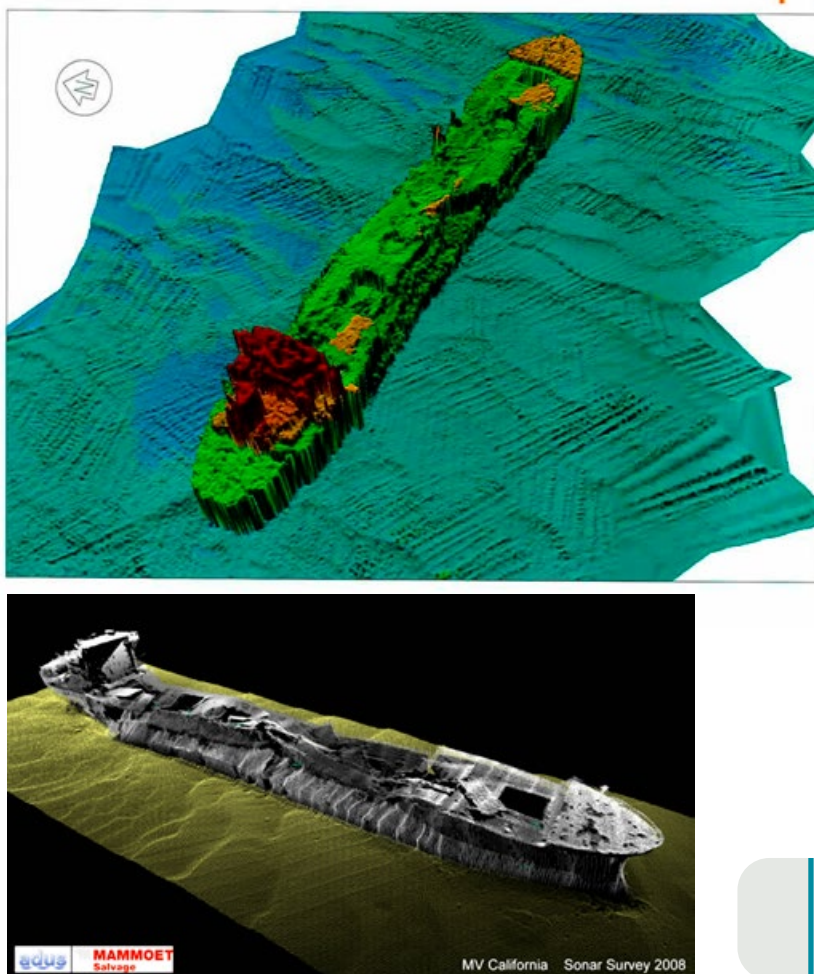
C: Diver photograph of the engine.



D: A comparison of the soundings with the photograph shows the upstanding propeller.

Rysunek 10. Połączenie technik – interpretowanie wyników pomiarów głębokościowych wykonanych za pomocą echosondy wielowiązkowej i ich połączenie z techniką fotograficzną (Źródło: Wessex Archaeology Ltd)

Podsumowując, echosonda wielowiązkowa ma wiele zastosowań. Może zostać użyta do pozyskania danych batymetrycznych niezbędnych do poznania ogólnego kontekstu otoczenia wraku oraz zastosowana jako baza danych dla różnorodnych aplikacji stosowanych w modelowaniu. Echosonda może być również wykorzystywana do szczegółowych badań wraków.

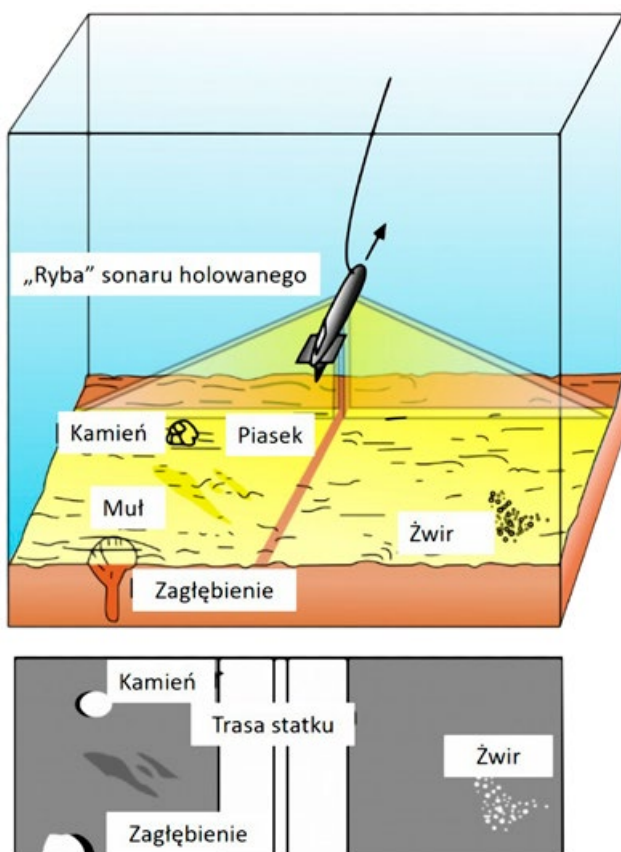


Rysunek 11. Przykładowe obrazy wraków z echosondy wielowiązkowej (Źródło: Waves Group Ltd)

4.3 Sonar boczny

Sonary boczne są urządzeniami służącymi do tworzenia akustycznego obrazu dna. System składa się z pływaka i procesora znajdującego się na górze urządzenia. Pływak (tzw. ryba) sonaru bocznego wyposażony jest w dwa promienniki/odbiorniki akustyczne, które generują dane prostopadłe do kierunku poruszania się narzędzia. Zwykle rybę sonaru holuje się na wysokości równej około 10 do 20% głębokości w rejonie pomiaru. Często jednak sonar jest holowany wyżej, aby nie zaczepił o elementy poszukiwanego wraku. Pozycję pływaka sonaru określa się w czasie rzeczywistym, za pomocą akustycznego systemu pozycjonowania o krótkiej linii bazy tzw. USBL lub obliczając rzeczywistą pozycję „ryby sonaru” na podstawie długości kabla wyprowadzonego ze statku badawczego i głębokości holowania. Dane cyfrowe z sonaru bocznego zostają zapisane w systemie gromadzenia i przetwarzania danych sonarowych.

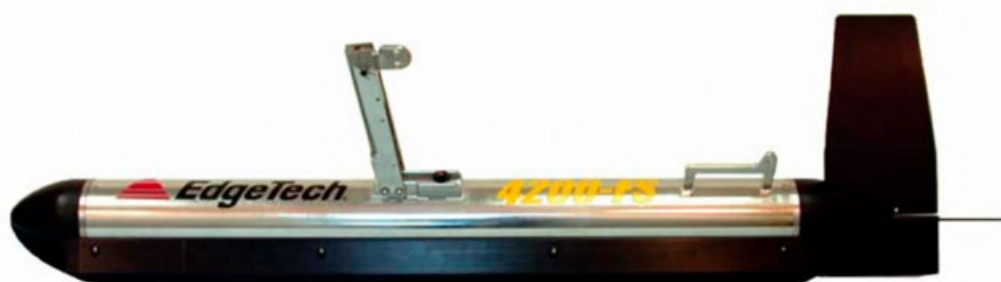
System może pracować na częstotliwościach od 200 do 900 kHz. Obraz sonaru bocznego dostarcza danych ilościowych, ale ma charakter jakościowy. Dzięki temu sonar Sidescan jest doskonałym narzędziem do charakteryzowania osadów na dnie morskim i identyfikacji obiektów na dnie, w tym wraków statków. Sonar Sidescan służy jako narzędzie badawcze o szerokim zakresie. Im mniejsza prędkość poruszania się sonaru, tym lepsza rozdzielczość podłużna, co pozwala na uzyskanie lepszych danych na temat badanego obiektu.



Rysunek 12. Zasada działania sonaru bocznego (Źródło: U.S. Geological Survey Department of the Interior/USG)

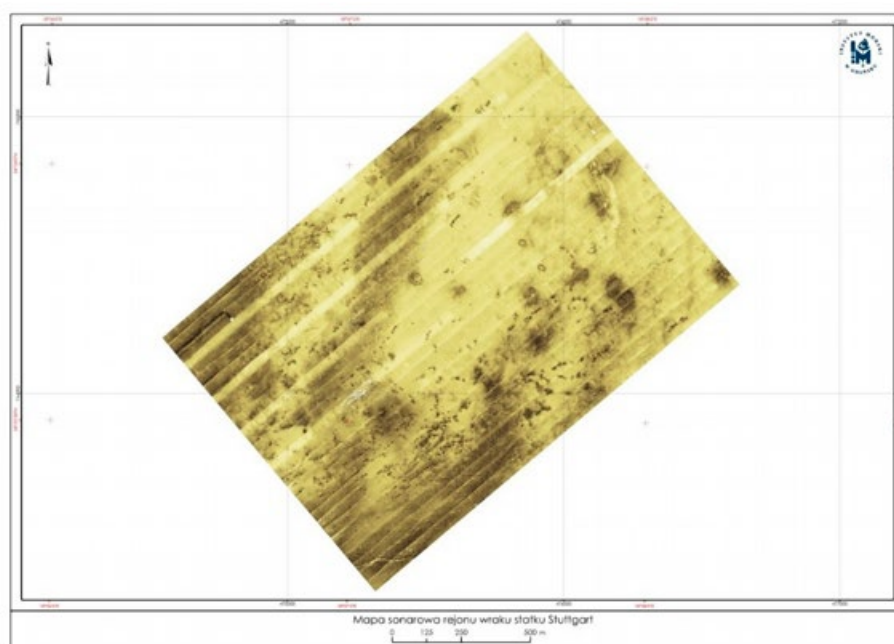
4.3.1 Przykładowy sonar holowany stosowany w pomiarach morskich

Parametry sonaru	EdgeTech 4200:
Częstotliwości sygnałów akustycznych:	standardowa rozdzielczość: 300 kHz wysoka rozdzielczość: 600 kHz
Długość impulsu:	300 kHz – do 20 ms 600 kHz – do 10 ms
Pionowa szerokość wiązki:	50°
Pozioma szerokość wiązki:	300 kHz – 0,54° 600 kHz – 0,3°



Rysunek 13. Holowany sonar boczny EdgeTech 4200 (Źródło: dokumentacja techniczna)

Rysunek 14. przedstawia mozaikę skanu bocznego o wymiarach 1 × 2 km dna morskiego. Widać, że z pomocą sonaru holowanego, można opisać ogólny charakter dna morskiego i zidentyfikować obiekty o wymiarze do 10 m.



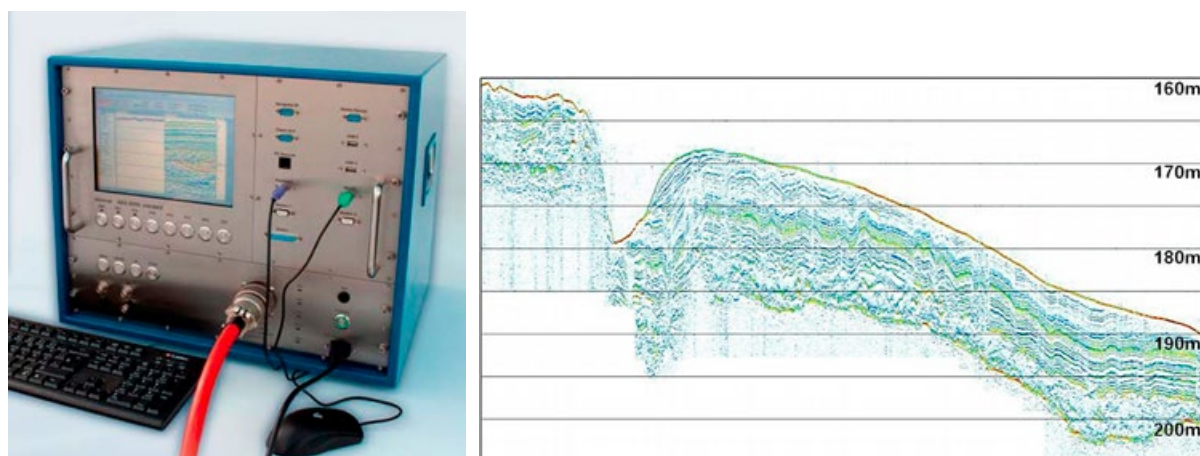
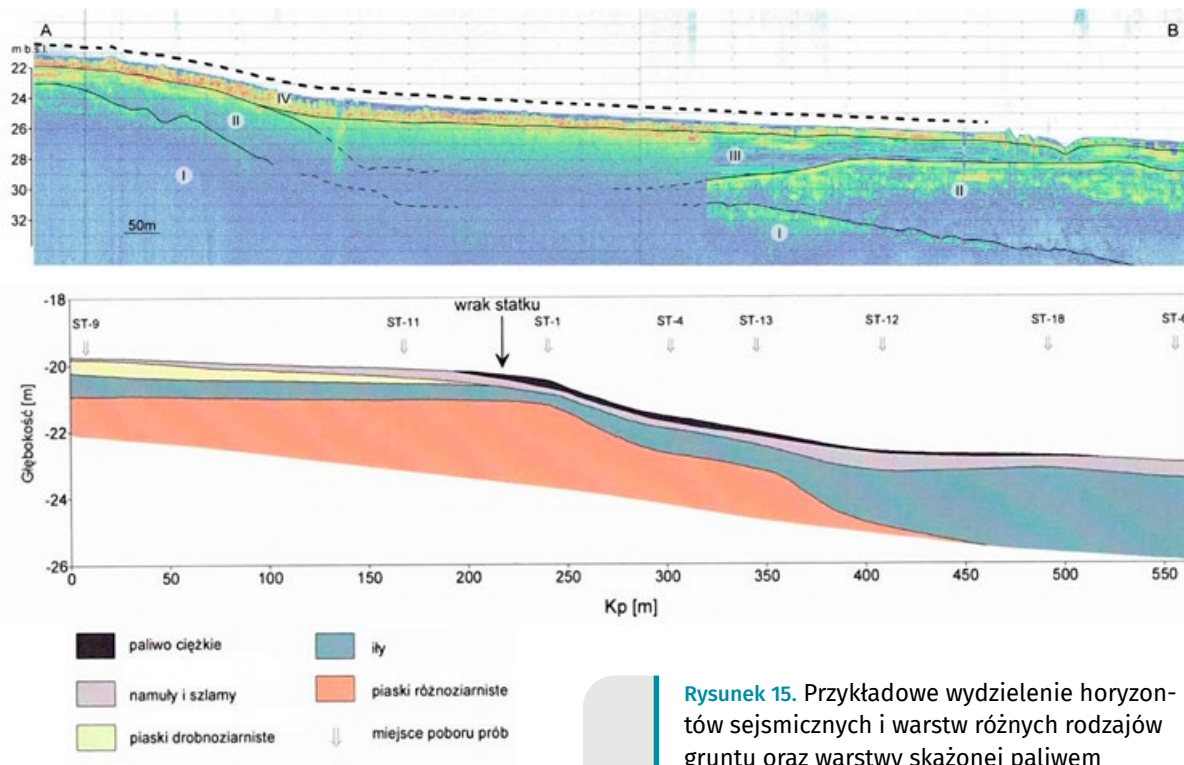
Rysunek 14. Mozaika sonarowa badanego obszaru wykonana sonarem holowanym EdgeTech 4200 (Źródło: opracowanie własne)

4.4 Profilomierz dna (SBP)

Płytke badanie sejsmiczne z użyciem profilomierzy akustycznych wykonywane jest w celu odnalezienia obiektów stanowiących kiedyś część wraku lub jego ładunku. Mowa tu o częściach, które są obecnie przykryte warstwą osadów dennych naniesionych przez prądy morskie. Wielokrotnie podczas takich badań udaje się uchwycić inną cechę gruntu, jaką jest warstwa osadów nasączona paliwem ciężkim pochodzącym z wraku. Przykład takiego odkrycia pokazuje rysunek 15. Badanie wykonano w pobliżu wraku S/S Stuttgart, z którego wyciekło około 600 do 800 ton paliwa. Gdy warstwa gruntu zawiera dużą ilość paliwa ciężkiego, jej zdolność do pochłaniania penetrującego dno dźwięku o niskiej częstotliwości powoduje, że w miejscach jej zalegania, wszystko to, co znajduje się pod spodem, przestaje być widoczne na sonogramie. Poniższy przykład pokazuje więc na co warto zwrócić uwagę. W wyniku przeprowadzonej interpretacji, wyznaczono rodzaj oraz miąższość osadów sedymentacyjnych, określono również głębłą budowę geologiczną, a na podstawie szczegółowej analizy rejestracji sejsmicznej wydzielono główne jednostki sejsmiczne. Podstawę dokonanej identyfikacji stanowiło zróżnicowanie intensywności i układów refleksów oraz charakter granic jednostek. Szczegółowy obraz wydzieleni oraz przykładowe przekroje sejsmiczne prezentuje rysunek 15.

Do badań sejsmoakustycznych przypowierzchniowych warstw osadów budujących dno, używane są wysokoczęstotliwościowe profilomierze sejsmoakustyczne. Tu jako przykład pokazano profilomierz SES-2000 Medium firmy Innomar. W skład zestawu profilomierza SES-2000 wchodzi konsola z wbudowanym komputerem do obsługi systemu pomiarowego oraz przetwornik, który zamontowany był na burcie jednostki pomiarowej. Urządzenie pozwala na pracę w dwóch zakresach częstotliwości: wysokim, w którym częstotliwości podstawowe (ok. 100 kHz) używane są do precyzyjnego określania głębokości, oraz w zakresie niskim (4-15 kHz), wykorzystywanym do penetracji osadów w dnie morskim. Do rejestracji

danych wykorzystany jest system akwizycji zapisujący elektroniczną wersję akustycznej wgłębnej penetracji dna. Można to przedstawić w postaci zapisu wskazującego uwarstwienie gruntu. Zapis taki udziela odpowiedzi na pytanie: czy w gruncie zagłębione są jakieś twarde obiekty, tu elementy wraku, jego wyposażenia oraz ładunku.



Rysunek 16. Zestaw pomiarowy Innomar SES-2000 oraz przykładowy zapis (Źródło: dokumentacja techniczna)

Parametry techniczne profilomierza SES-2000:

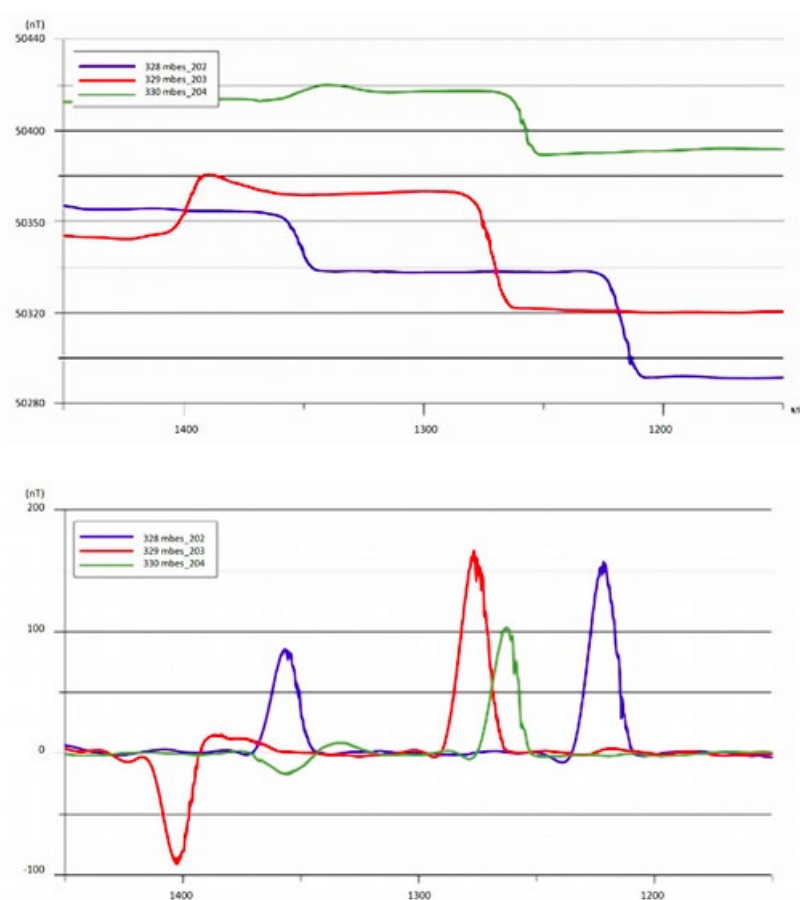
Zakres częstotliwości: 85-115 kHz
Długość impulsu: 0,07-1,0 msec (do wyboru)
Szerokość wiązki: $\pm 2^\circ$
Zakres głębokości pomiaru: 300 m
Penetracja: do 40 m (w zależności od ziarnistości osadu)
Rozdzielczość: 1-5 cm



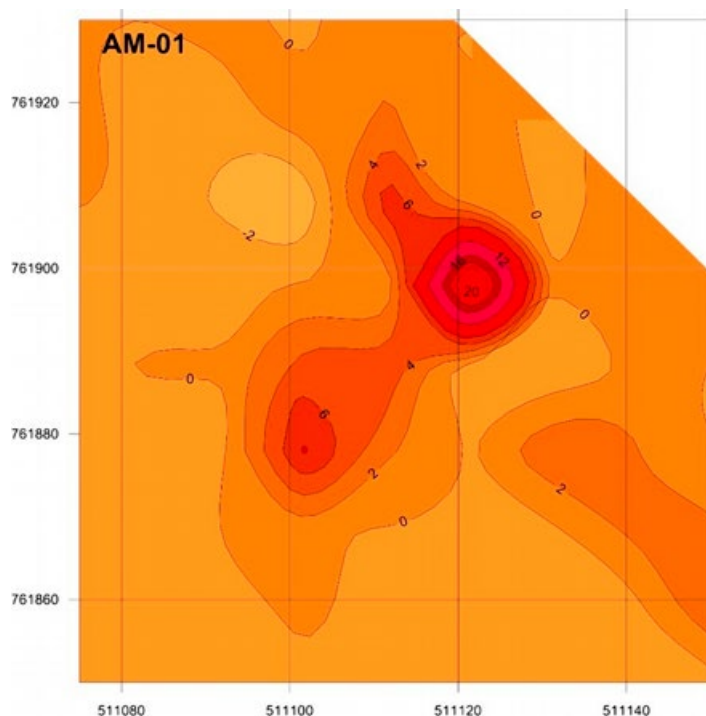
4.5 Badania magnetometryczne

Głównym celem badań magnetometrycznych jest wykrycie obecności obiektów ferromagnetycznych na analizowanym obszarze. Dane zawierające wartości poziomu indukcji magnetycznej zarejestrowanej przez magnetometr, są trudne do interpretacji, głównie ze względu na cechującą je zależność czasową i lokalizacyjną. Dodatkowo, natężenie pola magnetycznego w każdym punkcie przestrzeni stanowi wektorową sumę wartości naturalnego pola magnetyzmu ziemskiego oraz, w przypadku obecności w obszarze pomiarowym obiektu o cechach ferromagnetycznych – jego magnetycznego momentu dipolowego. W skład sygnału rejestrowanego przez magnetometr wchodzi również szumy zakłócające właściwy sygnał, które mogą być generowane przez samo urządzenie elektryczne (magnetometr, kablolina i statek), dobowe wariacje ziemskiego pola magnetycznego wywołane przez Słońce, szumy własne urządzenia pomiarowego, błędy komunikacji pomiędzy urządzeniem pomiarowym a systemem rejestrującym oraz szumy generowane przez fale morskie. W celu redukcji tego typu zakłóceń, konieczne jest filtrowanie sygnału, eliminując wszystkie składowe wysokoczęstotliwościowe.

Wielkość samej anomalii magnetycznej zależy m. in. od masy takiego obiektu i jest w przybliżeniu odwrotnie proporcjonalna do sześciangu odległości urządzenia pomiarowego od celu w trakcie rejestrowania sygnału. Oznacza to, że wielkość obiektu ferromagnetycznego, który może zostać wykryty, warunkuje odległości magnetometru od obiektu zalegającego na dnie. Trzy główne parametry, które mają wpływ na tę odległość to: wysokość na jakiej prowadzone jest urządzenie nad dnem w trakcie pomiaru, głębokość zalegania obiektu w gruncie oraz dystans pomiędzy kolejnymi profilami pomiarowymi. Przykłady odczytów zmian pola magnetycznego wzdłuż profilu pomiarowego pokazują rysunki 17 i 18.



Rysunek 17. Przykłady wykresów wartości natężenia pola magnetycznego zarejestrowane na 3 sąsiednich profilach pomiarowych wykonane na poligonie pomiarowym podczas wcześniej wykonywanych prac oraz wykresy danych z tych samych profili – po przeprowadzeniu filtracji (Źródło: opracowanie własne)



Rysunek 18. Powiększony fragment mapy anomalii magnetycznych z widoczną szczegółowo anomalią wraku „Muhlhausen” (Źródło: opracowanie własne)

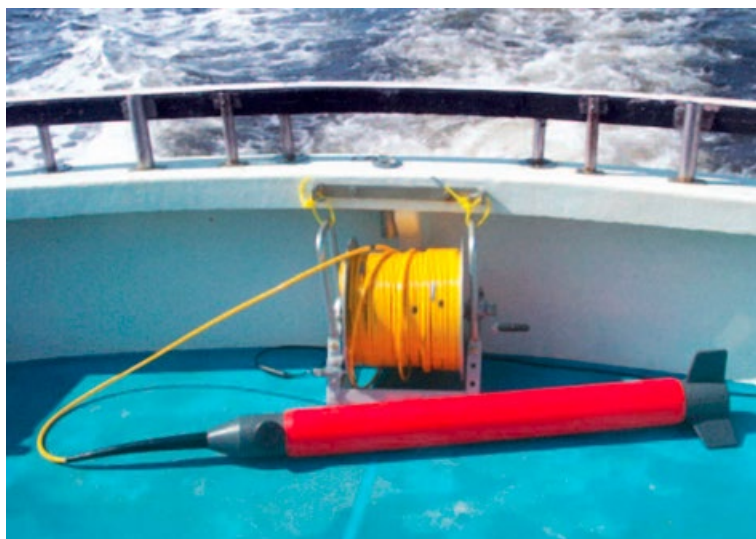
Najbardziej efektywną metodą przeprowadzania pomiaru, przy której możliwe jest wykrycie największej liczby obiektów, jest gęste rozmieszczenie profili pomiarowych oraz utrzymanie magnetometru jak najbliżej dna. Takie warunki nie zawsze jednak mogą być spełnione. Charakter i uwarunkowania naturalne badanego obszaru to główne czynniki, które determinują sposób prowadzenia badań. Zbyt niskie prowadzenie urządzenia pomiarowego przy zmiennej batymetrii czy zróżnicowanej rzeźbie dna, zagraża uderzeniem lub wleczeniem urządzenia po podłożu. W przypadku pomiarów na obiektach górujących nad dnem (np. metalowych wrakach), wysokość prowadzenia magnetometru jest jeszcze bardziej istotna, gdyż uderzenie czujnika w obiekt, grozi nie tylko jego zniszczeniem, ale również utratą. Magnetometr może zaczepić się o wystające elementy lub zaplątać się w sieci na wraku. Powoduje to zerwanie kabloliny i zupełną utratę czujnika.

Gęste rozmieszczenie profili pomiarowych wydłuża czas i koszt trwania badań. W celu doboru najbardziej optymalnego sposobu przeprowadzania pomiaru, należy określić najmniejszą oczekiwaną masę obiektów zalegających na dnie, które chcemy zlokalizować – przy założeniu, że minimalna wartość anomalii, wskazująca obecność obiektu ferromagnetycznego w badanym rejonie, to 5 nT. Pod uwagę trzeba również wziąć fakt, że mniejsze obiekty są wykrywalne jedynie na wysokości lub w niewielkiej odległości od wyznaczonego profilu pomiarowego, natomiast w przestrzeni pomiędzy profilami wykryte zostaną tylko obiekty o dużej masie. Przy rozmieszczeniu profili pomiarowych w odległości 30 m i przy minimalnej odległości prowadzenia magnetometru nad dnem 6 m, obiekt o masie 0,5 t zalegający dokładnie pomiędzy profilami

Tabela 7. Minimalna odległość obiektu ferromagnetycznego od urządzenia pomiarowego przy założeniu wykrywalności 5nT
(na podstawie równania Hall'a 1966)

Odległość (m)	Masa obiektu (kg)
5	63
6	108
7	172
8	256
9	365
10	500
12	864
14	1372
16	2048
18	2916
20	4000

pomiarowymi nie zostanie wykryty generując wartość anomalii 1,2 nT. Ten sam obiekt na wysokości profilu pomiarowego będzie tworzył anomalię o wartości 24 nT (Hall 1966). Typowe wartości wykrycia obiektów (dla anomalii równej 5nT) przedstawiono w tabeli 7. Bardzo użyteczne w oparciu o zebrane dane o anomaliach magnetycznych na określonym obszarze, jest wykonanie przestrzennego rozkładu anomalii jak na rysunku 18.



Rysunek 19. Magnetometr protonowy SeaSpy (Źródło: opracowanie własne)



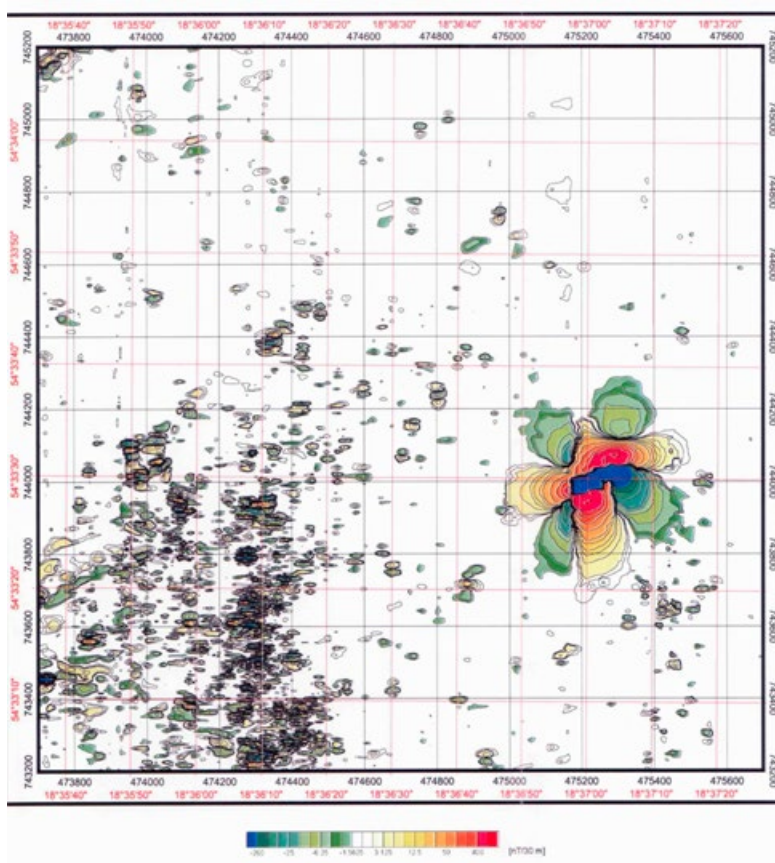
Rysunek 20. Gradiometr (magnetometr różnicowy) składający się z dwóch zespolonych magnetometrów protonowych SeaSpy (Źródło: dokumentacja techniczna)

W projektach związanych z poszukiwaniem wraków oraz ich badaniem, do pomiaru anomalii magnetycznych, używany jest zwykle magnetometr protonowy, wykorzystujący efekt Overhausera. Na rysunkach 19 i 20 pokazano urządzenie typu SeaSpy kanadyjskiej firmy Marine Magnetics. Cechuje się on bardzo dużą rozdzielczością (0,001 nT) i dokładnością bezwzględną (0,2 nT).

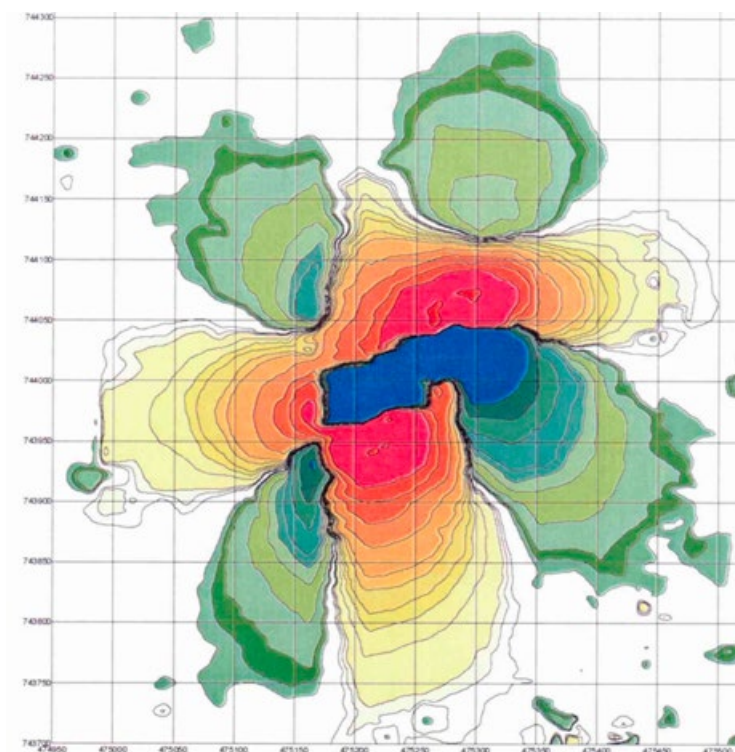
W przypadku wraku S/S Stuttgart (rysunek 21 i 22), do określenia sygnatury magnetycznej wraku i metalowych obiektów rozrzuconych wokół niego, wykorzystano różnicowy magnetometr protonowy SeaSpy.

Na rysunkach 21 i 22 widać dość niestandardowy układ izolinii indukcji – w formie wielokrotnego dipola. Pojedynczy dipol jest bardzo charakterystyczny dla dużej masy ferromagnetyka, stanowiącej jednorodną masę magnetyczną. Widoczna kombinacja wielu dipoli sugeruje, że na dnie znajduje się wiele oddzielnych dużych mas magnetycznych, znajdujących się na tyle daleko od siebie, iż możliwe jest ich rozróżnienie. Może to oznaczać, iż wrak w całości zbudowany był ze stali. Lewa burta wraku nadal leży zakopana w dnie, przy czym na niej znajduje się szereg dużych obiektów wykonanych ze stali lub innych ferromagnetyków, np. kotły (lub ich fragmenty) oraz urządzenie napędowe, a raczej to co z nich pozostało. Pomierzone natężenie pola magnetycznego w rejonie wraku zmienia się w zakresie od 300 nT/30m do 450 nT/30m.

Biorąc pod uwagę, że są to wartości zmierzone gradiometrem, można wysnuć wniosek, iż na dnie akwenu nadal znajduje się kilkaset ton stali i innych materiałów o właściwościach ferromagnetycznych. W oparciu o dane z wcześniejszych pomiarów, możliwe jest wskazanie przybliżonej masy tych obiektów.



Rysunek 21. Izolinie anomalii pola indukcji magnetycznej wywołanej masą magnetyczną wraku statku SS Stuttgart oraz innych mas magnetycznych leżących w okolicy (Źródło: opracowanie własne)

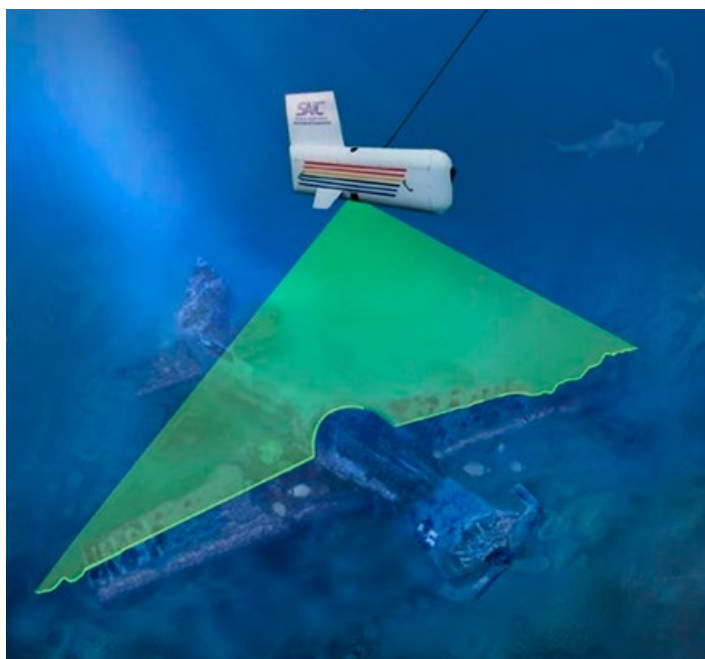


Rysunek 22. Izolinie anomalii pola indukcji magnetycznej wywołanej masą magnetyczną wraku statku SS Stuttgart – obszar ograniczony tylko do samego wraku (Źródło: opracowanie własne)

4.6 Morskie systemy laserowe

W określonych przypadkach możliwe jest użycie laserowych systemów mapowania dna. Są one trudno dostępne ze względu na koszt i ograniczone zastosowanie. Systemy te montowane są na pojazdach holowanych, zdalnie sterowanych ROV lub działających samodzielnie AUV.

Dokładne pozycjonowanie zdalnie sterowanego pojazdu holowanego zapewnia sprzężenie różnicowego systemu pozycjonowania GPS z urządzeniami do pozycjonowania akustycznego USBL w głębokich wodach. Często są one zintegrowane z systemem nawigacji inercyjnej, zamontowanym na samej platformie. Dane generowane przez czujniki są przesyłane do statku pomiarowego za pomocą światłowodowego łącza telemetrycznego o dużej pojemności i przetwarzane przez zintegrowany system pomiarowy. Przykładem jest system SAIC.



Rysunek 23. Pojazd holowany SAIC
(Źródło: www.saic.com/llss/#general)

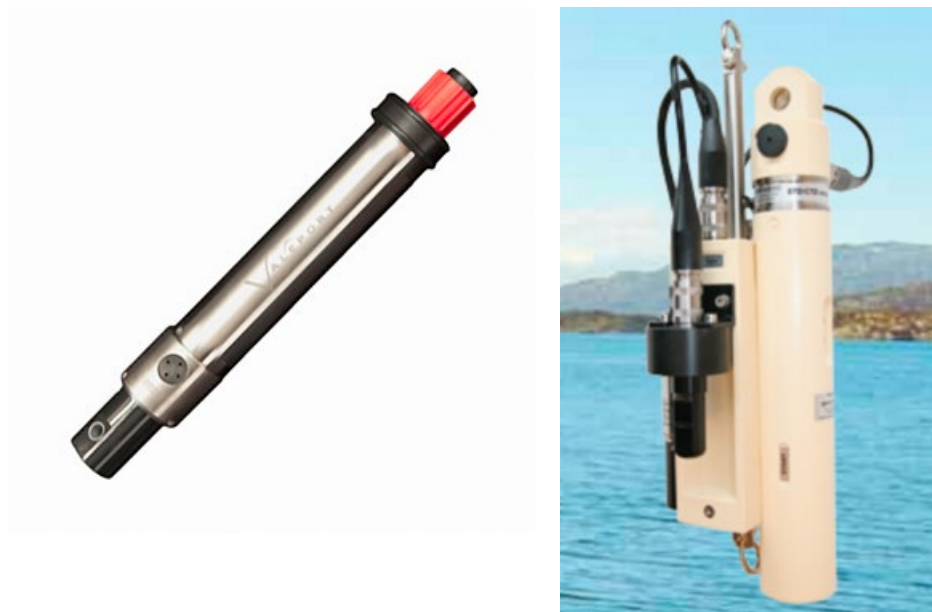


Rysunek 24. Obraz wraku samolotu uzyskany skanerem laserowym (Źródło: http://www.oicinc.com/ds_non_acoustic.html#saic)

4.7 Systemy wspomagające pozyskiwanie danych środowiskowych

4.7.1 Sondy do pomiarów temperatury, zasolenia, zawartości tlenu w wodzie

Sonda mini CTD firmy Valeport (rysunek 25a) przeznaczona jest do pomiaru przewodności elektrolitycznej i temperatury. Rejestruje ona przewodność elektrolityczną w zakresie od 0 do 80 mS/cm – z rozdzielczością 0,001 mS/cm, a temperaturę w zakresie od -5 do 35°C – z rozdzielczością 0,001°C.



Rysunek 25. Przykładowe sondy do pomiarów temperatury, zasolenia, zawartości tlenu w wodzie:
a) Sonda mini CTD firmy Valeport, b) Sonda mini SD204 firmy SAIV A/S (Źródło: dokumentacja techniczna)

Sonda SAIV SD204 (rysunek 25b) przeznaczona jest do pomiaru temperatury i przewodności elektrolitycznej, a dodatkowo wyposażona jest w czujnik pomiaru tlenu. Rejestruje przewodność w zakresie od 0 do 70 mS/cm – z rozdzielczością 0,001 mS/cm, temperaturę w zakresie od -2 do 40°C – z rozdzielczością 0,001°C, a tlen rozpuszczony w zakresie 0-20 mg/l – z rozdzielczością 0,01 mg/l.

4.7.2 Profilomierz prądów i falowania AWAC

Pomiary prądów i falowania prowadzi się za pomocą profilomierza dopplerowskiego AWAC (rysunek 26). Instrument pomiarowy AWAC, po zaprogramowaniu, posadowiony zostaje na dnie morskim, gdzie prowadzi autonomiczną rejestrację, aż do momentu jego wydobycia na pokład statku.



Rysunek 26. Akustyczny profilomierz prądów morskich AWAC firmy Nortek (Źródło: dokumentacja techniczna)

Urządzenie posiada 4 czujniki akustyczne – do pomiaru prądów morskich i falowania, czujnik ciśnieniowy – do pomiaru średniego poziomu morza oraz czujnik temperatury. Pomiar chwilowych wychyleń sfałowanej powierzchni morza odbywa się co godzinę, przez około 17 minut, z częstotliwością 2 Hz. Również pomiar prędkości przepływu wody w profilu pionowym wykonywany jest zwykle w odstępach godzinnych. Uśrednianie przepływów odbywa się dla okresów 2-minutowych, osobno dla każdej warstwy wody o miąższości 4 m.

4.7.3 Pława monitoringu środowiska

Ważnym elementem badań środowiskowych jest określenie warunków hydrometeorologicznych. Istnieje wiele możliwości pozyskiwania tych informacji. Można uzyskać je w centrach służb meteorologicznych (w Polsce jest nim Instytut Mereologii i Gospodarki Wodnej), dysponujących zintegrowaną siecią czujników określających wszystkie elementy wiatru, ciśnienia, ich rozkładów w czasie itd. Możliwe jest wykorzystanie modeli matematycznych, których dokładność jest wystarczająca do celu, w jakim zostałyby użyte w projekcie. Są to modele opisujące takie parametry, jak: wiatr, prądy morskie (na różnych poziomach) oraz falowanie. W projektach prowadzonych przez Instytut Morski w Gdańsku wykorzystywano pławę hydrometeorologiczną pokazaną na rysunku 27. Stanowiła ona zintegrowane centrum hydro-meteo przekazujące dane drogą radiową w czasie rzeczywistym, tj.:

- temperaturę powietrza
- prędkości i kierunki wiatru
- ciśnienie atmosferyczne
- względną wilgotność powietrza
- stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie
- mętność wody
- kierunki i wartości prądów morskich na poziomach co 4 metry od dna do powierzchni.



Rysunek 27. Pława pomiarowa IMG
(Źródło: Instytut Morski w Gdańsku)

4.8 Analizy geologiczne

4.8.1 Próby czerpakowe

Pobieranie próbek osadów powierzchniowych za pomocą próbników (np. Van Veena) dostarcza materiału do badań chemicznych, geologicznych i biologicznych. Pobór powinien odbywać się w miejscach charakterystycznych dla rejonu, w którym zalega wrak. Wielkość urządzenia również ma istotne znaczenie. Jeżeli planujemy wykorzystanie pobranej próby tylko do badań chemicznych, to wystarczające jest pobranie około 1 kilograma masy. Jeżeli chcemy wykonać również badanie geologiczne, polegające na sprawdzeniu rozkładu uziarnienia (co może mieć istotne znaczenie przy rozpoznaniu warunków, w jakich grunt będzie migrował na dnie pod wpływem prądów morskich), konieczne będzie pobranie dwukrotnie większej próby. W przypadku chęci wykonania dodatkowego poboru osadów do prób biologicznych i ekotoksykologicznych, wystąpi potrzeba poboru próby o objętości co najmniej kilkunastu lub kilkudziesięciu litrów, czyli około 25-40 kg. Materiał tej próby (po odjęciu odpowiednich prób do badań wskazanych wcześniej), zostanie poddany przepłukaniu w płucze w celu wydzielenia zwierząt (makrozoobentosu) żyjących w warstwie powierzchniowej gruntu.

Próby należy pobierać czerpaczem posiadającym pokrywę uniemożliwiającą ucieczkę z czerpacza zwierzętom żyjącym w gruncie. Do poboru prób tylko do badań geologicznych i chemicznych, czerpacz może być całkowicie otwarty od góry, do prób biologicznych – musi mieć zabezpieczenia w postaci siatek, tak jak to pokazano na rysunku 28. Wybór miejsc poboru powinien być wcześniej przemyślany i powinien uwzględniać aktualne warunki panujące na dnie. Istotne elementy wyboru miejsc opróbowywania podano wcześniej.

Przykładem urządzenia służącego do poboru powierzchniowych prób osadów sedymentacyjnych, jest typowy próbnik typu Van Veena. Na rysunku pokazano próbnik o masie 60 kg oraz o powierzchni chwytniej 0,1 m².

Z praktyki wiadomo, że 4-6 prób pobranych wokół wraku całkowicie wystarczy do rozpoznania warunków panujących na dnie. Są jednak przypadki, kiedy tych prób należy wykonać znacznie więcej. W przypadku potrzeby rozpoznania rozciągłości skażonej strefy wokół wraku Stuttgart, wystąpiła konieczność pobrania aż 1022 prób. Wykonanie badań chemicznych wszystkich prób byłoby ogromnie kosztowne, dlatego wszystkie pobrania opisywane były w oparciu o badanie organoleptyczne, czyli wykonane za pomocą zmysłów oraz analizy sensorycznej (użycia kilku zmysłów równocześnie): oceniano zapach, wygląd, konsystencję, inne sygnały wskazujące czy w próbce występuje paliwo lub tylko film paliwowy. Analizy te przeprowadzono natychmiast po podjęciu prób z dna, czyli już na statku.

Wykonywanie dokładnych badań chemicznych gruntu na pokładzie statku jest niewykonalne, nie istnieją też testy pozwalające na szybką klasyfikację gruntu w zależności od poziomu jego skażenia. W literaturze oraz w praktyce (zarówno światowej i jak krajowej) dotyczącej badania gruntu wokół wraków nie znajdziemy odniesień do sposobów prowadzenia tego typu badań. Można więc uznać, że organoleptyczny sposób badania prób, jest rozwiązaniem na swój sposób autorskim, które jak wykazała praktyka – okazał się sposobem wystarczającym do dokładnym, aby można było stwierdzić pełną przydatność tej metody do szybkiej klasyfikacji prób zanieczyszczonych paliwem. Wynik badania organoleptycznego jest subiektywny i jako taki może być zawodny. Dlatego dla zwiększenia dokładności i poprawności wyników, ocena (klasyfikacja) prób w trakcie poboru poprzedzona została treningiem pomiarowców na próbach testowych przeprowadzonych przez osoby ze sprawdzoną wrażliwością sensoryczną. W efekcie treningu ujednolicono skalę i parametry oceny, a co za tym idzie – przyjęto jedno rozwiązanie, a mianowicie 5-stopniową klasyfikację stanu skażenia prób ocenianych w oparciu o takie wskaźniki jak zapach, wygląd, film paliwa na powierzchni wody, itd.

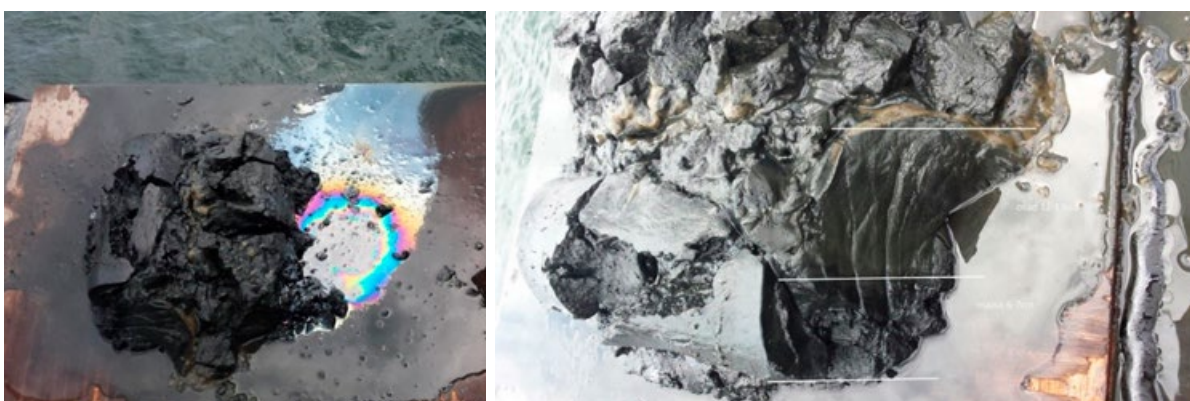
Próby podzielono na :

- 0 – czyste
- 1 – lekko zaolejone
- 2 – średnio zaolejone
- 3 – mocno zaolejone
- 4 – bardzo mocno zaolejone/paliwo



Rysunek 28. Próbnik Van Veena podczas pracy z R/V IMOR
(Źródło: Instytut Morski w Gdańsku)

Przykładowe obrazy zaolejonych prób gruntu pobranego z dna pokazano na rysunku 29.

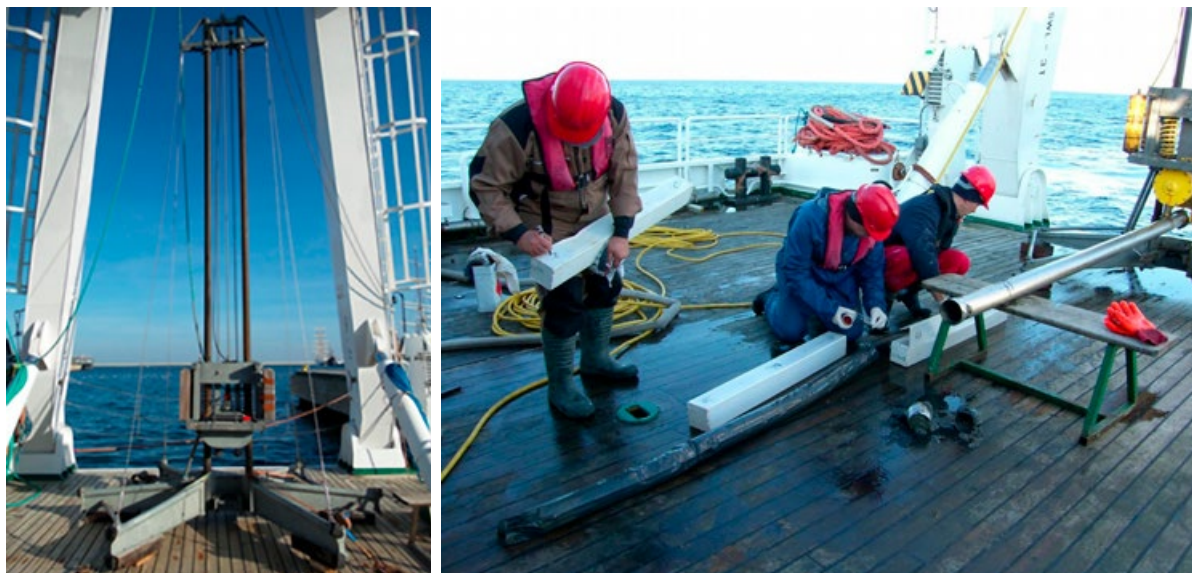


Rysunek 29. Próby gruntu pobrane czerpaczem. Z lewej strony widać film olejowy na powierzchni wody, z prawej – warstwę ciężkiego paliwa o grubości kilkunastu centymetrów
(Źródło: Instytut Morski w Gdańsku)

Ocena stanu skażenia paliwem poszczególnych prób posłużyła do określenia rozkładu przestrzennego, prób o różnych parametrach, a poprzez to umożliwiła wskazanie zasięgu i rodzaju skażenia całego obszaru wokół wraku. W trakcie badań, co 5. próbę skierowano do pełnych analiz chemicznych w laboratorium, w celu obiektywnego stwierdzenia, czy i czym grunt jest skażony (w przypadku skażeń substancjami ropopochodnymi, jest to zadanie dość łatwe ze względu na intensywny, bardzo charakterystycznych zapach węglowodorów).

4.8.2 Próby rdzeniowe

Zwykle, dla określenia czy w gruncie wokół wraku znajdują się warstwy skażonego gruntu, wystarczą krótkie rdzenie. Do poboru prób rdzeniowych o długości do 3 m, wykorzystuje się sondę wibracyjną, np. typu VKG-03 (rysunek 30). Pobrane rdzenie zostają poddane analizie geologicznej oraz chemicznej. Po dokonaniu opisu makroskopowego rdzeni, poddaje się je badaniom mającym na celu określenie zawartości metali (w tym ciężkich), niepolarnych węglowodorów alifatycznych, węglowodorów aromatycznych, oraz bifenyli polichlorowanych.



Rysunek 30. Pobór rdzeni sondą wibracyjną na statku IMOR

(Źródło: Instytut Morski w Gdańsku)

Rdzenie mogą zostać pobrane w otulinie plastikowego rękawa lub w sztywną rurę z PCV. Zwykle dzieli się je na odcinki o długości nie większej niż 1 m, które zostają opisane, a następnie, po przetransportowaniu do laboratorium geologicznego, poddane analizie. Po wyjęciu rdzenia z ochronnego opakowania, rozcinana się plastikowy rękaw, a następnie ścina wierzchnią część rdzenia. Powierzchnię rdzenia, po ścięciu i oczyszczeniu przygotowuje się do wykonania zdjęcia dokumentacyjnego (rysunek 31).



Rysunek 31. Przykładowy rdzeń po przygotowaniu do analizy geologicznej, przed pobraniem prób do badania chemicznego (Źródło: Instytut Morski w Gdańsku)

Po wykonaniu fotografii, rdzeń opisywany jest makroskopowo. Opis polega na rozpoznaniu frakcji (z uwzględnieniem dodatkowych składników, np. fragmentów muszli, fragmentów drewna itp.), sposobu ułożenia składników, określeniu stopnia wysortowania materiału, wilgotności, barwy, zawartości węglanów; opisuje się również zwięzłość lub plastyczność osadu w zależności od jego rodzaju. Jest to deskryptywna forma przedstawiania charakteru osadu, zgodna z przyjętymi w geologii i geomorfologii zasadami opisu makroskopowego (Gradziński i in. 1986; Mycielska-Dowgiątko 1995, 1998). Po wykonaniu tych czynności, z głównych warstw rdzenia pobiera się próby do badań granulometrycznych (w Polsce badania te przeprowadza się zgodnie z normą PN-EN ISO 14688-1:2006 – *Badania geotechniczne. Oznaczanie i klasyfikacja gruntów. Część 1: Oznaczanie i opis* oraz według normy PN-EN ISO 14688-2:2006 – *Badania geotechniczne. Oznaczanie i klasyfikacja gruntów. Część 2: Zasady klasyfikacji*). Dodatkowo, z rdzenia można pobrać próby do badań chemicznych, które poddawane są analizie według tych samych zasad, jak próby pobrane czerpaczem.

4.9 Pozyskiwanie danych metodami optycznymi

4.9.1 Dane fotograficzne i filmowe

Jedną z nowoczesnych metod pozyskiwania informacji przestrzennej, służącej do budowania przestrzennych modeli wraków i obiektów leżących na dnie akwenów, jest użycie kamer fotograficznych wykonujących setki lub tysiące zdjęć wraku, według z góry założonego schematu. Nad wrakiem wyznacza się siatkę linii (najczęściej równoległych, niekiedy uzupełnioną o siatkę poprzeczną – dla zapewnienia 100% pokrycia dna zdjęciami), po których płynie nosiciel kamery: nurek, pojazd zdalnie sterowany lub autonomiczny pojazd podwodny, wykonujący sekwencję zdjęć z ustalonym interwałem czasowym. Warunkiem uzyskania fotografii nadających się do maszynowego przetwarzania, jest takie pokrycie badanego obszaru zdjęciami, aby:

- kolejne zdjęcia były wykonywane pod stałym kątem osi obiektywu – w odniesieniu do dna/obiektu,
- kolejne zdjęcia muszą być wykonywane w zbliżonej (najlepiej w stałej) odległości od obiektu,
- sfotografowany fragment na kolejnych ujęciach musi posiadać co najmniej jeden punkt występujący na dwóch kolejnych ujęciach (zwykle jest ich znacznie więcej),
- kolejne zdjęcia muszą posiadać tzw. zakładkę (*overlap*), czyli wspólne obszary bez stref martwych, zarówno wzdłuż linii poruszania się, jak i między kolejnymi liniami.

O skuteczności tej metody w dużej mierze decyduje przezroczystość wody i panujące warunki oświetleniowe. Im bardziej woda jest klarowna i światło rozłożone równomiernie, tym więcej szczegółów można ukazać i tym lepszy model przestrzenny obiektu wykonać. Obecnie często wykorzystuje się materiał filmowy „wyjmując” kolejne klatki z filmu ze stałym odstępem, np. co 5., 10. klatkę. Odstęp ten zależy m.in. od prędkości poruszania się kamery filmowej nad obiektem i jej odległości od wraku w trakcie filmowania (to z kolei determinuje wielkość obszaru obejmowanego obiektywem kamery). Zaleca się korzystanie z obiektywów o średniej długości ogniskowej i dużej rozdzielczości klatki filmu (np. wykonywanych w technice 4K). Obiektywy do sporządzania podwodnych zdjęć, muszą posiadać dużą jasność, co umożliwia wykonanie wielu zdjęć w ciągu sekundy, a to z kolei pozwala ograniczyć rozmycie kształtu obiektu spowodowane ruchem kamery (nurka, ROV lub AUV). Obiektywy krótkoogniskowe lub tzw. rybie oka, pozwalają objąć większy obszar okiem kamery, ale wprowadzają dużą liczbę zniekształceń, często niemożliwych do skorygowania, a poprzez to – nie nadają się do komputerowego przetwarzania.

Modele 3D zlokalizowanych wraków, wykonane tą techniką, dorównują jakością skanów laserowych, a często je przewyższają, gdyż oddają rzeczywiste kolory i teksturę badanych obiektów. Są znacznie tańsze, gdyż nie wymagają zakupu specjalistycznych holowanych skanerów laserowych. Jest jednak szereg trudności, które trzeba pokonać wykonując takie działania.

W trakcie prac na wraku Franken nie udało się uzyskać wystarczającej liczby zdjęć nadających się do wykorzystania, gdyż prace prowadzone były przez nurków, którzy mieli bardzo krótki czas tzw. dennego pobytu na wraku. Fotografowanie jednostki było zadaniem dość monotonnym, ponadto nurkowie wpadali

w sieci i liny zaczepione na wraku, co obniżało poziom bezpieczeństwa do wartości nieakceptowalnej. Mimo uzyskania wielu cennych zdjęć, nie udało się wytworzyć nawet małego fragmentu modelu 3D. Jednym z głównych powodów tego faktu, była zbyt mała przezroczystość wody oraz zbyt mała ilość światła. Generowało to powstawanie wielu obszarów, które nie korespondowały ze sobą, nie mając punktów wspólnych umożliwiających oprogramowaniu uzyskanie mozaiki i spójnej bryły wraku.

Najlepsze efekty w pozyskiwaniu danych metodami optycznymi można uzyskać używając zdalnie sterowanego robota, który się nie męczy, a sterujący nim dobrze wyszkolony operator, może na bieżąco kontrolować obszar i jakość wykonywanych zdjęć. Dużą przeszkodą są jednak lokalne warunki panujące na niektórych wrakach, np. duża liczba sieci, lin i wystających elementów, silne lokalne prądy przydenne i inne czynniki wpływające na obszar badania, a tym samym – na jakość pomiarów.



Interim full 3D model of the wreck of HMAS AE1 port side
3D model by Curtin University from footage courtesy of Vulcan Inc, Find AE1, ANMM and Curtin University. © Curtin University

Rysunek 32. Pełny model 3D kadłuba HMAS AE1 – widok z lewej burty. Cyfrowa rekonstrukcja wraku HMAS AE1 dokonana na podstawie około 8500 zdjęć nieruchomych, wykonanych podczas wyprawy archeologicznej na początku 2018 roku (Źródło: <https://phys.org/news/2018-06-secrets-hmas-ae1-shipwreck.html>)

4.9.2 Dane fotograficzne ukazujące wycieki paliwa (w tym również z wraków)

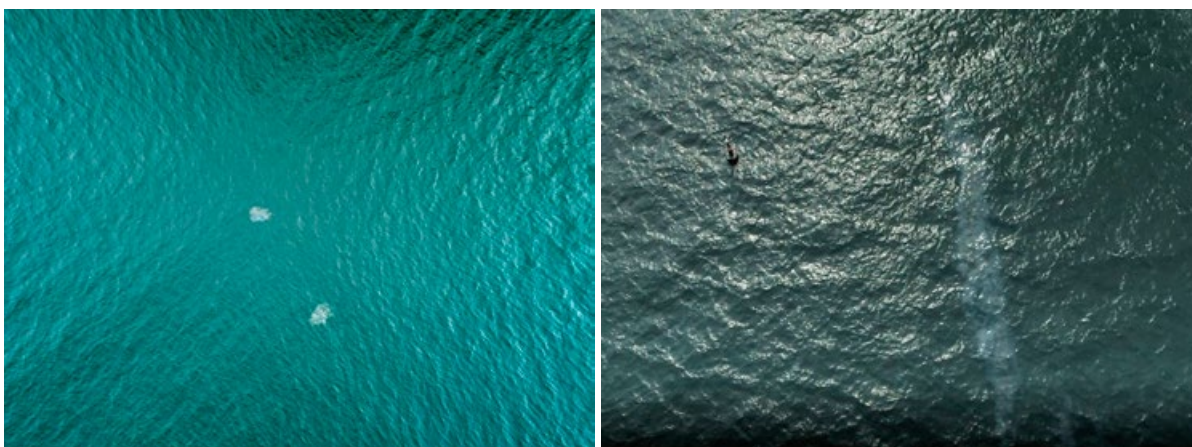
Jednym z ważnych elementów działań związanych z badaniem wraków są obserwacje śladów, jakie pozostawiają one na powierzchni morza. Wydaje się, że najlepszym źródłem takich informacji są zdjęcia i filmy wykonane kamerami umieszczonymi nad powierzchnią wody. Często o obecności wraków świadczą wycieki paliwa widoczne z kamer sztucznych satelitów Ziemi, samolotów, dronów czy członków załóg jednostek pływających w rejonie wraku. Wszelkie tego typu sygnały wskazują na niedawne lub trwające zdarzenie. Widoczność zdarzenia jest zależna od skali wycieku i ilości paliwa:

- z kosmosu (tj. z satelit) widoczne są głównie masywne wycieki lub rozlewy;
- z samolotu lub drona wykonującego zdjęcia z wysokości kilkuset metrów – widoczne są niewielkie lokalne wycieki;
- z mostka czy pokładu przepływającego statku – widoczne są małe wycieki (choć oczywiście duże wycieki również mogą być w ten sposób obserwowane).

Dla zobrazowania tych zjawisk, poniżej przedstawiono przykłady zdjęć wykonanych z różnych pozycji umiejscowienia kamer.

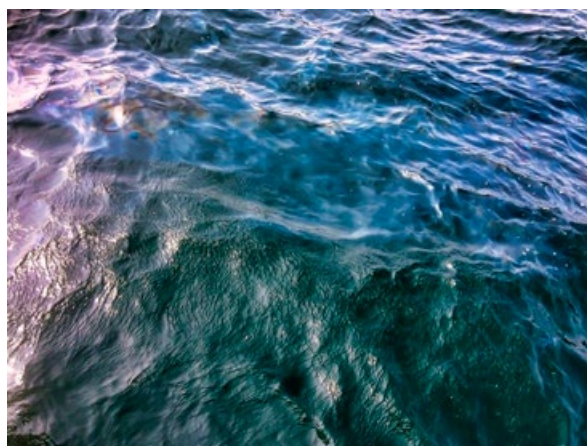


Rysunek 33. Zdjęcie wycieku paliwa na zachodnim Atlantyku, wykonane 9 listopada 2011 roku. Obraz MODIS/Terra z Campos, Brazylia, dzięki uprzejmości NASA/Rapid Response Team (Źródło : <https://skytruth.org/2011/11/oil-spill-off-brazil-seen-on-satellite/>)



Rysunek 34. Wyciek paliwa. Z lewej strony – wrak statku Franken, z prawej – wrak statku George Blucher. Zdjęcia wykonane dronem we wrześniu 2018 roku (Źródło: BalticTech Gdynia, Tomasz Stachura)

Rysunek 35. Wyciek paliwa z wraku statku George Blucher. Zdjęcia wykonane z pokładu sondy Enduro we wrześniu 2018 roku (Źródło: BalticTech Gdynia, Tomasz Stachura)



4.10 Metodyka badań chemicznych i biologicznych

4.10.1 Metodyka badań wód, osadów dennych oraz organizmów morskich

W przypadku, kiedy uznamy, że należy przeprowadzić dokładne rozpoznanie stanu dna wokół badanego wraku, należy wykonać laboratoryjne badania gruntu, wody i organizmów morskich. Zwykle są to badania opisane poniżej.

Badane parametry pozwolą na obiektywną ocenę stanu środowiska w rejonie wraku w momencie pomiarów. Dla uzyskania możliwości odniesienia wyników badań do oceny wpływu wraku na środowisko przyrodnicze, konieczne jest porównanie uzyskanych rezultatów do ogólnego stanu środowiska w szeroko pojętym otoczeniu wraku. Stąd wynika potrzeba dokonania poboru analogicznej próby w innym, dość odległym od wraku punkcie, zwanym punktem odniesienia. Najczęściej, wyniki badań pobranych prób odnosi się do danych literaturowych. Jednakże w warunkach małego morza, jakim jest Bałtyk, o bardzo zmiennych lokalnie warunkach i różnorodnym stanie środowiska, odniesienie wyników badań do uogólnionych danych jest mało miarodajne. Praktyka wskazuje, że lokalne warunki mogą być bardzo różnorodne, i to, co w jednym rejonie jest stanem optymalnym, kilkadziesiąt kilometrów dalej, wywołuje alarm ze względu na przekroczenia norm. W przypadku badania wpływu wraków na lokalne środowisko, należy więc wyeliminować wpływ miejscowych warunków poprzez każdorazowe ustalenie norm dla danej lokalizacji. Nie oznacza to, że jeżeli w badanym rejonie określone przekroczenia mają miejsce, należy przejść nad tym do porządku dziennego. Możliwe jest, że w analizowanym rejonie istnieją inne, nieznane jeszcze źródła zanieczyszczeń, których warto szukać. Wniosek jest taki, że badając zanieczyszczenia na określonym wraku, możliwe jest odkrycie innego, czasem znacznie groźniejszego źródła skażenia.

W pobranych próbkach wody zwykle wykonuje się analizy następujących parametrów:

- wskaźników charakteryzujących warunki tlenowe: tlenu rozpuszczonego;
- substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych): miedzi, cynku, węglowodorów ropopochodnych (indeks olejowy);
- substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska – wśród których priorytetowe to: kadm, ołów, rtęć, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (16 WWA), w tym: benzo(a)piren, bezo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, bezo(g,h,i)perylen, indeno(1,2,3,-cd)piren.

W pobranych próbkach powierzchniowych osadów dennych zwykle oznacza się:

- straty prażenia,
- węglowodory ropopochodne (olej mineralny),
- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (16 WWA).

W pobranych próbkach rdzeniowych osadów dennych można oznaczać również:

- wilgotność, straty prażenia, fenole, ekstrakt eterowy;
- metale: ołów, chrom, cynk, kadm, miedź, nikiel, ołów, rtęć, wanad, molibden;
- całkowity węgiel organiczny (OWO);
- węglowodory ropopochodne (olej mineralny);
- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (16 WWA);
- polichlorowane bifenylole (7 PCB).

W pobranych próbkach organizmów bentosowych (*Mytilus edulis trossulus*) oznacza się zawartość:

- metali (kadmu, ołowiu i rtęci);
- wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (fluorantenu, antracenu i benzo(a)pirenu).

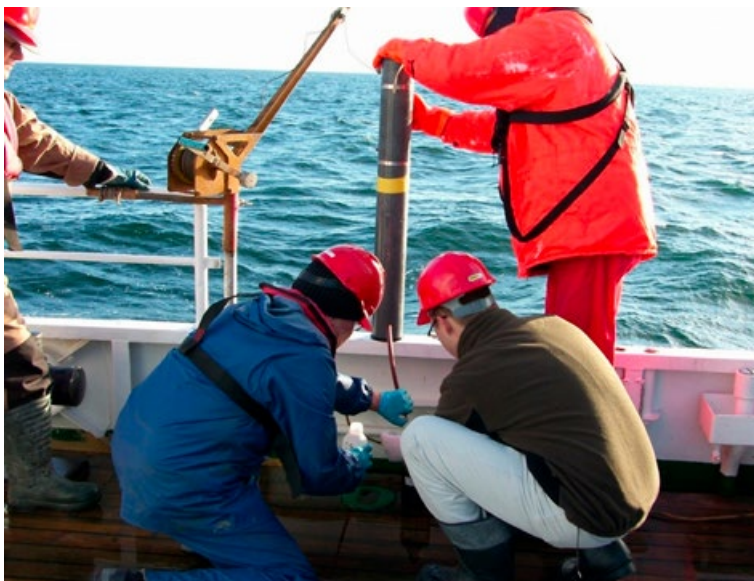
Wszystkie badania fizyczno-chemiczne wód i osadów powinny zostać wykonane w akredytowanym laboratorium, które posiada odpowiedni certyfikat, np. Polskiego Centrum Akredytacji (PCA). Poprawność wykonanych analiz sprawdza się, analizując równoległe z badanymi próbkami certyfikowane materiały

odniesienia dla wód i osadów (między innymi: QC SW3.1B i QC SW3.2B; Nutrients in natural coastal/ estuarine water – VKI Holandia; QC 1297 Demand; QCI-711 Solids Samales, ONTARIO-99). Odzysk dla poszczególnych analitów w tych materiałach wynosi zwykle od 86% do 102%. Ponadto część laboratoriów stosuje procedury zapewnienia jakości oraz bierze systematyczny udział w międzylaboratoryjnych badaniach porównawczych i badaniach biegłości, uzyskując zadawalające wyniki (np. AQUACHECK – organizowane przez LGC Standards, SETOC – organizowane Przez Uniwersytet w Wageningen w Holandii, RefMat itp.).

4.10.2 Analizy wody przydennej

W warstwie przydennej, najlepiej nie wyżej niż około 1 m ponad dnem, pobiera się wodę do badań fizykochemicznych o objętości około 1 litra. Punkty poboru powinny zostać zlokalizowane wokół obszaru objętego wyciekami paliwa oraz w obszarze o mniejszym nasileniu wycieku.

W próbach pobranej wody zwarte są istotne informacje o rozpuszczonych substancjach chemicznych, ale również przy kontrolach zwykle określa się zawartość rozpuszczonego tlenu, który jest wskaźnikiem zarówno jakości wody wokół wraku, jak i stanu środowiska.



Rysunek 36. Pobór wody do badań chemicznych za pomocą batometru
(Źródło: Instytut Morski w Gdańsku)

Tabela 8. **Badania wody przydennej pobranej w okolicy wraku**

Lp.	Rodzaj badania	Metoda badań
1.	Tlen rozpuszczony	Metoda miareczkowa, wg normy PN-EN 25813:1997
2.	Metale: ołów, miedź, cynk, kadm	Metoda atomowej spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem w plazmie indukcyjnie sprzężonej (ICP-OES), wg normy PN-EN ISO 11885:2009
3.	Rtęć	Metoda absorpcyjnej spektrometrii atomowej z amalgamacją par rtęci, wg procedury PB-21 (wyd. 2 z dn. 14.06.2010)
4.	Indeks oleju mineralnego (stężenie substancji ropopochodnych)	Metoda chromatografii gazowej z detekcją płomieniowo-jonizacyjną (GCFID) po ekstrakcji analitów z próbki wody n-heksanem, wg PN-EN ISO 9377-2:2003
5.	Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)	Izolacja i wzbogacenie WWA z wykorzystaniem techniki SPE (ekstrakcja do fazy stałej). WWA oznaczano techniką chromatografii gazowej w połączeniu z detektorem mas (GC-MS). Procedura PB-02 (wyd. 2 z dnia 10.05.2007)

4.10.3 Chemiczna analiza organizmów bentosowych

W warunkach Bałtyku Południowego, do oceny poziomu skażenia organizmów morskich, zwykle wybierany jest małż z gatunku *Mytilus edulis trossulus* (omułek) – ze względu na jego powszechność. Organizmy do badań pobiera się z obszaru zlokalizowanego w odległości około 0,5 km od wraku. *Mytilus trossulus* Linnaeus (omułek jadalny) jest gatunkiem szeroko rozpowszechnionym w Bałtyku. Osiedla się na każdym rodzaju gruntu, jeśli występują tam części stałe, w postaci np. osiadłych wodorostów, drobnych kamyków, głazów i innych przedmiotów przygodnie trafiających na dno, jak żużel, drewno, blachy itp. Graniczna głębokość tworzenia ławic tego małża pokrywa się z dolną granicą porostania dna przez roślinność (Mulicki, 1957). *M. trossulus* należy do biofiltratorów i odżywia się zawiesiną oraz detrytusem. Sam jest składnikiem pokarmowym niektórych ryb, a także ptaków (łysek i kaczek) zimujących nad Bałtykiem. Małże pobierają zanieczyszczenia głównie przez skrzelę oraz wraz ze zjadaniem pokarmem. WWA (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne), ze względu na dobrą rozpuszczalność w tłuszczach, powinny także łatwo kumulować się w tkankach organizmów. Jednakże z uwagi na wysoką biokumulację w stosunku do WWA, są narażeni jedynie konsumenci I rzędu, zajmujący niższe poziomy troficzne (głównie organizmy filtrujące, np. omułek). Stężenia WWA nie ulegają zwielokrotnieniu (biomagnifikacji) w miarę przechodzenia w górę łańcucha pokarmowego. Konsumenci II i wyższych rzędów (ryby, ptaki, człowiek) potrafią stosunkowo szybko rozkładać te związki. Jednakże produkty tego rozkładu są często bardziej toksyczne od związków wyjściowych. W środowisku wodnym najbardziej narażone na zagrożenia związane z kumulacją metali ciężkich są organizmy żyjące na dnie. W ich tkankach obserwuje się stężenia szkodliwych substancji kilkanaście razy wyższe niż w otaczającym je środowisku. Z jednej strony, traktuje się niektóre gatunki jako doskonałe bioindykatory, z drugiej zaś, stanowią one potencjalne źródło skażenia organizmów w łańcuchu pokarmowym. Metale ciężkie ulegają bowiem trwałej akumulacji w ciele kolejnego żywiciela i w konsekwencji mogą zagrozić również zdrowiu i życiu człowieka. Dlatego, jeżeli jest taka możliwość, należy pobierać materiał biologiczny do badań chemicznych.

Próbki organizmów bentosowych pobiera się dragą. Po przypięciu na wyznaczoną pozycję w badanym rejonie, opuszcza się dragę na dno i draguje kilkadziesiąt metrów. W każdej pozycji wykonuje się od jednego do trzech zaciągów dragą, w celu uzyskania odpowiedniej ilości materiału do badań. Wybrany gatunek małża umieszcza się w pojemnikach z przefiltrowaną wodą morską. Pojemniki pozostawia się na 24 h w laboratorium w warunkach zbliżonych do panujących w naturalnym środowisku badanego materiału. Następnie organizmy pozbawia się muszli, mrozi i liofilizuje. Tak uzyskany materiał mieli się w młynku agatowym w celu ujednolodzenia próbek. Celem badania jest określenie występowania w organizmach bentosowych substancji przenikających do nich ze skażonego środowiska, tj. metali ciężkich, fenoli, związków typowych dla paliw.

4.11 Analizy biologiczne

Przedmiotem działania jest zwykle pobór i analiza jakościowa oraz ilościowa próbek makrozoobentosu z rejonu zalegania wraku, wraz z opisem wyników badań. Opis wyników badań dokonuje się pod kątem struktury jakościowej i ilościowej oraz stanu jakości ekologicznej rejonu badań na podstawie zbiorowisk makrozoobentosu.

Zoobentos (fauna denna) stanowią organizmy zwierzęce zamieszkujące osady dennie, zarówno ich powierzchnię (epifauna), jak i wewnątrz (infauna). Makrozoobentos stanowi największą pod względem wielkości osobników frakcję zoobentosu, w której organizmy zwierzęce pozostają na sicie o rozmiarze oczek 1 mm, podczas przesiewania próbek osadów dennych (HELCOM 1988).

Makrozoobentos, ze względu na stosunkowo długi cykl życiowy (większość skorupiaków dożywa do kilkunastu miesięcy, a mięczaki żyją nawet kilka lat), jest jednym z najlepszych wskaźników biologicznych długoterminowych zmian jakie zachodzą w środowisku. Na podstawie analizy występowania i rozmieszczenia fauny dennej, można wyciągać wnioski na temat stanu środowiska badanego obszaru (Żmudziński 1971). W pracy Ostrowskiego (1985), wśród makrozoobentosu wydzielono trzy grupy charakteryzujące gatunki wskaźnikowe:

- 1 **Gatunki progresywne I rzędu** – grupę tę stanowią gatunki uznane za wskaźniki zanieczyszczeń wykazujące dużą tolerancję na zanieczyszczenia i wahania zasolenia. W strefie zanieczyszczeń, takie gatunki występują masowo, a ich biomasa, wraz z oddaleniem się od źródła zanieczyszczenia, maleje. Do tej grupy zaliczone zostały: *Hediste diversicolor*, *Mya arenaria*.
- 2 **Gatunki progresywne II rzędu** – grupę tę charakteryzują gatunki, które dominują w strefie lekko zanieczyszczonej. Zalicza się do niej: *Limecola balthica* i *Corophium volutator*.
- 3 **Gatunki progresywne** – do tej grupy zaliczone zostały gatunki wrażliwe, które nie tolerują i unikają wód zanieczyszczonych. Są nimi: *Pygospio elegans*, *Bathyporeia pilosa*.

4.11.1 Materiał i metoda badań biologicznych

Pobór próbek

Stacje poboru makrozoobentosu wyznacza się na podstawie wyników poboru czerpakowych próbek osadów oraz analizy zagrożeń dla środowiska morskiego, jakie stanowi wrak. Możliwe jest wykonanie badania w sposób określony wcześniej, tj. równoległego poboru gruntu do badań chemicznych i geologicznych.



Rysunek 37. Zawartość czerpaka pobranego na stacjach w rejonie zalegania wraku Stuttgart w kwietniu 2016 roku. Na stacjach, na których makroskopowo stwierdzono mazut, nie stwierdzono makrozoobentosu (fot. 1 i 2) i stwierdzono występowanie makrozoobentosu (fot. 3 i 4)
(Źródło: Instytut Morski w Gdańsku)

Z tak wyznaczonych stacji, próbki pobiera się czerpakiem Van Veena o powierzchni chwytnej 1000 cm², wykonując jedno powtórzenie w lokalizacji. Wszystkie próby powinny być opisane niepowtarzalnym kodem tak, aby każda próba była identyfikowalna dokładnie jak to pokazują załączone zdjęcia (rysunek 37). Na pokładzie statku zawartość czerpaka przesiewana jest przez sito o rozmiarze oczek 1 mm. Pozostałość

przenosi się do szczelnych, opisanych plastikowych pojemników i konserwuje 4% roztworem formaldehydu. Mimo doboru stacji z miejsc tzw. czystych – bez mazutu, zdarza się, że pobrane próby zawierają paliwo. Z doświadczenia wiadomo, że jeżeli próby zawierają paliwo zidentyfikowane w ocenie makroskopowej na statku w pobranych próbkach osadów, niestwierdzona jest w nich obecność makrozoobentosu.

Analiza struktury makrozoobentosu

W celu określenia podobieństwa zgrupowań makrozoobentosu między poszczególnymi stacjami, stosuje się formułę Bray-Curtis, polegającą na transformacji danych liczebności poprzez pierwiastkowanie. Podstawowe elementy struktury zgrupowań stanowią skład jakościowy i ilościowy makrozoobentosu.

Do zobrazowania liczebności i biomasy makrozoobentosu, w rejonie zalegania wraku zwykle stosuje się programy graficzne (np. ArcGIS).

Ocena stanu ekologicznego

Ocenę stanu ekologicznego rejonu badań na podstawie makrozoobentosu określa się w Polsce za pomocą wskaźnika multimetrycznego B (Osowiecki i in. 2012), zaś klasyfikację stanu dokonuje się na podstawie wartości granicznych wskaźnika jakości wód określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2014 poz. 1482).

4.12 Analizy ekotoksykologiczne

Nie w każdej sytuacji prowadzenie badań ekotoksykologicznych jest konieczne. Zwykle analizy tego typu prowadzone są w trakcie badania tych wraków, które negatywnie wpływają na środowisko. Kiedy stwierdzone zostanie ewidentne skażenie otoczenia, powinno się wykonać szacowanie wielkości tego wpływu. W każdej innej sytuacji prowadzenie tego rodzaju, bardzo kosztownych badań, jest niecelowe.

Podczas prowadzenia badań ekotoksykologicznych próbek rdzeni pobranych wokół wraku, dokonywane są analizy toksyczności gruntu wobec trzech gatunków organizmów wskaźnikowych:

- 1 Bakterii *Vibrio fischeri* (test Microtox®);
- 2 Skorupiaków *Heterocypris incongruens* (test Ostracodtoxkit F™);
- 3 Roślin *Sorghum sacharatum* (test Phytotoxkit).

4.13 Badania ekotoksykologiczne – metodyka

4.13.1 Oznaczanie toksyczności ostrej wobec bakterii morskich *Vibrio fischeri*

W metodyce przywołano zasady badania toksyczności gruntu w sposób, w jaki wykonywane były badania w okolicach bardzo groźnego wraku, jakim jest wrak S/S Stuttgart. Z pewnością istnieją inne metody określania wskaźników negatywnego (toksycznego) wpływu skażonego gruntu na środowisko morskie. Przytoczona metodologia została przetestowana z pozytywnym skutkiem we wskazanym przypadku i będzie wykorzystywana do badania innych wraków w obszarze wód polskich.

System pomiaru toksyczności ostrej Microtox® jest systemem działającym wg standardowych metod ASTM (ang. American Society for Testing and Materials) i normy PN-EN ISO 11348-3:2002.

W teście Microtox® dokonuje się pomiarów toksyczności ostrej wobec specjalnie wyselekcjonowanych szczepów luminescencyjnych bakterii morskich *Vibrio fischeri*, wybranych pod kątem wysokiej wrażliwości na szerokie spektrum substancji toksycznych. W normalnych warunkach, bakterie *Vibrio fischeri* mają zdolność wytwarzania światła w zakresie widzialnym (luminescencji), co jest efektem prawidłowo przebiegających w tym organizmach procesów metabolicznych. Zmiana metabolizmu komórek bakteryjnych wpływa na intensywność emitowanego światła. W teście Microtox®, pomiar toksyczności polega na badaniu zmian intensywności luminescencji bakterii *Vibrio fischeri* eksponowanych na badaną próbkę (ekstrakt wodny), przy czym zmiany natężenia luminescencji są wprost proporcjonalne do aktywności biologicznej próbki. Pomiaru luminescencji dokonywano przed i po inkubacji zawiesiny bakteryjnej z badaną próbką (ekstrakt wodny). Czas kontaktu próbki z bakteriami wynosił 30 minut. Zwykle stosuje się test podstawowy z rozcieńczeniami: Basic Test 81,9%. Optymalny odczyn badanej próbki powinien mieścić się w przedziale pH od 6,0 do 8,5. Przed przystąpieniem do pomiaru toksyczności, zmierzono pH badanych ekstraktów próbek i w razie konieczności, ustalano je na odpowiednim poziomie dodając, w zależności od potrzeb, po kilka kropel stężonych roztworów HCl lub KOH.

4.13.2 Toksyczność chroniczna z wykorzystaniem testu Ostracodtoxkit F™

Biotest Ostracodtoxkit F™ został opracowany w celu oceny toksyczności osadów bądź gleby skażonej nieorganicznymi i organicznymi związkami chemicznymi. Test Ostracodtoxkit F™ jest testem „bezpośredniego kontaktu”, który umożliwia ocenę całkowitej toksyczności osadów, uwzględniającą wpływ zarówno rozpuszczonych, jak i nierozpuszczonych w wodzie czynników zanieczyszczających. W teście wylęgłe z cyst młode skorupiaki *Heterocypris incongruens*, eksponowane są przez 6 dni na cienką warstwę badanego osadu (1 ml) przykrytego standardową pożywką, na płytce wielodołkowej. Końcowym etapem testu jest określenie dwóch efektów: śmiertelności oraz zahamowania wzrostu organizmów eksponowanych na badaną próbkę gleby, w odniesieniu do wyników uzyskanych dla osadu kontrolnego (osadu odniesienia).

Analizę toksyczności chronicznej z wykorzystaniem małżoraczka *Heterocypris incongruens* wykonywano zgodnie ze Standardową Procedurą Obsługi: 1 ml każdej próbki gleby umieszczano w dołku płytki wielodołkowej, glebę zalewano 2 ml standardowej pożywki oraz 2 ml zawiesiny glonów *Selenastrum capricornotum*. W każdym dołku umieszczano następnie 10 organizmów testowych, po czym całość inkubowano przez 6 dni. Każdą próbkę badano w 3 powtórzeniach. Po inkubacji, obliczano średnią liczbę uśmierconych organizmów oraz średnią długość organizmów w każdej próbce oraz w osadzie kontrolnym.

4.13.3 Oznaczanie toksyczności wobec roślin *Sorghum sacharatum*

Phytotoxkit to test wykorzystujący nasiona roślin, opracowany przez zespół prof. Guido Persoone z University of Ghent w Belgii. Biotest opiera się na pomiarze zmniejszenia (lub braku obecności) kiełkujących nasion oraz na pomiarze wzrostu młodych korzeni po kilku dniach ekspozycji wybranych nasion na działanie substancji toksycznych lub skażonej gleby, wobec gleby kontrolnej. Test wykonywany jest w specjalnie opracowanych, płaskich i przezroczystych płytkach testowych, składających się z dwóch części, z których dolna zawiera próbkę testową.

Nasiona roślin umieszczane są na papierowym filtrze leżącym na wierzchu próbki (nawodnionego osadu). Po zamknięciu płytki przezroczystą pokrywką, płytki są ustawiane pionowo na stojaku i inkubowane w temperaturze 25°C w ciemności. Długość czasu inkubacji (minimum 3 dni) zależy od okresu kiełkowania nasion i szybkości wzrostu korzeni, który z kolei jest zależny od rodzaju nasion.

Konstrukcja płytki umożliwia swobodny wzrost korzeni (w dół) i łodyg (do góry). Na końcu testu płytka z siewkami jest fotografowana. Po inkubacji, następuje cyfrowa rejestracja obrazu płytki z kiełkującymi nasionami. Długość korzeni jest mierzona za pomocą programu analizy obrazu Image Tool 2.0. Wyniki porównywane są z próbą kontrolną, którą stanowią nasiona wysiane na glebie referencyjnej i zwilżone standardową pożywką. W badaniach wykorzystano jednoliścienne sorgo (*Sorghum sacharatum*). Każdą próbkę analizowano w 3 powtórzeniach.

Literatura dotycząca prowadzenie badań na wraku:

- Alloway B.J., Ayres D.C., 1999. Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Baumard P., Budzinski H., Garrigues P., Narbonne J.F., Burgeot T., Michel X., Bellocq J., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels (*Mytilus* sp.) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability. *Mar. Environ. Research* 47: 415-439.
- Biesiadka E., Kowalik W., 1980. Water mites (Hydracarina) of the Western Bieszczady Mountains. I. Stagnant waters. *Acta hydrobiol.*, 22:279-298.
- Bogdaniuk M., Sapota G., Dembska G., Aftanas B., 2012. Determination of PAHs and PCBs in the Polish area of shipwreck exploration, *Pol. J Environ. Stud.* 21(2), 295-304.
- Bolałek J., Falkowska L., 1999. Analiza chemiczna wody morskiej. Część 1 – Makroskładniki i gazy rozpuszczone w wodzie morskiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Bolałek J. (red.), 2010. Fizyczne, biologiczne i chemiczne badania morskich osadów dennych, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Dembska G., Bogdaniuk M., Sapota G., Michałek M., Osowiecki A., Hac B., Rudowski S., Kałas M., Zegarowski Ł., Littwin M., Aftanas B., 2012. Badanie walorów przyrodniczych siedliska dennego w rejonie kłapowiska, wyznaczonego dla Portu Gdynia oraz wpływu zrealizowanych projektów na obszarze Natura 2000, WWIM w Gdańsku, nr 6696.
- Dobrowska H., Kopko O., Turja R., Lehenon K. K., Góra A., Polak-Juszczak L., Warzocha J., Dyrektywa Rady 76/464/EWG z dnia 4 maja 1976 r. w sprawie zanieczyszczenia spowodowanego przez niektóre substancje niebezpieczne odprowadzane do środowiska wodnego Wspólnoty.
- Galer K., Makuch B., Wolska L., Namieśnik J., 1997. Toksyczne związki organiczne w osadach dennych: problem związany z przygotowaniem próbek i analizą, *Chem Inż. Ekol.*, 4 (3), 285-309.
- Gdaniec-Pietryka M., 2008. Specjacja fizyczna i mobilność analitów z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i polichlorowanych bifenyli na granicy faz osad denny – woda, praca doktorska, PG, Gdańsk.
- Gajewski L. z zespołem, 1999. Ocena zagrożeń środowiska w rejonie wraku Stuttgart, WW IM nr 5542.
- Gajewski L., Gajewski Ł., Nowak J., Osowiecki A., Rudowski S., 2003. Monitoring skażeń dna w rejonach zalegania wraków. Wrak statku Stuttgart, Wydawnictwa Wewnętrzne Instytutu Morskiego w Gdańsku, Nr 6027, Gdańsk.
- Gajewski Ł., Hac B., Lisimenka A., Nowak J., Osowiecki A., Spacjer R., 2010. Monitoring skażeń dna morskiego w rejonach zalegania wraków. Wrak statku Stuttgart, Wydawnictwa Wewnętrzne Instytutu Morskiego w Gdańsku, Nr 6495, Gdańsk.
- Głód D., 1995. N-alkany (n-C16-33), fenantren, fluoranten i piren w stratyfikowanych osadach Zatoki Gdańskiej, praca doktorska, UG, Gdańsk.
- Gradziński R., Kostecka A., Radomski A. & Unrug R., 1986. *Zarys Sedymentologii*, Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- Guz W., Bolałek J., Aftanas B., Dembska G., Wiśniewski S., 2000. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w osadach dennych kanałów portu Gdańskiego, *Konf. Nauk. Tech. z okazji 50-lecia Instytutu Morskiego*, 19-20.10.2000, Gdańsk.
- Hac B., Spacjer R., Konieczny W., Koszałka J., Szytejko W., Pęksyk A. (2012) Monitoring skażeń dna morskiego w rejonach zalegania wraków, WW 6744 Instytut Morski w Gdańsku.
- Kholodkevich S., 2013. Sediment contaminants and contaminant levels and biomarkers in caged mussels (*Mytilus trossulus*) in the southern Baltic Sea, *Marine Environmental Research*, 84, 1-9.
- Kompleksowa analiza danych pomiarowych z lat 1999-2009 oraz monitoring skażeń dna morskiego w rejonach zalegania wraku Stuttgart. Wydawnictwa Wewnętrzne Instytutu Morskiego w Gdańsku, Nr 6741, Gdańsk.
- HELCOM, 1988. Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the Third Stage. Helsinki Commission, Baltic Sea Envir. Proc. 12 D, <http://www.helcom.fi>.
- HELCOM, 2002. Environment of The Baltic Sea area 1994-1998, Baltic Sea Environ. Proceed. No. 82B, Helsinki Commission.
- Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B., 1976. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków, Arkady Warszawa.
- Hendożko E., Szefer P., Warzocha J., 2010. Heavy metals in *Macoma balthica* and extrable metals in sediments from southern Baltic Sea, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73: 152-163.

- IMG, 1999. Ocena zagrożeń środowiska w rejonie wraku Stuttgart (raport wstępny), Instytut Morski w Gdańsku, Gdańsk.
- Jankowska H., Łęczyński L., 1993. Osady denne [w:] K. Korzeniewski (red.), Zatoka Pucka, Instytut Oceanografii UG, Gdynia.
- Jönsson A., Danielsson A., Rahm L., 2005. Bottom type distribution based on wave friction velocity in the Baltic Sea. *Cont. Shelf Res.*, 25: 419-435.
- Kowalewska G., Konat J., 1997. Distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the southern Baltic Sea., *Oceanologia*, 1, 83-87.
- Konat J., Kowalewska G., 2001. Polychlorinated biphenyls (PCB's) in sediments of the southern Baltic Sea – trends and fate. *The Science of the Total Environment*, 280, 1-15.
- Kramarska R., 1995a. Osady na głębokości 1 m poniżej powierzchni dna [w:] J. E. Mojski (red.), Atlas geologiczny Południowego Bałtyku, Tab. XXI, PIG, Sopot-Warszawa.
- Kramarska R., 1995b. Osady powierzchni dna, [w:] J. E. Mojski (red.), Atlas geologiczny Południowego Bałtyku, Tab. XXV, PIG, Sopot-Warszawa.
- Laflamme R.E., Hites R. A., 1978. The global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 42: 289-303.
- Lee M.L., Prado G.P., Howard J.B., Hites R.A., 1977. Source identification of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons by GC/MS and HRMS, *Biomed. Mass Spec.* 4, 182-186,
- Lekkas G., Kolokythas A., Nikolaou M., Kostopoulou A., Kotrikla G., Gatidou N.S., Thomaidis S., Golfinopoulos C., Makri D., Babos M., Vagi A., Stsinakis A., Pestas D.F., Lekkas, 2004. *Environmental International*, 30, 995.
- Łysiak-Pastuszek E., Zalewska T. (red.), 2014. Ocena stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2013 na tle dziesięciolecia 2003-2012, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2014.
- Massoud M.S., Al-Abdali F., Al-Ghadban A.N., Al-Sarawi M., 1996. Bottom sediments of the Arabian Gulf – II. TPH and TOC contents as indicators of oil pollution and implications for the effect and fate of the Kuwait oil slick, *Environ. Pollut.*, 93(3), 271-84.
- Miętus M., Sztobryn M., 2011. Stan środowiska polskiej strefy przybrzeżnej Bałtyku w latach 1986-2005, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- Mulicki Z., 1957. Ekologia ważniejszych bezkręgowców dennych Bałtyku, *Pr. Morsk. Inst. Ryb.*, Gdynia 9A, 315-364.
- Mycielska-Dowgiałło E., 1995. Badania osadów czwartorzędowych, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, Państwowy Instytut Geologiczny, Komisja Litologii i Genezy Osadów Czwartorzędowych Komitetu Badań Czwartorzędu PAN, Warszawa.
- Mycielska-Dowgiałło E., 1998. Struktury sedimentacyjne i postsedimentacyjne w osadach czwartorzędowych i ich wartość interpretacyjna, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Niemirycz E., Sapota G., 2010. Pestycydy i polichlorowane bifenyle [w:] Bolałek J. (red.) Fizyczne, biologiczne i chemiczne badania morskich osadów dennych, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Osowiecki A., Błęńska M., 2010. Makrobezkręgowce bentosowe. [w:] Przewodniki metodyczne do badań terenowych i analiz laboratoryjnych fitoplanktonu, innej flory wodnej i makrobezkręgowców bentosowych w wodach przejściowych i przybrzeżnych. Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa: 33-63.
- Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Kruk-Dowgiałło L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzywiński W., 2012. Development of tools for ecological quality assessment in the Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – preliminary assessment, *Oceanological and Hydrobiological Studies Vol.* 41(3): 1-10.
- Ostrowski J., 1985. Wpływ zanieczyszczenia na zoobentos Zatoki Gdańskiej ze szczególnym uwzględnieniem określenia gatunków wskaźnikowych. *Stud. Mat. Mor. Inst. Ryb. Seria A*, 26: 5-20.
- Pazdro K., 2004. Persistent Organic Pollutants in sediments from the Gulf of Gdansk, *Ann Set Environ. Prot.*, 6, 63-70.
- Pempkowiak J., Chiffolleau J.F., Staniszewski A., 2000. The vertical and horizontal distribution of selected trace metals in the Baltic Sea off Poland, *Estuaria, Costa and Shelf Science*, 51, 115-125.
- Pęcherzewski K., 1972. Kaloryczność materii organicznej osadów dennych południowego Bałtyku. *Zesz. Nauk. Wydz. BInoZ UG, Oceanografia*, 4: 29-39.
- Pikies R., 1995. Morfogenez dna [w:] J. E. Mojski (red.), Atlas geologiczny Południowego Bałtyku, Tab. XXIV, PIG, Sopot-Warszawa.

- Pikies R., Jurowska Z., 1992. Mapa geologiczna dna Bałtyku 1:200 000, Ark. Puck, PIG, Warszawa.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2014 poz. 1482).
- Sapota G., 2006. Persistent organic pollutants (POPs) in bottom sediments from the Baltic Sea. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.*, 35, 4: 295-306.
- Sapota G., Dembska G., Bogdaniuk M., 2012. Contamination in sediments from the Baltic Sea region – situation and methods, SMOCS report.
- Sapota G., Dembska G., Galer-Tatarowicz K., Aftanas B., 2013. Analiza aktów prawnych i rozporządzeń dotyczących postępowania z osadami czczepalnymi w basenie Morza Bałtyckiego, WWIM w Gdańsku nr 6820.
- Sokołowski A., Wołowicz M., Hummel H., 2007. Metal sources to the Baltic clam *Macoma balthica* (Mollusca: Bivalvia) in the southern Baltic Sea (the Gulf of Gdansk), *Marine Environmental Research*, 63: 236-256.
- Staniszewska M., Sapota G., 2010. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), [w:] Bolątek J. (red.), Fizyczne, biologiczne i chemiczne badania morskich osadów dennych, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Szczepańska T., Uścińowicz Sz., 1994. Atlas geochemiczny południowego Bałtyku, 1:500 000. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Szefer P., Szefer K., 1990. Metals in molluscs and associated bottom sediments of the southern Baltic, *Helgolander Meeresunters* 44: 411-424.
- Uścińowicz Sz., 2008. Rozpoznanie i wizualizacja budowy geologicznej Zatoki Gdańskiej dla potrzeb gospodarowania zasobami naturalnymi. *Centr. Arch. Geol. Państwowy Instytut Geologiczny, Oddz. Geologii Morza*, Gdańsk.
- Uścińowicz Sz., (red.), 2011. Geochemia osadów powierzchniowych Morza Bałtyckiego, Ministerstwo Środowiska, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Wachowiak B., 1994. Dzieje Szczecina 1806-1945, Szczecin.
- Witt G., 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea., *Marine Pollution Bulletin* 31(4-12): 237-248.
- Witt G., 2002. Occurrence and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water of the Baltic Sea, *Marine Chemistry*, 79, 49-66.
- Woodhead R.J., Law R.J. Matthiessen P., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments around England and Wales, and their possible biological significance. *Marine Pollution Bulletin* 38: 773-790.
- Zalewska T., Jakusik E., Łysiak-Pastuszek E., Krzemiński W., 2012. Bałtyk Południowy w 2011 r., Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- Zalewska T., Krzemiński W., Smoliński Sz. (red.), 2015. Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004-2013, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Żmudziński L., 1990. Świat zwierzęcy Bałtyku. Atlas makrofauny. Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne. Warszawa 1990.

ROZDZIAŁ 5: ANALIZA DOSTĘPNYCH METOD I TECHNOLOGII USUWANIA PALIWA Z WRAKÓW, DNA MORSKIEGO ORAZ REMEDIACJI SKAŻONEGO OSADU

W wyniku nowelizacji Prawa ochrony środowiska (przepis z regulacji noweli z dnia 11 lipca 2014 r., Dz. U. z 2014, poz. 1101), pojęcie „**utyliczacja**” zostało zastąpione pojęciem **remediacji**. To właśnie pojęcie remediacji będzie stosowane w niniejszym opracowaniu w odniesieniu do procesów polegających na poddaniu gleby, ziemi i wód gruntowych działaniom mającym na celu usunięcie, zmniejszenie ilości, kontrolowanie oraz/lub ograniczenie rozprzestrzeniania się substancji powodujących ryzyko. Wszystko to po to, aby teren zanieczyszczony przestał stwarzać zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, uwzględniając obecny i planowany sposób użytkowania danego obszaru.

Ustawa przewiduje również, że w uzasadnionych przypadkach, remediacja może polegać na samooczyszczaniu, jeżeli przynosi ono największe korzyści dla środowiska. W praktyce istnieją dwa podstawowe warianty oczyszczania skażonego dna morskiego:

- *in situ*
- *ex situ*

W wariantcie *in situ*, przeprowadza się remediację skażonego osadu poprzez unieszkodliwianie, powstrzymanie lub przykrywanie zanieczyszczonych osadów na miejscu. Natomiast w wariantcie *ex situ*, skażony osad jest usuwany, transportowany oraz poddany utylizacji poza obszarem występowania zanieczyszczeń.

Wśród metod oczyszczania skażonego dna, najczęściej wybieranym podejściem naprawczym jest pogłębianie. Dodatkowo, metodą naprawczą o pasywnym charakterze, lecz często braną pod uwagę (przynajmniej tymczasowo), jest naturalne oczyszczanie, polegające na samoistnym usunięciu lub izolacji zanieczyszczeń z osadu, od biologicznych receptorów, poprzez kombinację naturalnie występujących fizycznych, chemicznych i biologicznych procesów (Hull i in., 1999). Pozostałe technologie usuwania skażenia polegają na wypompowywaniu paliwa ze zbiorników. Do innych technologii unieszkodliwiania skażonego osadu na miejscu należy *capping*, czyli odizolowywanie lokalizacji poprzez przykrywanie lub zasypywanie skażonego osadu; odgrodzenie skażonego obszaru ścianką w celu ograniczenia przemieszczania się paliwa oraz solidyfikacja i stabilizacja skażonego osadu substancjami naturalnymi (np. popiołem) lub innymi substancjami chemicznymi. W przypadku zanieczyszczeń organicznych, stosuje się również bioremediację, której celem jest przyspieszenie naturalnej degradacji mikrobiologicznej.

Metody usuwania skażenia bądź remediacji skażonego osadu, które można brać pod uwagę w przypadku wraku Stuttgart, zostały opisane w kolejnych podrozdziałach. Są to metody:

in situ:

- monitorowane naturalne oczyszczanie,
- ograniczenie skażonego obszaru ścianką,
- solidyfikacja i stabilizacja skażonego osadu z zastosowaniem pyłu lotnego lub innych substancji wiążących,
- przykrywanie skażonego obszaru (*capping*),
- bioremediacja;

ex situ:

- usuwanie skażonego osadu poprzez pogłębianie,
- *hot-tapping* i pompowanie pozostałości paliwa z wraku z użyciem ROV i nurków.

Przy wyborze operacji pogłębiania i pompowania, **dodatkowo należy rozpatrzyć potrzebę zastosowania innych metod** – technologii wspomagających oczyszczanie dna oraz zabezpieczających miejsce przed wtórnym skażeniem, wśród których można wymienić:

- zapory pływające (*booms*),
- zbieracze (*skimmers*),
- separatory oleju, wody i osadu
- zbiorniki mobilne i pływające,
- spalanie paliwa na powierzchni wody.

5.1 Monitorowane naturalne oczyszczanie

Pasywnym podejściem do oczyszczania *in situ* jest naturalne (samoistne) oczyszczanie osadów. Pojęcie monitorowanego naturalnego oczyszczania (*Monitored Natural Recovery – MNR*) definiowane jest przez National Research Council jako praktyka remediacji, mająca na celu ochronę środowiska przed niedopuszczalnym narażeniem na zanieczyszczenia, w oparciu o naturalne procesy występujące w środowisku (ITRC, 2014). Praktyka ta polega na pozostawieniu zanieczyszczonego osadu na miejscu i wykorzystaniu naturalnych procesów, takich jak:

- przekształcanie zanieczyszczenia do mniej toksycznych form (np. biodegradacja),
- wiązanie zanieczyszczenia mocniej do osadu (np. sorpcja),
- zakopanie zanieczyszczonych osadów pod czystym osadem (np. sedymentacja) (U.S. EPA, 2004).

Pozostawienie oleju naturalnemu rozkładowi może być najbardziej przyjaznym dla środowiska rozwiązaniem. Znane są przypadki, kiedy działania podjęte w ramach odpowiedzi na rozlew olejowy, doprowadziły do znacznie bardziej poważnych szkód dla środowiska niż samo skażenie (Preston i in., 1997). Opcja ta jest szczególnie zalecana w wrażliwych, unikalnych ekosystemach, które mogłyby zostać nieodwracalnie uszkodzone w wyniku odizolowania lub pogłębiania miejsca (U.S. EPA, 2004). Najbardziej sprzyjające warunki dla wprowadzenia tego rozwiązania stanowią obszary, gdzie osady dennie są dość stabilne i odporne na zawieszenie w toni – wówczas zanieczyszczenia łatwo ulegają biodegradacji lub przekształcaniu do niższych form toksyczności, lub ich stężenia są niskie i obejmują obszary rozproszone oraz mają niską zdolność do bioakumulacji (U.S. EPA, 2004). Ponadto naturalne oczyszczanie jest najskuteczniejsze w zbiornikach wodnych, które są stosunkowo głębokie i w których występuje powolna wymiana wód.

Naturalne oczyszczanie często jest stosowane w połączeniu z innymi metodami – jako ich uzupełnienie lub jako alternatywa dla konwencjonalnych metod. W jej ramach stosuje się biodegradację, sedymentację, modelowanie oczyszczania oraz długoterminowy monitoring. Istnieje również opcja wspomaganego naturalnego oczyszczania (*enhanced natural recovery*), polegającego na pokryciu obszaru cienką warstwą czystego osadu i/lub dodaniu substancji aktywnej. Taki zabieg przyspiesza proces naturalnego oczyszczania w wyniku mieszania zanieczyszczeń z czystym osadem. Dodatek substancji aktywnej w postaci węgla aktywnego lub gliny organicznej do warstwy czystego osadu, dodatkowo zmniejsza migrację rozpuszczonych zanieczyszczeń w wodzie porowej poprzez wiązanie ich w procesie absorpcji (U.S. EPA, 2005).

Decyzja o wdrożeniu naturalnego sposobu oczyszczania powinna być rezultatem dokładnej analizy, charakterystyki obszaru oraz skażeń, modelowania procesów zachodzących w środowisku oraz długoterminowego monitoringu obszaru (Magar, Wenning, 2006). Wymagana jest również kontrola zanieczyszczeń i monitoring polegający na pobieraniu próbek wody i osadów oraz tkanek organizmów, w celu zapewnienia, że w wyniku zastosowanego rozwiązania, następuje proces oczyszczania miejsca. Wymagania stawiane procesowi monitoringu w ramach monitorowanego naturalnego oczyszczania, przedstawione zostały szczegółowo w przewodniku *The Interstate Technology & Regulatory Council* (ITRC, 2014).

Przykłady zastosowań

Wiele przypadków skutecznie zastosowanego naturalnego oczyszczania zostało przedstawionych w Przewodniku Technicznym dla Monitorowanego Naturalnego Oczyszczania (Magar i in., 2009). Jednym z przykładów jest Jezioro Hartwell w Południowej Karolinie, gdzie zastosowano naturalne zagrzebanie zanieczyszczenia z biodegradacją cięższych PCB do lżejszych PCB. Próby osadów powierzchniowych pobierane co roku wskazują na poprawę stanu miejsca skażenia (Magar i in., 2009).

Koszty metody

Koszty oczyszczania skażonego ekosystemu, w oparciu o naturalne procesy zachodzące w środowisku, obejmują jedynie monitoring i skategoryzowane zostały przez *National Research Council* jako niskie (poniżej 1 \$/yd³, tj. 1.3 \$/m³), co w przypadku obszaru skażenia wokół wraku S/S Stuttgart (około 400 tys. m³) dałoby sumę 520 tys. dolarów.

Zalety metody

Niekwestionowaną zaletą monitorowania naturalnego oczyszczania miejsca skażenia, w porównaniu do pozostałych metod, jest brak zakłócania istniejących zbiorowisk biologicznych. Podejście to nie powoduje również ryzyka w postaci zaburzenia zanieczyszczonych osadów i ich rozproszenia. Niski koszt metody wynika z braku zapotrzebowania na specjalistyczny sprzęt, np. do usuwania i transportowania osadu. Na całkowity koszt naturalnego oczyszczania składa się długoterminowy, szczegółowy monitoring środowiska i stanu zanieczyszczeń (U.S. EPA, 2004). Naturalne monitorowane oczyszczanie, w odpowiednich warunkach środowiskowych, wiąże się z niskim ryzykiem oraz wysokim poziomem skuteczności i trwałości (Magar i in., 2009). Metoda ta nie generuje odpadów. Zaleca się ją na obszarach, gdzie pogłębianie lub *capping* są niewykonalne, takich jak rozległe obszary relatywnie niskiego skażenia (ITRC, 2014).

Ograniczenia metody

Degradacja zanieczyszczeń bez ingerencji może być powolniejsza niż przy zastosowaniu aktywnych metod oczyszczania i zwykle zajmuje od 5-30 lat. Istnieje możliwość wtórnego zanieczyszczenia ekosystemu, ponieważ paliwo pozostaje na miejscu. Zjawiska naturalne, takie jak sztorm, mogą spowodować ponowne rozproszenie w wodzie pozostawionych niebezpiecznych substancji. Ponadto, może być konieczne długoterminowe wyłączenie obszaru z połowów. **W niektórych przypadkach produkty degradacji mogą być bardziej szkodliwe niż pierwotne zanieczyszczenie (Staniszewska and Sapota, 2010).** Dodatkowo, brak działań naprawczych odbierany jest przez społeczeństwo z wątpliwościami, odnośnie do skuteczności metody. Monitorowane naturalne oczyszczanie może być lepiej akceptowalne przez społeczeństwo, gdy stosuje się je w połączeniu z innymi technologiami oczyszczania (U.S. EPA, 2004).

W przypadku działań wokół jednostki S/S Stuttgart, występują istotne wątpliwości dotyczące tego, czy ta metoda może zostać uznana za użyteczną i w konsekwencji zastosowana jako efektywne rozwiązanie problemu. Głównymi powodami są:

- brak informacji na temat procesów zachodzących w miejscu (obszarze) skażenia w okresie kilku lat, takich jak:
 - zwiększanie/kurczenie się obszaru skażonego,
 - występujące w rejonie procesy sedymentacji i związane z tym naturalne zasypywanie/odkrywanie skażonego gruntu,
 - nieznane są procesy przenikania paliwa w głąb gruntu.
- nigdy nie prowadzono wieloletnich badań substancji skażającej dno, w skali pozwalającej na jednoznaczne stwierdzenie czy produkty degradacji są mniej szkodliwe niż samo paliwo;
- brak informacji o tym, jakim procesom chemicznym poddawane jest paliwo, które wyciekło ze statku S/S Stuttgart;

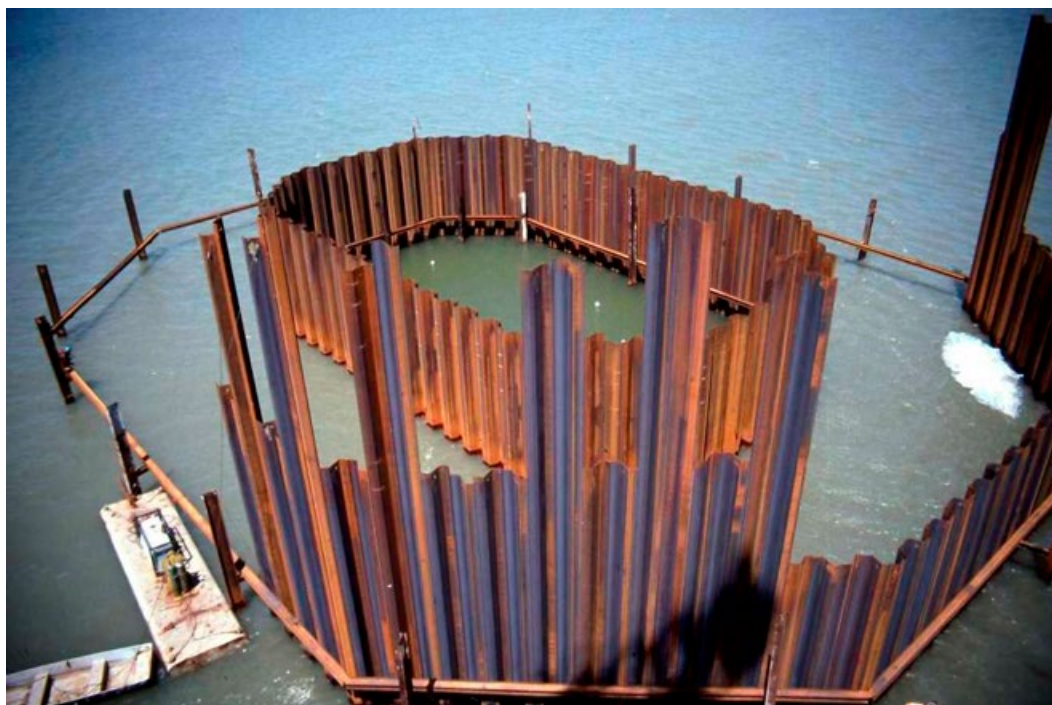
- brak jest informacji na temat ilości paliwa w zbiornikach wraku oraz jego wielkości stale „zasilającej” płamę skażenia;
- nie prowadzono wieloletnich badań, stąd też brak jest informacji na temat oddziaływania skażenia (w tym procesów kancerogennych) na faunę i florę w obszarze „plamy”.

5.2 Odgrodzenie skażonego obszaru

Istnieje możliwość powstrzymania rozprzestrzeniającego się paliwa na dnie poprzez umieszczenie konstrukcji ogrodzenia wokół skażonego obszaru. Ogrodzenie takie może być wykonane z połączonych elementów ścianki szczelnej, wykonanej z żelaza lub stali, tzw. grodziec Larssena. Jest to jednak rozwiązanie dla małych i płytkich obszarów. Najczęściej wykonuje się je w postaci koferdamu, w celu izolacji ekosystemu od samego źródła zanieczyszczeń.

Przykłady zastosowań

Metodę zastosowano w przypadku kilku wraków. Najczęściej stosuje się tzw. suchy koferdam, z możliwością wypompowania wody wokół obiektu wewnątrz ogrodzenia. Przykładem koferdamu zbudowanego wokół wraku jest przypadek wraku S/S Catala (www.ecy.wa.gov) oraz koferdam zastosowany na czas odkrywki archeologicznej wraku La Belle (rysunek 38).



Rysunek 38. Budowa koferdamu ze ścianki stalowej wokół wraku La Belle
(Źródło: www.texasbeyondhistory.net)

Innym rozwiązaniem jest obwałowanie obszaru nasypem. Utrzymanie takiego obwałowania może być trudne w bardziej dynamicznym środowisku, jako że istnieje ryzyko uszkodzenia konstrukcji podczas sztormu. Rozwiązanie takie proponowano w przypadku wraku DBL-152, jednak stwierdzono, że nie będzie ono wystarczającym ograniczeniem dla uwolnionego z jednostki oleju, gdyż prawdopodobnie ominie on tę strukturę (IMO, 2011).

Koszty metody

Koszty zastosowania odgrodzenia skażonego miejsca obejmują cenę materiału, transportu i sprzętu do wbijania ścianki grodzącej. Ze względu na zastosowanie drogich komponentów, metoda ta należy do najbardziej kosztownych. Dla przykładu, w przypadku odkrywki archeologicznej małego wraku La Belle (niespełna 17 m długości), koszt zbudowania w 1996 roku suchego koferdamu w postaci konstrukcji złożonej z podwójnej stalowej ścianki z ubitym piaskiem pomiędzy dwiema ściankami, wyniósł 1,5 mln dolarów (Viduka, 2012).

Zalety metody

Zaletą odgradzania skażonego obszaru wraz z wrakiem jest zatrzymanie horyzontalnego rozprzestrzeniania się oleju po dnie oraz pozostawienie zanieczyszczenia biodegradacji. Metoda ta jest mniej inwazyjna dla środowiska niż pogłębianie i usuwanie osadu. Koferdam pozwala dodatkowo odseparować zanieczyszczenia od toni wodnej oraz w przypadku sprzyjających warunków, w postaci niewielkiej głębokości oraz małego obszaru do odgrodzenia – istnieje możliwość osuszenia obszaru i bezpiecznego oczyszczenia go, bez ryzyka uwolnienia zanieczyszczeń do otoczenia (Renholds, 1998).

Ograniczenia metody

Największym ograniczeniem tej metody jest wysoki koszt takich konstrukcji. Ponadto, metoda ta nie zatrzymuje całkowicie przedostawania się zanieczyszczeń w głąb osadów. Istnieje również ryzyko uwolnienia zanieczyszczeń do toni wodnej podczas sztormu.

W przypadku działań wokół wraku S/S Stuttgart, metoda ta nie może zostać uznana za użyteczną i w konsekwencji użyta jako efektywne rozwiązanie problemu. Głównymi przeszkodami są:

- bardzo wysoki koszt budowy bariery z grodzic Larsena:
 - konieczność zatrudnienia specjalistycznych jednostek przez okres wielu miesięcy, prawdopodobnie nawet więcej niż rok,
 - wysoki koszt wbicia pojedynczego elementu grodzicy,
 - ponadstandardowa długość użytych grodzic (powyżej 35 m), których nie ma w chwili obecnej na rynku,
 - ilość materiału potrzebna do wygrodzenia miejsca zanieczyszczenia szacowana na nie mniej niż milion ton stali koniecznej do zbudowania bariery o długości około 4 km,
 - przy założeniu, że bariera byłaby podwójna – czas wykonania i ilość zużytego materiału uległyby podwojeniu, a koszty wzrosłyby trzykrotnie;
 - konieczność osuszenia obszaru wiązałaby się z ogromną ilością dodatkowego sprzętu i trudnymi do oszacowania kosztami (np. energii);
- relatywnie duże głębokości w rejonie wraku: około 22-23 m oraz 22-27 m na granicy północno-wschodniej;
- brak pewności, że bariera zapewniłaby pełną szczelność miejsca;
- brak doświadczenia w zakresie budowy tego typu barier (tej wysokości i długości – nigdzie na świecie nie zastosowano tego rozwiązania w wymaganej skali), determinowałyby konieczność wytworzenia odpowiednio skutecznej i bezpiecznej metody budowy takiej konstrukcji, co wymagałoby lat badań i generowałoby ogromne, trudne do oszacowania koszty;
- ogromne ryzyko niemożności wykonania takiej bariery przy obecnym stanie wiedzy i dostępnych technologii.

5.3 Solidyfikacja i stabilizacja skażonego osadu. Zastosowanie pyłu lotnego

Kolejna dostępna metoda remediacji skażonych osadów opiera się na dwóch procesach: stabilizacji i solidyfikacji (utwardzania) osadów. Stabilizacja jest procesem chemicznym, który prowadzi do unieszkodliwienia substancji zanieczyszczających poprzez przekształcenie ich do mniej rozpuszczalnych, mniej mobilnych lub mniej toksycznych form, i ma zastosowanie w odniesieniu do takich składników, które mają zdolność do chemicznego wiązania lub reakcji ze środkiem stabilizującym (Wittenberg i in., 2013). Proces solidyfikacji natomiast jest procesem fizycznym, prowadzącym do związania zanieczyszczeń za pomocą substancji wiążącej, tzw. spoiwa. Zabieg ten wiąże zanieczyszczone osady oraz poddaje je detoksykacji poprzez fizyczną izolację do postaci stałej. Zestalenie osadów zapobiega erozji i uwolnieniu zanieczyszczeń (Renholds, 1998; Schifano, 2015).

Wśród spoiw stosuje się takie składniki, jak: cement portlandzki, wapno i popiół lotny ze spalania węgla oraz mieszaniny tych składników w różnych proporcjach. Najbardziej korzystnym rozwiązaniem jest wykorzystanie popiołu lotnego – produktu spalania węgla z elektrowni. Popiół wychwytywany na filtrach elektrostatycznych, jest rozmiaru pyłu, w postaci bardzo rozdrobnionej. Ma on zdolność do pęcznienia i twardnienia pod wpływem wody, którą łatwo absorbuje. Takie właściwości pozwalają mu bez przeszkód wnikać do szczelin i rumoszu oraz wytworzyć stabilną, nieosiadającą powierzchnię uszczelniającą ([google.pl/patents/US3500934](https://www.google.pl/patents/US3500934); Ansary i in., 2006).

Na podstawie składu chemicznego, zależnego od typu spalanego węgla, rozróżnia się dwie klasy popiołu lotnego: F i C. Klasa F wywodzi się ze spalania antracytu lub bitumicznego węgla, a klasa C – jest pozostałością spalania subbitumicznego węgla i węgla brunatnego. Popiół klasy C ma właściwości samocementujące, ze względu na obecność związków wapnia. Stąd może być wykorzystywany samodzielnie w celu utwardzenia umiarkowanie plastycznych osadów, bez dodatku aktywatorów takich jak wapno lub cement (Geliga, Awg Ismail, 2010). Demirkan (2014) wskazuje na zdolność popiołu organicznego klasy F z dużą zawartością węgla do absorbowania różnych organicznych zanieczyszczeń oraz podkreśla jego skuteczność w stabilizacji zanieczyszczeń olejowych; wpływ dużej zawartości węgla na zwiększenie absorpcji popiołu, potwierdza również Bone (2004).

Metoda stabilizacji i solidyfikacji wymaga zmieszania zanieczyszczonego osadu z substancją wiążącą. Ważnym czynnikiem w tym procesie są warunki mieszania i temperatura utwardzania, które wpływają na wytrzymałość zespolonych osadów (Renholds, 1998). Mieszanie jest najważniejszym etapem procesu. Czynnikiem sprawiającym trudność w procesie mieszania, może być zbyt duża niejednorodność unieszkodliwianego osadu oraz nierównomierne rozproszenie materiału w mieszaninie. Aplikacja substancji powinna zapewnić dobre wymieszanie spoiwa z osadem. Jednocześnie podczas mieszania osadu ze spoiwem następuje rozproszenie zanieczyszczeń w toni oraz do przyległych obszarów. Rozwiązaniem redukującym resuspensję, jest wstrzykiwanie popiołu do niebezpiecznej substancji przy pomocy specjalistycznego sprzętu do wstrzykiwania – *injection bar* (Renholds, 1998). Popiół może być również wstrzykiwany pneumatycznie do dowolnej powierzchni poprzez ciąg rur (Lahtinen i in., 2014).

Jedną z najnowszych technologii solidyfikacji jest zastosowanie specjalnego polimeru siarkowego Sulrock, która to technologia jest rozwijana obecnie przez prof. dypl. inż. **Bohdana Zakiewicza**.

Najistotniejszą cechą materiału, są jego właściwości mechaniczne, takie jak: wysoka odporność na nacisk, rozciąganie, zginanie, zużycie ściernie oraz znikomy wpływ na wahania temperatury (w zakresie atmosferycznym). Bardzo korzystnym wyróżnikiem Sulrock jest stabilność chemiczna: materiał nie ulega zmianom i degradacji pod wpływem działania agresywnych związków chemicznych: kwasów, olejów i ropopochodnych, soli i ich roztworów. Także upływ czasu w znikomym stopniu wpływa na zmęczenie i starzenie się materiału. Przez pewien czas po wylaniu materiału, można zauważyć polepszanie się jego właściwości mechanicznych Sulrock.

Przykłady zastosowań

Popiół lotny wykorzystuje się najczęściej na lądzie, jako spoiwo służące do stabilizacji gruntów w budownictwie oraz stabilizacji zwałowisk i powierzchni skażonych różnymi zanieczyszczeniami, w tym ropopochodnymi. Popiół jest również wykorzystywany w procesach stabilizacji osadów z pogłębiania dna morskiego (Lahtinen i in., 2014). Większość przykładów zastosowań dotyczy jednak stabilizacji na lądzie. Wstrzykiwanie popiołu lub mieszanki popiołu z cementem do osadów dennych przeprowadzono na małą skalę, jedynie w kilku przypadkach (np. Manitowoc Harbor i Manitowoc River, Hamilton Harbor, Fox River oraz Hama River; Renholds, 1998; NRC, 1997). Technologia ta jeszcze nigdy nie była stosowana na morskich osadach *in situ*. Przeprowadzono natomiast badania laboratoryjne potwierdzające skuteczność działania popiołu lotnego na osady zanieczyszczone związkami ropopochodnymi. Wyniki badań wykonane przez Chana (2014) na urobku osadów morskich, po dodaniu popiołu węglowego wskazują na dobry mechanizm spajania całości oraz zmniejszenie pH uzyskanej masy (właściwości alkalizujące). Schifano (2015) również potwierdza zdolności popiołu klasy C do spajania i absorpcji węglowodorów na obszarach z bardzo wysoką koncentracją oleju i smaru. W kolejnej publikacji, Srivastava i inni (2009) badają wpływ mieszania popiołu lotnego z glebą gliniastą zanieczyszczoną olejem silnikowym Diesla. Wyniki ich obserwacji potwierdziły skuteczność popiołu lotnego jako środka stabilizującego gleby, przy czym zabieg ten poprawił ich właściwości jedynie do pewnego stopnia. Z kolei Banerjee (2005) proponuje modyfikację popiołu lotnego kationem hexadecyltri-methylammonium (HDTMA); według niego, taki popiół może być z powodzeniem używany przy usuwaniu oleju. Modyfikacja popiołu kationem HDTMA zmienia jego naturę: z hydrofilowej – na organofilową. Proces ten znacznie zwiększa wydajność absorpcji. Popiół lotny modyfikowany kationem HDTMA okazuje się być efektywny w usuwaniu rozpuszczonego węgla organicznego obecnego w zwiertzałym oleju zanieczyszczającym wody morskie (Banerjee, 2005).

Koszty metody

Koszty samego surowca w postaci popiołu lotnego ze spalania węgla wahają się od 15 do 40 dolarów za tonę lub od 0,75 do 2 centów za funt (www.concreteconstruction.net). Jednak najwyższe koszty pochłania transport surowca oraz jego przetwarzanie (przygotowanie do użycia w miejscu iniekcji). Duża odległość od źródła pozyskania surowca może podwoić lub nawet potroić cenę zastosowania popiołu lotnego (www.concreteconstruction.net) jako metody unieszkodliwiania skażonych miejsc. Mackiewicz i Ferguson (2005) szacują koszty dostarczenia popiołu lotnego od 18 do 30 dolarów za tonę, w zależności od źródła popiołu i odległości transportu lokalnego.

Zalety metody

Zabieg z zastosowaniem popiołu lotnego, może prowadzić do przekształcenia zanieczyszczeń do form mniej rozpuszczalnych i mniej rozprzestrzeniających się, albo mniej toksycznych (Renholds, 1998). Popiół może być z powodzeniem stosowany jako alternatywne, ekonomiczne spoiwo, pozwalające zwiększyć wytrzymałość i unieruchomić metaliczne lub organiczne zanieczyszczenia (Schifano, 2015). Jest to rozwiązanie przyjazne środowisku. Pozwala na wykorzystanie odpadu – produktu ubocznego spalania węgla, którego zagospodarowanie stanowi problem (www.spalanie.pwr.wroc.pl).

Ograniczenia metody

Procesy stabilizacji i solidyfikacji nie usuwają zanieczyszczeń, ale spowalniają proces ich negatywnego oddziaływania na środowisko lub zapobiegają migracji zanieczyszczeń do otoczenia (Wittenberg i in., 2013).

Aplikacja spoiwa może stanowić wyzwanie technologiczne. Trudno jest bowiem zapewnić dobre wymieszanie popiołu z substancją, aby nie skutkowało ono uwolnieniem pewnej ilości zanieczyszczeń do ekosystemu. Kontrola całego procesu może być ograniczona. Ponadto stopień resuspensji jest mniejszy niż podczas zastosowania technologii usuwających zanieczyszczone osady (Renholds, 1998). Trudność sprawia również zapewnienie jednolitych dawek spoiwa.

Istnieje niewiele doświadczeń w zakresie zastosowania tej technologii, na tyle niewystarczająco, aby oszacować koszty zastosowania technologii na dużą skalę, ocenić efektywność czy przewidzieć ewentualne toksyczne produkty uboczne procesu stabilizacji (NRC, 1997).

W przypadku wraku S/S Stuttgart, metoda ta może zostać uznana za użyteczną i w konsekwencji użyta jako efektywne, ale raczej częściowe, a nie całościowe rozwiązanie problemu. Głównymi mankamentami zastosowania tej metody są:

- wysoki koszt użytych materiałów (potrzeba około 200 tys. m³ betonu/mieszanki pyłów z cementem do pokrycia 415 tys. m² powierzchni skażonej),
- wysoki koszt użytego specjalistycznego sprzętu oraz wykonywanych prac,
- deficyt wiedzy na temat warunków technicznych jakie należałoby spełnić, co generuje konieczność przeprowadzenia kolejnych badań,
- brak pewności, że ułożona warstwa ochronna będzie wystarczająco elastyczna i równocześnie wytrzymała tak, aby zachować pełną szczelność wokół skażonego miejsca,
- brak wiedzy na temat biologicznych skutków takiej ingerencji w dno (ograniczenie czasowe lub trwała eliminacja makrozoobentosu w rejonie pokrywy ułożonej nad zanieczyszczonym obszarem),
- do chwili obecnej nigdzie na świecie nie zastosowano tego rozwiązania w tak dużej skali.

5.4 Przykrywanie skażonego obszaru (*capping*)

Capping polega na pokryciu warstwą czystego materiału zanieczyszczonych osadów, które pozostają w miejscu – w celu odizolowania ich od środowiska. Pokrywa ta może być skonstruowana z czystych osadów: piasku, żwiru, czy kamieni. Bardziej złożona pokrywa może zawierać geowłókniny lub inny materiał syntetyczny oraz inne przepuszczalne lub nieprzepuszczalne materiały, zastosowane w wielu warstwach. Pokrywy mogą także zawierać dodatek substancji aktywnej, w postaci węgla organicznego lub inne miejscowe modyfikacje – w celu spowolnienia przepływu zanieczyszczeń w pokrywie (U.S. EPA 1998; U.S. EPA, 2004). Ogółem można wyróżnić trzy rodzaje pokryw:

- **konwencjonalne** – zbudowane z piasku lub innych naturalnych materiałów użytych bezpośrednio na zanieczyszczonej powierzchni osadów,
- **uzbrojone** – z dodatkową warstwą kamienia lub narzutu kamiennego, aby zapewnić dodatkową ochronę przed prądami o wysokich prędkościach,
- **kompozytowe** – składająca się z kilku warstw piasku, kamienia i geowłókniny, zapewniających dokładniejsze izolowanie miejsca skażenia.

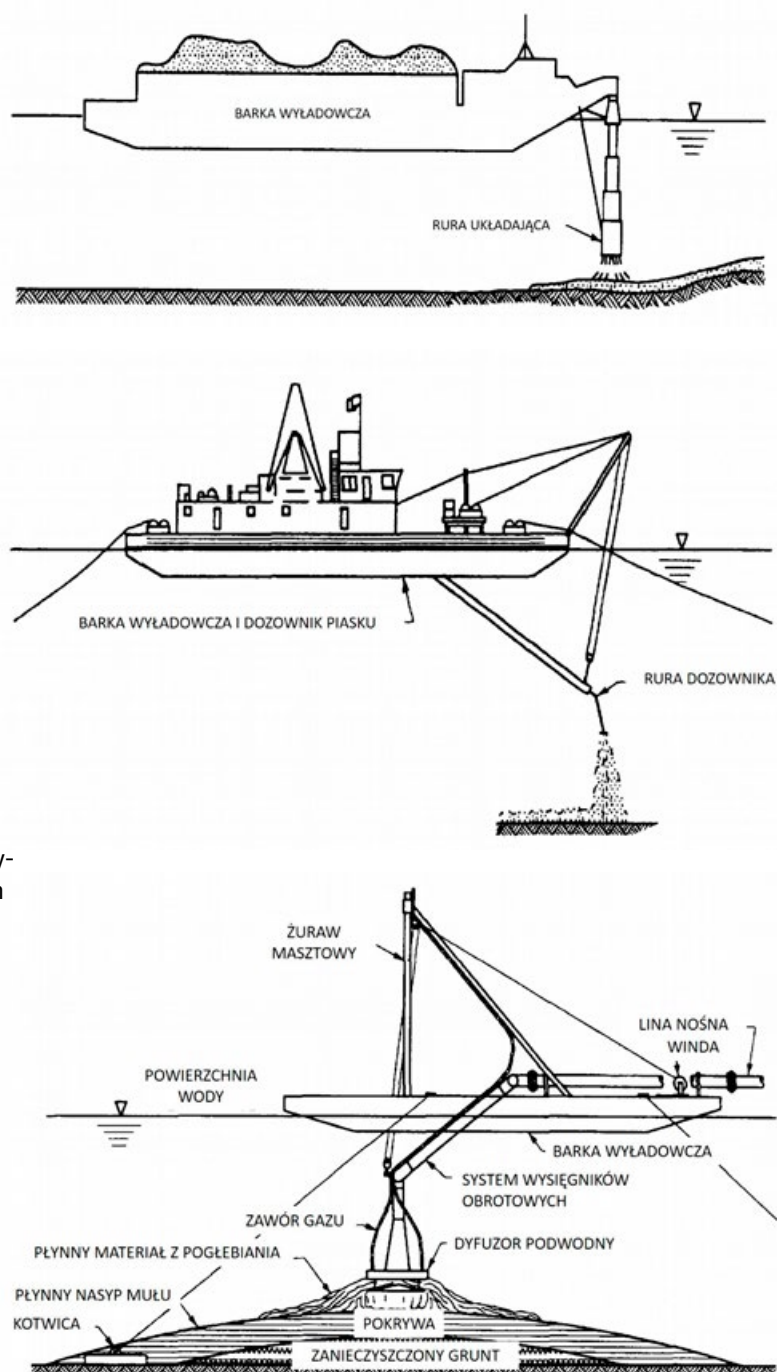
Pokrywa typu *capping* izoluje fizycznie zanieczyszczony osad i w ten sposób ogranicza bezpośredni kontakt organizmów zakopujących się w dnie ze skażonym miejscem, uniemożliwia bioturbację, stabilizuje zanieczyszczone osady, zapobiega rozproszaniu i przemieszczeniu się ich do innych obszarów oraz chemicznie izoluje miejsce, żeby zredukować strumień rozpuszczonych zanieczyszczeń do toni wodnej (U.S. EPA, 1998, Himmelheber i in., 2008).

Capping jest stosowany w przypadkach, kiedy usunięcie zanieczyszczenia byłoby zbyt kosztowne, niepraktyczne lub mogłoby spowodować dalsze rozprzestrzenianie skażenia. Może także okazać się skuteczny sposobem jako tymczasowy środek zaradczy, dopóki nie zostaną wdrożone operacje efektywnego oczyszczania (np. w przypadku, gdy zanurzony olej jest ograniczony do określonego obszaru i wykazuje stabilność; Fitzpatrick, 2013). Technologię tę najlepiej jest stosować do zatrzymywania lotnych i pół-lotnych związków organicznych (w tym polichlorowanych bifenyli – PCB oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych – WWA), pestycydów i metali (www.cpeo.org). Przykrywanie stosuje się również w przypadku, kiedy stwierdzono, że źródło zanieczyszczeń znacznie osłabło lub kiedy naturalne oczyszczanie przebiega zbyt wolno. Czynnikiem przemawiającym za wyborem tej metody jest również dostępność odpowiedniego rodzaju i ilości materiału do przykrywania (NRC, 1997).

Warunkiem koniecznym do zastosowania metody przykrywania skażonego osadu, jest ustanie pierwotnego wycieku zanieczyszczeń oraz utrzymywanie się warunków hydrologicznych, niepowodujących zaburzeń powierzchni dna, gdyż silne prądy mogą przemieścić materiały kryjące. Ważnym czynnikiem jest także

dostępność materiału do stworzenia pokrywy oraz wytrzymałość dna w miejscu lokalizacji pokrywy (dno – jako podstawa, musi podtrzymać pokrywę). Kolejnym istotnym uwarunkowaniem jest głębokość dna, gdyż pokrywa zmniejsza przestrzeń dostępną dla ruchu wodnego (www.cpeo.org).

Pokrywa powinna składać się z warstwy wewnętrznej – z uziarnieniem rosnącym w kierunku dna, w celu uniknięcia zapadnięcia się grubego materiału. Konieczne jest również zmniejszenie przepuszczalności nasypu poprzez zastosowanie dodatkowego wodoszczelnego i odpornego na erozję pokrycia zewnętrznego lub wstrzyknięcie w nasyp środka utwardzającego jego powierzchnię (np. cementu lub popiołu lotnego; Alcaro i in., 2007). W przypadku zastosowania w pokrywie warstwy z geowłókniny z substancją aktywną (np. węglem organicznym lub iłem organicznym), materiał ten jest dostarczany w postaci zwiniętej w rolki, umieszczany na zanieczyszczonych osadach i przykryty piaskiem lub innym konwencjonalnym materiałem pokrywającym o odpowiedniej grubości tak, żeby zapewnić odpowiednie siedlisko dla bentosu (U.S. EPA, 2004).



Rysunek 39. Urządzenia do usypywania materiału pokrywającego: barka z systemem z dyfuzorem, barka z rurą usypującą materiał, barka z tubą typu *tremie* (Źródło: U.S. EPA, 1998)

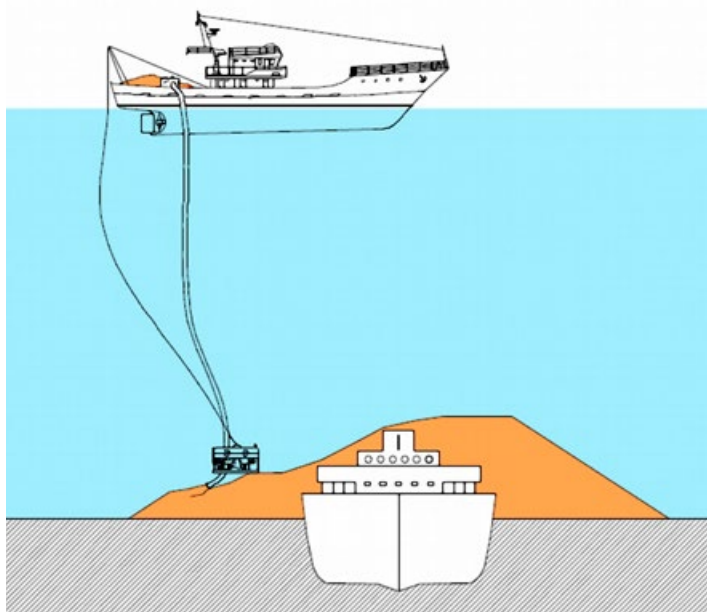
Przykłady zastosowań

Materiał pokrywający może być umieszczony na dnie z wrakiem za pomocą konwencjonalnej koparki chwytakowej lub może być usypany za pomocą podwodnego systemu z dyfuzorem, rury usypującej materiał, grawitacyjnej rury spustowej typu *tremie* (Rysunek 39) lub dostarczony rurociągiem połączonym z pojazdem ROV, wyposażonym w kamery (Rysunek 40). Więcej maszyn przystosowanych do umieszczania pokrywy, znaleźć można w dokumencie amerykańskiej agencji EPA oraz *Army Corps of Engineers* (U.S. EPA, 1998; U.S. ACE, 1998).

Capping był stosowany wielokrotnie w celu remediacji osadów zanieczyszczonych różnymi substancjami (m.in. związkami ropopochodnymi), w tym na obszarach morskich niedaleko brzegu. W dokumencie U.S. EPA (1998), U.S. ACE (1998) oraz ITRC (2014) zestawione zostały przykłady zrealizowanych projektów z zastosowaniem pokryw o zróżnicowanej budowie, w przypadkach różnego typu zanieczyszczeń, w tym skażeń ropopochodnych.

Przykryty obszar wymaga długoterminowego monitorowania, w celu sprawdzenia integralności pokrywy oraz zapewnienia, że zanieczyszczenia nie migrują.

Istnieje również opcja zasypywania piaskiem skażonego obszaru wraz z wrakiem oraz dodatkowo pokrycie miejsca betonem. Rozwiązanie to było brane pod uwagę w sytuacjach wymagających rozległego czyszczenia lub gdzie operacja oczyszczania może stanowić znaczne zagrożenie, szczególnie w przypadkach wraków wojennych z zalegającymi na dnie licznymi niewybuchami. Zasypywanie całego wraku było sugerowane w przypadku USS *Montebello* i niemieckiego U-boota, U-864 (Barrett, 2011).



Rysunek 40. Zasypywanie wraku z zastosowaniem pojazdu ROV
(Źródło: Alcaro i in., 2007)

Koszty metody

Koszty metody obejmują: ceny materiału, transport, sprzęt do jego magazynowania oraz do aplikacji, a także monitoring miejsca zarówno podczas prowadzonej operacji, po jej przeprowadzeniu, jak i w ramach kontroli stanu pokrywy i zanieczyszczeń. Na podstawowy koszt materiału wpływa przede wszystkim dostępność surowca i koszt jego transportu.

National Research Council kategoryzuje koszty *cappingu* do umiarkowanych i szacuje na 1 \$/yd³, tj. 1,3 \$/m³ (NRC, 1997). Dodatkowe koszty wiążą się z ewentualnymi modyfikacjami i ulepszeniami pokrywy, jak np. dodanie węgla aktywnego do materiału pokrywającego lub obłożenie miejsca tzw. aktywną matą. W publikacji EPA oszacowano ceny takich modyfikacji i sięgają one do ok. 35 \$/m² (2013).

W oparciu o informacje na temat bieżących cen pobrania, transportu i odłożenia 1 m³ gruntu morskiego (pisaki, ility), pozyskane w Urzędzie Morskim w Gdyni oraz w firmach pogłębiarskich wykonujących prace

pogłębiarskie na obszarze Zatoki Gdańskiej, szacowany koszt tej operacji w warunkach polskich to 6-12 euro/m³ przemieszczonego gruntu; w obliczeniach tych nie uwzględniono kosztów żadnych materiałów dodatkowych (np. geowłókniny) oraz działań związanych z jej ułożeniem.

Zalety metody

Capping izoluje zanieczyszczenia i minimalizuje ich rozprzestrzenianie się. Ponadto, przykrycie skażonego dna czystym osadem zapewnia stabilne warunki geochemiczne oraz wspomaga chemiczną i biologiczną degradację zanieczyszczeń, szczególnie, jeśli materiał pokrywający zawiera związki aktywne (Alcaro i in., 2007; NRC, 1997). Pokrywa piaszczysta może zapewnić czyste podłoże dla ponownej kolonizacji organizmów (Hull i in., 1999). Metoda jest stosunkowo mało inwazyjna, nie powoduje znacznego uszkodzenia lub trwałego usunięcia bentosu. Dodatkowo, pokrywa zaprojektowana i umieszczona prawidłowo, powinna zmniejszać narażenie ryb i innych organizmów na skażenie oraz powodować znacznie bardziej pożądane warunki (tlenowe) poprzez zmianę w głębokości morza (Himmelheber, 2008). W stosunku do pogłębiania, *capping* nie powoduje znacznych zakłóceń w osadzie i toni wodnej, eliminuje ryzyko pochodzące z ponownego zawieszenia, rozproszenia i ulatniania się zanieczyszczonego osadu. Metoda jest stosunkowo mało skomplikowana. Nie wymaga usuwania, unieszkodliwiania i depozycji osadu. Realizacja *cappingu* jest zwykle szybsza niż w przypadku usuwania osadów, i ogólnie jest mniej kosztowna, wymaga mniejszej ilości sprzętu do operacji i mniej specjalistycznych narzędzi, a także wykorzystuje lokalnie dostępne materiały (U.S. EPA, 2004, Himmelheber, 2008).

Ograniczenia metody

Przy zastosowaniu *cappingu* istnieje ryzyko, że umieszczenie pierwszej warstwy materiału przykrywającego może wznieść osady do toni wodnej, a w wyniku konsolidacji osadu dennego – może powstać strumień masowy (www.cpeo.org; Himmelheber, 2008; U.S. EPA 2005). W niektórych warunkach trudne może się okazać umieszczenie pokrywy bez zakłócenia zanieczyszczeń. Skażone osady pozostają w środowisku i mogą ponownie być uruchomione, jeśli pokrywa zostanie naruszona (np. w wyniku silniejszych prądów i falowania, które mogą wpłynąć na szybszą erozję pokrywy); temu niekorzystnemu zjawisku można zapobiec, stosując konstrukcje z warstwą zbrojoną na powierzchni, z grubszego materiału. Kolejnym mankamentem *cappingu* jest to, że zasypianie dna w pewnym stopniu zaburza i zmienia siedliska organizmów bentosowych (Himmelheber, 2008). Pokrycie czystym osadem osłabia pierwotne zanieczyszczenia, co ma znaczenie w ewentualnej późniejszej operacji usuwania zanieczyszczeń lub remediacji osadów. Pokrywa wymaga ciągłego monitorowania jej integralności (NRC, 1997). Dla utrzymania skuteczności metody, może być potrzebne wprowadzenie ograniczeń w ruchu morskim (U.S. EPA, 2004).

W przypadku zastosowania metody we wraku S/S Stuttgart, może ona zostać uznana za użyteczną i w konsekwencji użyta jako efektywne, całościowe rozwiązanie problemu. Głównymi przesłankami są:

- relatywnie niewysoki koszt użytych materiałów (potrzeba około 400 do 800 tys. m³ piasku do pokrycia 415 tys. m² powierzchni skażonej);
- niski koszt operacji ze względu na standardowy (niewysoki) koszt użytego typowego sprzętu oraz technologii wykonywanych prac;
- powszechnie dostępna wiedza na temat warunków technicznych jakie należałoby spełnić;
- pozytywne doświadczenia związane z biologicznymi skutkami takiej ingerencji w dno (mimo zniszczenia pierwotnej fauny dennej, brak ryzyka wystąpienia trwałej eliminacji makrozoobentosu w rejonie pokrywy ułożonej nad zanieczyszczonym obszarem, ze względu na szybką jej odbudowę);
- brak trwałych ograniczeń dla żeglugi i nawigacji w rejonie prowadzenia prac (ograniczenia tylko w trakcie usypywania warstwy ochronnej);
- niewielkie ryzyko wtórnego zanieczyszczenia dna i wody w trakcie wykonywania operacji zabezpieczenia rozlewu;
- brak ograniczeń czasowych (operację można przeprowadzać o każdej porze roku – choć najlepiej w okresie zimowym; nie ma też konieczności wykonania całego projektu w jednym czasie);

- możliwość połączenia kilku inwestycji pogłębiarskich z projektem zasypywania wraku (np. planowanego wykonania toru wodnego do portu Północnego i bazy kontenerowej DCT w Gdańsku);
- wadą jest brak pewności, że ułożona warstwa ochronna będzie wystarczająco elastyczna i równocześnie wytrzymała tak, aby zachować pełną szczelność, stąd konieczność dodatkowych (wieloletnich) badań prądów morskich i falowego oddziaływania na narzutową warstwę ochronną;
- do chwili obecnej z pozytywnym skutkiem prowadzono prace ograniczające zanieczyszczenia olejowe na dnie, choć nigdzie na świecie nie zastosowano tego rozwiązania w tak dużej skali.

5.5 Bioremediacja

Bioremediacja polega na wykorzystaniu mikroorganizmów lub ich enzymów do rozkładu zanieczyszczeń organicznych, takich jak: ropa naftowa i produkty przerobu ropy, węglowodory aromatyczne benzen, toluen i ksylen, PCB (polichlorowane bifenylo), WWA (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne), chlorowane fenole i wiele pestycydów (NRC, 1997). Niektóre mikroorganizmy, występujące naturalnie w miejscu skażenia, mogą okazać się nieskuteczne w degradacji konkretnego rodzaju zanieczyszczeń olejowych lub rozkładać je zbyt wolno (Renholds, 1998). W takim wypadku stosuje się następujące zabiegi pomagające zainicjować lub przyspieszyć szybkość rozkładu zanieczyszczeń:

- **biostymulację** – polega ona na dostarczeniu składników odżywczych (zwykle azotu i fosforu) w celu stymulowania wzrostu drobnoustrojów,
- **bioaugmentację** – która polega na wprowadzeniu dodatkowych mikroorganizmów degradujących węglowodory oraz pożywki dla mikroorganizmów (Walker i in., 2003).

Skuteczność bioremediacji zależy od wielu czynników, przede wszystkim od dobrego wmieszania produktu w osad, ilości mikroorganizmów, pożywek, tlenu i wilgoci. Bioremediacja może wymagać znacznego okresu czasu (od miesięcy do lat). Degradacja postępuje szybciej w ciepłych temperaturach ($>15,5^{\circ}\text{C}$), w naturalnym pH i na dużych powierzchniach zanieczyszczenia (Walker i in., 2003).

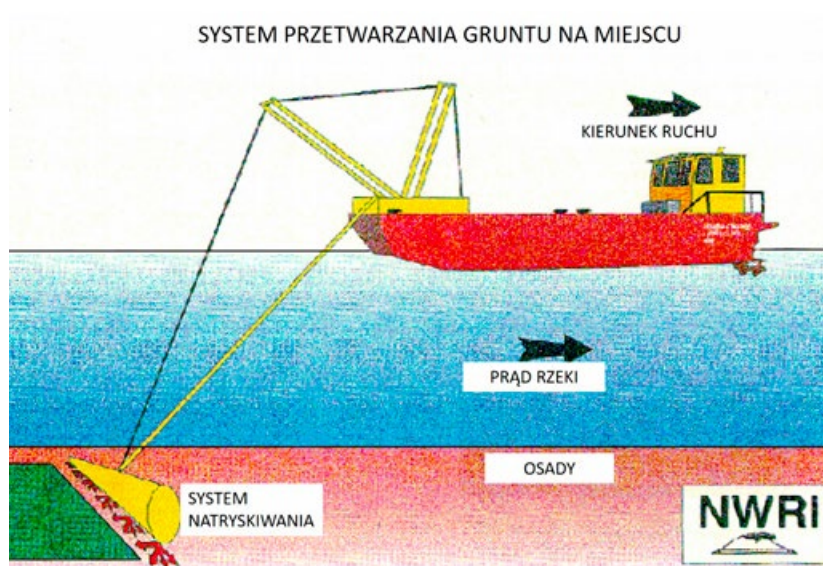
Aby zapobiec rozproszeniu zanieczyszczeń podczas mieszania osadu z mikroorganizmami i pożywką, najlepszym rozwiązaniem jest aplikacja polegająca na bezpośrednim wstrzykiwaniu substancji do osadu lub złączenie substancji w stały nośnik, który można umieścić w osadzie, jak w przypadku procesu mikroenkapsulacji (Renholds, 1998).

Przykłady zastosowań

Badania z zastosowaniem bioremediacji przez wiele lat były prowadzone na glebach. W 1989 roku pierwszy raz przeprowadzono na dużą skalę bioremediację *in situ*, na skalistej plaży skażonej związkami ropopochodnymi po wypadku tankowca Exxon Valdez w Zatoce Księcia Williama na Alasce. Badania wykazały, że biodegradacja paliwa może być stymulowana przez dodanie azotanu i fosforanu (Alaska Oil Spill Commission, 1990).

W przypadku osadów morskich, efektywność bioremediacji zbadano głównie laboratoryjnie. Jednym z przykładów jest eksperyment przeprowadzony w warunkach beztlenowych w zbiorniku wypełnionym pobranymi z portu w Messynie osadami i wodą morską. W ramach eksperymentu przeprowadzono symulację wycieku olejowego. Do osadów zaaplikowano ciężki olej opałowy typu *bunker C* i monitorowano proces przez 3 miesiące. Po 3 miesiącach olej pozostawał zakopany pod czystym osadem. Po tym czasie zastosowano napowietrzanie, aby zainicjować proces samooczyszczania. Przez kolejne 3 miesiące badano stan występujących w osadzie rodzimych bakterii i stopień rozkładu oleju oraz powstałe produkty w postaci węglowodorów. Pod koniec eksperymentu, w skażonym osadzie stwierdzono 98% rozkład całkowitej zawartości węglowodorów oraz prawie całkowite wymarcie bakterii odpowiedzialnych za degradację węglowodorów. Toksyczność osadów po zabiegu znacznie spadła. Wyniki wskazują na skuteczność zabiegu napowietrzania w inicjacji procesu samooczyszczania osadów skażonych produktami pochodzącymi z przetwarzania ropy (Genovese i in., 2014).

Przykładem skutecznej bioremediacji przeprowadzonej na osadach *in situ* jest Dofasco Boatslip w porcie Hamilton w Kanadzie, gdzie zastosowano beztlenową bioremediację z wykorzystaniem mikroorganizmów naturalnie występujących w ekosystemie portu, przy użyciu chemicznego wstrzykiwania utleniaczy i składników pokarmowych. Użyto 8-metrowego aplikatora na wysięgniku, aby wstrzyknąć substancje chemiczne bezpośrednio do osadu na dnie (rysunek 41). Według badań laboratoryjnych osadów z portu Hamilton, mikroorganizmy zdegradowały prawie 78% oleju w 197 dni (Renholds, 1998). Jednak według innych źródeł, skuteczność tego zabiegu jest wątpliwa (NRC, 1997): NRC podaje, że metoda ta nie została wystarczająco szeroko wykazana i proponowane scenariusze aplikacji *in situ* w osadach morskich mogą stwarzać wiele trudności.



Rysunek 41. Schemat aplikacji substancji w porcie Hamilton w Kanadzie (Źródło: National Water Research Institute)

Kilka przykładów zastosowania bioremediacji po wycieku paliwa ze statków opisuje Swannell i in. (1996). Jednak w wielu z tych przykładów bioremediacja w niewielkim tylko stopniu wpłynęła korzystnie na stan środowiska dennego lub brak jest jednoznacznych dowodów na jej istotną skuteczność. Według autorów, bioremediacja nie powinna być stosowana jako pierwsza odpowiedź na skażenie wyciekami paliwa, lecz w połączeniu z innymi, bardziej efektywnymi technologiami, szczególnie jeśli są ważne powody, aby oczyszczanie przeprowadzić szybko (Swannell i in., 1996). Walker i inni (2003) proponują stosować bioremediację po przeprowadzeniu innych metod, np. po destruktywnym, nieefektywnym lub kosztownym wydobyciu zanieczyszczeń.

Koszty metody

W związku z niewielkim doświadczeniem w bioremediacji osadów morskich *in situ*, brakuje informacji o przykładowych kosztach przeprowadzenia takiego zabiegu w środowisku morskim. Dla przykładu, całkowity koszt operacji oczyszczania z PCB z dodatkiem aktywnych mikrobów na rzece Hudson, wyniósł 2,5 mln dolarów dla 3 m³ osadu, koszt technologii enkapsulacji wynosił od 50 do 60 \$/yd³ (66-79 \$/m³) skażonego osadu (NRC, 1997). Natomiast koszt bioremediacji przeprowadzonej na lądzie, wynosi od 30 do 100 \$/m³ gruntu, w zależności od rodzaju gleby i jej właściwości chemicznych oraz od rodzaju zastosowanych ulepszeń, rodzaju i zasięgu skażenia (www.frtr.gov).

Zalety metody

Bioremediacja jest metodą przyjazną dla środowiska. Wykorzystuje procesy naturalnie zachodzące w ekosystemie w celu likwidacji skażeń na miejscu i powoduje minimalne fizyczne zakłócenia w przyrodzie. Jest potencjalnie jedną z najmniej szkodliwych i kosztownych metod usuwania zanieczyszczeń

ropopochodnych. Wymaga mniejszego nakładu sprzętu i ludzi, w porównaniu do konwencjonalnych metod oczyszczania dna. Skażony osad jest oczyszczany *in situ*, co eliminuje konieczność transportowania i składowania go (The Energy Resource Institute, 2014). Z badań laboratoryjnych oraz doświadczeń zabiegu prowadzonego na glebach wynika, że prawidłowo przeprowadzona bioremediacja, może prowadzić do zmniejszenia toksyczności osadu poprzez całkowitą degradację i eliminację zanieczyszczeń organicznych (NRC, 1997).

Ograniczenia metody

Podstawowym ograniczeniem metody jest długi czas potrzebny do procesu degradacji biologicznej, szczególnie w wodach na naszej szerokości geograficznej. Metoda ta była wielokrotnie stosowana na lądzie, ale wciąż brakuje doświadczeń w środowisku morskim. Introdukcja składników odżywczych i substancji utleniających w środowisku morskim jest procesem skomplikowanym i może powodować uwolnienie zanieczyszczeń (NRC, 1997).

Metoda ta musi być specjalnie dostosowana do każdej skażonej strefy. Potrzebny jest wcześniejszy dłuższy monitoring oraz analiza obecności i efektywności rodzimych bakterii w rozkładaniu danego rodzaju paliwa zanieczyszczającego obszar, oraz ocena dostępności składników odżywczych wpływających na szybkość degradacji. Dla określonej grupy węglowodorów, wymagany jest dobór odpowiednich mikrobów, zdolnych do unieszkodliwiania danych zanieczyszczeń. Kłopotem może się okazać zapewnienie odpowiedniego stężenia składników odżywczych dla mikroorganizmów degradujących miejsca skażenia (U.S. Congress OTA, 1991; Swannell i in., 1996; Radermacher).

Ostateczny los zanieczyszczeń po zastosowaniu bioremediacji jest niepewny. Pozostałością procesu są zwykle nieszkodliwe produkty, nie ma jednak pewności, czy w niektórych przypadkach nie powstaną produkty toksyczne. Istotne jest przeprowadzenie badań laboratoryjnych przed wdrożeniem tej metody na danym terenie (NRC, 1997).

W przypadku działań wiązanych z wrakiem S/S Stuttgart, metoda ta może zostać uznana za prawdopodobnie użyteczne, ale nieudokumentowane co do efektywności, rozwiązanie problemu. Głównymi powodami takiego stanowiska są:

- wysoki koszt użytych materiałów (czynnik powodujący biologiczną aktywację bakterii odpowiedzialnych za skuteczną bioremediację);
- wysoki koszt operacji ze względu na konieczność zbudowania odpowiedniego sprzętu i konwersję jednostki (jednostek) do aplikacji oraz nieokreślony jeszcze, ale prawdopodobnie wysoki koszt wdrożenia technologii wykonywanych prac;
- wysoki koszt ze względu na wielokrotne prowadzenie działań bioremediacyjnych (aplikowanie czynnika w grunt) oraz długotrwały monitoring;
- niedookreślone rzeczywiste oddziaływanie na środowisko i w efekcie – niepewna skuteczność tej metody w przypadku skażenia paliwem pochodzącym z uwodornienia węgla w procesie jego gazyfikacji (takie paliwo znajdowało się na statku Stuttgart);
- duże ryzyko braku pozytywnego oddziaływania metody w przypadku analizowanego wraku – powoduje to konieczność prowadzenia długotrwałych badań w skali mikro, a następnie w skali półprzemysłowej. Wymóg wysokiej temperatury wody (i dna) – ok. 15°C w miejscu zastosowania bioremediacji nie może zostać spełniony w przypadku warku Stuttgart, jako że przez 12 miesięcy w roku temperatura wody przydennej wynosi od 4°C do 6°C;
- zaletą jest niewielkie ryzyko wtórnego zanieczyszczenia dna i wody w trakcie wykonywania operacji zabezpieczenia rozlewu;
- brak długotrwałego negatywnego oddziaływania metody na środowisko – oparte jedynie na analizie danych literaturowych, niepotwierdzonych w dużych projektach;
- w większości opisywanych przypadków, krótki czas redukcji zanieczyszczeń, przy czym jak podają źródła, w niektórych przypadkach: minimalna skuteczność;

- do chwili obecnej z pozytywnym skutkiem prowadzono prace ograniczające zanieczyszczenia olejowe tą metodą na dnie w bardzo małej skali i nigdzie na świecie nie zastosowano tego rozwiązania w tak dużej skali.

5.6 Usuwanie skażonego osadu poprzez pogłębianie

Usuwanie paliwa i skażonego nim osadu poprzez pogłębianie jest najczęściej stosowanym rozwiązaniem spośród metod *ex situ*. Metoda ta różni się od konwencjonalnego pogłębiania stosowanego na potrzeby nawigacji i określana jest jako *environmental dredging*. Przy zastosowaniu specjalnych pogłębiarek, zanieczyszczony osad jest usuwany, a następnie transportowany i przetwarzany poza miejscem pierwotnego występowania, w dalszych krokach jest ponownie wykorzystywany lub deponowany. Operacja usuwania skażonego osadu zazwyczaj wymaga zastosowania pomocniczych technologii (U.S. EPA, 2004). Pogłębiarki, wraz z osadem usuwają pewną ilość wody, w związku z czym osady odwadnia się na lądzie, a odzyskana woda jest zwykle odprowadzana z powrotem do morza. Silnie zanieczyszczone osady wymagają dodatkowo przetworzenia przed składowaniem i najczęściej są one poddawane zabiegowi stabilizacji. W niektórych przypadkach paliwo można odzyskać poprzez oddzielenie go od wody i osadu, w procesie dekantacji (Fitzpatrick i in., 2013).

Podczas planowania pogłębiania dna, należy wziąć pod uwagę szereg czynników, takich jak: głębokość, objętość materiału do wydobywania, charakterystykę osadu, możliwość zaburzenia siedlisk chronionych, obecność odpadów na dnie. Metoda ta jest najbardziej efektywna, gdy jest potrzebna usunięcia skażenia występującego w postaci *hot spotów* i zabezpieczenia obszaru przed rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń. Wskazana jest również w sytuacji, gdy wtórne zanieczyszczenie resztkowe (będące konsekwencją uwolnienia zanieczyszczeń do toni wodnej, w wyniku pogłębiania i zakłócenia siedlisk), nie ma tak dużego znaczenia jak potrzeba długoterminowego zmniejszenia ryzyka zanieczyszczenia (ITRC, 2014). Zanieczyszczenie wtórne, w wyniku usuwania, może być większe w obecności głazów, bruku lub zakopanych obiektów. W związku z ryzykiem znacznej resuspensji (rozproszenia zanieczyszczeń) oraz straty zanieczyszczeń podczas transportu, wymagany jest monitoring podczas prowadzenia operacji usuwania (U.S. EPA, 2004). Usuwanie zanieczyszczonego osadu nie jest wskazane m.in. w następujących sytuacjach: w przypadku dużych obszarów o niskich stężeniach zanieczyszczeń, gdzie spodziewany będzie niski stopień zmniejszenia ryzyka; w przypadku środowiska o niskiej energii (sile erozyjnej), gdzie ryzyko wtórnego zanieczyszczenia w wyniku resuspensji lub erozji osadów powierzchniowych jest niskie; w przypadku zanieczyszczeń zakopanych pod czystym osadem i niskim ryzyku uruchomienia tych zanieczyszczeń pod wpływem ekstremalnych zjawisk (np. sztormu), do stopnia stwarzającego niedopuszczalne ryzyko, oraz na obszarach o znaczącej ilości odpadów na dnie lub obszarach o wrażliwych środowiskach (ITRC, 2014).

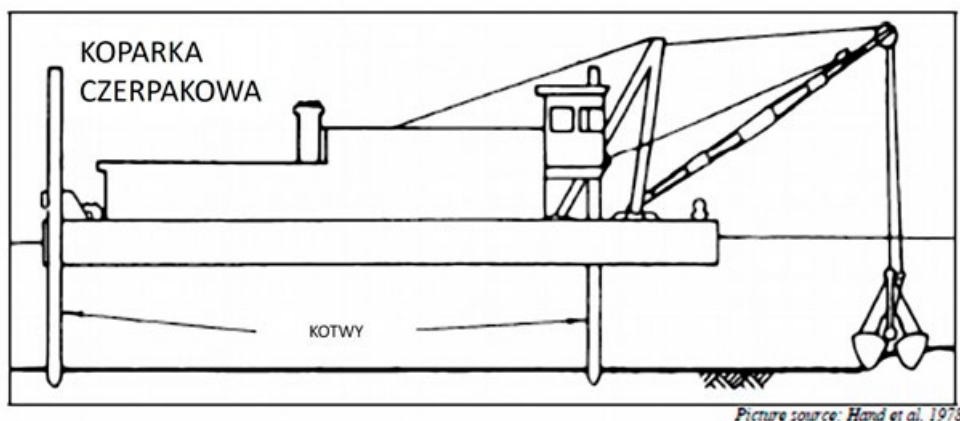
W dokumencie ITRC (2014) oraz U.S. EPA (2005) szczegółowo zidentyfikowane zostały warunki środowiskowe i inne czynniki, jakie trzeba uwzględnić podczas decyzji o pogłębianiu, opisana została technologia pogłębiania oraz następstwa i działania, jakie muszą być podjęte podczas prowadzenia operacji pogłębiania oraz po jej zakończeniu.

Typy pogłębiarek oraz przykłady ich zastosowań

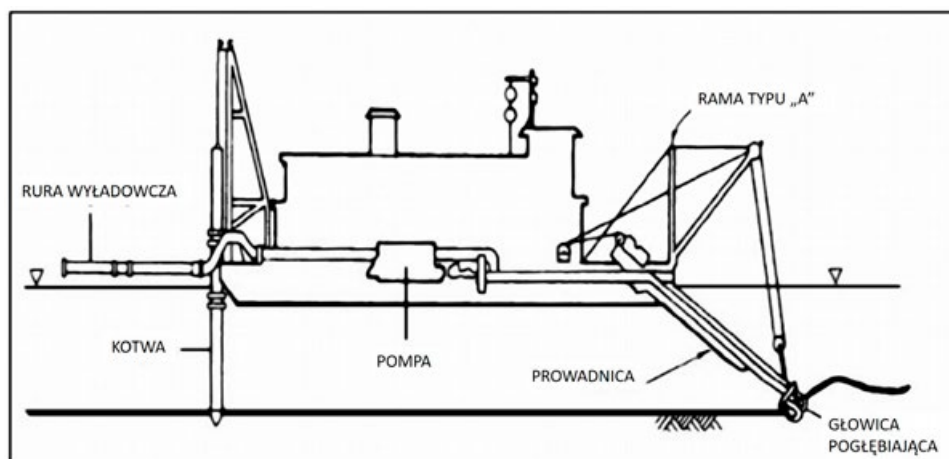
Istnieją różnego typu pogłębiarki, zaprojektowane do różnych warunków prowadzenia prac. Można wyszczególnić dwa podstawowe typy tych maszyn:

- **pogłębiarki mechaniczne** – usuwają osad poprzez chwytanie, podnoszenie złapanego materiału i przenoszenie go na barcę, gdzie jest przechowywany, a następnie transportowany na ląd. Pogłębiarka tego typu posiada zamontowany na statku obrotowy dźwig, operujący chwytakiem w postaci czerpaka, wyposażonym w krawędź tnącą i chwytającą (Rysunek 42). Maszyn ta jest bardziej efektywna w usuwaniu ciężkich, twardo upakowanych osadów lub zestalonego oleju, w miejscach o ograniczonym dostępie i na obszarach, gdzie zalegają odpady, np. gałęzie drzew, opony, gruz. Urządzenie to nie jest odpowiednie do usuwania żwiru, gęstego piasku i bardziej

spoistych osadów, takich jak glina, torf i wysoce skonsolidowane ropy (ITRC, 2014; Tetra Tech, 2013). Zwykle, w procesie usuwania skażonego osadu, wykorzystuje się kilka barek do zbierania wydobytego materiału i transportowania go na ląd. Konwencjonalną pogłębiarką mechaniczną jest *clamshell*. Do innych, zmodyfikowanych typów pogłębiarek mechanicznych zalicza się: *enclosed bucket dipper*, *bucket lader*, *grab lader*, *articulated bucket* (Castle i in., 1995; U.S. EPA, 2005). Pogłębiarka mechaniczna była zastosowana po katastrofie tankowca Erika do usuwania mocno zaolejonej powierzchni osadu dennego (IMO, 2011). Renholds (1998) przytacza przykłady nie do końca skutecznego oczyszczania mechaniczną pogłębiarką typu *clamshell* (rysunek 42), tak jak w przypadku jednostki Hamilton Harbor, gdzie nie udało się usunąć wszystkich zanieczyszczonych osadów czy Zierikzee Harbor, gdzie zaobserwowano większe zanieczyszczenie osadu po pogłębianiu niż przed operacją. Z kolei w przypadku Dofasco Boatslip, muliste osady wypłynęły spod pogłębiarki, skutkując wymieszaniem czystych i zanieczyszczonych osadów.



Rysunek 42. Pogłębiarka mechaniczna typu *clamshell* (Źródło: IMO, 2011)

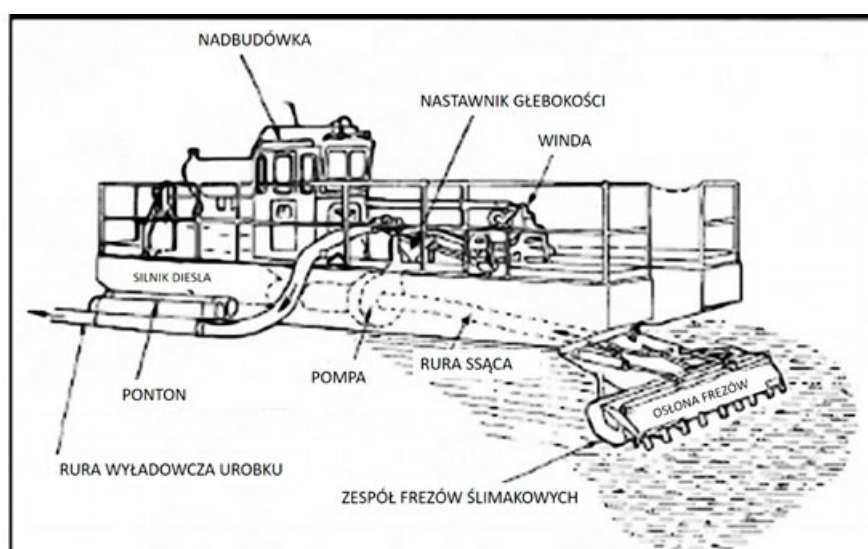


Rysunek 43. Pogłębiarka hydrauliczna (Źródło: U.S. ACE, 2008)

- **pogłębiarki hydrauliczne** lub **ssące** – tną i mieszają osady z wodą tak, żeby materiał mógł być przetransportowany przez rurociąg do lądowego systemu odwadniającego i na miejsce depozycji. Pogłębiarki hydrauliczne składają się z głowicy (*dredge head*) i pompy hydraulicznej (rysunek 43). Przystosowane są do pracy na dużych głębokościach (nawet do 100 m). Niektóre rodzaje pogłębiarek hydraulicznych są wyposażone w narzędzia tnące w celu ułatwienia pracy podczas pogłębiania.

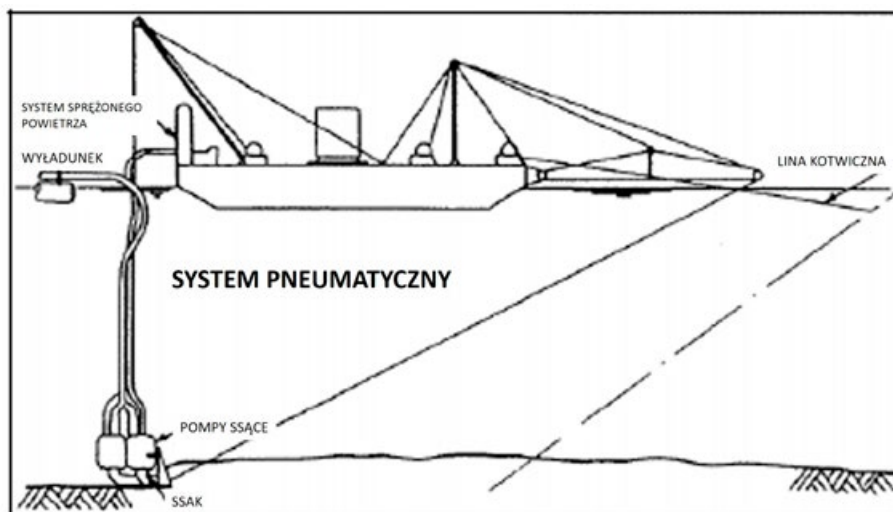
Jednak powodują one silne zaburzenia osadu. Usuują szybciej osad niż pogłębiarki mechaniczne, jednak do usuwanych osadów wprowadzają przy tym większe ilości wody. Są zwykle bardziej efektywne w pozbywaniu się mniej gęstych osadów (z większą zawartością wody) niż mechaniczne maszyny tego typu. Pogłębiarki hydrauliczne ograniczony są do operacji na spokojnych wodach. Przed zastosowaniem tego urządzenia, zwykle usuwa się zalegające na dnie odpady, ponieważ znacznie ograniczają one efektywność procesu (U.S. EPA, 2005, 2008). Pogłębiarki ssące były używane podczas operacji oczyszczania obszarów o mniejszej koncentracji oleju, np. w wypadku tankowca Erika (IMO, 2011). Konwencjonalną pogłębiarką hydrauliczną jest *cutterhead*. Pozostałe typy pogłębiarek z zastosowaniem różnych modyfikacji to: *swinging lader cutterhead*, *horizontal auger*, *plain suction*, *hopper*, specjalne pogłębiarki i głowice (*dredgeheads*) oraz pogłębiarka asystowana przez nurków (U.S. EPA, 2005, 2008).

Istnieją również **pogłębiarki hybrydowe**, stanowiące połączenie pogłębiarki hydraulicznej i mechanicznej (rysunek 44). Osad pobierany jest czerpakiem, dzięki czemu zachowuje się naturalną zawartość wody i zmniejsza objętość osadu wymagających przetwarzania. Następnie transportowany jest on przy użyciu pomp bezpośrednio na brzeg (U.S. EPA, 2005, 2008).



Rysunek 44. Pogłębiarka mechaniczno-hydrauliczna (Źródło: IMO, 2011)

Szczególnym typem pogłębiarki jest **pogłębiarka pneumatyczna**, działająca podobnie do pogłębiarki hydraulicznej. Wykorzystuje ona głębinową pompę pneumatyczną i głowicę ssącą, zamontowaną na dźwigu na statku (rysunek 45). Materiał wchodzi do pompy poprzez ciśnienie hydrostatyczne i jest sprężone powietrze pompuje go do powierzchniowych rurociągów lub na statek. Pompy pneumatyczne nie mają żadnych teoretycznych ograniczeń głębokości i mogą osiągnąć wysokie współczynniki cząstek stałych w stosunku do wody (do 80%), z minimalnym generowaniem zmełnienia. Wydajność takiej pompy wzrasta wraz z głębokością oraz ilością dostarczanego powietrza. W porównaniu do pogłębiania hydraulicznego, zaletą pogłębiania pneumatycznego jest to, że transportowany materiał nie musi być płynny, lecz może zawierać do 70% suchej masy (Castle i in., 1995). Taki system został zastosowany w operacji usuwania zatopionego paliwa w katastrofie statku Haven. Wykorzystano wtedy również sterowany pojazd (ROV) z zamontowanym narzędziem tnącym olej na mniejsze fragmenty (IMO, 2011). Pogłębiarki pneumatyczne były również z powodzeniem stosowane w usuwaniu skażenia PCB na rzece Duwamish w Stanach Zjednoczonych, w trakcie skażenia PCB i metalami w Wielkich Jeziorach w Kanadzie oraz podczas usuwania mocno zanieczyszczonych osadów w porcie Osaka w Japonii. Przykłady pogłębiarek pneumatycznych obejmują włoską pogłębiarkę *Pneuma* (która była użyta podczas wycieku Duwamish) i japońską pogłębiarkę *Oozer* (Rymell, 2009; www.pneuma.it). Literatura opisuje również małą pogłębiarkę pneumatyczną, tzw. *air lift* (HELCOM, 2002).



Rysunek 45. Pogłębiarka pneumatyczna (Źródło: IMO, 2011)

Więcej szczegółowych informacji na temat typów pogłębiarek można znaleźć w wytycznych dla pogłębiania zawartych w publikacji U.S. ACE (2008).

Usuwanie paliwa na dnie przy wykorzystaniu pogłębiarek zostało przeprowadzone w przypadku wielu zanieczyszczeń olejowych. Szereg przykładów można znaleźć m.in. w publikacji ITRC (2014).

Koszty metody

Castle i inni (1995) w swoim opracowaniu podają ceny pracy poszczególnych typów pogłębiarek. Dla pogłębiarki pneumatycznej, koszt oscyluje od 1,40 do 4,00 \$/m³, dla mechanicznej typu *clamshell* lub *grab* wynosi ok. 2,10 \$/m³, zaś dla hydraulicznej – 1,95 \$/m³.

Całkowite koszty metody, poza podstawowymi kosztami operacji pogłębiania, obejmują znacznie większe koszty pozostałych czynności: przechowania, przetwarzania wydobytego osadu, transportu i składowania (NRC, 1997). Dodatkowo doliczyć należy koszty technologii pomocniczych, chroniących ekosystem przed wtórnym skażeniem, izolujących zanieczyszczenia uwolnione do wody podczas procesu pogłębiania (np. zapory i zbieracze).

Według *National Research Council*, całkowite koszty pogłębiania, obejmujące usuwanie i transport nie przekraczają 15 do 20 \$/yd³ (19,7 do 26,3 \$/m³). Jednak przy wykorzystaniu technologii przetwarzania zanieczyszczonego osadu, wydatki mogą wzrosnąć do ponad 100 \$/yd³, co potwierdzają wyliczenia przykładowych operacji zestawione w dokumencie ITRC (2014). Koszty pogłębiania mogą zostać zredukowane poprzez zastosowanie technologii precyzyjnego pogłębiania, pozwalającego na zminimalizowanie poboru wody i niezanieczyszczonego osadu (NRC, 1997).

W wielu przypadkach, pogłębianie stosowano w połączeniu z innymi metodami oczyszczania miejsca skażenia. Michel i inni (2005) w swojej publikacji zawarli szereg przykładów operacji przeprowadzonych w przypadkach różnych wraków.

Zalety metody

Metoda usuwania zanieczyszczonego osadu poprzez pogłębianie, jest najszybszą i najbardziej gruntowną metodą usuwania oleju i zanieczyszczonego osadu z dna (Fitzpatrick i in., 2013). Rozwiązanie to jest przydatne w sytuacjach rozległych obszarów skażenia, a szczególnie w przypadku oleju niezdatnego do pompowania. Metoda ta może być stosowana w dynamicznym środowisku dna morskiego (U.S. EPA, 2004).

Ograniczenia metody

Jest to najbardziej inwazyjna metoda oczyszczania dna i ma krótkotrwały, ale niszczący wpływ na ekosystem organizmów bentosowych (IMO, 2011; U.S. EPA, 2004). Podczas operacji, uwolnienie zanieczyszczeń w negatywny sposób oddziałuje na inne organizmy morskie. Pogłębianie powoduje zmącenie osadów oraz zostawia zanieczyszczenie reszkowe, co więcej, trudno jest przewidzieć stopień zanieczyszczenia reszkowego po operacji. Istnieje również ryzyko zgubienia zanieczyszczeń podczas transportu (NRC, 1997). Ponadto pogłębiarki nie są w stanie usunąć mniej niż 20 cm miąższości materiału dennego (Rymell, 2009).

Metoda ta należy do bardziej kosztownych i skomplikowanych niż inne rozwiązania. Wydobyte osady i zanieczyszczenia wymagają przechowywania, przetransportowania i przetwarzania oraz składowania. Ze względu na duży pobór wody i skażonego osadu, często potrzebne jest oddzielenie tych składników od siebie w systemach dekantacji. Kolejnym ograniczeniem są duże wymagania logistyczne przeprowadzenia działań tego typu (Castle i in., 1995; U.S. EPA, 2004).

W przypadku operacji związanej z jednostką S/S Stuttgart, metoda ta nie może zostać uznana za użyteczną dla rozwiązania problemu. Jest to najmniej korzystna i możliwa do wykorzystania metoda oczyszczania dna z rozlewów olejowych. Za stanowiskiem tym przemawiają:

- wysoki koszt narzędzi użytych do podniesienia skażonego gruntu z dna – szczególnie, kiedy rozważa się wykorzystanie specjalistycznych narzędzi uniemożliwiających wypływ skażonej wody i części urobku z powrotem do morza;
- wysoki koszt operacji ze względu na konieczność zbudowania odpowiedniego sprzętu i konwersję jednostki (jednostek) do oczyszczania urobku z wody, a następnie oczyszczania wody z rozpuszczonych w niej frakcji paliwa;
- wysoki koszt przewozu skażonego gruntu na ląd, jego przetadunek, a następnie transport do miejsca oczyszczania urobku z zachowaniem szczególnej ostrożności;
- bardzo wysoki koszt oczyszczenia gruntu z zanieczyszczeń (np. poprzez spalanie go w wysokiej temperaturze);
- wysoki koszt składowania (ze względu na ogromną ilość) oczyszczonego gruntu na lądzie, np. w mogilniku (co obecnie jest praktycznie niewykonalne ze względu na przepisy),
- bardzo duże i długotrwałe szkody dla środowiska – jest to najbardziej inwazyjna metoda usuwania, oczyszczania, a następnie składowania skażonego gruntu;
- ogromne ryzyko wtórnego zanieczyszczenia dna i wody w okolicy wraku w trakcie wykonywania operacji zabezpieczenia rozlewu.

Przedstawione metody nie pozwalają na skuteczną remediację zagrożenia stwarzanego przez paliwo zalegające na wraku S/S Stuttgart. Jedynie metoda zasypowa umożliwia odcięcie zbiorników od otoczenia i pozwala na ograniczenie potencjalnego wycieku skażonej substancji do ekosystemu. W przypadku wraku Stuttgart, istnieje uzasadnione (choć nieudowodnione, ze względu na brak bezpośredniego badania statku) podejrzenie, że w zbiornikach nadal zalega nieokreślona ilość paliwa ciężkiego. Nie ma jednak informacji w których miejscach oraz jaka jego ilość nadal znajduje się w obiekcie. O tym jednak, że statek jest źródłem skażenia dowodzi porównanie wyników badań z roku 1999, z danymi z lat 2009, 2012 oraz 2015/16, które wskazują, że plama skażenia, nadal zasilana jest paliwem ciężkim, a jedynym źródłem tego zjawiska może być wrak. Dla uzyskania całkowitej pewności należy wykonać badanie wraku pod kątem jego czystości, rozpoznać co zawierają zbiorniki statku, oszacować rodzaj i ilość pozostałego paliwa, a następnie zaplanować i wykonać operację usunięcia skażenia. Z tego względu, w dalszej części opracowania, omówione zostaną metody usuwania paliwa z przestrzeni zamkniętych wraku, takich jak zbiorniki oraz pomieszczenia, które napełniły się substancją w wyniku jej wycieku już po zatonięciu jednostki.

5.7 Hot-tapping i pompowanie paliwa ze zbiorników wraku z użyciem ROV

W sytuacji, gdy w zbiornikach wraku znajduje się uwięzione paliwo, najskuteczniejszą i najnowocześniejszą metodą wypompowania substancji, jest zastosowanie metody wykorzystującej pojazd ROV i technologię *hot-tapping*. Technologia *hot-tapping* początkowo była obsługiwana przez nurków, tak jak w przypadku statku Cleveco (Davin, Witte, 1997) czy Mississinewa (U.S. Navy Salvage Report, 2004). Ze względu jednak na niebezpieczeństwo, wzrastające wraz z głębokością schodzenia nurków, zaprojektowano specjalistyczne pojazdy ROV do usuwania paliwa z dalszych odległości. Technologia oparta na ROV obsługującego narzędzie *hot-tapping*, pierwszy raz została zastosowana w przypadku wycieku paliwa ze statku Prestige, na głębokości 3500 m. Wykorzystano wtedy zdalnie sterowany pojazd do opróżniania zbiorników zatopionych jednostek – ROLS (*Remote Offloading System*) firmy FRAMO i *Hot Tapping Machine* (rysunek 46) zaprojektowaną przez Repsol. ROLS był stosowany z sukcesem również w przypadkach statków: Estonia, levoli Sun, Yuil No. 1 i Osung No 3., Bow Marine (IMO, 2011; Michel i in., 2005).



Rysunek 46. Urządzenie *hot-tapping* zastosowane w przypadku wraku Prestige (Źródło: Michel i in., 2005)

Alfons Håkans w swoim opracowaniu przedstawia przebieg operacji z zastosowaniem ROV i *hot-tappingu* na miejscu wraku (przypadek SS Park Victory i MS Estonia). Operacja prowadzona przez pojazd ROV, obejmuje następujące etapy działań:

- kadłub jest czyszczony, aby przygotować go do zmierzenia i penetracji
- analizowany jest stan zbiornika z paliwem i miejsce do penetracji
- dokonuje się mierzenie grubości stali
- następuje oznaczanie lokalizacji ramy wręgowej i pozycji penetracji
- instalacja zaworu
- instalacja narzędzia *hot-tapping*
- połączenie ROV z narzędziem *hot-tapping* i poprowadzenie do miejsca operacji
- penetracja narzędziem *hot-tapping* i instalacja zaworu zwalniającego w zbiorniku
- narzędzie *hot-tapping* instaluje zawór kompresujący ciśnienie
- ROV dwukrotnie sprawdza instalację zaworu
- ROV odprowadza samozamykające się narzędzie do zaworu zwalniającego

- wykorzystywane są opcje dodatkowych narzędzi: *Double Bottom Tool*, *Booster Discharge Pump Unit* i systemu kontroli lepkości paliwa
- dokonuje się operacja usuwania paliwa z wraku
- następuje zakończenie operacji.



Rysunek 47. ROV z narzędziem *Hot Tapping* firmy Alfons Håkans
(Źródło: Estonia and Park Victory cases info 2015-12-08 KR.pdf)

Podczas operacji, urządzenie *hot-tapping* (rysunek 47) przylega do powierzchni kadłuba wraku. Wyposażone jest w narzędzia tnące, którymi wycinany jest otwór. Następnie wprowadza się zawory odsysające paliwo oraz zawory wyrównujące ciśnienie. Paliwo odsysane jest próżniowo przewodem ssącym do zbiornika odbiorczego pływającego na powierzchni wody. Jeżeli paliwo jest zbyt gęste (ze względu na rodzaj i niską temperaturę), do zbiornika wprowadza się urządzenia grzewcze, które zwiększając temperaturę paliwa, zmniejszają jego lepkość, co umożliwia wypompowanie cieczy. Po usunięciu paliwa, zawory zbiornika są zaślepiane (Michel i in., 2005; NOAA, 2013).

Biorąc pod uwagę proces pompowania paliwa z wykorzystaniem ROV i technologii *hot-tapping* w celu doboru odpowiedniego sprzętu, należy określić warunki takie, jak: głębokość wody, warunki morza i powietrza, stan i konstrukcja wraku, ilość paliwa do wydobywania, typ paliwa i jego właściwości (zwłaszcza lepkość), liczba i rozplanowanie zbiorników we wraku, dostęp do zbiorników, temperatura wody i prądy (Michel i in., 2005).

W sytuacji niektórych wraków, szczególnie z okresu wojny, niezbędne jest ustalenie na początkowym etapie czy w zbiornikach znajduje się paliwo. Od momentu odzyskania paliwa z wraku statku S/S Jacob Luckenbach, do oceny występowania paliwa w zbiornikach wraków, wykorzystuje się czujnik rozproszenia wstecznego neutronów (*Neutron Backscatter System*). W 2011 roku, za pomocą tego czujnika oszacowano rozmieszczenie paliwa we wraku statku Montebello, który zatonął na głębokości około 274 m w 1941 roku. Wyniki badań zostały zatwierdzone przez FOSC (*Federal On-Scene Coordinators*) (NOAA, 2013).

Istnieje duża różnorodność zastosowania pomp próżniowych: od prostych pomp membranowych do wysokoobjętościowych, próżniowych pomp rotacyjnych. Bardzo lepkie, ciężkie paliwa czy odłamki mogą zablokować przewód ssący. W takim przypadku, żeby wspomóc efektywność procesu, stosuje się technologie obniżające lepkość cieczy. Najpowszechniejszym sposobem jest jej podgrzewanie poprzez

podgrzanie zbiornika – przy wykorzystaniu zwojów grzewczych, gorącej wody lub pary. Inną metodą jest wymieszanie wydobywanej cieczy z paliwem lekkim, na przykład dieslem; metoda ta była praktykowana w przypadku tankowca Erika. Można również dodać do paliwa środki powodujące wzrost jego lepkości do takiego poziomu, aby nabrało ono właściwości półpłynnej gumy, co z kolei obniża ryzyko wycieku (NOAA, 2013; Michel i in., 2005).

Przykłady zastosowań

Metodę pompowania paliwa z wraku z użyciem ROV i narzędzia *hot-tapping* stosowano wielokrotnie. Przykładem są operacje przeprowadzone przez fińską firmę Alfons Håkans w rejonie Morza Bałtyckiego na wrakach Park Victory i M/S Estonia, Brita Dan i Coolaroo (www.environment.fi).

Poniżej przedstawiono przykłady operacji na dwóch wrakach opisane przez Alfons Håkans (Estonia and Park Victory cases info 2015-12-08 KR.pdf):

- **przypadek wraku Park Victory**

Operację usuwania paliwa z 50-letniego wraku prowadzono 6 lat. Stan jednostki był słaby i od kilku lat obserwowano wypływ paliwa z obiektu, zwłaszcza w miesiącach letnich. Najpierw usunięto węgiel zalegający na wraku i blokujący dostęp do zbiorników. Zastosowano pompę typu *air lift* firmy Mammoth, operowaną przez ROV przy asyście nurków. Następnie wywiercono 30 otworów i podłączono system pompowania próżniowego firmy TAIFUN. Ze względu na niskie temperatury wody przy dnie, zbiorniki początkowo zostały podgrzane ciepłą parą, wodą i sprężonym powietrzem. W sumie operacja zajęła 5000 godzin dla obu statków, 1200 godzin dla nurków pod wodą i 1700 godzin trwała inspekcja ROV. Wydobyto 410 ton ciężkiego paliwa. Całkowity koszt operacji wyniósł 21,3 mln FIM.

- **przypadek wraku M/S Estonia**

Operacja usuwania paliwa zaczęła się 1996 roku i trwała przez dziesięć lat. Zastosowano system ROLS, w połączeniu z systemem usuwania paliwa TAIFUN oraz pojazdem ROV. Wykorzystano 4 maszyny wierzące. Najpierw wypompowano paliwo lekkie, a potem ciężkie, znajdujące się pod podwójnym dnem. Przeprowadzono mechaniczne oddzielenie wody w separatorze odśrodkowym.

Koszty metody

Koszty całkowite wydobywania paliwa ze zbiorników zależą od wielu czynników, takich jak: ilość oleju i jego lepkość, liczba zbiorników, głębokość, warunki wodne i pogodowe, konstrukcja wraku i jego stan oraz koszt oczyszczania dostępu do zbiorników. Istotne są również czynniki logistyczne, takie jak: dostępność zaopatrzenia i sprzętu do przeprowadzenia operacji, zakres niezbędnego zapasu gotowości, czas pracy i przestoju, koszty mobilizacji i demobilizacji, koszt utylizacji usuniętego paliwa (Hassellöv, 2007, Alfons Håkans *Estonia and Park Victory cases info 2015-12-08 KR.pdf*)

W tabelach 8 i 9 przedstawiono przykłady operacji z wykorzystaniem technologii *hot-tapping* z obsługą nurków oraz ROV, a także zestawiono koszty tych operacji.

Zalety metody

Metoda pompowania z wykorzystaniem pojazdu ROV i narzędzia *hot-tapping* pozwala na bardziej dokładne wydobywanie paliwa ze zbiorników wraku niż sprzęt do pompowania starszej generacji, m.in. dzięki lepszemu dostępowi wizualnemu. Zastosowanie systemu ROV do uwalniania paliwa umożliwia szybsze prowadzenie operacji oraz na większych głębokościach, bez przestojów potrzebnych na zmianę personelu (jak w przypadku pomp obsługiwanych przez nurków). Co więcej, zastosowanie robotów pozwala również na pracę w trudniejszych warunkach pogodowych. Metoda ta znacznie redukuje ryzyko uwolnienia i rozproszenia paliwa podczas pompowania i pozwala na całkowite opróżnienie zbiorników z niebezpiecznej cieczy (Alcaro L. i inni, 2007; Michel i in., 2005; NOAA, 2013).

Tabela 9. **Operacje hot-tapping z obsługą nurków** (na podstawie: NOAA, 2013; McGrath, 2011)

Statek	Rok operacji wydobywania	Cechy charakterystyczne	Wydobyte paliwo	Całkowity koszt	Koszt jednostkowy
Princess Kathleen	2010	ciężkie paliwo, siarkowodor 40 m głębokości wrak w słabym stanie (nitowanie)	2 620 baryłek	14 mln \$	5 344 \$/baryłka (125\$/galon)
USS Mississinewa	2003	ciężkie paliwo mała głębokość zbiorniki łatwo dostępne niski poziom skomplikowania operacji	42 000 baryłek	4,5 mln \$	107 \$/baryłka (2,55\$/galon)
Jacob Luckenbach	2002	ciężkie paliwo 52 m głębokości bardzo wrażliwe otoczenie	2 450 baryłek	20 mln \$	8164 \$/baryłka (194\$/galon)
Erika	1999	ciężkie paliwo wrak w dwóch częściach, na 100 i 130 m głębokości, oddalonych 18 km od siebie	11 200 ton	>200mln €	18 857 €/tona (448,9 €/galon)

Tabela 10. **Operacje hot-tapping z obsługą ROV** (na podstawie: NOAA, 2013 oraz McGrath, 2011, Alfons Håkans Estonia and Park Victory cases info 2015-12-08 KR.pdf)

Statek	Rok operacji wydobywania	Cechy charakterystyczne	Wydobyte paliwo	Całkowity koszt	Koszt jednostkowy
Prestige	2004	ciężkie paliwo głębokość: 3650 m	91 000 baryłek	132,6 mln \$	1 460 \$/baryłka
Park Victory	1994-2000	ciężkie paliwo chłodne wody głębokość: 20-40 m	410 m ³ oleju ciężkiego	21,3 FIM (15,5 mln PLN)	9,14 €/l 9140 €/m ³
M/S Estonia	1996-2006	ciężkie i lekkie paliwo głębokość: 60-80 m	418 m ³ (w tym 302 m ³ oleju różnego rodzaju)	b.d.	b.d.
Osung No.3 i Yuil No.1	2001	ciężkie paliwo 69 m głębokości wrażliwy ekosystem	4 600 baryłek	13 mln \$	2 826 \$/baryłka

Ograniczenia metody

Metoda posiada ograniczenia pod względem ilości wydobytego paliwa i czasu prowadzenia operacji – proces ten jest powolny. Metoda jest bardzo kosztowna i skomplikowana pod względem logistycznym. Wymaga doświadczonego personelu i elektronicznego sprzętu zaawansowanej technologii oraz dużej platformy wspierającej sprzęt. Wydobyte paliwo wymaga transportu, musi być poddane utylizacji albo procesowi przetwarzania w celu odzysku. Nieuniknione są przestoje pogodowe (Alcaro L. i inni, 2007; Michel i in., 2005; NOAA, 2013).

W przypadku zastosowania metody we wraku S/S Stuttgart, metoda ta może być użyteczna, jako proces wspierający rozwiązanie problemu. Jest to użyteczna i korzystna środowiskowo technologia, jak również możliwa do szybkiego wykorzystania do oczyszczania zbiorników wraku z paliw okrętowych. W omawianym projekcie użycie ROV lub nurków do usunięcia paliwa może okazać się niezbędne w sytuacji stwierdzenia obecności paliwa w zbiornikach. Występuje tu jednak szereg problemów, które należy rozwiązać, a mianowicie:

- potrzeba „wykopania” (usunięcia gruntu wokół resztek dennej części kadłuba wraku) w celu uzyskania dostępu do zbiorników dennych – generuje to ogromne koszty, ze względu na czasochłonność oraz stopień skomplikowania prac prowadzonych specjalistycznym sprzętem lub przez nurków;
- wysoki koszt narzędzi użytych do oczyszczania zbiorników;
- duża ilość sił i środków (ludzi i sprzętu) z najwyższej półki cenowej;
- konieczność transportu i utylizacji odzyskanego paliwa;
- zaletą są bardzo niskie i nietrwałe szkody metody dla środowiska (jest to najmniej inwazyjna metoda usuwania paliwa z wnętrza wraku);
- niewielkie ryzyko wtórnego zanieczyszczenia dna i wody w okolicy wraku w trakcie wykonywania tej operacji.

5.8 Technologie dodatkowe, wspomagające usuwanie paliwa

Poza wymienionymi metodami wykorzystywanymi do usuwania zalegającego paliwa na dnie morskim bądź we wraku, stosuje się również różnorodne technologie pomocnicze, dotyczące zatrzymywania bądź usuwania paliwa dryfującego w toni lub na powierzchni wody. Poniżej zostały przedstawione te, które mogą mieć zastosowanie w opisywanym przypadku wraku SS Stuttgart i mogą być wykorzystane jako środek zabezpieczający operacje usuwania paliwa z dna oraz ograniczający ewentualny wyciek w przypadku uruchomienia i uwolnienia paliwa do toni podczas operacji usuwania niebezpiecznej cieczy (IMO, 2005).

5.8.1 Zapory pływające (*booms*)

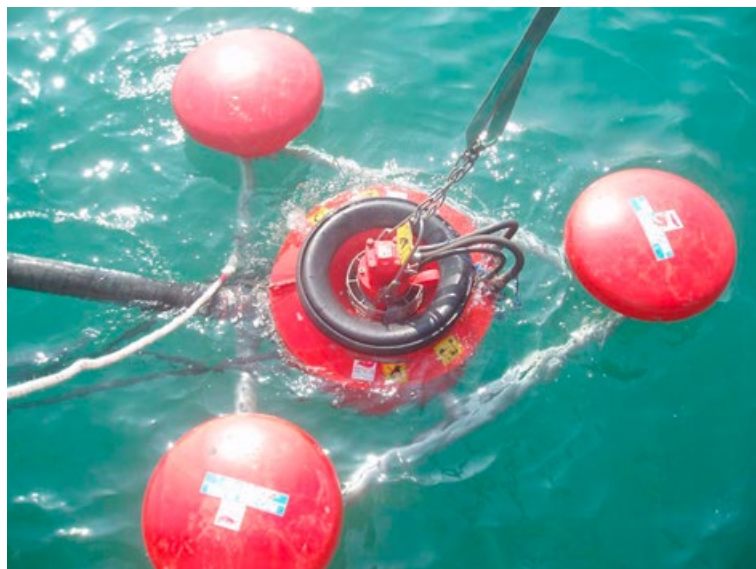
Zapory pływające to elastyczne bariery zbudowane z pływaków, fartucha i balastu. Gromadzą one rozlane paliwo na powierzchni wody lub odwracają jego strumień. Mogą być holowane pomiędzy dwoma statkami na otwartym morzu (rysunek 48) lub umieszczone przed brzegiem, w celu ochrony określonych obszarów przed zanieczyszczeniem. Istnieją różne typy zapór, różniące się budową i zastosowaniem: elastyczne płaszczone, elastyczne pneumatyczne, sorpcyjne (www.sebekfireman.host247.pl/straz/wiedza/n18.htm). Paliwo zgromadzone w zaporze może być następnie usunięte przy użyciu zbieraczy (*skimmers*) lub specjalnych pomp próżniowych (*vacuum*) (IMO, 2005; ITOPF, 2014; Marine Pollution Clean-up Manual, 2013; Preston i in., 1997). Przykładem zastosowania takiej technologii jest zapora kurtynowa firmy ELASTEC (www.elastec.com/turbiditycurtains/).



Rysunek 48. Zapora zastosowana na otwartej wodzie (Źródło: ITOPF, 2014)

5.8.2 Zbieracze (*skimmers*)

Zbieracze służą do gromadzenia paliwa rozlanego na powierzchni wody, poprzez pompowanie pływającej substancji lub oddzielenie jej od wody. Zakres i sposób prowadzenia operacji zależy od grubości warstwy paliwa, jego lepkości oraz warunków panujących na morzu. Paliwo zbierane jest do zbiornika, a następnie – za pośrednictwem węża, odprowadzane do kolektora. Zbieracze są najbardziej efektywne w połączeniu z zaporami pływającymi. Istnieją różne typy zbieraczy: przelewowo-pompowy, sorpcyjny, adhezyjny i śrubowy (IMO, 2005; ITOPF, 2014; Marine Pollution Clean-up Manual, 2013; Preston i inni, 1997).



Rysunek 49. Zbieracz przelewowy (Źródło: Marine Pollution Clean-up Manual, 2013)

5.8.3 Inne pompy

Pompa EDDY – to pompa pogłębiająca, stosowana także do paliw o dużej lepkości, wyspecjalizowana do wydobywania substancji stałych w zawieszynie, piasku i grubszych osadach. Traktuje paliwo o wysokiej lepkości jak ciało stałe (www.eddypump.com; IMO, 2011).

OSBORS (*Oil Stop Bottom Oil Recovery System*) firmy American Pollution Control Corporation (AMPOL) – to zdalnie sterowana gąsienicowa pogłębiarka, zaprojektowana w celu odzyskania paliwa zalegającego na dnie akwenu (rysunek 50). Posiada pompę wirową oraz kontrolowaną ruchomą głowicę ssącą (IMO, 2011; NOAA, 2013).



Rysunek 50. Jednostka OSBORS służąca do wydobywania paliwa na dnie (Źródło: NOAA, 2013)

Pompy ręczne – pompy sterowane przez nurków, pozwalające usunąć paliwo pływające na powierzchni wody lub zanurzone w toni wodnej – pompa zakończona jest głowicą ssącą i połączona jest ze statkiem długim przewodem, którym transportowane jest usuwane paliwo (Hansen, 2011; IMO, 2011).

5.8.4 Separatory oleju, wody i osadu

Paliwo zebrane z powierzchni wody może wymagać oddzielenia od wody. W tym celu przeprowadza się sorpcję oleju i wody oraz grawitacyjnie oddziela się osadu w specjalnym systemie dekantacji, zainstalowanym na barce. Wodę odprowadza się z powrotem do morza, a oddzielony olej spalany jest na miejscu lub wywożony (Hansen, 2011; Fitzpatrick, M. i inni, 2013).

5.8.5 Pozostałe technologie

Poza wymienionymi technologiami, w zależności od zastosowanego rozwiązania oraz warunków panujących na morzu i rodzaju paliwa, w rozlewach olejowych stosuje się również:

- środki dyspergujące (rozpraszające olej rozlany na powierzchni na wody);
- sorbenty, czyli substancje lub materiały pochłaniające olej – mogą być one naturalne, pochodzenia organicznego (np. torf) lub nieorganicznego (np. popiół wulkaniczny, glina);
- substancje żelujące i inne substancje zmieniające stan fizyczny oleju, ułatwiające jego wydobycie;
- zbiorniki mobilne i pływające, oraz zbiorniki holowane i zbiorniki zainstalowane na statku lub barce – pozwalające na tymczasowe przechowanie zanieczyszczenia (www.epa.gov; Marine Pollution Clean-up Manual, 2013; NOAA, 2013; Walker, 2003).

5.9 Porównanie metod i propozycje remediacji zanieczyszczenia

5.9.1 Koszty ogólne

Każda katastrofa morska, w wyniku której należało usunąć pozostałości toksycznego ładunku lub tylko paliwa ze zbiorników statku, jest inna i przed realizacją projektu usuwania skażenia trudno jest precyzyjnie określić koszt takiej operacji. Zarówno przebieg, jak i koszt może być zupełnie różny od wstępnie planowanego. Dzieje się tak szczególnie w sytuacji, kiedy usuwane jest paliwo ze starego wraku i brak jest jakiegokolwiek informacji ile paliwa jest w zbiornikach, jak są one rozmieszczone oraz jaki jest do nich dostęp. Bardzo ważne jest na jakiej głębokości zalega wrak, jaką technologią i narzędziami dysponujemy, jak daleko od miejsca operacji znajdują się bazy, w których mogą zatrzymać się jednostki wykonujące oczyszczanie; istotna jest nawet pora roku, pogoda, temperatura wody i powietrza. Zatem szacowanie kosztów musi uwzględniać szereg elementów, na które nigdy nie będziemy mieli wpływu. W przewodniku amerykańskiej agencji EPA omówiono szczegółowo jakie czynniki należy brać pod uwagę podczas szacowania kosztów planowanej operacji oczyszczania wraku z paliwa (U.S. EPA, 2000). Za główne elementy zwiększające koszty takich operacji, przyjęto: mobilizację i demobilizację, monitoring wraz z analizami i poborem prób, gromadzenie i oddzielanie wody, usuwanie osadu i jego gromadzenie, konstrukcję materiału pokrywającego, zabiegi prowadzone *in situ*, zabiegi *ex-situ*, wywóz i składowanie osadu oraz czynności związane z profesjonalnymi usługami technicznymi, tj. projektowanie, zarządzanie konstrukcją i kontrole instytucjonalne. W publikacji NOAA (2013), dotyczącej oceny ryzyka potencjalnie zanieczyszczających wraków, wymieniono czynniki wpływające na planowanie operacji oszacowania i usunięcia paliwa z wraków. Należą do nich:

- typ paliwa i jego właściwości (zwłaszcza lepkość);
- objętość paliwa;
- głębokość;
- prądy denne;
- stan morza (np. wody osłonięte, morze otwarte);
- pogoda;

- narażone zasoby środowiska (wrażliwe siedliska);
- odległość od brzegu, odległość do miejsca mobilizacji, wsparcie logistyczne;
- rozplanowanie statku (np. rozmieszczenie zbiorników, system wentylacyjny, przebieg rurowania, ułożenie przegród zbiorników, ułożenie konstrukcji);
- konstrukcja statku (np. grubość blach, nitowanie, spawanie);
- wiek statku (data konstrukcji, modernizacje, zatonięcie);
- stan wraku (np. złamane sekcje, korozja);
- ułożenie wraku (np. wrak zalega prosto lub do góry dnem);
- czynniki bezpieczeństwa (np. obecność amunicji, materiały niebezpieczne, porzucony sprzęt rybacki);
- inny ładunek (który może blokować dostęp do zbiorników i zajmować przestrzeń);
- zagadnienia historyczne/kulturowe (znaczenie historyczne, np. cmentarzysko wojenne).

Tabela 11. **Oszacowanie czynników wpływających na koszty operacji usunięcia paliwa** (stan na rok 2012)

Złożoność operacji	Rodzaj wód	Głębokość (ft.)	Lepkość paliwa	Temperatura wody	Stan wraku	Charakterystyka statku	Odległość od miejsca mobilizacji	Zakres kosztów
Prosta	Wody zakryte	65	Niska	Wyższa	Dobry	Niezbyt stary Optymalna konstrukcja Nieuszkodzony Pokryty grubą warstwą blachy Niska wrażliwość otoczenia	Lokalna	\$ 1-5 M
Umiarkowana	Problemy z pogodą lub ze stanem morza	65-164	Umiarkowana	Umiarkowana	Przeciętny	Umiarkowanie stary Dobra konstrukcja Umiarkowanie uszkodzony Pokryty grubą warstwą blachy Umiarkowana wrażliwość otoczenia	Regionalna	\$ 2-7 M
Złożona	Otwarte	164-820	Wysoka	Niższa	Staby	Stary Wiele uszkodzeń struktury Wysoka wrażliwość otoczenia	Duża	\$ 5-20+ M
Bardzo złożona	Otwarte	>820	Wysoka	Bardzo niska	Bardzo staby	Bardzo stary Staby stan konstrukcji Mocno uszkodzony Pokryty cienką blachą Najwyższa wrażliwość otoczenia	Duża	\$ 20-100+ M

W publikacji NOAA (2013) zaprezentowano koszty operacji usuwania paliwa, oszacowane na podstawie przeprowadzonych w przeszłości operacji tego typu (stan na 2012). W przeliczaniu kosztów wzięto pod uwagę następujące czynniki: rodzaj wód, głębokość, lepkość paliwa, temperaturę wody, stan wraku i charakterystykę statku. Biorąc pod uwagę powyższe uwarunkowania, wrak statku S/S Stuttgart można przydzielić do grupy „złożonych” lub „wielce złożonych operacji” (zakres kosztów dla tych grup wynosi odpowiednio: 5-20 mln \$ i 20-100 mln \$).

Jednym z najwyższych kosztów, z jakim należy się liczyć, jest koszt zatrudnionych do przeprowadzenia oczyszczania **ludzi i sprzętu**. W ratownictwie morskim obowiązują taryfy według klauzuli SCOPIC (*Special Compensation P&I Clause*) (www.lloyds.com), dotyczące kosztów personelu, usług i sprzętu ratowniczego, w tym do oczyszczania wraków z paliwa. Koszty usług i sprzętu (stan na rok 2014) zawarto w tabelach 12 i 13.

Tabela 12. **Taryfy dzienne usług personelu**

Personel		US \$
Pracownik zarządzający, również odpowiedzialny za komunikację	<i>Office administration, including communications</i>	1,361
Kierownik operacji ratowniczej /oczyszczania	<i>Salvage Master</i>	2,029
Konstruktor okrętowy lub oficer / inżynier specjalista ratownictwa	<i>Naval Architect or Salvage Officer/Engineer</i>	1,692
Młodszy oficer / inżynier specjalista ratownictwa	<i>Assistant Salvage Officer/Engineer</i>	1,356
Kierownik prac nurkowych	<i>Diving Supervisor</i>	1,356
Wykwalifikowany nurek HSE lub jego odpowiednik za wyjątkiem nurków saturowanych lub nurkujących na mieszankach technicznych	<i>HSE qualified diver or his equivalent but excluding saturation or mixed gas divers</i>	1,217
Kierownik niższego szczebla prowadzący operację oczyszczania	<i>Salvage Foreman</i>	1,014
Takielarz, mechanik, operator sprzętu	<i>Riggers, Fitters, Equipment Operators</i>	812
Eksperci /doradcy: strażak, chemik, specjalista od rozlewów olejowych	<i>Specialist Advisors – Fire Fighters, Chemicals, Pollution Control</i>	1,361

Tabela 13. **Koszty przykładowego sprzętu (koszt jednej doby najmu/pracy)**

Przenośny sprzęt ratowniczy		US\$
Urządzenie do <i>hot-tappingu</i> razem ze sprzętem wspomagającym	<i>Hot Tap Machine, including support equipment</i>	1,351
Balony powietrzne 8"	<i>Air Lift 8"</i>	405
Rurociągi olejowe (za każde 10 metrów)	<i>Oil Boom, 48", per 10 metres</i>	263
Sprzęt do pompowania paliwa typu Air 3 „Hydraulic 8"	<i>Pumping Equipment Air 3 „Hydraulic 8"</i>	117 1,351
Węże powietrzne 2"	<i>Air Hose 2"</i>	11

Literatura dotycząca metod oczyszczania dna:

- Alaska Oil Spill Commission, 1990. *Spill: The Wreck of Exxon Valdez, Implications for Safe Marine Transportation*. Final report, Anchorage.
- Alcaro L., Amato E., Cabioch F., Farchi C., Gouriou V., 2007. DEEPP Project. DEvelopment of European Guidelines for Potentially Polluting Shipwrecks, ICRAM, CEDRE.
- Al-Malack M.H., Abdullah G.M., Al-Amoudi O.S.B., Bukhari A.A., 2014. Stabilization of indigenous Saudi Arabian soils using fuel oil flyash. *Journal of King Saud University – Engineering Sciences*, Saudi Arabia.
- Ansary M.A., Noor M.A., Islam M., 2006. Effect of fly ash stabilization on geotechnical properties of Chittagong coastal soil, *Soil Stress-Strain Behavior: Measurement, Modeling and Analysis*, Geotechnical Symposium in Rome, p. 443-454.
- Banerjee S.S., Joshi M.V., Jayaram R.V., 2005. Treatment of oil spills using organo-fly ash. Elsevier, Desalination 195 (2006) 32-39, Mumbai, India.
- Barrett M.J., 2011. Potentially Polluting Shipwrecks. Spatial tools and analysis of WWII shipwrecks. Nicholas School of the Environment, Duke University.
- Bone B.D., Barnard L.H., Hills C.D., 2004. Guidance on the use of stabilisation/solidification for the treatment of contaminated soil. Environment Agency, Bristol, UK.
- Castle R.W., Wehrenberg F., Bartlett J., Nuckols J., 1995. Heavy oil spills: out of sight, out of mind. *Proceedings of the 1995 International Oil Spill Conference*. API Publ. 4620, Washington DC, pp. 565-571.
- Chan C-M., 2014. On the reuse of dredged marine sediments: No dumping, reuse please. *Int. Conference Advances in Civil, Environmental & Biotechnology*, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Colcomb K., Rymell M., Lewis A., Sommerville M., McKeigh A., 2009. Dealing with spilled oils that sink or are submerged at sea. *Interspill 2009 – 13th May conference papers*, 5.2 Heavy fuel oil versus crude oil aspects.
- Davin J.J.Jr., Witte J.A.Jr., 1997. Cleveco Underwater Oil Recovery: Removing A 50-Year-Old Threat. *International Oil Spill Conference Proceedings: April 1997*, Vol. 1997, No. 1, pp. 783-788.
- Demirkan M.M., Seagren E.A., Aydilek A.H., 2014. Reuse of fly ash-amended petroleum-contaminated soils in highway embankments. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* No.1975, Transportation Research Board of the National Academies, Washington, pp. 104-111.
- Fitzpatrick M., Tebeau P., Hansen, K.A., 2013. Development of Bottom Oil Recovery Systems-Final Project Report; USCG: Acquisition Directorate Research & Development Center: New London, CT, USA, pp. 1-35.
- Gajewski L. z zesp., 1999. Ocena zagrożeń środowiska w rejonie wraku Stuttgart, WW IM nr 5542.
- Geliga E.A., Awg Ismail D.S., 2010. Geotechnical properties of fly ash and its application on soft soil stabilization. *UNIMAS E-Journal of Civil Engineering*, 1 (2), Malaysia.
- Genovese M., Crisafi F., Denaro R., Cappello S., Russo D., Calogero R., et.al., 2014. Effective bioremediation strategy for rapid in situ cleanup of anoxic marine sediments in mesocosm oil spill simulation. *Frontiers in Microbiology*. April 2014, volume 5, article 162.
- Hansen K., Guidroz L., Hazel B., Johnson Dr. G.W., 2011. Designing a Submerged Oil Recovery System, *International Oil Spill Conference*, Portland.
- Hassellöv I.M., 2007. Pre-study of shipwreck assessment and remediation. *The Alliance For Global Sustainability*, ISBN: 978-91-976534-4-2, Göteborg.
- HELCOM, 2002. *Manual on Co-operation in Response to Marine Pollution within the framework of the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (Helsinki Convention)*, Response Manual, Volume 2, Helsinki.
- Himmelheber D.W., Taillefert M., Pennell K.D., Hughes J.B., 2008. Spatial and Temporal Evolution of Biogeochemical Processes Following In Situ Capping of Contaminated Sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 42 (11), Georgia Institute of Technology, pp 4113-4120.
- Hull J.H., Jersak J.M., Kasper C.A., 1999. In situ capping of contaminated sediments: Comparing the relative effectiveness of sand versus clay mineral-based sediment caps, *Proceeding of the 1999 Conference on Hazardous Waste Research*, St. Louis, MO.
- IMO, 2005, *Manual on Oil Pollution: Section IV – Combating oil spills*.
- IMO, 2011, *Annex: Operational guidelines on sunken and submerged oil assessment and removal techniques*.

- ITRC (The Interstate Technology & Regulatory Council), 2014. Contaminated Sediments Remediation. Remedy Selection for Contaminated Sediments. Guidance Document, USA.
- ITOPF (The International Tanker Owners Pollution Federation Limited), 2014. Use of booms in oil pollution response. Technical information paper.
- ITOPF (The International Tanker Owners Pollution Federation Limited), 2014. Use of skimmers in oil pollution response. Technical information paper.
- Lahtinen P., Forsman J., Kiukkonen P., Kreft-Burman K., Niutanen V., 2014. Mass stabilization as a method of treatment of contaminated sediments. Proceedings of the South Baltic Conference on Dredged Materials in Dike Construction, Lahti, Finland.
- Mackiewicz S.M., Ferguson E.G., 2005. Stabilization of soil with self-cementing coal ashes. 2005 World of Coal Ash (WOCA), Lexington, Kentucky, USA.
- Magar V.S., Chadwick D.B., Bridges T.S., Fuchsman P.C., Conder J.M., Dekker T.J., Steevens J.A., Gustavson K.E., Mills M.A., 2009. Technical Guide: Monitored Natural Recovery at Contaminated Sediment Sites, Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP), Project ER-0622, 276 pp.
- Magar V.S., Wenning R. J., 2006. The Role of Monitored Natural Recovery in Sediment Remediation, Integrated Environmental Assessment and Management, pp 66-74.
- Marine Pollution Clean-up Manual, 2013. Maritime and Coastguard Agency, UK.
- Maritime and Coastguard Agency, 2009. RP595 Sunken and Submerged oils – behaviour and response.
- McGrath G.G., 2011. Utilizing the OSLTF for Response to Spills from Sunken Shipwrecks, International Oil Spill Conference Proceedings Mar 2011, Vol. 2011, No. 1 (March 2011) pp. abs354.
- Michel J., Etkin D. S., Gilbert T., Urban R., Waldron J., Blocksidge C.T., 2005. Potentially Polluting Wrecks in Marine Waters. International Oil Spill Conference (IOSC).
- National Research Council (NRC), 1997. Contaminated Sediments in Ports and Waterways, National Academy Press, Washington DC, USA, www.nap.edu.
- NRC, 1999. Spills of nonfloating oils – Risk and response, National Academy Press, Washington DC, USA, 75 pp. www.nap.edu.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2013. Risk assessment for potentially polluting wrecks in U.S. waters, USA.
- Parker H., Moller T., 2008. Sunken oil and the removal of oil from sunken wrecks. Proceedings of the 2008 International Oil Spill Conference, May 4-8 2008, Savannah, Georgia, USA.
- Preston G.L., Gillett R.D., McCoy M.A., Murrell P.A., Lovell E.R., 1997. Ship groundings in the Pacific Islands region. Issues and Guidelines. South Pacific Regional Environment Programme, Apia, Samoa.
- Radermacher M., Bioremediation of Marine Oil Spills, <http://home.engineering.iastate.edu/~tge/ce421-521/matt-r.pdf>.
- Renholds J., 1998. In situ treatment of contaminated sediments. Technology Innovation Office, Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. December. Dostępne na stronie: <https://clu-in.org/download/studentpapers/renhold.pdf>.
- Rymell M., 2009. RP595 Sunken and Submerged Oils – Behaviour and Response, BMT Cordah Limited, prepared for Maritime and Coastguard Agency, UK.
- Schifano V., 2015. Binder stabilization with beneficial use of CCR in closure – remediation/corrective actions of coal ash impoundments. 2015 World of Coal Ash Conference, Nashville, US.
- Srivastava L. P., Ramudu P. B., Prasad A., 2009. Stabilization of engine oil contaminated soil using fly ash, Indian Geotechnical Conference, India.
- Swannell R.P.J., Lee K., McDonagh M., 1996. Field Evaluations of Marine Oil Spill Bioremediation. Microbiological Reviews, Vol. 60, No. 2, June, p.342-365.
- Tetra Tech, Inc. (Tetra Tech), 2013. Feasibility Study for the Remediation of Sediments Adjacent to Lockheed Martin Middle River Complex, Middle River, Maryland.
- The Energy Resource Institute, 2014. Bioremediation: Cost-effective Alternative to Clean Environmental Messes, Environment Information System Centre, <http://www.envismadrasuniv.org/pdf/Bioremediation.pdf>.
- U.S. Army Corps of Engineers (U.S. ACE), 1998. Guidance for Subaqueous Dredged Material Capping Technical Report DOER-1, USA.
- U.S. ACE, 2008. Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments, ERDC/EL TR-08-29, USA.

- U.S. Congress, Office of Technology Assessment (OTA), 1991. Bioremediation for Marine Oil Spills – Background Paper, OTA-BP-O-70, Washington.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), 1998. Contaminated Sediments Program. Sediment Assessment and Remediation Report. Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments. EPA 905-B96-004, USA.
- U.S. EPA, 2000. A Guide to Developing and Documenting Cost Estimates During the Feasibility Study, USA.
- U.S. EPA, 2004. Presenter's Manual for: Remediation of Contaminated Sediments, Office of Solid Waste and Emergency Response, USA.
- U.S. EPA, 2005. Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites, EPA-540-R-05-012, USA.
- U.S. Navy Salvage Report, 2004. USS Mississinewa oil removal operations. Naval Sea Systems Command, Washington, D.C.
- Viduka A. J., 2012. Unit 10. Intrusive Techniques in Underwater Archaeology, Training Manual for the UNESCO Foundation Course on the Protection and Management of Underwater Cultural Heritage in Asia and the Pacific, Bangkok.
- Walker A. H., Michel J., Benggio B., McKetrick B., Scholz D., Boyd J., William W., 2003, Selection Guide for Oil Spill Applied Technologies. Volume I – Decision Making, Scientific and Environmental Associates, USA.
- Wittenberg R.E., Robb Ch. A., Luke G.R., 2013. In Situ Stabilization/Solidification (ISS) in the Power Industry and Applications for Coal Combustion Products (CCP). 2013 World of Coal Ash (WOCA) Conference, USA.

Adresy internetowe:

www.concreteconstruction.net – Fly ash – Concrete Construction

www.cpeo.org Central for Public Environmental Oversight

www.ecy.wa.gov/programs/spills/incidents/catala/factsheet_092007.pdf

www.eddypump.com

www.elastec.com

www.environment.fi

<https://frtr.gov/matrix2/section4/4-2.html> Federal Remediation Technologies Roundtable

www.flyash.info

www.google.pl/patents/US3500934

www.pneuma.it

www.spalanie.pwr.wroc.pl/badania/witryfikacja/popoliy.htm

www.texasbeyondhistory.net/belle/excavations.html

www.worldofcoalash.org

ROZDZIAŁ 6: PODSUMOWANIE

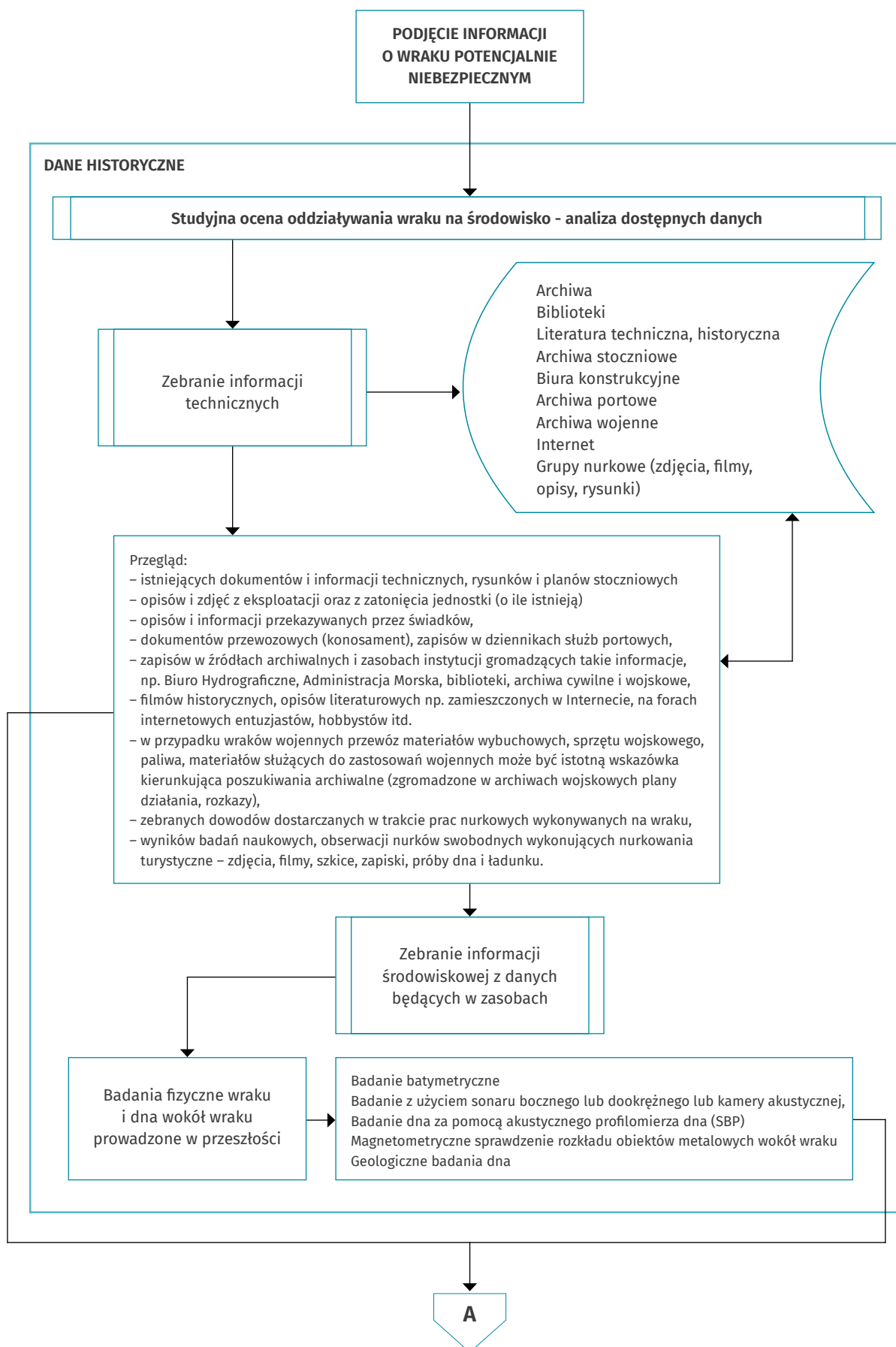
Ustalenie ścieżki postępowania, którą należy przyjąć przy badaniu wpływu wraków na środowisko morskie, zagrożeń jakie jednostki te stanowią dla ekosystemu oraz redukcji skutków tych zagrożeń – jest jednym z istotnych elementów działania, zarówno instytucji naukowych zajmujących się środowiskiem morskim, jak i podmiotów zarządzających obszarami morskimi, tj. administracji morskiej wszystkich szczebli.

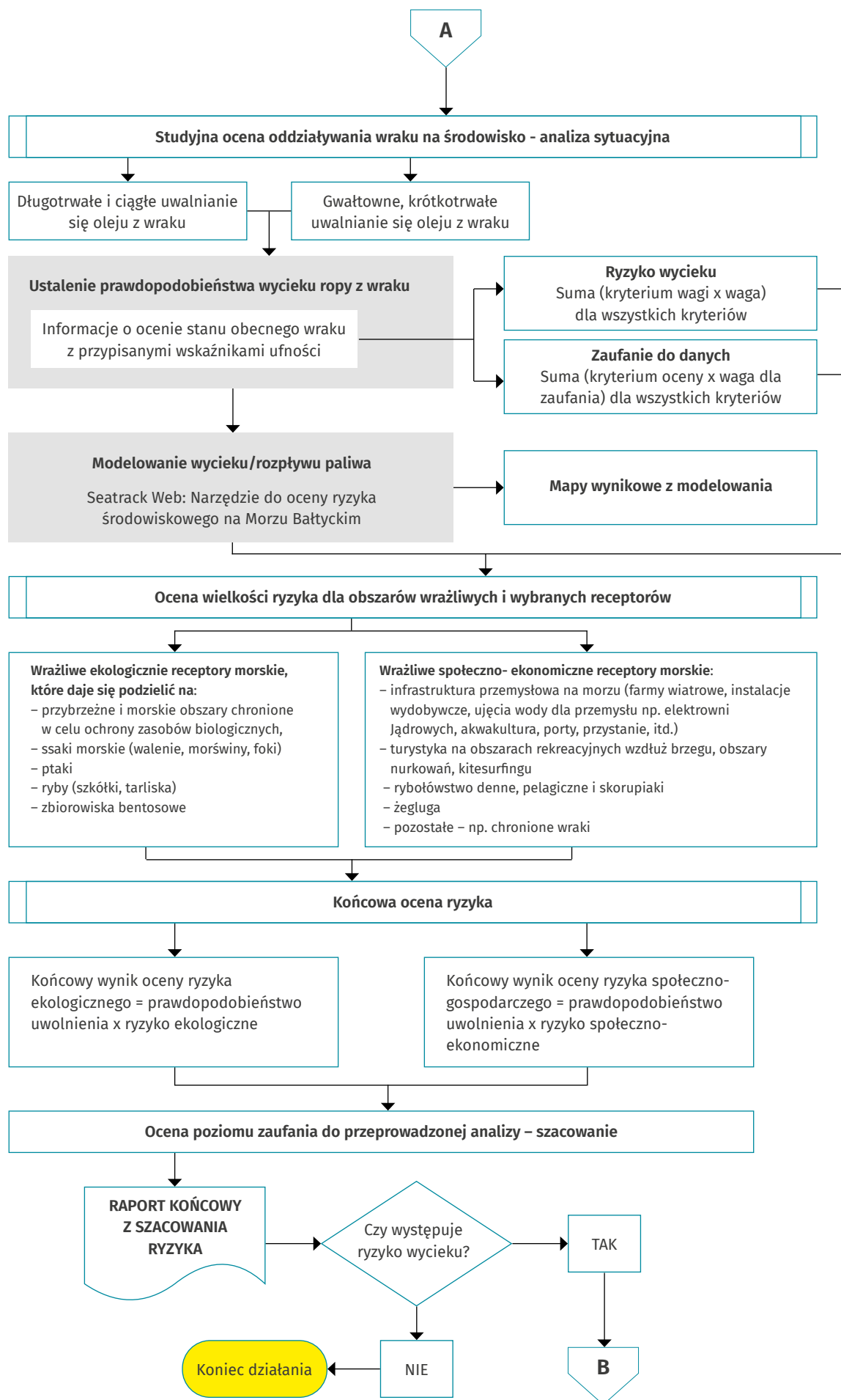
Propozycje przedstawione w niniejszym opracowaniu wskazują co, kiedy oraz w jaki sposób można przedsięwziąć, aby oszacować ryzyko wycieku paliw i innych substancji niebezpiecznych z wraków zalegających na dnie mórz. Wskazane praktyki stanowią jedną z wielu możliwości prowadzenia działań szacowania tego, o czym mamy de facto nikłe pojęcie w chwili, kiedy rozpoczynamy proces oceny. Przedstawiony poniżej algorytm postępowania pozwala na zaplanowanie kolejnych kroków przy badaniu wraków oraz w procesie remediacji. Do jego skutecznego sfinalizowania, niezbędne jest podjęcie dalszych decyzji rozstrzygających: czy konieczne jest realizowanie dodatkowych pomiarów oraz podjęcie się oczyszczania wraku. Zaproponowany schemat zawiera wszystkie elementy składowe procesu decyzyjnego, omówione szczegółowo w poprzednich rozdziałach publikacji.

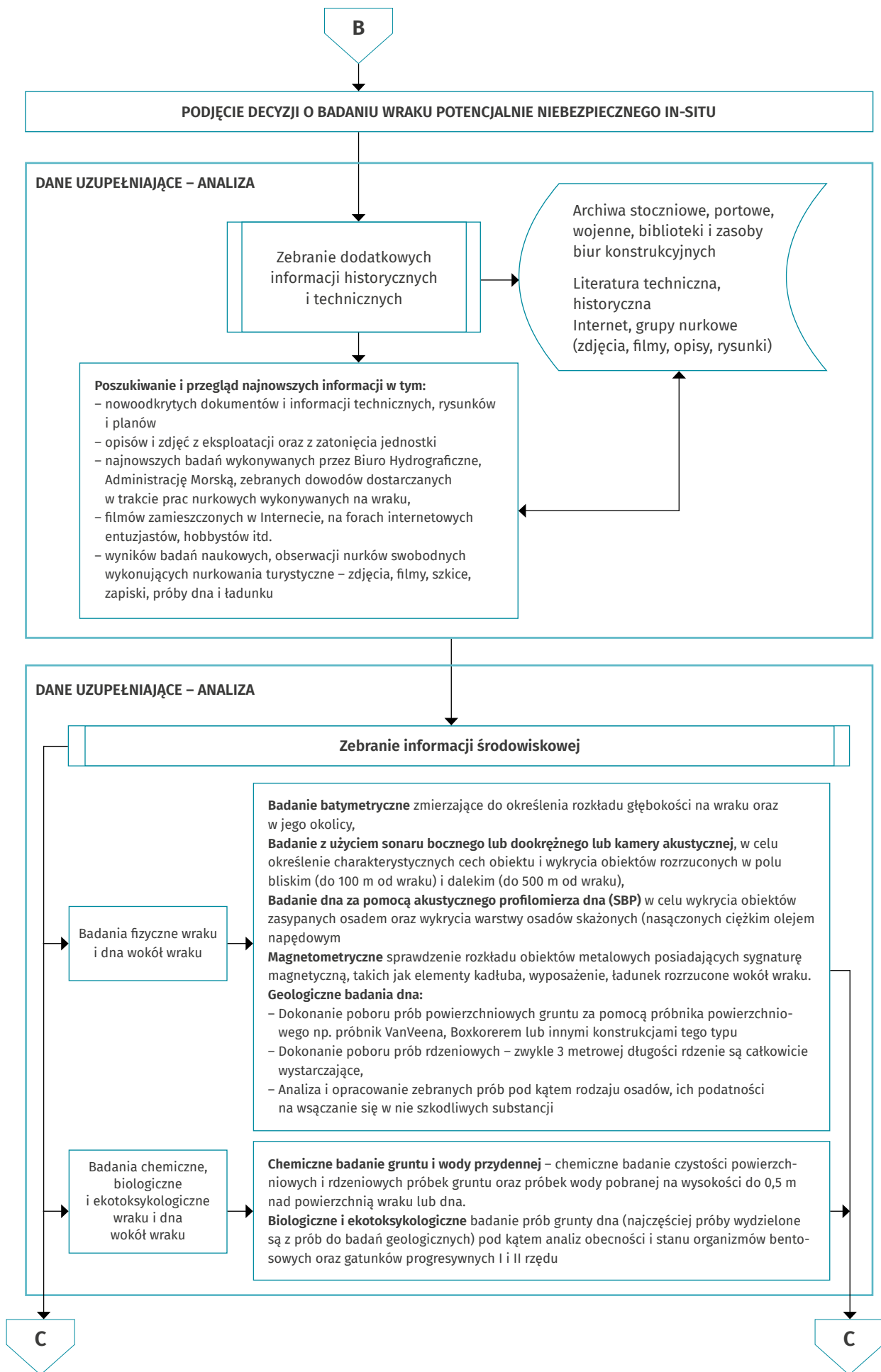
Proponowane rozwiązanie wskazuje na jedną z wielu możliwych do podjęcia ścieżek. W odniesieniu do procedur przedstawionych w poszczególnych rozdziałach metodyki, prezentowany w dalszej części opracowania schemat został uogólniony i przygotowany tak, aby możliwe było wykonanie wszystkich kroków, które są niezbędne do uzyskania jednoznacznej, wiarygodnej wiedzy w procesie oceny i kwalifikacji wraku jako niebezpiecznego/mało niebezpiecznego oraz określenie poziomu zagrożenia, które ze sobą niesie. Ścieżka postępowania umożliwia dowolne wyjście lub wejście do/ze schematu postępowania na każdym etapie postępowania, co czyni przedstawiony schemat projektem dość uniwersalnym.

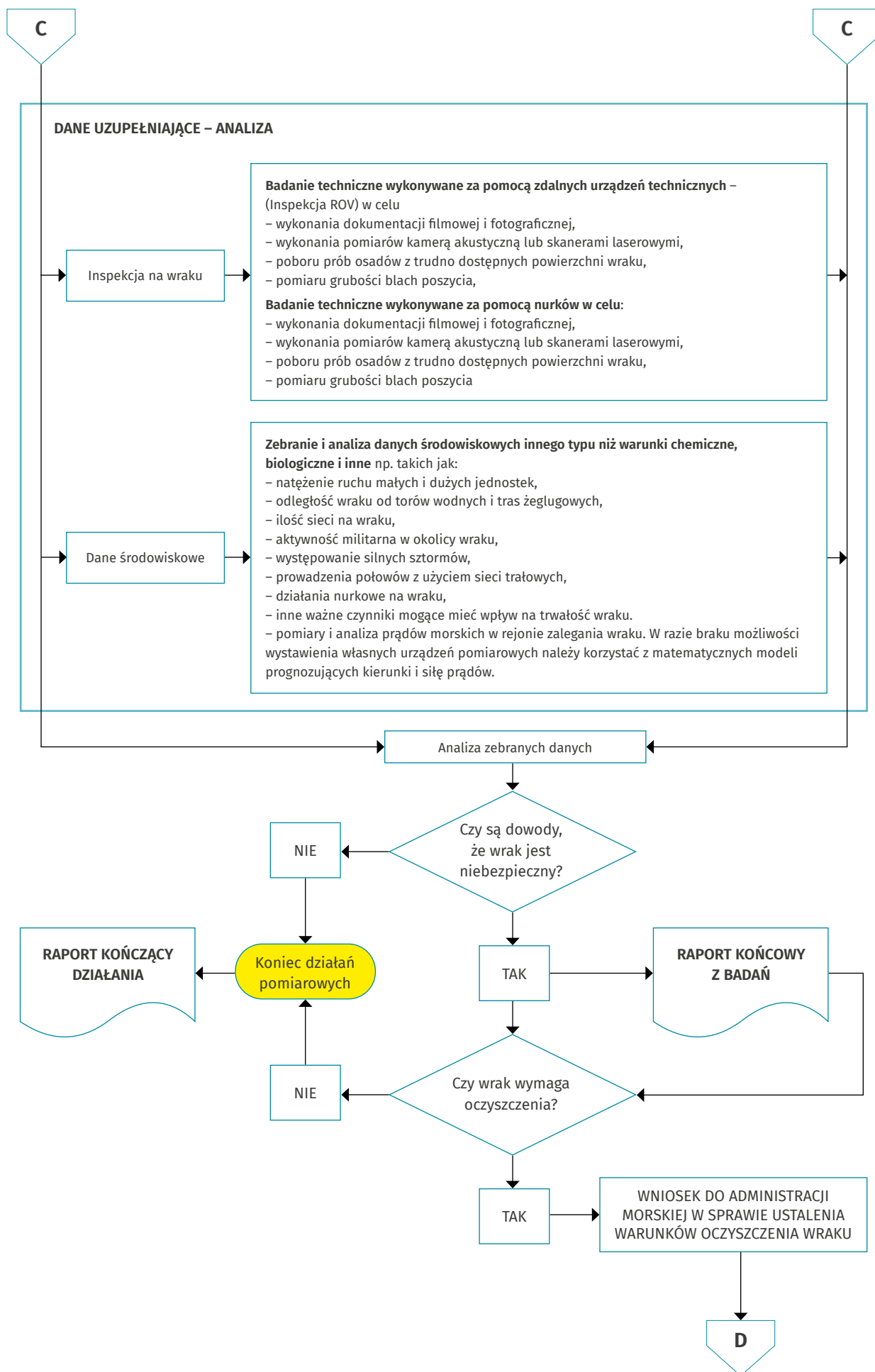
W odniesieniu do przytoczonych wcześniej systemów oceny wraków, stosowanych w innych krajach, pokazana ścieżka postępowania wykorzystuje najlepsze właściwości funkcjonujących już systemów (np. w Wielkiej Brytanii, czy Szwecji, itd.). Została ona jednak przystosowana do lokalnych warunków Bałtyku Południowego, możliwości sprzętowych oraz posiadanych zasobów, np. systemów modelowania sytuacji w skali mikro i makro. Procedura zapewnia zorganizowaną i efektywną kosztowo ścieżkę zarządzania wrakiem, rozpoczynając od wstępnej oceny ryzyka, poprzez szczegółowe badanie jednostki na miejscu, do pełnej rekultywacji środowiska.

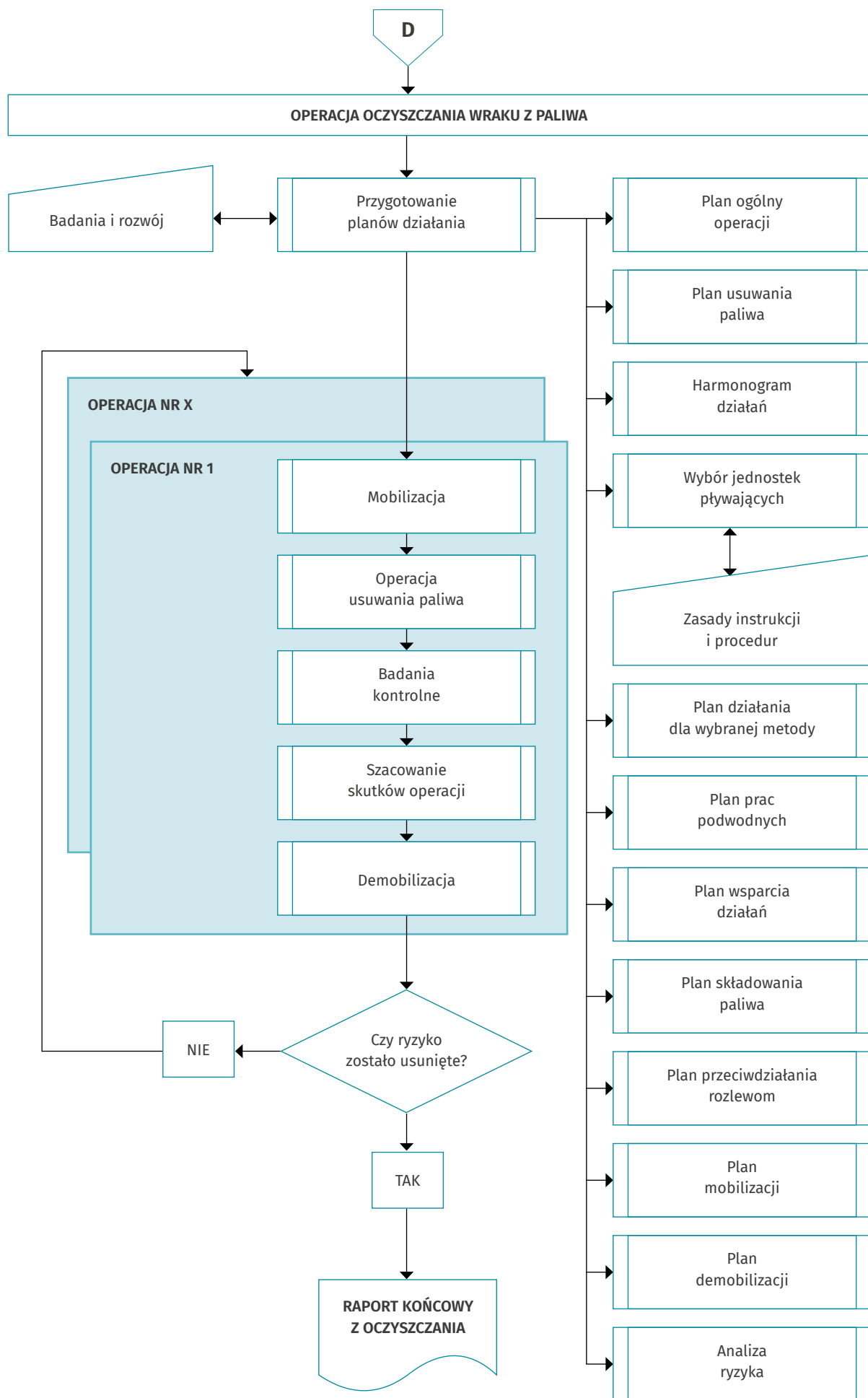
Algorytm 2. **Kolejność postępowania od momentu wykrycia wraku, jego rozpoznania, szacowania ryzyk do momentu oczyszczenia wraku z paliwa**













STYCZEŃ 2021

Raport wydany w ramach projektu „Redukcja negatywnego wpływu wycieków paliwa z wraku tankowca Franken” finansowanego przez Baltic Sea Conservation Foundation

