



Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie
Instytut Inżynierii Lądowej

Praca doktorska
Doctoral thesis

mgr inż. Ewa Iwanicka

Ocena efektywności oczyszczania gruntów z substancji ropopochodnych z uwzględnieniem warunków geotechnicznych

The assessment of soil treatment effectiveness to remove oil pollution
including geotechnical conditions

Dyscyplina: Inżynieria Lądowa, Geodezja i Transport

Praca wykonana pod kierunkiem:
Prof. dr hab. inż. Eugeniusz Koda (promotor)
Dr inż. Agnieszka Kiersnowska (promotor pomocniczy)

Recenzenci:
Prof. dr hab. inż. Lech Bałachowski
Politechnika Gdańska

Dr hab. inż. Jolanta Dąbrowska, prof. PWR
Politechnika Wrocławska

Dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. UZ
Uniwersytet Zielonogórski

Warszawa, rok 2025

Oświadczenie promotora pracy

Oświadczam, że niniejsza praca została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia ona warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego.

Data 12.05.2025

Podpis promotora pracy

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadoma odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przez mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności z ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022 r. poz. 2509 ze zm.).

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 12.05.2025

Czytelny podpis autora rozprawy Bruno Lewonicki

Serdeczne podziękowania

Panu Profesorowi Eugeniuszowi Kodzie

*za opiekę naukową, cierpliwość, cenne rady i nieocenioną pomoc
w realizacji niniejszej rozprawy, a także poświęcony czas i inspirujące rozmowy*

Pani Doktor Agnieszce Kiersnowskiej

za merytoryczne uwagi oraz okazaną życzliwość

Pracownikom Katedry Budownictwa Zrównoważonego i Geodezji

*za życzliwość oraz stworzenie przyjaznej atmosfery,
która towarzyszyła mi podczas realizacji niniejszej rozprawy*

Firmie Remea Sp. z o.o.

*za udostępnienie materiałów niezbędnych do przeprowadzenia analiz,
które przyczyniły się do realizacji niniejszej pracy naukowej*

Moim Rodzicom, Rodzeństwu i Kochanej Babci

za obecność, wsparcie i podtrzymywanie na duchu w chwilach zwątpienia

Łukaszowi Iwanickiemu

*za wsparcie w dążeniu do celu, cierpliwość, codzienną obecność
i nieustanną wiarę w moje możliwości*

*oraz Tym wszystkim, którzy przyczynili się do realizacji niniejszej pracy doktorskiej,
a których z nieznanых powodów pominęłam*

Streszczenie

Ocena efektywności oczyszczania gruntów z substancji ropopochodnych z uwzględnieniem warunków geotechnicznych

Praca dotyczy oceny skuteczności projektowanych i stosowanych metod remediacji gruntów zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi w odniesieniu do warunków geotechnicznych podłoża i procedur decyzyjnych. Skuteczna remediacja gruntów na terenach poprzemysłowych warunkuje zmianę ich przeznaczenia i zagospodarowania na cele inwestycyjne (mieszkaniowe, komunalne, komercyjne, użyteczności publicznej lub inne). W rozprawie przedstawiono analizę zagrożeń związanych z zanieczyszczeniem środowiska gruntowo-wodnego, właściwości gruntów mających wpływ na kumulację i usuwanie zanieczyszczeń oraz wpływ substancji ropopochodnych na strukturę i przepuszczalność gruntów. Na potrzeby założonych celów rozprawy przeanalizowano 100 obiektów na których prowadzono prace remediacyjne, a następnie wybrano 5 obiektów do szczegółowej analizy przebiegu prac remediacyjnych i opracowania wniosku oraz algorytmu postępowania przy planowaniu i realizacji działań remediacyjnych. Zaproponowano algorytm postępowania przy prowadzeniu remediacji, obejmujący etapy rozpoznania i oceny ryzyka, ocenę stanu zanieczyszczenia, dobór optymalnej metody oczyszczania oraz monitorowanie efektywności działań remediacyjnych. Szczególną uwagę poświęcono wpływowi warunków geotechnicznych na skuteczność remediacji, podkreślając znaczenie indywidualnego podejścia do każdego przypadku, w tym dostosowania metody do charakterystyki gruntu i stopnia jego zanieczyszczenia. Zaprezentowane w pracy wyniki badań oraz wnioski mają na celu zwiększenie efektywności działań oczyszczających przy jednoczesnym ograniczeniu ich wpływu na środowisko i wcześniejszym przygotowaniu terenu na cele inwestycyjne.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie gruntu, ryzyko środowiskowe, remediacja podłoża gruntowego, substancje ropopochodne, rozpoznanie podłoża gruntowego, monitoring

Summary

The assessment of soil treatment effectiveness to remove oil contamination including geotechnical conditions

The work concerns the assessment of the effectiveness of designed and applied methods for the remediation of soils contaminated with petroleum-derived substances in relation to the geotechnical conditions of the ground and decision-making procedures. Effective soil remediation in post-industrial areas determines the possibility of changing their use and development for investment purposes (residential, municipal, commercial, public utility, or others). The dissertation presents an analysis of the risks associated with soil and groundwater contamination, the properties of soils that influence the accumulation and removal of pollutants, as well as the impact of petroleum substances on soil structure and permeability. For the purposes of the dissertation's objectives, 100 sites where remediation work was carried out were analyzed, and then 5 sites were selected for a detailed analysis of the remediation process and the development of conclusions and a procedural algorithm for planning and implementing remediation activities. A remediation procedure algorithm was proposed, including the stages of risk identification and assessment, contamination assessment, selection of the optimal cleaning method, and the effectiveness of remediation actions monitoring. Special attention was given to the impact of geotechnical conditions on the effectiveness of remediation, emphasizing the importance of an individual approach to each case, including the adaptation of the method to the soil characteristics and the degree of contamination. The research results and conclusions presented in the work aim to increase the efficiency of remediation activities while minimizing their environmental impact and preparing the area in advance for investment purposes.

Keywords: soil contamination, environmental risk, soil remediation, oil contamination, soil investigation, monitoring

Spis treści

SPIS TREŚCI	9
WYKAZ WAŻNIEJSZYCH SYMBOLI, OZNACZEŃ, SKRÓTÓW	13
1. WSTĘP	17
1.1. UZASADNIENIE WYBORU TEMATU	17
1.2. HIPOTEZA BADAWCZA I CEL PRACY	23
1.3. ZAKRES PRACY	23
2. SUBSTANCJE ROPOPOCHODNE A RYZYKO ŚRODOWISKOWE.....	26
2.1. WPROWADZENIE	26
2.2. POCHODZENIE SUBSTANCJI I PRZENIKANIE DO ŚRODOWISKA.....	28
2.3. PODZIAŁ SUBSTANCJI ROPOPOCHODNYCH.....	30
2.4. MIGRACJA ZANIECZYSZCZEŃ	34
2.5. ANALIZA RYZYKA	39
3. REGULACJE PRAWNE	43
3.1. WPROWADZENIE	43
3.2. OBOWIĄZUJĄCE PRZEPISY W ZAKRESIE REMEDIACJI I REKULTYWACJI	45
3.3. HISTORYCZNE ZANIECZYSZCZENIE, A SZKODY W ŚRODOWISKU	47
3.4. PRZEKSZTAŁCENIA TERENÓW POPRZEMYSŁOWYCH	49
4. ETAPY PROWADZENIA OCENY ZANIECZYSZCZENIA POWIERZCHNI ZIEMI..	53
4.1. WPROWADZENIE	53
4.2. USTALENIE PRZYCZYNY WYSTĘPOWANIA ZANIECZYSZCZENIA – ETAP I	54
4.3. USTALENIE LISTY SUBSTANCJI POWODUJĄCYCH RYZYKO – ETAP II.....	55
4.4. PRZEGLĄD I ANALIZA DOSTĘPNYCH INFORMACJI – ETAP III.....	56
4.5. PROJEKTOWANIE BADAŃ WSTĘPNYCH – ETAP IV.....	57
4.6. PROJEKTOWANIE BADAŃ SZCZEGÓŁOWYCH WRAZ Z REALIZACJĄ – ETAP V	65
5. OCENA WARUNKÓW GEOTECHNICZNYCH I STANU ZANIECZYSZCZENIA GRUNTÓW	67
5.1. WPROWADZENIE	67
5.2. PLANOWANIE BADAŃ	69
5.3. POBIERANIE PRÓBEK DO OCENY STANU ZANIECZYSZCZENIA.....	71

5.4. PROWADZENIE BADAŃ SONDAMI ŚRODOWISKOWYMI	77
5.5. NIEPEWNOŚĆ POBIERANIA PRÓBEK GRUNTU	81
5.6. OCENA GEOTECHNICZNYCH PARAMETRÓW GRUNTU	87
5.7. WYBRANE PARAMETRY GEOTECHNICZNE	89
5.8. PODSUMOWANIE	94
6. METODY REMEDIACJI	95
6.1. WPROWADZENIE	95
6.2. BIOREMEDIACJA	96
6.3. FITOREMEDIACJA	98
6.4. EKSTRAKCJA PAROWA	99
6.5. WSPOMAGANIE TERMICZNE EKSTRAKCJI PAROWEJ Z GLEBY	101
6.6. IZOLACJA ZANIECZYSZCZONEGO TERENU	102
6.7. STABILIZACJA	103
6.8. ŚCIANY SZCELINOWE	105
6.9. ELEKTROREMEDIACJA	106
6.10. PRZEMYWANIE GRUNTU	108
6.11. KOMPOSTOWANIE	109
6.12. BIOREAKTORY	110
6.13. SPALANIE	112
6.14. DESORPCJA TERMICZNA	113
6.15. EKSTRAKCJA PAROWA	115
6.16. DEHAŁOGENACJA	116
6.17. EKSTRAKCJA ROZPUSSZCZALNIKOWA	118
6.18. UTLENIANIE/ REDUKCJA	119
6.19. PODSUMOWANIE	120
7. CHARAKTERYSTYKA I PORÓWNANIE OBIEKTÓW BADAWCZYCH	123
7.1. WPROWADZENIE	123
7.2. METODYKA I ZAKRES BADAŃ	124
7.3. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU NR I	125
7.4. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU NR II	138
7.5. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU NR III	149
7.6. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU NR IV	157

7.7. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU NR V	164
7.8. OCENA SKUTECZNOŚCI DZIAŁAŃ REMEDIACYJNYCH NA OBIEKTACH BADAWCZYCH	177
8. PROPONOWANY ALGORYTM POSTĘPOWANIA PRZY DOBORZE LUB ZMIANIE METODY REMEDIACJI.....	183
8.1. WPROWADZENIE	183
8.2. PROPONOWANY ALGORYTM.....	184
8.3. PODSUMOWANIE	189
9. PODSUMOWANIE I WNIOSKI	190
9.1. PODSUMOWANIE	190
9.2. WNIOSKI	191
9.2.1. WNIOSKI OGÓLNE.....	191
9.2.2. WNIOSKI SZCZEGÓŁOWE Z ANALIZY OBIEKTÓW BADAWCZYCH	192
9.2.3. WNIOSKI Z PROPONOWANEGO ALGORYTMU POSTĘPOWANIA PRZY DOBORZE LUB ZMIANIE METODY REMEDIACJI	193
9.3. KIERUNKI DALSZYCH BADAŃ	193
LITERATURA	194
SPIS RYSUNKÓW	217
SPIS TABEL.....	223
 ZAŁĄCZNIKI	
ZAŁĄCZNIK 1. Zestawienie obiektów badawczych	
ZAŁĄCZNIK 2. Wyniki prowadzonych badań na wybranych obiektach	
ZAŁĄCZNIK 3. Metryki sondowań geośrodowiskowych	

Wykaz ważniejszych symboli, oznaczeń, skrótów

C_{6-12}	– węglowodory frakcji benzyn
C_{12-35}	– węglowodory frakcji olejów
C_{6-12}^{final}	– koncentracja finalna frakcji benzyn C_{6-12}
C_{6-12}^{gran}	– stężenie graniczne frakcji benzyn C_{6-12}
C_{6-12}^{max}	– maksymalna (osiągnięta) koncentracja frakcji benzyn C_{6-12}
C_{12-35}^{final}	– koncentracja finalna frakcji olejów C_{12-35}
C_{12-35}^{gran}	– stężenie graniczne frakcji olejów C_{12-35}
C_{12-35}^{max}	– maksymalna (osiągnięta) koncentracja frakcji olejów C_{12-35}
$K_{C_{6-12}}$	– krotność przekroczeń dla frakcji benzyn C_{6-12}
$K_{C_{12-35}}$	– krotność przekroczeń dla frakcji olejów C_{12-35}
$\eta_{C_{6-12}}$	– skuteczność redukcji dla frakcji benzyn C_{6-12}
$\eta_{C_{12-35}}$	– skuteczność redukcji dla frakcji olejów C_{12-35}
ρ_{ds}	– gęstość objętościowa szkieletu gruntowego

<i>AF</i>	– Autofluorescencja
<i>AT</i>	– Averaging Time (okres uśredniania)
<i>BTEX</i>	– Węglowodory monoaromatyczne (benzen, toluen, etylbenzen, ksylen)
<i>BW</i>	– Body Weight (masa ciała)
<i>C</i>	– Concentration (stężenie zanieczyszczenia)
<i>CCL₄</i>	– Tetrachlorometan
<i>CDI</i>	– Chronic Daily Intake
<i>CH₄</i>	– Metan
<i>CLARINET</i>	– Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (grupa robocza)
<i>CR</i>	– Contact Rate
<i>CO₂</i>	– Dwutlenek węgla
<i>D</i>	– Współczynnik dyspersji
<i>DCA</i>	– Dwuchloroetan
<i>DCE</i>	– Dwuchloroeten
<i>DDT</i>	– Dichlorodifenylotrichloroetan
<i>DNAPL</i>	– Denser-than-water non-aqueous phase liquid (ciężka ciecz organiczna)
<i>DWP</i>	– Dyrektywa Wód Podziemnych
<i>EC</i>	– Electrical conductivity (przewodnictwo elektryczne)
<i>EC₅₀</i>	– Effective Concentration 50%
<i>ECD</i>	– Electron Capture Detector (detektor elektronów)
<i>ED</i>	– Exposure Duration (czas trwania narażenia)
<i>EEA</i>	– European Environment Agency
<i>EEA-39</i>	– European Economic Area 39 (Europejski Obszar Gospodarczy 39)
<i>EPA</i>	– Environmental Protection Agency
<i>EF</i>	– Exposure Frequency (częstotliwość narażenia)
<i>FEP</i>	– Fluoroplastyczna Powłoka z Fluoroetylenem i Propylenem
<i>FID</i>	– Flame Ionization Detector (detektor jonizacji płomieniowej)
<i>GUS</i>	– Główny Urząd Statystyczny
<i>GDOŚ</i>	– Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
<i>GIOŚ</i>	– Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
<i>GPS</i>	– Global Positioning System
<i>HCB</i>	– Heksachlorobenzen
<i>HCH</i>	– Heksachlorocykloheksan
<i>HDPE</i>	– High-Density Polyethylene

<i>HQ</i>	– Hazard Quotient
<i>JWA</i>	– Jednopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne
<i>KCL</i>	– Chlorek potasu
<i>LA</i>	– Laboratorium Akredytowane
<i>LC₅₀</i>	– Lethal Concentration 50%
<i>LIF</i>	– Laser Induced Fluorescence (fluorescencja wzbudzana laserowo)
<i>LNAPL</i>	– Ligther-than-water non-aqueous phase liquid (lekka ciecz organiczna)
<i>LOEC</i>	– Lowest Observed Effect Concentration (najniższe stężenie dla którego zachodzi zmiana)
<i>MIP</i>	– Membrane Interface Probe
<i>MPS</i>	– Materiały Pędne I Smary
<i>NA</i>	– Natural Attenuation
<i>NAPL</i>	– Non-aqueous phase liquid (ciecz organiczna niemieszająca się z wodą)
<i>NOEC</i>	– No Observed Effect Concentration
<i>NVOC</i>	– Non volatile organic compounds (nielotna substancja organiczna)
<i>OIP</i>	– Optical Image Profiler
<i>PAH</i>	– Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
<i>PCB</i>	– Polichlorowane bifenyle
<i>PCDD</i>	– Polichlorowane dibenzo- <i>p</i> -dioksyny
<i>PCDF</i>	– Polichlorowane dibenzofurany
<i>PCN</i>	– Polichlorowane naftaleny
<i>PCV</i>	– Polichlorek winylu
<i>PEC</i>	– Predicted Environmental Concentration (wartość prognozowanego stężenia)
<i>pH</i>	– Miara kwasowości lub zasadowości roztworu
<i>PID</i>	– Photoionization Detector (detektor fotojonizacyjny)
<i>PNEC</i>	– Predicted No-Effect Concentration (stężenie nie powodujące zmian w środowisku)
<i>PKB</i>	– Produkt Krajowy Brutto
<i>POPiHN</i>	– Polska Organizacja Przemysłu i Handlu Naftowego
<i>POPs</i>	– Persistent Organic Pollutants
<i>POŚ</i>	– Prawo Ochrony Środowiska
<i>ppm</i>	– Milionowa część
<i>ppm-v</i>	– Milionowa część w objętości powietrza
<i>R</i>	– Cancer Risk; Składnik źródłowy lub zaniku
<i>RDOŚ</i>	– Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
<i>RDW</i>	– Ramowa Dyrektywa Wodna

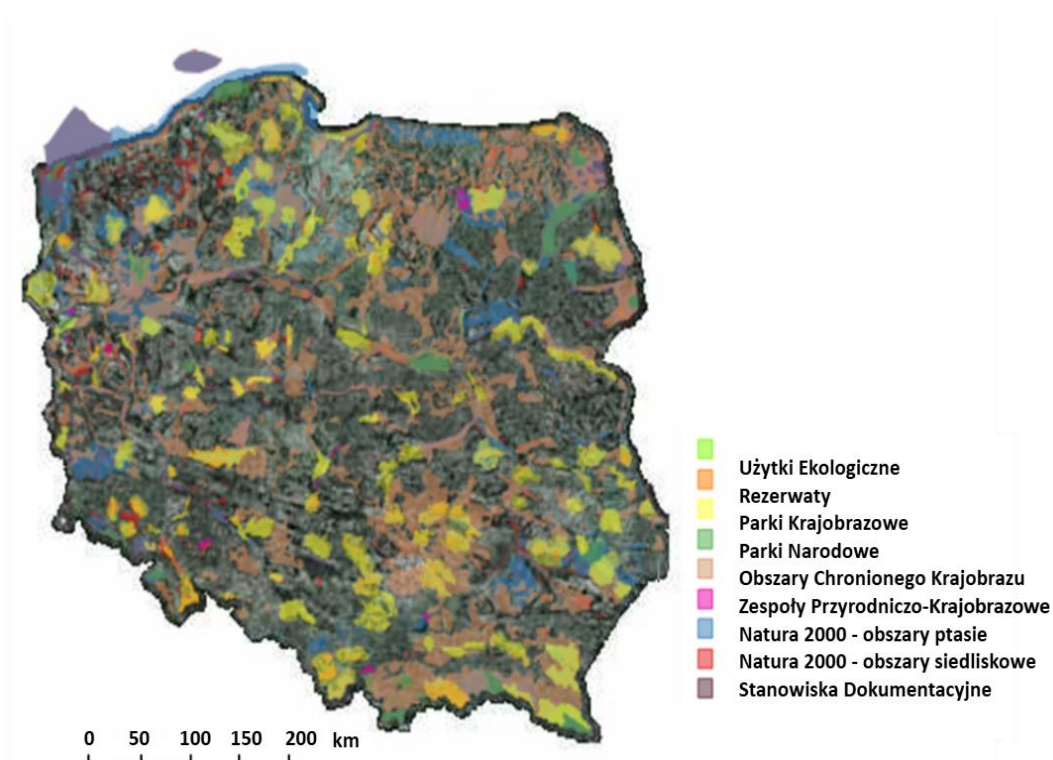
<i>RfD</i>	– Reference Dose (dawka referencyjna)
<i>sp</i> ³	– Hybrydyzacja orbitalna tetraedryczna
<i>Sf</i>	– Slope Factor
<i>SVOC</i>	– Semi volatile organic compounds (półlotna substancja organiczna)
<i>TCA</i>	– Trójchłoroetan
<i>TRI</i>	– Toxics Release Inventory (rejestr emisji substancji toksycznych)
<i>UE</i>	– Unia Europejska
<i>UNEP</i>	– United Nations Environment Programme
<i>UV</i>	– Promieniowanie Ultrafioletowe
<i>v</i>	– Prędkość adwekcyjna
<i>VC</i>	– Chlorek winylu
<i>VOC</i>	– Volatile Organic Compounds
<i>WIOŚ</i>	– Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska
<i>WWA</i>	– Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne
<i>XSD</i>	– Halogen-Specific Detector (detektor dedykowany dla halogenków)
π	– Orbitale π , powstają w wyniku bocznego nakładania się orbitali p, występują w układach sprzężonych i odpowiadają za stabilność węglowodorów aromatycznych

1. Wstęp

1.1. Uzasadnienie wyboru tematu

Odtwarzanie walorów środowiskowych i użytkowych terenów zdegradowanych jest ważnym zagadnieniem w kontekście ograniczonych zasobów naturalnych oraz rosnących problemów wynikających z degradacji środowiska. Wraz z przyrostem liczby ludności, intensyfikacją urbanizacji oraz dynamicznym rozwojem gospodarki, remediacja terenów zdegradowanych w wyniku działalności człowieka staje się coraz bardziej powszechnym wyzwaniem. W obliczu zmian klimatycznych, zubożenia zasobów naturalnych i nasilających się problemów środowiskowych, odnowa takich terenów ma istotne znaczenie dla osiągnięcia zrównoważonego rozwoju (Maciejewska i Turek, 2018) i zachowania planety dla przyszłych pokoleń. Rekultywacja odnosi się do działań mających na celu przywrócenie zdegradowanych obszarów do stanu zbliżonego do naturalnego lub pierwotnego (Markuszevska, 2009), obejmujących działania takie jak rekultywacja gleb, odtwarzanie roślinności, regeneracja ekosystemów wodnych oraz wspieranie bioróżnorodności. Prace te przynoszą liczne korzyści ekologiczne (Gałązka i in. 2010), w tym przywracanie kluczowych funkcji ekosystemów, co jest istotne dla zdrowia i stabilności środowisk naturalnych. Odtworzenie roślinności na obszarach zdegradowanych wspiera procesy retencji wody (Waszczuk, 2015), zapobiega erozji gleb i poprawia jakość powietrza. Przywracanie różnorodności biologicznej jest również ważne, ponieważ stabilność ekosystemów zależy od bogactwa gatunków, co z kolei zapewnia różne usługi ekosystemowe, takie jak zapylenie, regulacja populacji szkodników i filtracja wody. Ponadto, rekultywacja zdegradowanych terenów sprzyja odbudowie i rozwojowi lokalnych społeczności, generując miejsca pracy i wspierając lokalną gospodarkę, co z kolei może zwiększać świadomość ekologiczną (Fan i in., 2012). Dążenie do zrównoważonego rozwoju wymaga skoordynowanych działań na poziomie globalnym i lokalnym (Waszczuk, 2017). Rekultywacja stanowi jedno z tych działań, które pozwala ograniczyć negatywny wpływ działalności człowieka na środowisko i chronić zasoby naturalne dla przyszłych pokoleń. Analizując rysunek 1.1, można zauważyć, że Polska posiada znaczną liczbę obszarów chronionych, rozproszonych na terenie całego kraju. Różnorodność form ochrony przyrody, takich jak rezerваты, parki narodowe, czy obszary Natura 2000, świadczy o dużym zaangażowaniu w zachowanie bioróżnorodności i ochronę unikalnych walorów krajobrazowych. Cennym źródłem informacji są sporządzane i w cyklu kilkuletnim aktualizowane (Kozłowska i in., 2015; Pasieczna i in., 2020), ogólnodostępne

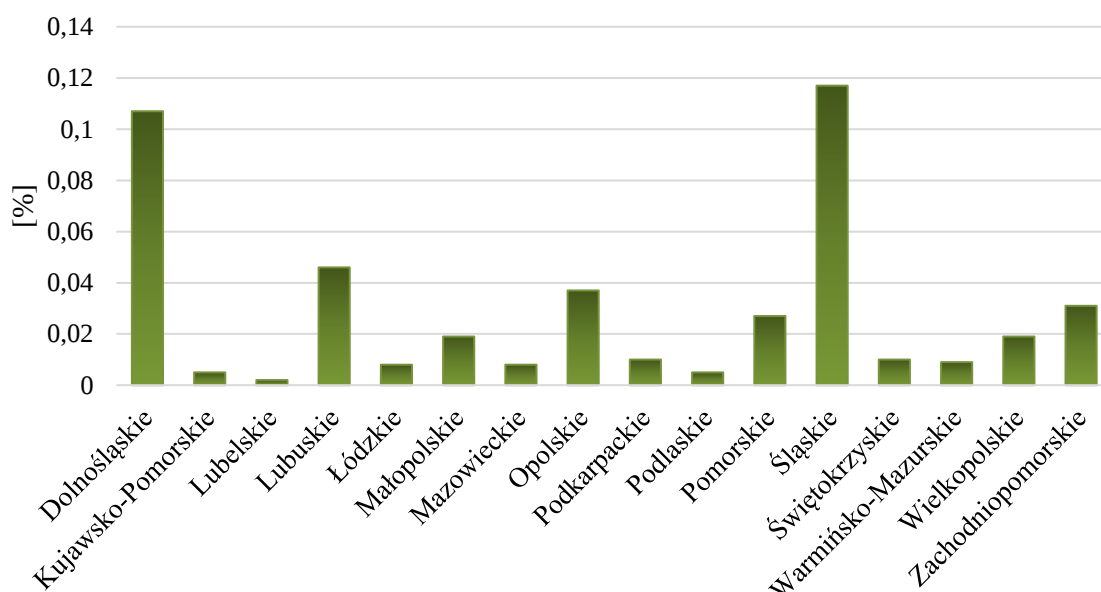
mapy sozologiczne, które mogą stanowić jedną z wielu podstaw do działań planistycznych, które również powinny być oparte na aktualnym stanie środowiska w analizowanym obszarze (Kozacki i Macias, 2004).



Rys. 1.1. Mapa obszarów chronionych w Polsce, uwzględniająca użytki ekologiczne, rezerваты, parki krajobrazowe, parki narodowe, obszary chronionego krajobrazu, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe, a także obszary Natura 2000, obszary ptasie i siedliskowe (GeoSerwis GDOŚ - Mapy obszarów chronionych w Polsce, 2024).

Wdrażając skuteczne strategie rekultywacji, możemy odbudować i zachować zdrowe, funkcjonalne i zrównoważone środowisko, co przyczyni się do lepszego życia dla nas wszystkich (Gasidło, 2008). Proces ten stanowi fazę kończącą proces upadku wcześniej funkcjonującej i rozwijającej się działalności np. przemysłowej, zaś po rekultywacji następujące zagospodarowanie terenów inicjujący nowy sposób użytkowania danego obszaru. Sprawnie funkcjonujący cykl życia zagospodarowania terenu (Ulanicka-Raczyńska, 2022). jest kluczowy zarówno dla stanu środowiska jak i żyjącej w nim społeczności. Dla jego płynnego przebiegu ważne jest wcześniejsze zaplanowanie kierunku rekultywacji i przyszłego zagospodarowania (Denis, 2017; Denis, 2020, Siuta i in., 2002) . Bardzo często okazuje się jednak, że jest to zadanie trudne, gdyż wymaga spójnej i świadomej polityki planistycznej gmin (Payá Pérez i in., 2015) oraz podmiotu odpowiedzialnego za rekultywację w dłuższej perspektywie, a nawet na przestrzeni kilkudziesięciu lat

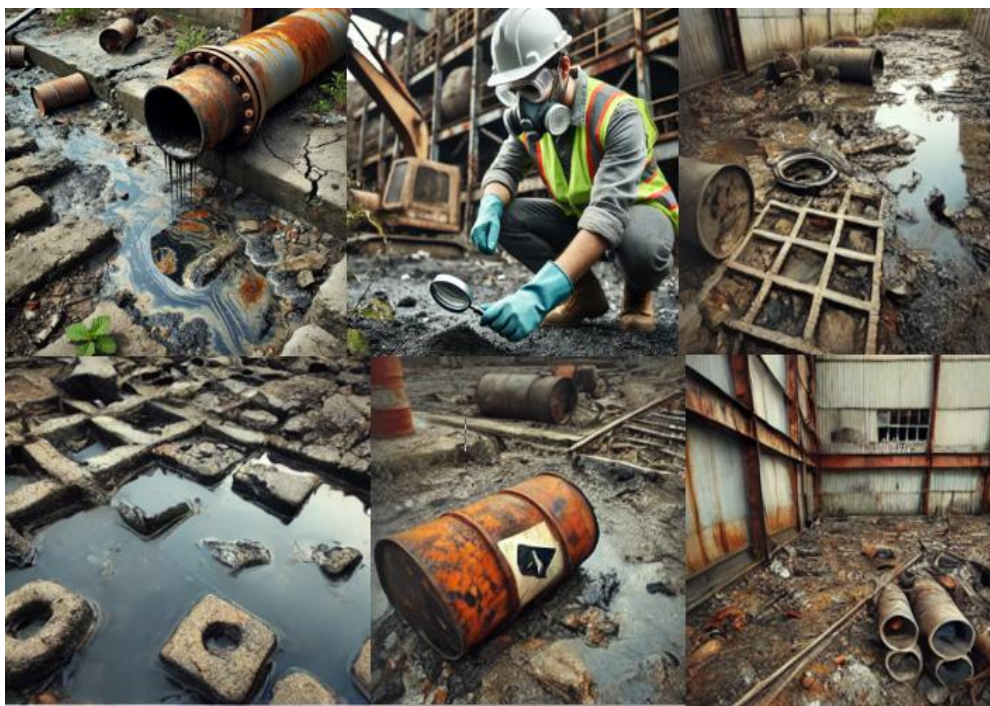
(Jasiewicz i Szczerbińska-Byrska, 2008). Dodatkowym czynnikiem utrudniającym płynność i ciągłość przemian terenów zdegradowanych w Polsce jest ustawowe rozdzielenie pojęć rekultywacja i zagospodarowanie gruntów. Wpływa to negatywnie na koordynację poszczególnych faz przekształceń (Malewski, 1999; Kubicka, 2014). Na rysunku 1.2 przedstawiono rozmiar terenów zdewastowanych i zdegradowanych, wymagających działań rekultywacyjnych w Polsce według stanu na rok 2023. Na podstawie danych z Banku Danych Lokalnych GUS (Bochenek i in., 2020; Bochenek i in., 2023) można zaobserwować, że znacząca część tych terenów znajduje się w regionach o intensywnej działalności przemysłowej i górniczej (Lapčík i Lapčíková, 2011), co wskazuje na koncentrację problemu w wybranych obszarach geograficznych (Kukuła, 2019; Wójcik, 2009). Takie tereny wymagają różnorodnych interwencji, w tym rekultywacji biologicznej, chemicznej lub technicznej, aby przywrócić ich wartość ekosystemową i użytkową. Z rysunku 1.2 wynika, że powierzchnia gruntów wymagających rekultywacji w Polsce pozostaje istotnym wyzwaniem środowiskowym, szczególnie w kontekście zrównoważonego rozwoju i konieczności minimalizacji skutków degradacji środowiska na poziomie krajowym.



Rys. 1.2. Powierzchnia gruntów zdewastowanych i zdegradowanych wymagających rekultywacji w 2022 roku w Polsce (oprac. na podstawie danych GUS Bank Danych Lokalnych z 2023).

Praktyki rolne nie są jedynym źródłem zanieczyszczenia gruntów i gleb. Źle zagospodarowane odpady komunalne i przemysłowe (rys. 1.3), są odpowiedzialne za ponad jedną trzecią lokalnych zanieczyszczeń, a kolejne miejsce na tej liście zajmuje działalność przemysłowa (Rodríguez Eugenio i in., 2018). Spośród kilku milionów miejsc, które uznaje

się za prowadzące działalność potencjalnie zanieczyszczającą środowisko w UE, szczegółowe informacje publiczne istnieją zaledwie dla niewielkiej części z nich.



Rys. 1.3. Przykłady stanowisk przemysłowych zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi i odpadami przemysłowymi wymagający remediacji.

Zanieczyszczenie gruntów i gleb jest również problemem globalnym (Al-Khyat i in., 2023). Powietrze (Ostrycharz i in., 2020) i woda mogą przenosić zanieczyszczenia, w tym związki azotu i drobne fragmenty plastiku, po całym świecie i osadzać je na powierzchniach lądowych. Zanieczyszczenia znajdują się nawet na najwyższych szczytach górskich i najbardziej oddalonych plażach, a nawet głębinach. Niektóre zanieczyszczenia rozkładają się z czasem w gruncie, ale inne zostają w nim trwale na zawsze. Ważnym aspektem jest zagadnienie związane z gospodarką o obiegu zamkniętym, aby łagodzić skutki nadmiernej konsumpcji (Kiersnowska i in., 2025). W wielu przypadkach grunty i gleby są miejscem końcowym, do którego trafiają różne zanieczyszczenia i w którym z czasem się gromadzą. Przeszłość związana z wykorzystaniem terenów na cele militarne wiąże się z występowaniem zanieczyszczeń w gruncie, a niekiedy i w wodzie (Suszczewicz i Dołzbłasz, 2019). Zagrożenia związane z tymi chemikaliami i ich różnymi mieszaninami nie są w pełni rozpoznane. Na podstawie pobranych próbek wiemy, że zanieczyszczenie gruntów i gleb może mieć znaczący wpływ na zdrowie ludzi, a także na bioróżnorodność oraz zdrowie ekosystemów. Zanieczyszczenia te mogą oddziaływać na organizmy glebowe i skażać żywność oraz wodę pitną.

Analizując ilość toksycznych chemikaliów uwalnianych przez przemysł w 2023 roku, warto zwrócić uwagę na znaczną skalę tego zjawiska. Dane statystyczne wskazują, że w tym roku na całym świecie uwolniono 8 169 286 ton takich substancji. Każda sekunda działalności przemysłowej skutkuje uwolnieniem około 310 kg toksycznych chemikaliów do atmosfery, gleby i wód, co łącznie daje około 10 milionów ton rocznie. Spośród nich ponad 2 miliony ton (4,5 miliarda funtów) stanowią związki rozpoznane jako rakotwórcze (Konieczko, 2006), co odpowiada 65 kg na sekundę. Toksyny te, definiowane jako substancje zdolne do wywołania poważnych chorób, zatrucia, wad wrodzonych lub śmierci, dostają się do środowiska na wiele sposobów, przez wycieki, emisje, wylewanie czy wypompowywanie (Greinert i Greinert, 1999). Tak szeroko rozumiana emisja obejmuje zarówno zanieczyszczenia powietrza, wody, jak i gleby, oraz wzajemne zależności między nimi, wpływając na zdrowie i równowagę ekosystemów. W związku z tym problem ten ma znaczenie globalne (Hussain i in., 2019) i wymaga międzynarodowego monitorowania (Panagos i in., 2011) oraz regulacji, co potwierdzają dane dostarczane przez programy i agencje międzynarodowe, takie jak: Program Środowiskowy Organizacji Narodów Zjednoczonych (UNEP), amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (EPA) czy Eurostat w kontekście Unii Europejskiej. Dane o emisjach i zanieczyszczeniach są dostępne w bazach takich jak: Toxic Release Inventory (TRI) czy Tri Explorer, które umożliwiają analizę skali zanieczyszczeń na poziomie lokalnym i globalnym. Proces remediacji gruntów skażonych jest złożony i kosztowny, lecz niezbędny dla oczyszczenia tych terenów z historycznych zanieczyszczeń. Niestety, lokalne władze często napotykają trudności w realizacji działań naprawczych ze względu na brak wystarczających środków finansowych i odpowiednich procedur. W krajach Unii Europejskiej udało się już zrehabilitować ponad 65 tysięcy lokalizacji, jednak znaczna część potencjalnie skażonych i zrehabilitowanych obszarów wciąż wymaga interwencji (Payá Pérez i Rodríguez Eugenio, 2018). Związki toksyczne są tradycyjnie powiązane z działalnością przemysłu ciężkiego, co oznacza, że w przypadku przekształcania dawnych terenów przemysłowych na inne cele, niezbędna jest szczegółowa analiza ich przeszłego użytkowania i historii działalności na nich prowadzonej (Colten, 1990). Liczne tereny poprzemysłowe, które były intensywnie eksploatowane przez dekady, są silnie zanieczyszczone. Problemy związane z historycznym zanieczyszczeniem gruntów zostały zauważone na poziomie europejskim już w 2017 roku, kiedy zagadnienie to po raz pierwszy uznano za priorytetowe dla całej Wspólnoty (Pasetto i in., 2019). W obliczu rosnącej urbanizacji, pogłębiającej się degradacji terenów oraz skumulowanych problemów na obszarach zdegradowanych, pojawia się konieczność podjęcia szeroko zakrojonych działań naprawczych (Jiménez Beltrán

i Toepfer, 2000). Przekształcenie tych terenów, zwłaszcza dawnych obszarów przemysłowych, wymaga dobrze zorganizowanych i kompleksowych działań (Dzidowska i Puła, 2009). Rewitalizacja takich terenów (Niedźwiecka-Filipiak i in., 2018) jest jednym z możliwych rozwiązań, które przyczynia się do poprawy jakości życia, zrównoważonego rozwoju, a także odbudowy kapitału naturalnego i społeczno-ekonomicznego poprzez odnowienie, integrację i przekształcenie zdegradowanych zasobów. Rewitalizacja dawnych terenów przemysłowych pozwala wdrożyć zasady zrównoważonego rozwoju oraz rozwiązać skumulowane problemy środowiskowe, społeczne i gospodarcze w granicach tych obszarów (Skalny i Białecka, 2015). Dla skutecznej rewitalizacji niezbędne jest posiadanie odpowiednich procedur i narzędzi (Adynkiewicz-Piragas i in., 2014; Greinert, 2009). Istotnym krokiem w tym procesie jest strategiczne planowanie i określenie przyszłego zagospodarowania terenów poprzemysłowych (Rizzo i in., 2015). Na tym etapie nieocenioną pomocą są narzędzia wspomagania procesu, oparte na teorii decyzji (Dudzińska-Jarmolińska, 2018). Obecnie istnieje wiele systemów wspierających proces rewitalizacji terenów przemysłowych (Hammond i in., 2021; Agostini i in., 2009; Huysegoms i Cappuyns, 2017; Pediaditi i in., 2010), jednak w Polsce wciąż brakuje uniwersalnego i dostępnego rozwiązania, które mogłoby być wykorzystywane przez wszystkich zainteresowanych. Remediacja gruntów zanieczyszczonych jest ważnym procesem przywracania użyteczności terenów zdegradowanych (Kamiński, 1990). Pomimo istnienia licznych metod oczyszczania, wiele projektów remediacyjnych okazuje się nieskutecznych, co prowadzi do konieczności powtarzania działań, zwiększenia kosztów oraz przedłużenia czasu prowadzonych prac. Jednym z głównych problemów nieskutecznych remediacji jest brak odpowiedniego przygotowania projektowego, w tym brak testów pilotażowych oraz nieadekwatna analiza efektywności (Kiepas-Kokot, 2003) zastosowanej technologii w odniesieniu do lokalnych warunków gruntowo-wodnych. Kolejnym często spotykanym problemem jest brak odpowiedniego rozpoznania podłoża, wynikający z niezajomości budowy geotechnicznej, stosowania badań gruntu niskiej jakości lub nieodpowiednio zaplanowanych badań terenowych (Frankowski i in., 2012). Skutkuje to niepełnym obrazem skali problemu oraz niewłaściwym doбором metod remediacyjnych. Do tego dochodzą błędne założenia projektowe, zakładające zbyt optymistyczne czasy trwania oczyszczania, niedoszacowanie skali rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń oraz brak bieżącego monitorowania efektów działań. Wszystkie te czynniki prowadzą do nieskutecznych remediacji, które nie przynoszą oczekiwanych rezultatów i wymagają ponownych interwencji. Dlatego istnieje realna potrzeba opracowania takiego narzędzia, a niniejsza praca stanowi próbę wypełnienia tej luki.

1.2. Hipoteza badawcza i cel pracy

W pracy postawiono następującą hipotezę badawczą:

Rozpoznanie i analiza warunków wodno-gruntowych oraz rodzaju i historii zanieczyszczenia stanowi podstawę do przeprowadzenia i oceny ryzyka środowiskowego efektywnych działań remediacyjnych gruntów.

Cele pracy:

- wybór optymalnych technik badań sozologicznych i geotechnicznych na potrzeby działań remediacyjnych,
- zebranie, analiza i weryfikacja przebiegu procesu oczyszczania na wybranych obiektach badawczych,
- efektywne działania remediacyjne są uwarunkowane zapewnieniem kontroli ich przebiegu na każdym etapie ich projektowania i realizacji,
- propozycja algorytmu postępowania przy doborze lub zmianie metody remediacji.

1.3. Zakres pracy

Praca składa się z dziewięciu rozdziałów i trzech załączników, przy czym w Rozdziale 1. przedstawiono uzasadnienie wyboru tematu oraz podano hipotezę, cel główny i cele szczegółowe pracy, zaś w Rozdziale 9. zamieszczono podsumowanie, wnioski ogólne i szczegółowe oraz kierunki dalszych prac i badań. W pracy można wyodrębnić dwie zasadnicze części: pierwsza stanowi przegląd aktualnej wiedzy na temat analizowanego zagadnienia (Rozdziały 2 ÷ 6), natomiast druga część dotyczy przeprowadzonych prac badawczych na potrzeby rozprawy doktorskiej oraz zaproponowanego algorytmu postępowania przy doborze lub ewentualnej zmianie lub modyfikacji metod remediacji (Rozdziały 7 i 8). Charakterystykę rozdziałów przedstawiono poniżej.

W Rozdziale 2. skoncentrowano się na problematyce występowania w podłożu gruntowym substancji ropopochodnych oraz ich pochodzeniu i wpływie na środowisko. Przedstawiono główne źródła pochodzenia substancji, uwzględniając ich właściwości fizyko-chemiczne i podział. Szczególną uwagę poświęcono procesowi transportu substancji ropopochodnych w podłożu gruntowym, w tym czynnikom mającym wpływ na jej tempo i zakres migracji. Omówiono również metodykę oceny ryzyka związanego z występowaniem węglowodorów w środowisku oraz ich potencjalnym wpływem na zdrowie ludzi.

W Rozdziale 3. omówiono aspekty prawne związane z ochroną środowiska, ze szczególnym uwzględnieniem problematyki występowania substancji zanieczyszczających w

gruncie. Przedstawiono zasadnicze regulacje krajowe oraz międzynarodowe dotyczące badań i badań terenów skażonych. Poruszony został aspekt zanieczyszczeń historycznych oraz szkód w środowisku. Podkreślono znaczenie aktualizacji regulacji prawnych w celu ograniczenia negatywnego wpływu zanieczyszczeń na środowisko oraz konieczności dostosowania przepisów i procedur do zmieniających się warunków środowiskowych i technologicznych oraz przyszłego zagospodarowania terenu.

W Rozdziale 4. przedstawiono proces oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi, opisując poszczególne etapy postępowania od identyfikacji źródeł skażenia do przeprowadzenia badań wstępnych i szczegółowych, na potrzeby opracowania projektów rekultywacji. Dokładnie scharakteryzowano ten proces w kontekście obowiązujących polskich regulacji oraz ogólnie omówiono, jak wygląda on w wybranych krajach europejskich.

W Rozdziale 5. zawarto informacje na temat prowadzenia oceny warunków geotechnicznych wraz z określeniem stanu zanieczyszczenia gruntów. Podkreślono znaczenie kompleksowej oceny parametrów geotechnicznych ze szczególnym uwzględnieniem potencjalnego wpływu substancji ropopochodnych na ich zmianę, opierając się na przeglądzie dostępnej literatury. Szczególną uwagę poświęcono odpowiedniemu planowaniu badań, obejmującemu dobranie właściwej technologii prowadzenia prac badawczych, określenie ilości i jakości pobieranych próbek oraz uwzględnieniu niepewności związanej z pobieraniem materiału do badań, co ma znaczenie do prowadzonych późniejszych analiz i planowania działań naprawczych. Omówiono zaawansowane technologie prowadzenia badań przy wykorzystaniu sond środowiskowych.

W Rozdziale 6. przedstawiono metody remediacji, które są stosowane w procesie oczyszczenia podłoża z substancji zanieczyszczających. Omówiono wstępną charakterystykę stosowania każdej z zaprezentowanych metod, uwzględniając uwarunkowania i ograniczenia jej zastosowania, biorąc pod uwagę rodzaj substancji odpowiedzialnej za skażenie podłoża gruntowego i warunki geotechniczne.

W Rozdziale 7. przedstawiono charakterystykę wybranych do szczegółowej analizy obiektów badawczych, celem uzyskania głębszego zrozumienia i wyodrębnienia istotnych wzorców, a także tendencji remediacyjnych. Omówiono zastosowaną metodologię badań oraz szczegółową specyfikę każdego z obiektów wybranych do analizy. Dokonano porównania efektywności procesów remediacyjnych, uwzględniając rodzaj substancji zanieczyszczającej, jej wartość wyjściową, głębokość występowania, a także charakterystykę warunków geotechnicznych.

W Rozdziale 8. przedstawiono proponowany algorytm wspomagający proces decyzyjny przy wyborze lub ewentualnej zmianie metody remediacji. Algorytm strukturyzuje proces postępowania na osiem etapów, z których każdy obejmuje następujące po sobie działania i decyzje. Zakres algorytmu obejmuje szereg kroków, począwszy od analizy historycznej i wstępnych badań gruntów, aż po ocenę skuteczności wybranej metody i podjęcie decyzji o modyfikacji metody lub decyzje końcowe o zakończeniu prac remediacyjnych.

W Rozdziale 9. zawarto podsumowanie i wnioski końcowe z przeprowadzonej analizy oceny efektywności oczyszczania gruntów z substancji ropopochodnych z uwzględnieniem warunków geotechnicznych podłoża. Wnioski podzielono na ogólne i szczegółowe. Zaproponowano również kierunki dalszych prac.

Rozprawę uzupełniają trzy załączniki:

Załącznik 1. obejmuje zestawienie obiektów badawczych,

Załącznik 2. stanowi zestawienie wyników badań obiektów branych do analiz,

Załącznik 3. zawiera metryki sondowań geośrodowiskowych.

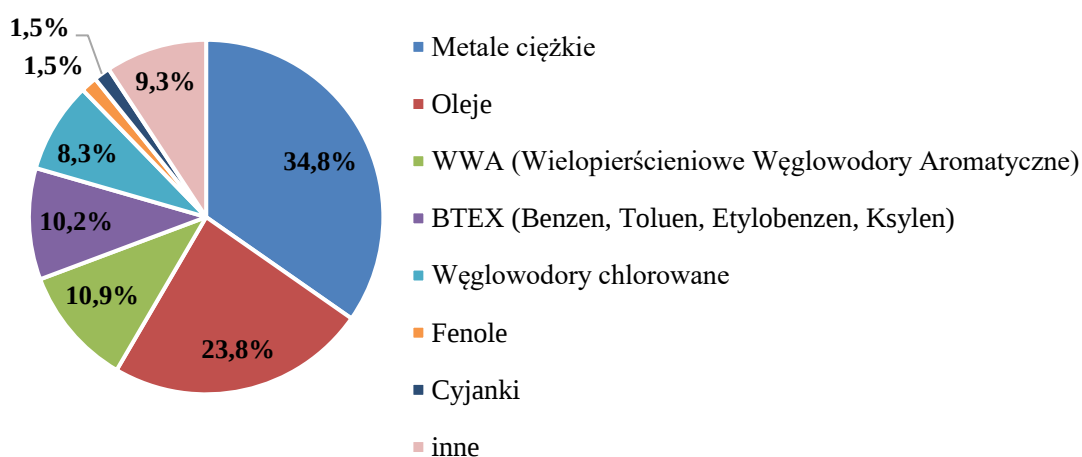
2. Substancje ropopochodne a ryzyko środowiskowe

2.1. Wprowadzenie

Tysiące naturalnie występujących oraz syntetycznych związków jest uwalnianych do środowiska, co może mieć negatywny wpływ na zdrowie człowieka i środowisko. Los tych substancji w gruncie, włączając retencję lub mobilność do innych składników środowiska oraz efekty na organizmy żywe, zależy od wewnętrznych cech zanieczyszczenia oraz lokalnych właściwości gruntu. Pierwiastki śladowe występują naturalnie (Konon, 2022) w bardzo niskich (lub śladowych) stężeniach w środowisku, ale mogą być toksyczne (Sitarek, 2006) dla organizmów, gdy stężenia w glebie są podwyższone przez działalność ludzką lub naturalne procesy. Zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi gruntu, wody powierzchniowej i podziemnej (Deptuła i in., 2019) są najczęściej wynikiem działalności antropogenicznej, m. in. przemysłu, urbanizacji czy rolnictwa. Efekt postępu cywilizacyjnego wnosi ze sobą zmiany, które występują w poszczególnych elementach środowiska przyrodniczego. Wyzwania związane z neutralizacją substancji chemicznych występujących w gruncie i wodzie dotyczą nie tylko Polski, ale całego świata. W 2016 roku organizacja European Environment Agency (EEA) oszacowała, że na obszarze Europejskiego Obszaru Gospodarczego obejmującego 39 krajów (EEA-39) problem ten dotyczy ok. 2,8 miliona potencjalnie skażonych miejsc. Szacuje się, że do tej pory zidentyfikowano ok. 45% miejsc, z czego jedną trzecią poddano identyfikacji, badaniom, a ok. 15% z nich, czyli ok. 342 000 poddano działaniom naprawczym i rekultywacji. Zanieczyszczenia mogą być identyfikowane w zależności od miejsca ich występowania, w powietrzu, wodzie, czy glebie. Pochodzenie zanieczyszczeń, to chemikalia, hałas lub światło. Innym sposobem przyjrzenia się zanieczyszczeniom jest analiza ich pochodzenia. Niektóre z nich, takie jak samochody, rolnictwo i budynki, są rozproszone, ale inne można lepiej ocenić jako indywidualne punkty emisji (Adipah, 2019). Do źródeł punktowych należą przede wszystkim duże instalacje, takie jak fabryki i elektrownie. Przemysł jest głównym elementem gospodarki. Według Eurostatu w 2018 r. w UE odpowiadał on za 17,6% produktu krajowego brutto (PKB) i zatrudniał bezpośrednio 36 milionów osób. Jednocześnie jest odpowiedzialny za ponad połowę całkowitych emisji niektórych kluczowych zanieczyszczeń do powietrza i gazów cieplarnianych, a także w istotny sposób wpływa na środowisko, na przykład przez uwalnianie zanieczyszczeń do wody (Dąbrowska i in., 2023) i gleby, wytwarzanie odpadów i zużycie energii.

Zanieczyszczenie powietrza często wiąże się ze spalaniem paliw kopalnych. Dotyczy to elektrowni, ale też wielu innych rodzajów działalności przemysłowej, które mogą mieć własną produkcję energii elektrycznej lub ciepła, takich jak: produkcja żelaza, stali lub cementu. Niektóre działania powodują powstawanie pyłu, który przyczynia się do zwiększenia stężenia cząstek stałych w powietrzu, podczas gdy stosowanie rozpuszczalników, na przykład przy obróbce metali lub produkcji chemicznej, może prowadzić do emisji szkodliwych związków organicznych.

Prowadząc analizy obszarów, poprzez sprawdzanie ich przeszłości historycznej (Borowska-Stefańska i Wiśniewski, 2018), wykonywanie analiz chemicznych na występowanie substancji w gruncie, zakres procentowy grup zanieczyszczeń (rys. 2.1), zarówno w Europie jak i w Polsce prezentuje się zgodnie z opracowanym przez European Environment Agency dotyczącym procentowego udziału zanieczyszczeń w identyfikowanych obszarach wpływających negatywnie na środowisko.



Rys. 2.1. Podział substancji zanieczyszczających występujących w Europie zgłoszone do 2011 (oprac. własne na podstawie European Environment Agency).

Na rysunku 2.1 przedstawiono udział procentowy różnych typów zanieczyszczeń w środowisku, z uwzględnieniem substancji o znaczeniu toksykologicznym. Największą grupę stanowią metale ciężkie, które stanowią 34,8% wszystkich zanieczyszczeń. To znaczący odsetek, biorąc pod uwagę ich toksyczność, trwałość w środowisku oraz długotrwały wpływ na organizmy żywe i ekosystemy (Ngozi i in., 2017).

Drugą co do wielkości grupą są oleje, które stanowią 23,8%. Zanieczyszczenia olejowe mogą pochodzić z wycieków ropy naftowej, odpadów przemysłowych czy substancji ropopochodnych wykorzystywanych w rolnictwie (Niklińska, 2010). Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) stanowią 10,9% zanieczyszczeń.

To grupa związków o właściwościach kancerogennych i mutagennych (Kluk i Steliga, 2017), często występująca w wyniku spalania paliw kopalnych (Poluszyńska, 2013) oraz w pobliżu ciągów komunikacyjnych (Kozielska, 2017).

Grupa BTEX (benzen, toluen, etylobenzen, ksylen) odpowiada za 10,2% zanieczyszczeń. BTEX to lotne związki organiczne, które mogą być szkodliwe przy wdychaniu oraz mają tendencję do przenikania do wód gruntowych, stanowiąc zagrożenie dla zdrowia ludzi, również kancerogenne (Kosicka-Dziechciarek i in., 2018).

Pozostałe grupy to m.in. inne substancje (9,3%), węglowodory chlorowane (8,3%), fenole (1,5%) oraz cyjanki (1,5%). Węglowodory chlorowane są szczególnie niebezpieczne ze względu na ich bioakumulację w organizmach żywych, a cyjanki i fenole wykazują silne właściwości toksyczne też kancerogenne.

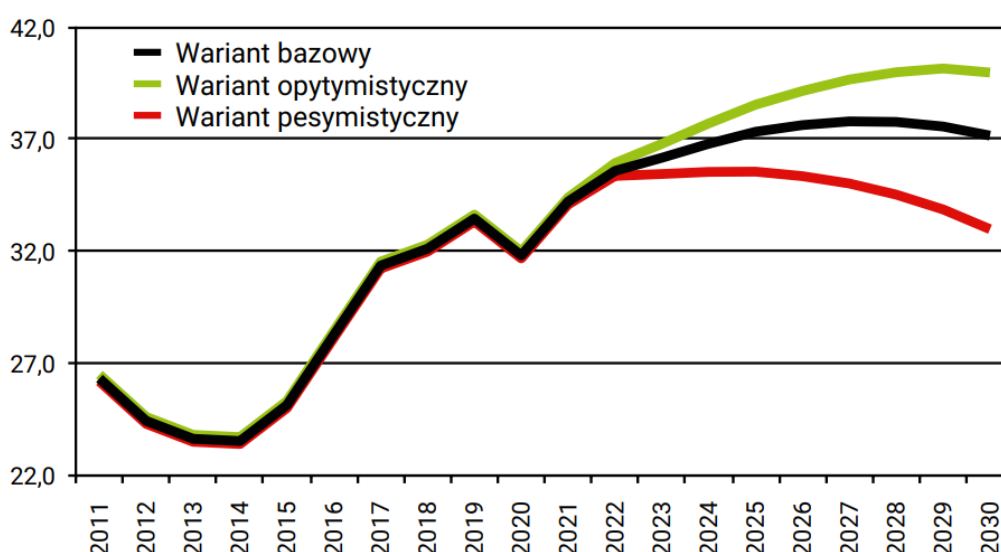
Podsumowując, wykres ten ukazuje różnorodność zanieczyszczeń trafiających do środowiska oraz wskazuje na konieczność monitorowania stanu i migracji poszczególnych związków oraz remediacji terenów skażonych (Macuda i Solecki, 2005; Podsiadło i Krzyśko-Łupicka, 2013).

2.2. Pochodzenie substancji i przenikanie do środowiska

Przenikanie węglowodorów do środowiska spowodowane długoletnią eksploatacją nieszczelnych instalacji, wystąpieniem awarii (Papliński i Piros, 2016), a także kolizji kolejowych (Wiłkomirski, 2010) i drogowych. Do głównych źródeł występowania zanieczyszczeń ropopochodnych zaliczamy: przemysł chemiczny, przemysł elektromaszynowy, górnictwo naftowe, stacje benzynowe, warsztaty samochodowe, składowiska odpadów, składy MPS (Materiały Pędne i Smary), parkingi i nawierzchnie asfaltowe. Rosnące zapotrzebowanie na surowce naturalne i produkty pochodzące z ich przetwarzania powoduje nieodwracalne skutki w środowisku przyrodniczym. Analizując roczne raporty Polskiej Organizacji Przemysłu i Handlu Naftowego (POPiHN), można zaobserwować wyraźną tendencję wzrostową w zapotrzebowaniu na produkty naftowe w Polsce, co przedstawiono na rysunku 2.2. Przedstawiono trzy prognozy zapotrzebowania na produkty naftowe w latach 2011–2030, które uwzględniają wariant bazowy, optymistyczny i pesymistyczny. Każdy z wariantów odzwierciedla odmienną ścieżkę rozwoju w zależności od założeń dotyczących czynników gospodarczych, technologicznych oraz innych zmiennych wpływających na popyt na te produkty. Wariant bazowy (czarna linia) przewiduje stabilny wzrost zapotrzebowania do 2026 roku, po którym tempo wzrostu ulega wyhamowaniu, osiągając

stabilny poziom. Wariant optymistyczny (zielona linia) zakłada intensywniejszy wzrost popytu, który utrzymuje się do końca okresu prognozy, sugerując, że sprzyjające warunki gospodarcze mogą przyczynić się do dalszego wzrostu zapotrzebowania. Wariant pesymistyczny (czerwona linia) wskazuje na wstępny wzrost zapotrzebowania do 2026 roku, po czym przewiduje wyraźny spadek, co może odzwierciedlać potencjalne ograniczenia lub spowolnienie gospodarcze, ewentualnie zastępowanie paliw innymi produktami.

Wszystkie trzy scenariusze wskazują na wzrost zapotrzebowania do około 2026 roku, po którym następują różne trendy zależne od zmieniających się warunków gospodarczych i pozyskiwania energii z innych źródeł (Peryt i in., 2021).



Rys. 2.2. Scenariusz zapotrzebowania na paliwa płynne w latach 2011-2030 w mln m³ (oprac. własne na podstawie POPIHN).

Znaczący problem, który stanowi zagrożenie dla środowiska, to awarie (Rakowska i in., 2012) powstające w obiektach technologicznych lub magazynowych, gdzie przechowywane są znaczne ilości chemikaliów (w tym związków ropopochodnych). Awarie powiązane z transportem surowca (Khan i in., 2004), który statystycznie często generuje problem związany z przenikaniem substancji ropopochodnych do środowiska, są rozlewy olei napędowych. Rozprzestrzenianie się oleju na powierzchni wody uniemożliwia dostęp tlenu, co wpływa na degradację życia biologicznego oraz hamowanie procesu biodegradacji (Włodarczyk-Makuła, 2021). Odnotowuje się wzrost masy (Zbroński i Górecka, 2017) oraz pracy przewozowej ładunków niebezpiecznych, analizując lata 2020, 2021 i 2022, z czego znaczącą część stanowią substancje ropopochodne. Świadomość ryzyka jakie niesie za sobą przedostawanie się tych substancji do środowiska, wymusiło wprowadzenie szeregu

procedur prawnych (Kopczewski i in., 2017; Kukulska, 2012), które są respektowane podczas planowania transportów, wyznaczania tras, aby wraz ze wzrostem ilości transportowanego materiału obniżyć i minimalizować ryzyko występowania awarii. W Polsce przeważa transport drogowy nad kolejowym, co w najbliższych latach powinno ulegać zmianie, zwłaszcza biorąc pod uwagę rodzaj transportowanych materiałów, a także wyższe ryzyko wystąpienia kolizji, co w przypadku transportu substancji ropopochodnych niesie negatywne skutki dla środowiska. Obecność substancji ropopochodnych w środowisku gruntowo-wodnym stanowi poważne niebezpieczeństwo z uwagi na powiązane z tym zagrożenie dla organizmów żywych, w tym człowieka, powodując obciążenie wszystkich ogniw łańcucha pokarmowego oraz łatwość migracji w środowisku (Sęk i in., 2011).

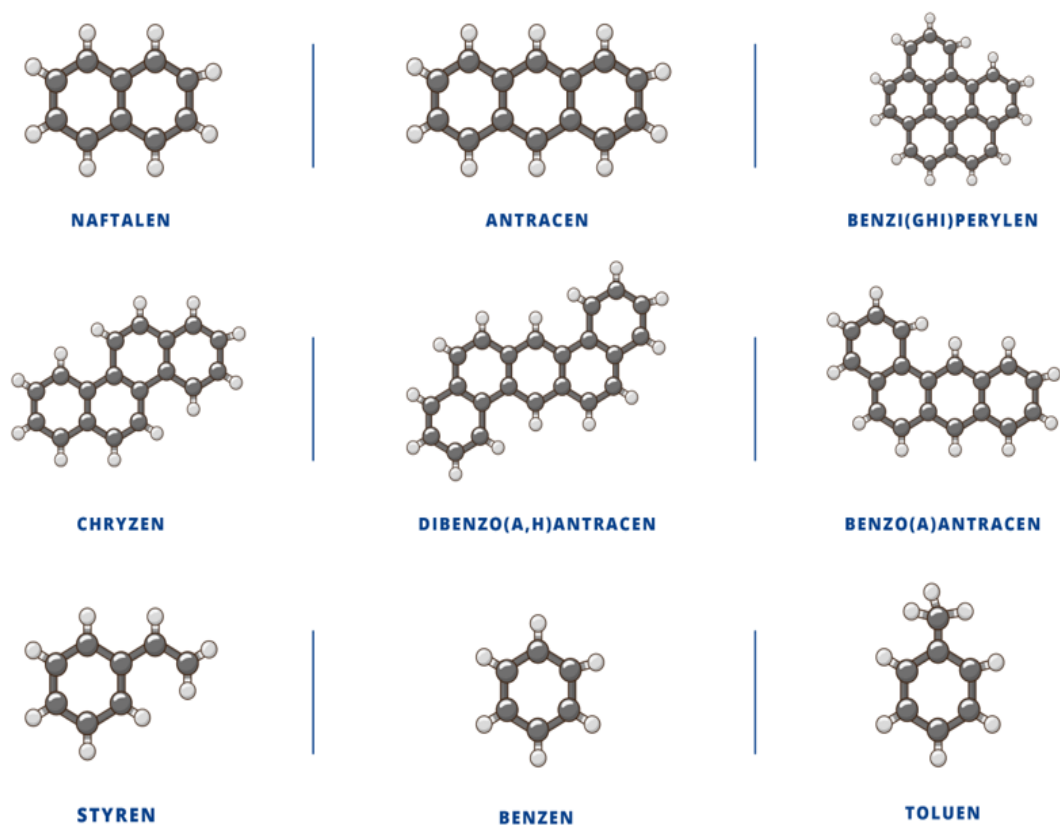
2.3. Podział substancji ropopochodnych

Klasyfikując zanieczyszczenia, z uwagi na ich właściwości chemiczne, można je podzielić jako zanieczyszczenia organiczne i nieorganiczne. Substancje ropopochodne (Solecki i Macuda, 2004). zaliczane do substancji organicznych, stanowią mieszaniny gazu naturalnego, kondensatu i ropy naftowej oraz produktów jej rafinacji. Zanieczyszczenia organiczne, to substancje chemiczne zawierające węgiel w swojej strukturze molekularnej. Ropa naftowa (Speight, 1999) jest naturalnym węglowodorowym surowcem energetycznym powstałym w wyniku reakcji geochemicznych, biochemicznych i chemicznych z materii organicznej. W skład ropy naftowej z zakresu związków organicznych wchodzi grupa węglowodorów:

- alifatyczne (parafinowe) (C_nH_{2n+2}),
- aromatyczne, zawierające co najmniej jeden pierścień aromatyczny (C_6H_6), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), jednopierścieniowe węglowodory aromatyczne (JWA),
- cykloalkany (naftalenowe) zbudowane z pierścieni węglowych o pięciu lub sześciu atomach węgla.

Węglowodory alifatyczne występujące w ropie naftowej (Klojzy-Kaczmarczyk i in., 2005) charakteryzują się różnymi długościami łańcucha węglowego oraz masami molekulowymi. Węglowodory aromatyczne jednopierścieniowe, do których zalicza się: benzen, toluen, etylobenzen i ksylen (tzw. BTEX), charakteryzują się umiarkowaną rozpuszczalnością w wodzie, są związkami silnie toksycznymi, a udział procentowy występowania ich jako substancje zanieczyszczające stanowi 15%. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne,

do tej grupy należy około 500 związków, zawierają one od 2 do 13 pierścieni aromatycznych w cząsteczce. Z uwagi na zagrożenie jakie stanowią substancje WWA (Pierri i in., 2017), wpisano je na amerykańską listę Environmental Protection Agency (EPA), co wpływa na priorytetowe traktowanie tych substancji w ustanawianych regulacjach prawnych, a także kontrolowanych zakładach przemysłowych. Struktury wybranych przedstawicieli wspomnianych struktur przedstawiono na rysunku 2.3.



Rys. 2.3. Struktury chemiczne wybranych Wielopierścieniowych Węglowodorów Aromatycznych (WWA) oraz innych związków aromatycznych.

Proces rozpadu substancji ropopochodnych może być złożony i różni się w zależności od rodzaju węglowodorów oraz warunków środowiskowych w ich otoczeniu (Koshlaf i Ball, 2017). Ogólny schemat rozpadu substancji ropopochodnych dzieli się na cztery główne grupy, takie jak:

- Lotne składniki: Niskocząsteczkowe węglowodory, mogą ulec szybkiemu rozpadowi w wyniku procesów lotnych, takich jak odparowywanie i wypłukiwanie przez wodę. W zależności od warunków atmosferycznych, mogą one przechodzić do atmosfery lub być wchłaniane przez cząstki gruntu.

- Rozkład biologiczny: Węglowodory mogą być rozkładane przez mikroorganizmy w procesie biodegradacji. Bakterie i grzyby (Joo i in., 2008) mogą wykorzystywać węglowodory jako źródło energii i składników odżywczych. Ten proces może zachodzić w naturalny sposób w glebie, gruncie i wodach podziemnych.
- Fotodegradacja: Ekspozycja na światło słoneczne może prowadzić do fotodegradacji niektórych węglowodorów. Promieniowanie UV i inne czynniki fotochemiczne mogą rozkładać związki ropopochodne na mniejsze fragmenty, lub bardziej stabilne związki.
- Utlenianie: Niektóre węglowodory mogą ulegać utlenianiu w obecności tlenu atmosferycznego. Ten proces prowadzi do powstania tlenków węgla, np. dwutlenek węgla (CO₂).

Warto podkreślić, że proces rozpadu substancji ropopochodnych może być również modyfikowany (Stepanova i in., 2022) przez obecność innych substancji chemicznych (Abioye, 2011; Kopytko i in., 2009), warunki środowiskowe (tj. temperatura, wilgotność, pH) oraz obecność organizmów biologicznych (Alori i in., 2022). Istotny jest także skład chemiczny substancji ropopochodnych, który może mieć wpływ na tempo i mechanizmy ich rozpadu.

Węglowodory nasycone, czyli alkany, są stosunkowo stabilne chemicznie i wykazują niską reaktywność, przez co ich degradacja zachodzi wolniej. Charakteryzują się strukturą o hybrydyzacji sp³ i kątami między wiązaniami wynoszącymi 109,47°, co sprzyja tworzeniu wiązań C–H i C–C o dużej wytrzymałości (Eliel i Wilen, 1994). W procesach remediacyjnych alkany są trudniejsze do rozkładu bez obecności katalizatorów lub wysokich temperatur. Ich biodegradacja może być jednak przyspieszona przez dodanie odpowiednich mikroorganizmów w procesie bioaugmentacji lub biostymulacji (Colten, 1990; Ali i in., 2020; Nkeng i in., 2012). Węglowodory nienasycone, jak alkeny i alkiny, są bardziej reaktywne ze względu na obecność wiązań podwójnych i potrójnych, co ułatwia ich rozkład chemiczny i biologiczny (Stoker, 2008). Alkeny mogą uczestniczyć w reakcjach utleniania i polimeryzacji, co zwiększa ich podatność na rozkład w środowisku, jednak wymagają odpowiednich warunków tlenowych dla efektywnej biodegradacji (Speight, 2007).

Stereochemia odgrywa kluczową rolę w określaniu stopnia rozkładu węglowodorów. Izomery strukturalne, takie jak izomery łańcuchowe lub funkcyjne, różnią się rozkładem przestrzennym atomów, co może wpływać na ich podatność na degradację (Olah i Molnár, 2003). Na przykład izomery rozgałęzione są trudniejsze do rozkładu biologicznego niż izomery liniowe, co wynika z ich bardziej złożonej struktury (Czarnomski i Izak, 2008).

Izomeryzacja – proces przekształcania prostych łańcuchów w rozgałęzione – może występować jako efekt naturalnych procesów chemicznych lub być stosowana w remediacji, aby ułatwić rozkład węglowodorów. Dzięki odpowiedniej manipulacji struktury molekularnej możliwe jest zwiększenie reaktywności związków ropopochodnych, co sprzyja ich szybszemu rozkładowi w glebie, gruncie lub wodzie (Howard i Meylan, 1997). Grawitacja właściwa i gęstość par substancji ropopochodnych wpływają na ich przemieszczanie się w środowisku i strategię remediacyjną (ASTM, 2010). Lżejsze substancje, o gęstości właściwej mniejszej niż 1, mają tendencję do unoszenia się na wodzie, co ułatwia ich usunięcie mechaniczne lub poprzez techniki flotacji (Speight, 2000). Z kolei substancje cięższe, o gęstości większej niż 1, mogą migrować w głąb gruntu, co wymaga stosowania zaawansowanych metod ekstrakcji lub biodegradacji *in situ*. Gęstość par węglowodorów ma znaczenie przy monitorowaniu ich emisji do atmosfery, ponieważ gazy cięższe od powietrza mogą osiadać na niższych poziomach i gromadzić się w zamkniętych przestrzeniach, tworząc strefy zagrożenia toksycznego lub pożarowego (Yaws, 1999). W procesach remediacyjnych istotne jest uwzględnienie gęstości pary przy doborze metod wentylacji i ekstrakcji gazów. Węglowodory aromatyczne, jak benzen, toluen i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), charakteryzują się dużą stabilnością wynikającą z rezonansu elektronów π . Związki te są szczególnie odporne na degradację chemiczną, co czyni je trudnymi do usunięcia z zanieczyszczonych terenów (Margesin i Schinner, 2001). WWA, ze względu na swoją strukturę pierścieniową (Bojakowska i Sokołowska, 2003), mają niską rozpuszczalność w wodzie i silne powinowactwo do cząsteczek organicznych w gruncie, co zwiększa ich zdolność do bioakumulacji (Yuan i in., 2012). Remediacja terenów zanieczyszczonych WWA często wymaga metod chemicznych, takich jak utlenianie za pomocą nadtlenu lub ozonowanie, oraz metod biologicznych, jak zastosowanie specyficznych szczepów bakterii zdolnych do degradacji związków aromatycznych.

Wybór metody zależy od specyfiki zanieczyszczenia oraz możliwości dostosowania warunków środowiskowych do efektywnego rozkładu (Vogel i Grbić-Galić, 1986; Semboung Lang i in., 2016). Podział substancji ropopochodnych i zrozumienie ich właściwości fizykochemicznych pozwala na dobranie optymalnych strategii remediacyjnych (Składowska, 2023). Substancje o wysokiej gęstości i niskiej lotności często wymagają metod inwazyjnych, takich jak termiczne odparowywanie lub ekstrakcja glebowa, natomiast lżejsze węglowodory mogą być skutecznie usuwane metodami bioremediacyjnymi (Villalba Primitz i in., 2021). Zrozumienie właściwości, takich jak podatność na izomeryzację, grawitacja właściwa czy gęstość par, pozwala na precyzyjne opracowanie procesu

remediacji, dostosowanego do specyfiki zanieczyszczeń (Mikołajków, 2006) i warunków środowiskowych (Speight, 2007).

2.4. Migracja zanieczyszczeń

Migracja zanieczyszczeń ropopochodnych w środowisku gruntowym stanowi kluczowy problem ekologiczny ze względu na zdolność tych substancji do przenikania w głąb gruntu oraz ich potencjalny wpływ na jakość wód gruntowych i ekosystemów. Proces migracji zanieczyszczeń jest złożony i zależy od szeregu czynników, takich jak właściwości fizykochemiczne substancji, rodzaj oraz struktura gruntu, a także obecność i przepływ wód podziemnych (Gwoździewicz, 2011). Procesy te prowadzą do zmiany warunków geochemicznych w strefach skażonych, które z kolei mają wpływ na zdolność gruntu do samoczynnego oczyszczania się oraz na jej właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne. Proces migracji substancji ropopochodnych w gruncie można podzielić na trzy główne mechanizmy: migracja w fazie płynnej, migracja w fazie wodnej oraz migracja w fazie gazowej. Każdy z tych mechanizmów zależy od specyficznych warunków środowiskowych oraz właściwości fizykochemicznych substancji ropopochodnych.

Proces transportu masy wody w warstwach podłoża gruntowego powinien być analizowany łącznie ze zmianami właściwości fizycznych i chemicznych zarówno samej wody, jak i substancji w niej rozpuszczonych, a także uwzględniać wzajemne oddziaływania między cząstkami wody, a szkieletowym układem gruntu (Bear i Verruijt, 1987). W tym kontekście substancje rozpuszczone w wodzie mogą ulegać rozcieńczeniu wskutek zachodzących procesów przemian i rozpadu. Aby ilościowo opisać transport substancji w ośrodku porowatym, wykorzystuje się modele matematyczne oparte na zasadzie zachowania masy, co umożliwia bilansowanie przepływów i zmian stężeń (Van Genuchten i Wagenet, 1989). W wielu przypadkach, zwłaszcza gdy rozpatrujemy stare zanieczyszczenia zgromadzone w gruncie, główne mechanizmy decydujące o migracji to:

- Adwekcja, transport rozpuszczonych substancji z wodą w wyniku przepływu medium,
- Adsorpcja, proces zatrzymywania substancji przez cząstki szkieletu gruntowego.

Dokładny opis tych mechanizmów umożliwia uzyskanie przybliżonych wyników. Co więcej, oparcie obliczeń na parametrach łatwiejszych do wyznaczenia eksperymentalnie (w porównaniu do parametrów związanych z dyfuzją, dyspersją czy degradacją) pozwala na uproszczone modelowanie złożonych zjawisk transportowych. Podstawowym narzędziem

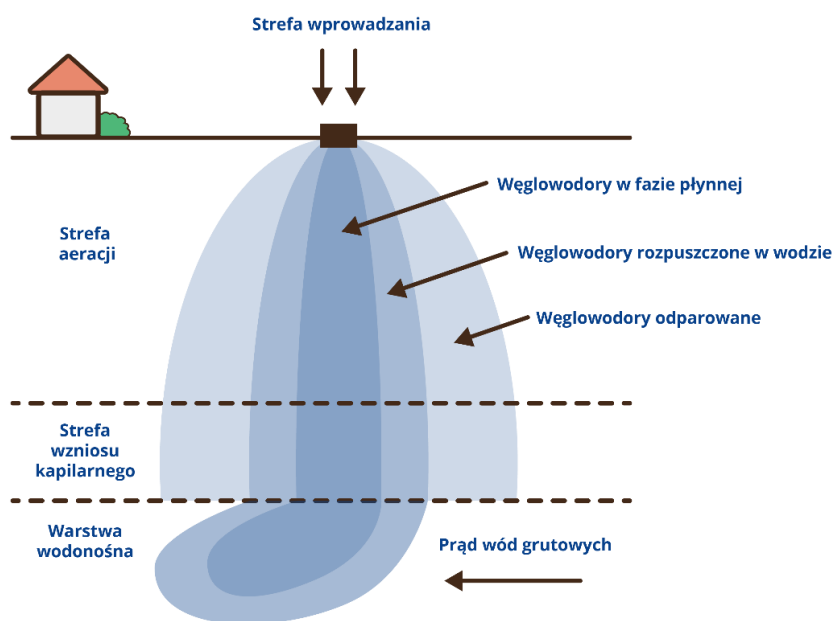
stosowanym w analizie migracji zanieczyszczeń jest równanie adwekcji-dyspersji. W najprostszej, jednowymiarowej postaci równanie to można zapisać jako:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} + R \quad (2.1)$$

gdzie:

- $C(x,t)$ – stężenie zanieczyszczenia w punkcie x i czasie t ,
- D – współczynnik dyspersji, opisujący rozpraszanie substancji w wyniku turbulencji i różnic prędkości przepływu,
- v – prędkość adwekcyjna, definiująca transport substancji przez przepływ wody,
- R – składnik źródłowy lub zaniku, który może uwzględniać procesy reakcji chemicznych, biodegradacji czy adsorpcji (Verrujit, 1991a).

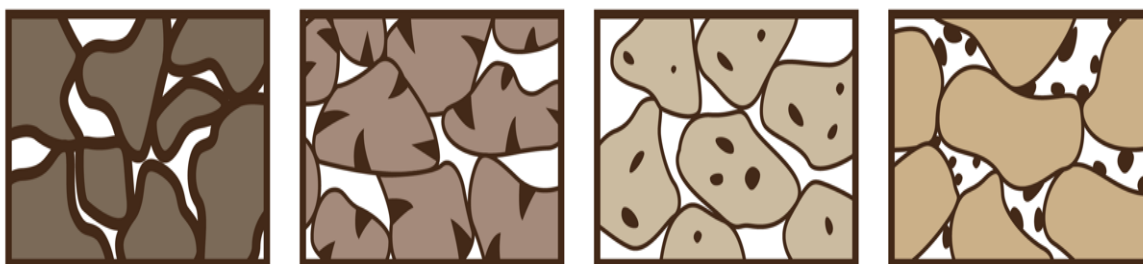
W modelach trójwymiarowych równanie to zostaje rozszerzone o dodatkowe zmienne przestrzenne, co pozwala na bardziej szczegółową symulację rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w środowisku. Kompleksowy opis migracji zanieczyszczeń w warstwach podłoża gruntowego wymaga uwzględnienia zarówno transportu adwekcyjnego, jak i procesów adsorpcyjnych. Modele matematyczne, oparte m.in. na równaniu adwekcji-dyspersji, stanowią fundament analizy tych zjawisk, umożliwiając przewidywanie zachowania zanieczyszczeń w ośrodkach porowatych oraz ocenę ryzyka związanego z ich migracją (Koda, 2011; Bear i Verrujit, 1987; Van Genuchten i Wagenet, 1989; Verrujit, 1991a). Migracja węglowodorów w fazie płynnej (Rys. 2.4) polega na przemieszczaniu się cieczy węglowodorowej zgodnie z działaniem sił grawitacyjnych oraz kapilarnych w strefie aeracji (Gawdzik, 2010). Zanieczyszczenia w fazie płynnej mają tendencję do przemieszczania się w dół, aż osiągną poziom wód gruntowych lub napotkają barierę geologiczną o niskiej przepuszczalności. Jeśli węglowodory są cięższe od wody, proces ten kontynuuje się w kanałach kapilarnych w strefie wzniosu kapilarnego, aż do osiągnięcia stanu resztkowego nasycenia. Węglowodory organiczne, takie jak oleje napędowe, po wnikięciu do gruntu tworzą otoczki wokół ziaren gruntu i mogą wypełniać przestrzenie porowe, co prowadzi do zredukowania przepuszczalności gruntu (Ransome, 2015) dla wody i powietrza. W efekcie, zanieczyszczenie to powoduje zlepianie się ziaren gruntu i zmniejszenie jego zdolności do przepuszczania wody (Izdebska-Mucha i Korzeniowska-Rejmer, 2009), co negatywnie wpływa na właściwości fizyczne i chemiczne gruntu oraz jego zdolność do pełnienia funkcji ekosystemu.



Rys. 2.4. Schemat mechanizmów migracji węglowodorów w gruncie (Fąfara i Rychlicki 2005, PN-EN ISO 10318-1:2015-12/A1:2018-09).

Węglowodory mogą również migrować w fazie wodnej poprzez procesy rozpuszczania i dyfuzji w wodzie gruntowej. Migracja w fazie wodnej jest procesem, w którym niektóre węglowodory rozpuszczają się lub rozpraszają w wodzie, a następnie są transportowane przez filtrującą wodę gruntową w kierunku przepływu hydraulicznego. W ten sposób, substancje mogą przenikać przez strefę aeracji, strefę kapilarną oraz do warstwy wodonośnej (Rys. 2.4). Zdolność rozpuszczania się węglowodorów w wodzie jest kluczowym czynnikiem wpływającym na ich migrację, gdyż zwiększa zasięg przestrzenny skażenia (Deska i Łacisz, 2015). Procesowi temu towarzyszy adsorpcja cząsteczek węglowodorów na powierzchni mineralnych cząstek gruntu oraz ich akumulacja w strefie przejściowej w stanie nasycenia resztkowego. Migracja w fazie wodnej jest szczególnie istotna w przypadku lekkich frakcji węglowodorów aromatycznych, takich jak benzen, toluen, etylobenzen i ksyleny (BTEX), które cechują się relatywnie wysoką rozpuszczalnością w wodzie. Migracja węglowodorów w fazie gazowej polega na przenoszeniu par węglowodorów w gazach gruntowych. Proces ten zachodzi głównie w strefie aeracji i jest zależny od gęstości właściwej pary węglowodorów w stosunku do gazów gruntowych. Jeśli pary węglowodorów są lżejsze od powietrza, będą przemieszczać się ku powierzchni, w przeciwnym razie będą migrować w dół (Rys. 2.4). W środowisku gruntowym proces ten może prowadzić

do zanieczyszczenia powietrza gruntowego, co stwarza dodatkowe zagrożenie dla organizmów żywych w strefie aeracji. Węglowodory ropopochodne wpływają znacząco na strukturę gruntu. Proces migracji substancji ropopochodnych prowadzi do tworzenia się powłok olejowych na powierzchni cząstek gruntu oraz do ich akumulacji w przestrzeniach międzyziarnowych. W wyniku tego grunt traci porowatość i przepuszczalność (Hewelke i Gozdowski, 2020; Korzeniowska-Rejmer i Izdebska-Mucha, 2006), co prowadzi do ograniczenia wymiany gazowej i wodnej, niezbędnych do podtrzymania procesów biologicznych i chemicznych w ekosystemie glebowym. Proces migracji węglowodorów może również wpływać na zdolność gruntu do sorpcji jonów mineralnych, co z kolei wpływa na jej zdolność do utrzymywania zasobów składników odżywczych (Borowik i Wyszowska, 2018). W wyniku zanieczyszczenia grunt traci zdolność do wymiany jonowej, co ogranicza dostępność dla roślin takich pierwiastków, jak wapń, magnez, potas oraz wodór (Rusin i in., 2021). W efekcie degradacji struktury gleby może dojść do zaburzeń w jej funkcjonowaniu jako medium do wzrostu roślin oraz jako ekosystemu dla mikroorganizmów glebowych (Rys. 2.5).

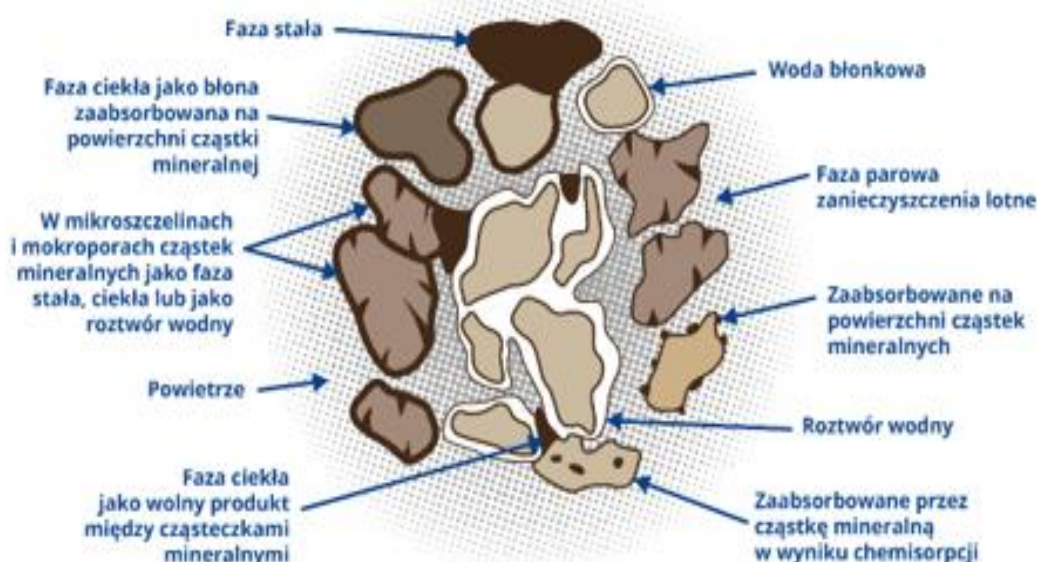


Rys. 2.5. Formy występowania zanieczyszczeń ropopochodnych związanych cząstką mineralną gruntu:
jako błona zaadsorbowana na powierzchni cząstki mineralnej, w mikroszczelinach i mikroporach gruntu, zaabsorbowane przez cząstkę mineralną, zaadsorbowane na powierzchni cząstki (Czado i in., 2011).

Adsorpcja jest ważnym mechanizmem wpływającym na migrację substancji ropopochodnych w środowisku gruntowym. Proces ten polega na zatrzymaniu cząsteczek węglowodorów na powierzchni mineralnych cząstek gruntu, co prowadzi do ich akumulacji i stabilizacji w górnych warstwach gruntu. Ilość zaadsorbowanych zanieczyszczeń zależy od składu mineralnego gruntu, wielkości cząstek oraz właściwości chemicznych substancji. Najwięcej zanieczyszczeń jest zatrzymywanych przez drobne frakcje gruntu, co czyni grunty o dużej zawartości ilów szczególnie podatnymi na akumulację węglowodorów (Rys. 2.5). Adsorpcja cząsteczek węglowodorów na powierzchni mineralnych cząstek gruntu zmniejsza ich mobilność, co z jednej strony ogranicza dalszą migrację, ale z drugiej prowadzi do

trwałego skażenia gruntu (Fąfara, 2007). Część zanieczyszczeń może przenikać w głąb gruntu

w formie rozproszonych cząsteczek, co dodatkowo zwiększa ich trwałość w ekosystemie gruntowym. Migracja substancji ropopochodnych jest szczególnie niebezpieczna w obszarach przemysłowych oraz zurbanizowanych, gdzie zanieczyszczenia mogą przenikać do głębszych warstw podłoża i wód podziemnych. Zanieczyszczenia migrujące w środowisku gruntowym mogą prowadzić do długotrwałych skutków ekologicznych, obejmujących skażenie zasobów wodnych oraz gleby i gruntu. Na rysunku 2.6 zilustrowano różne formy występowania zanieczyszczeń ropopochodnych w środowisku gruntowo-wodnym, ukazując, jak te substancje mogą przemieszczać się i kumulować w gruncie oraz wodach podziemnych.



Rys. 2.6. Formy występowania zanieczyszczeń ropopochodnych w środowisku gruntowo-wodnym (Okrański, 2002).

Migracja zanieczyszczeń ropopochodnych jest złożonym procesem zależnym od właściwości substancji (Fąfara, 2006) i środowiska wodno-gruntowego (Fąfara i Miska, 2007). Występowanie węglowodorów w gruncie prowadzi do szeregu zmian fizycznych, chemicznych i biologicznych, które mogą wpłynąć na jakość i funkcjonowanie ekosystemu gruntowego. Przebieg migracji w fazach płynnej, wodnej i gazowej, wraz z procesem adsorpcji, odgrywa kluczową rolę w kształtowaniu przestrzennego zasięgu zanieczyszczenia (Ciesielczuk i in., 2014). Aby zminimalizować skutki migracji, konieczne jest wdrażanie odpowiednich strategii monitorowania i remediacji terenów skażonych (Fąfara 2007; Fąfara, 2011).

2.5. Analiza ryzyka

Dopuszczalną zawartość w glebie oraz dopuszczalną zawartość w ziemi substancji powodującej ryzyko, innej niż wskazana w § 1 pkt 1 Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395 z późn. zm.), ustala się na podstawie analizy wpływu obecności tej substancji w glebie lub w ziemi na zdrowie ludzi i stan środowiska, sporządzonej w postaci pisemnej, w tym:

- 1) charakterystyki substancji powodującej ryzyko wraz ze wskazaniem klas zagrożenia wymienionych w częściach 2–5 załącznika I do rozporządzenia Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1272/2008 z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie klasyfikacji, oznakowania i pakowania substancji i mieszanin, zmieniające i uchylające dyrektywy 67/548/EWG i 1999/45/WE oraz zmieniające rozporządzenie (WE) nr 1907/2006. *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, L 353 z 31.12.2008, s. 1, z późn. zm.,
- 2) charakterystyki ryzyka dla zdrowia ludzi, w szczególności:
 - a) dla substancji o działaniu toksycznym – oszacowania na podstawie dostępnych danych ilorazu zagrożenia (HQ) rozumianego jako miara prawdopodobieństwa wystąpienia zagrożenia dla zdrowia ludzi spowodowanego obecnością substancji powodującej ryzyko w środowisku, przy czym za dopuszczalną uznaje się wartość $HQ < 1$,
 - b) dla substancji o działaniu rakotwórczym lub mutagennym – oszacowania na podstawie dostępnych danych ryzyka zdrowotnego (R) rozumianego jako dodatkowe, ponad poziom naturalny w środowisku, prawdopodobieństwo wystąpienia przypadków nowotworu spowodowanego obecnością substancji powodującej ryzyko w środowisku, przy czym za dopuszczalną uznaje się wartość $R < 1 \times 10^{-5}$;
- 3) analizy istniejących metod badania zanieczyszczenia gleby i ziemi, z uwzględnieniem granicy wykrywalności i oznaczalności danej substancji w glebie i ziemi, a także z uwzględnieniem niepewności oznaczeń;
- 4) podsumowania informacji, o których mowa w pkt 1–3, wraz ze wskazaniem ustalonej na ich podstawie dopuszczalnej zawartości tej substancji w glebie i dopuszczalnej zawartości tej substancji w ziemi:

- a) dla głębokości 0–0,25 m p.p.t., w odniesieniu do grupy gruntów I, II, III albo IV oraz podgrupy gruntów II-1, II-2 albo II-3 określonych dla grupy gruntów II – do której może zostać zakwalifikowany dany grunt,
- b) dla głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t. w odniesieniu do tego wskaźnika wodoprzepuszczalności gleby i ziemi, który ma zastosowanie do danego gruntu.

Ocena ryzyka zdrowotnego głównie polega na oszacowaniu zagrożenia, czyli określenia, czy występują zależności pomiędzy narażeniem ludności na substancje chemiczne (Rusin i Marchwińska-Wyrwał, 2014), a niekorzystnymi efektami zdrowotnymi, także na podaniu charakteru tej zależności (Gruszecka i Helios-Rybicka, 2009; Klimkowicz-Pawlas i in., 2013). W procesie tym wyróżnia się cztery etapy działania: identyfikację zagrożenia, określenie zależności dawka-odpowiedź, identyfikację dróg narażenia i ocenę narażenia oraz charakterystykę ryzyka i analizę niepewności (Karczewska i in., 2010). Ze względu na rodzaj substancji występującej podczas narażenia, ocenę ryzyka zdrowotnego dzieli się na substancje kancerogenne oraz substancje niekancerogenne (Gruszecka i Helios-Rybicka 2009).

W odniesieniu do substancji o działaniu toksycznym (Soćko, 2010), ocenę ryzyka dla zdrowia ludzi wykonuje się poprzez oszacowanie ilorazu zagrożenia (HQ – Hazard Quotient). Parametr ten jest miarą prawdopodobieństwa wystąpienia zagrożenia dla zdrowia ludzi spowodowanego obecnością substancji powodującej ryzyko w środowisku. Wyznacza się go na podstawie wzoru:

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (2.2)$$

gdzie:

RfD – dawka referencyjna,

CDI – chroniczna dawka dzienna, czyli pobrana dawka substancji w mg/kg masy ciała na dzień, którą wyznacza się ją na podstawie wzoru:

$$CDI = C * \frac{CR}{BW} * EF * \frac{ED}{AT} \quad (2.3)$$

gdzie:

C – stężenie substancji chemicznej w danym nośniku zanieczyszczeń czynna powierzchnia próbki do badań [mg/kg],

CR – wielkość kontaktu, tj. ilość nośnika danego zanieczyszczenia [mg/dzień],

EF – częstotliwość narażenia [dni/rok],

ED – czas trwania narażenia [lata],

BW – masa ciała osoby narażonej [kg],

AT – okres uśredniania [dni] (Gruszecka i Helios-Rybicka 2009; Gruszecka 2010).

Podział ryzyka wg Gruszeckiej i Helios-Rybickiej, 2009 zamieszczono w Tab. 2.1.

Tab. 2.1. Podział ryzyka dla zdrowia ludzi (Gruszecka i Helios-Rybicka 2009; Gruszecka 2010).

HQ < 0,1	ryzyko nie istnieje
HQ ≤ 0,1 : 1,0 ≥	ryzyko jest niskie
HQ ≤ 1,1 : 10 ≥	ryzyko jest średnie
HQ > 10	ryzyko jest wysokie

Zgodnie z tab. 2.1, ryzyko uznaje się za dopuszczalne jedynie w przypadku, gdy iloraz zagrożenia uzyskuje wartości poniżej 1. Dla substancji o działaniu rakotwórczym lub mutagennym ryzyko dla zdrowia wyznacza się na podstawie ryzyka zdrowotnego (R). Jest ono określane jako dodatkowe, ponad poziom naturalny w środowisku, prawdopodobieństwo wystąpienia przypadków nowotworu spowodowanego obecnością substancji powodującej ryzyko w środowisku (Gruszecka i Helios-Rybicka 2009; Gruszecka, 2010). Wyznacza się go na podstawie wzoru:

$$R = CDI * SF \quad (2.4)$$

gdzie:

Sf – d współczynnik zagrożenia (siła działania nowotworowego), który przyjmuje różne wartości dla każdej substancji (Gruszecka i Helios-Rybicka 2009; Gruszecka, 2010).

Ocenę ryzyka negatywnego oddziaływania na stan środowiska wykonuje się w oparciu o testy toksykologiczne. Testy te dzielą się na testy toksyczności ostrej (letalnej) oraz chronicznej (subletalnej). W testach toksyczności ostrej ocenia się wpływ substancji chemicznych w różnych stężeniach na organizmy w krótkim czasie ekspozycji, do 96 godzin (Słomczyńska i in., 1999, Karczewska i in., 2010; Traczewska, 2011). Na podstawie ww.

testów wyznacza się LC_{50} stężenie śmiertelne (Lethal Concentration) lub EC_{50} – stężenie efektywne (Effective Concentration), tj. stężenie powodujące mierzalne zmiany w organizmach testowych (Karczewska i in., 2010). W testach toksyczności subletalnej obserwuje się szkodliwe zmiany w organizmach powstałe w wyniku długotrwałego oddziaływania związku chemicznego (Słomczyńska i in., 1999; Karczewska i in., 2010). Testy te pozwalają na wyznaczenie NOEC (No Observed Effect Concentration), tj. najwyższego stężenia, które nie wywołuje żadnych zauważalnych zmian w organizmach testowych w określonym czasie trwania w stosunku do próbki kontrolnej i LOEC (Lowest Observed Effect Concentration), tj. najniższego stężenia dla którego występuje zmiana w organizmach testowych w określonym czasie trwania testu w stosunku do próbki kontrolnej (Karczewska i in., 2010). Do testów toksykologicznych wykorzystywane są rośliny, mikroorganizmy glebowe, stawonogi, a także mikroorganizmy wodne, tj. glony, skorupiaki i ryby (Traczewska, 2011). Ryzyko środowiskowe określa się poprzez wyznaczenie wartości PEC/PNEC (Tab. 2.2) (Kuczyńska i in., 2003; Gruszecka i Helios-Rybicka, 2009; Gruszecka, 2010), gdzie PEC (Predicted Environmental Concentration) jest to wartość prognozowanego stężenia w środowisku, natomiast PNEC (Predicted No Effect Concentration) to stężenie niepowodujące zmian w środowisku. Parametr ten wyznacza się na podstawie testów toksyczności np. wyznaczonych wartości LC_{50} , EC_{50} , NOEC lub LOEC (Kuczyńska i in., 2003).

Tab. 2.2. Podział ryzyka środowiskowego (Gruszecka i Helios-Rybicka, 2009; Gruszecka, 2010).

PEC/PNEC ≤ 1	ryzyko środowiskowe nie istnieje
PEC/PNEC > 1	ryzyko środowiskowe istnieje

W trakcie wykonywania oceny istotne jest, aby uwzględnić m.in.: postać chemiczną w jakiej występuje zanieczyszczenie, jego biodostępność, możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczenia w środowisku, potencjalne drogi narażenia przy uwzględnieniu informacji dotyczących rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (w zależności od parametrów gruntów oraz budowy geologicznej analizowanego terenu), elementy środowiska oraz ludzi mogących ucierpieć w wyniku zanieczyszczenia, a także sposób użytkowania terenów sąsiadujących, w tym obszarów chronionych (art. 101p ust. 1 ustawy POŚ).

3. Regulacje prawne

3.1. Wprowadzenie

Omówienie uwarunkowań organizacyjno-prawnych rekultywacji i rewitalizacji terenów przemysłowych wymaga przybliżenia definicji podstawowych pojęć umożliwiających właściwe zrozumienie istoty procesu oraz przedstawionych w pracy zagadnień i wynikających z tego dylematów w praktycznej realizacji działań i postępowań.

Kwestia ta wydaje się o tyle ważna, że niektórych określeń brakuje w krajowych przepisach prawnych, zaś inne, z racji upływu czasu, wymagają uściślenia, a nawet reinterpretacji. Pojęcie teren zdewastowany zostało zdefiniowane jedynie w Ustawie z 3 lutego 1995 r. *o ochronie gruntów rolnych i leśnych* (Dz.U. 2024 poz. 82). Przez pojęcie „teren zdewastowany” w rozumieniu ustawy, to teren rolny lub leśny, „który całkowicie utracił wartość użytkową w wyniku pogorszenia warunków przyrodniczych, zmian środowiska, działalności przemysłowej, a także wadliwej działalności rolnej”. Procesy dewastacji obejmują również tereny nierolne i nieleśne. Według Gasidły (Gasidło, 1998), przez teren zdewastowany należy rozumieć teren, który całkowicie utracił wartość użytkową i wymaga regeneracji celem dalszego użytkowania. Teren zanieczyszczony, to teren, na którym występują przekroczenia dopuszczalnych wartości stężeń substancji chemicznych, które były określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r., w *sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi* (Dz.U. 2016 poz. 1395 z późn. zm.). Określenie „teren przemysłowy” nie było i nadal nie jest jasno zdefiniowane i budzi wiele zastrzeżeń, bowiem obowiązujące akty prawne odnoszą się wyłącznie do zanieczyszczenia gleb i gruntów, pomijając stare składowiska odpadów przemysłowych i komunalnych oraz problemy zdewastowanej infrastruktury technicznej i budynków przemysłowych. Nawet Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. *Prawo ochrony środowiska* (Dz.U. 2024 poz. 54) nie definiuje wprost, co należy rozumieć przez określenie „teren przemysłowy”. W art. 3 pkt. 39 ww. Ustawy, przez „środowisko” rozumie się między innymi „powierzchnię ziemi przekształconą działalnością człowieka”, a więc także przekształconą na skutek przemysłowej działalności człowieka. Można więc z pewną ostrożnością przyjąć, że określenie „teren przemysłowy” mieści się w tym sformułowaniu. Niemniej sprawa jednoznacznego zdefiniowania tego pojęcia jest niezbędna w konstrukcji koniecznych regulacji prawnych (Pałasz, 2012) i postępowań organizacyjnych w zakresie zagospodarowania tych terenów. Według definicji międzynarodowej Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD),

zdegradowane tereny przemysłowe (Skowronek, 2016), to te, które przestały być przedmiotem działań gospodarczych i są zanieczyszczone lub o to podejrzewane. W 2004 r., w przyjętym przez Radę Ministrów w dniu 27 kwietnia 2004 r. *„Programie Rządowym dla Terenów Przemysłowych”*, podane zostały m.in. definicje terenu przemysłowego i terenu zdegradowanego. „Tereny przemysłowe” definiuje się „[...] jako zdegradowane, nie użytkowane lub nie w pełni wykorzystane tereny przeznaczone pierwotnie pod działalność gospodarczą, która została zakończona”. Z kolei przez pojęcie „teren zdegradowany” rozumie się „teren zanieczyszczony lub teren, którego naturalne ukształtowanie zostało zmienione w sposób niekorzystny”. Rekultywacja, to zespół działań zmierzających do przywrócenia gruntem zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu i/lub osiągnięcia przez glebę lub ziemię zawartości substancji zgodnych z wymaganymi standardami. Z etymologicznego znaczenia wyrazu, „rewitalizacja” oznacza „przywracanie do życia” względnie „odnowę”, a w odniesieniu do zabudowy miejskiej – „odnowę miast”. W ciągu ostatnich lat znaczenie tych określeń uległo jednak zasadniczej zmianie. Współcześnie przez rewitalizację należy rozumieć: *„[...] proces przemian przestrzennych, społecznych i ekonomicznych w zdegradowanych obszarach miast, mający na celu wyprowadzenie terenu ze stanu kryzysowego, w tym rewaloryzację stanu środowiska i przywrócenie ładu przestrzennego, prowadzący do ożywienia gospodarczego, odbudowy więzi społecznych oraz rozwoju i poprawy jakości życia lokalnej wspólnoty”*. Rewitalizacja to forma zagospodarowania określonej części przestrzeni, obszaru, polegająca na połączeniu działań technicznych – jak na przykład modernizacji, restauracji, restrukturyzacji, odbudowy, remontu – z programami ożywienia gospodarczego i działaniem na rzecz rozwiązania problemów społecznych występujących na tych obszarach – bezrobocia, przestępczości, braku równowagi demograficznej. Rewitalizacja stanowi więc odpowiedź na kryzys społeczny, jaki zaistniał na danym obszarze. Niewłaściwie jest więc mówić o „rewitalizacji” jednego budynku czy „rewitalizacji” placu miejskiego, jeżeli te działania dotyczą jedynie modernizacji budynków czy rewaloryzacji zabytków. Takie działania, jak: remont i restauracja kilku zabytkowych budynków, modernizacja istniejącej sieci wodno-kanalizacyjnej w mieście, rekultywacja terenu przemysłowego i inne przedsięwzięcia, będące wyłącznie działaniami technicznymi, bez uwzględnienia efektów społecznych i ekonomicznych oraz działań powodujących ożywienie gospodarcze na określonym obszarze gminy, nie są rewitalizacją we współczesnym rozumieniu tego pojęcia. W restrukturyzacji dotyczącej zdegradowanych terenów przemysłowych, wymagającej ich wcześniejszej rekultywacji, a często też remediacji gleby i ziemi, widoczna jest różnica zarówno

w procedurze postępowań zmierzających do ożywienia gospodarczego tych obszarów, jak również w systemie finansowania restrukturyzacji – w odniesieniu do postępowań przy rewitalizacji zabudowy miejskiej. W większości projektów tzw. rewitalizacji miast, efekt społeczny łatwiej przewidzieć niż w przypadku rewitalizacji zdegradowanego przez przemysł terenu poprzemysłowego lub powojkowego – i to bez stosowania skomplikowanych badań i analiz socjologicznych. Niestety nadal jednak rewitalizację miast postrzega się wyłącznie jako „odnowę miasta”. W związku ze skutkami procesów transformacji i globalizacji, w wyniku których znaczne obszary kraju zagrożone są zjawiskiem trwałej marginalizacji lub wykluczenia dużych grup społecznych, „odnowę miast”, jako pojęcie nadrzędne w stosunku do takich określeń, jak rewitalizacja, restrukturyzacja czy rewaloryzacja, należy odnosić do: „procesu przystosowania stanu zagospodarowania miasta do zmiennych potrzeb społeczności miejskich i jednostek, które je tworzą”, ale głównie w odniesieniu do architektury miasta.

3.2. Obowiązujące przepisy w zakresie remediacji i rekultywacji

W Polsce, w okresie powojennym, działania związane z rewitalizacją prowadzone były w sposób nieco chaotyczny i koncentrowały się głównie na odbudowie historycznych centrów miast zniszczonych w wyniku działań wojennych. Finansowanie tych projektów pochodziło początkowo ze środków własnych, a z czasem wsparcia udzielały fundusze krajowe, zwłaszcza fundusze celowe. Mimo że rewitalizacja była istotnym aspektem rozwoju urbanistycznego, nie stanowiła przedmiotu kompleksowych regulacji prawnych. Prace nad ustawą dotyczącą rewitalizacji podjęto dopiero w 1992 roku w Ministerstwie Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa, gdzie powstał projekt „ustawy o odnowie miast”, znany później jako „ustawa rewitalizacyjna” lub „ustawa o programach rewitalizacji”. Doświadczenia zdobyte podczas realizacji licznych projektów rewitalizacyjnych przyczyniły się do postrzegania tego procesu jako narzędzia wspierającego rozwój gospodarczy oraz rozwiązania problemów społecznych na poziomie lokalnym. Regulacje te oparte są o następujące przepisy prawne:

- Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. *Prawo ochrony środowiska* (tekst jedn.: Dz. U. 2024 poz. 54, z późn. zm.)- zwana „POŚ”,
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395, z późn. zm.),

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie działań naprawczych (Dz. U. 2016, poz. 1396),
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie rejestru historycznych zanieczyszczeń powierzchni ziemi (Dz. U. 2016, poz. 1397),
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie rejestru szkód w środowisku (Dz. U. 2016, poz. 1398),
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 lipca 2019 r. w sprawie kryteriów oceny wystąpienia szkody w środowisku (Dz.U. 2019 poz. 1383),
- Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (tekst jedn.: Dz.U. 2020 poz. 2187),
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz. 2148),
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (tekst jedn.: Dz.U. 2023 poz. 1587);
- Rozporządzenie Ministra Klimatu z dnia 2 stycznia 2020 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. 2020 poz. 10),
- Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (tekst jedn.: Dz.U. 2024 poz. 82),
- Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (tekst jedn.: Dz.U. 2024 poz. 1087);
- Ustawa z dnia 30 sierpnia 2002 r. o systemie oceny zgodności (tekst jedn.: Dz.U. 2023 poz. 215),
- Ustawa z dnia 25 lutego 2011 r. o substancjach chemicznych i ich mieszaninach (tekst jedn.: Dz.U. 2022 poz. 1816),
- Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Socjalnej z dnia 26 września 1997 r. w sprawie ogólnych przepisów bezpieczeństwa i higieny pracy (Dz.U. 1997 nr 129 poz. 844, z późn. zm.),
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 30 grudnia 2004 r. w sprawie bezpieczeństwa i higieny pracy związanej z występowaniem w miejscu pracy czynników chemicznych (tekst jedn.: Dz.U. 2016 poz. 1488),
- Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. Prawo budowlane (tekst jedn.: Dz.U. 2025 poz. 418),
- Rozporządzenie Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej z dnia 25 kwietnia 2012 r. w sprawie ustalania geotechnicznych warunków posadawiania obiektów budowlanych (Dz.U. 2012 poz. 463).

3.3. Historyczne zanieczyszczenie, a szkody w środowisku

Wraz z wprowadzeniem w polskim prawie pojęcia remediacji, pojawił się także obowiązek prowadzenia rejestru historycznych zanieczyszczeń powierzchni ziemi (Kawęcka, 2021). Rejestr ten stanowi podstawowe narzędzie pozwalające na weryfikację, czy dana działka jest obciążona stwierdzonymi zanieczyszczeniami. Należy jednak pamiętać, że brak wpisu w rejestrze nie zawsze gwarantuje brak zanieczyszczeń, istnieją sytuacje, w których zanieczyszczenie nie zostało odnotowane.

Rejestr prowadzony jest przez Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska (GDOŚ) i zawiera informacje dotyczące:

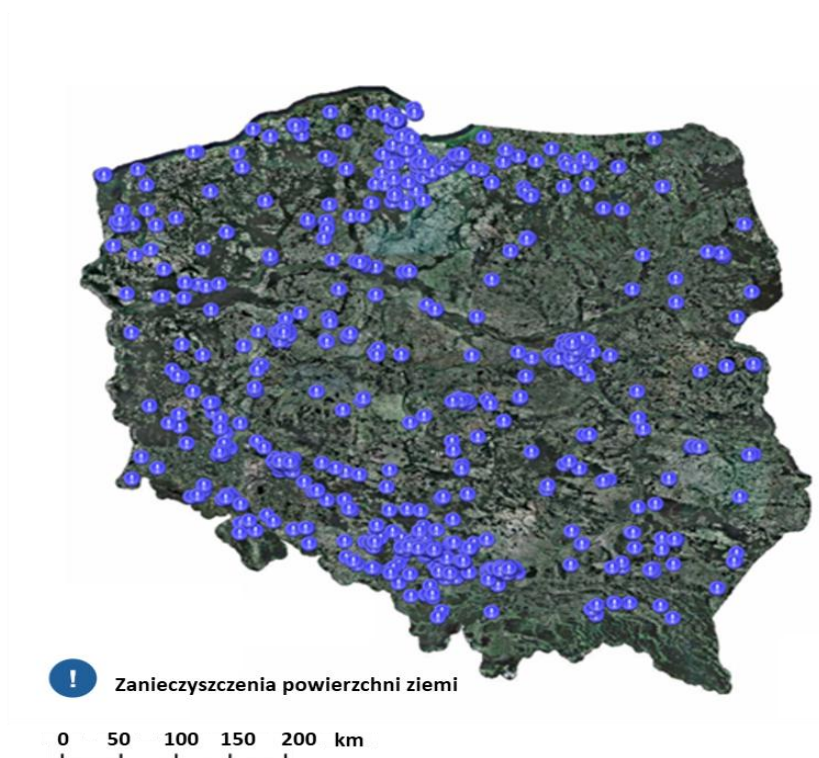
- Potencjalnych i stwierdzonych historycznych zanieczyszczeń powierzchni ziemi, w tym ich charakterystyki, miejsca, czasu wystąpienia oraz aktualnego statusu terenu.
- Przeprowadzonych remediacji oraz uzyskanych efektów ekologicznych.
- Działalności prowadzonej na terenach, gdzie wystąpiły historyczne zanieczyszczenia, zarówno obecnie, jak i w przeszłości (jeśli informacje te są dostępne).
- Imienia i nazwiska lub nazwy władającego powierzchnią ziemi oraz jego adresu.
- Imienia i nazwiska lub nazwy podmiotu zobowiązanego do przeprowadzenia remediacji oraz jego adresu.
- Przedmiotu działalności gospodarczej, zgodnie z Polską Klasyfikacją Działalności (PKD), prowadzonej na terenie objętym zanieczyszczeniem.
- Przedmiotu działalności gospodarczej podmiotu zobowiązanego do remediacji, zgodnie z PKD.
- Innych istotnych informacji, w tym dotyczących prowadzonych postępowań administracyjnych i sądowno-administracyjnych w sprawach związanych z zanieczyszczeniami.

Regionalny Dyrektor Ochrony Środowiska (RDOŚ) dokonuje wpisu terenu do ww. rejestrów na podstawie:

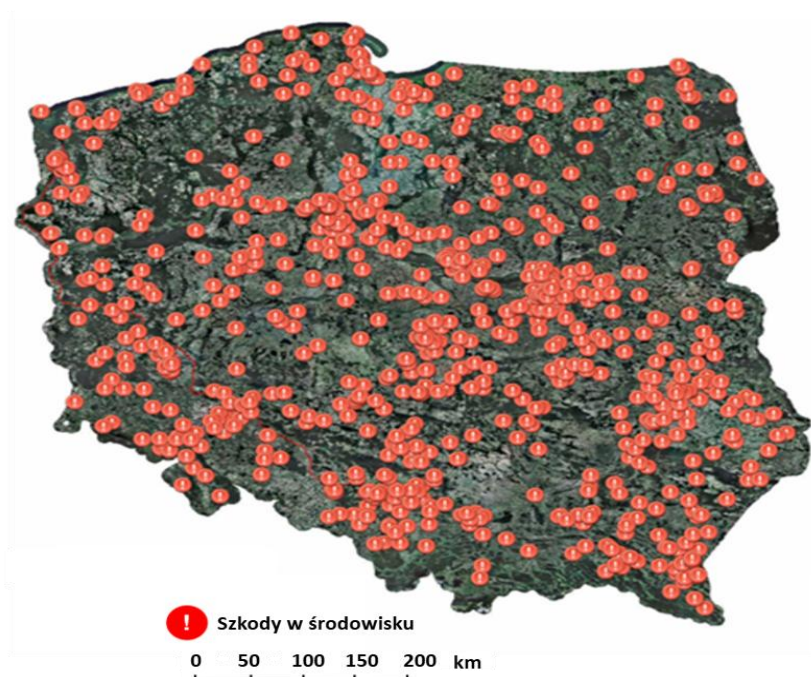
- wykazu historycznych zanieczyszczeń sporządzonego przez Starostę,
- aktualizacji wykazu dokonywanej co dwa lata,
- zgłoszenia przez właściciela terenu stwierdzenia zanieczyszczenia.

Źródła informacji o zanieczyszczonych obszarach obejmują dwa rejestry:

- Rejestr Historycznych Zanieczyszczeń Powierzchni Ziemi (rys. 3.1),
- Rejestr Szkód w Środowisku (rys. 3.2),



Rys. 3.1. Lokalizacje historycznych zanieczyszczeń (geoserwis.gdos.gov.pl).



Rys. 3.2. Lokalizacje szkód w środowisku (geoserwis.gdos.gov.pl).

Wpis powinien zostać dokonany w terminie do sześciu miesięcy od otrzymania odpowiednich dokumentów. Rejestry prowadzone są w formie elektronicznej, umożliwiającej zestawianie danych w podziale na województwa oraz dla obszaru całego kraju. Dostęp do rejestru mają organy ochrony środowiska (GDOŚ; RDOŚ) oraz organy inspekcji Ochrony Środowiska (GIOŚ; WIOŚ). W celu uzyskania informacji dotyczących konkretnej działki, konieczne jest złożenie wniosku do właściwego miejscowo RDOŚ, zgodnie z ustawą o *udostępnianiu informacji o środowisku* z 2008 roku (Dz.U. 2022, poz. 1029).

Poza rejestrem historycznych zanieczyszczeń, zgodnie z art. 21 ustawy z dnia 3 października 2008 r. (Dz.U. 2022, poz. 1029), prowadzone są publiczne wykazy obejmujące m.in.:

- wnioski i decyzje dotyczące planów remediacji,
- pozwolenia na przetwarzanie odpadów,
- informacje o działaniach naprawczych w ramach ustawy szkodowej (Dz.U. 2007 nr 75 poz. 493).

3.4. Przekształcenia terenów poprzemysłowych

Zmiana paradygmatu w podejściu do rewitalizacji zapoczątkowana w Stanach Zjednoczonych w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku, to jest w momencie upadku przemysłu ciężkiego, stanowi przełomowy czas rozpoczynający systemowe działania naprawcze na terenach poprzemysłowych, najpierw w Ameryce Północnej, a później na całym świecie. Od tej pory teren nie był rozpatrywany w kategoriach towaru czy też produktu, a jako dynamiczna sieć żyjących systemów. To niejako powrót do koncepcji stworzonej przez ojca architektury krajobrazu Frederick'a Law Olmsted'a, który projekt Szmaragdowego Naszyjnika zaproponował nie jako upiększenie, a jako rozwiązanie problemów sanitarnych Back Bay Fens w Bostonie, będących konsekwencją działalności przemysłowej (Krinke, 2001). Projekt realizowany był już w drugiej połowie XIX w. i zakładał stworzenie systemu zielonej infrastruktury wraz z korytarzami transportowymi oraz utworzenie słonego bagna w celu ochrony przeciwpowodziowej. Projekt miał stanowić jedną z części rozległego systemu parkowego, który Olmsted zaprojektował dla Bostonu. System parków tworzył infrastrukturę ekologiczną połączoną z korytarzami transportowymi, przy jednoczesnym zwiększeniu wartości nieruchomości. System parkowy Olmsteda spełniał wiele funkcji na tej samej przestrzeni, co jest celem rewitalizacji terenów poprzemysłowych (Krinke, 2001). Powodem jego realizacji była ogromna skala degradacji będąca konsekwencją historycznej

działalności przemysłowej. Rewitalizacja terenów poprzemysłowych doczekała się umocowań prawnych i działań systemowych zarówno w Stanach Zjednoczonych, jak i w wielu krajach świata, w tym w Polsce. Rewitalizacja terenów poprzemysłowych jest zagadnieniem bardzo złożonym z uwagi na fakt, że dotyka wielu dziedzin – m.in.: planowania przestrzennego,

w tym. urbanistyki i architektury, ochrony środowiska, dziedzictwa kulturowego, ustawodawstwa, zdrowia publicznego, budownictwa, aspektów gospodarczych i wielu innych. Rozważania na ten temat wymagają doprecyzowania dwóch głównych terminów: rewitalizacji oraz terenów poprzemysłowych. Terminem szczególnie istotnym jest pojęcie rewitalizacji, która zgodnie z ustawą z dnia 9 października 2015 r. *o rewitalizacji* (Dz.U. 2024 poz. 278) definiowana jest jako proces wyprowadzania ze stanu kryzysowego obszarów zdegradowanych, prowadzony w sposób kompleksowy, poprzez zintegrowane działania na rzecz lokalnej społeczności, przestrzeni i gospodarki, skoncentrowane terytorialnie, prowadzone przez interesariuszy rewitalizacji na podstawie *gminnego programu rewitalizacji* (Dz.U. 2024 poz. 278). Działania rewitalizacyjne mogą być podejmowane w granicach obszaru zdegradowanego, który znajduje się w stanie kryzysowym. Rewitalizacja terenów poprzemysłowych jest szczególnym rodzajem rewitalizacji z uwagi na specyfikę obszaru zdegradowanego. W przypadku rewitalizacji terenów poprzemysłowych obszarem zdegradowanym jest obszar po dawnej działalności przemysłowej. Definicja terminu „terenów poprzemysłowych” nie ma jednak w Polsce ustawowego umocowania. W programie rządowym dla terenów poprzemysłowych, tereny poprzemysłowe definiowane są jako to zdegradowanie, nie użytkowane lub nie w pełni wykorzystywane tereny przeznaczone pierwotnie pod działalność gospodarczą, która została zakończona.

W naukowej literaturze istnieje kilka podejść w definiowaniu terenów poprzemysłowych. Według Domańskiego (Domański, 2000), tereny poprzemysłowe mogą być rozpatrywane w dwóch ujęciach. W węższym ujęciu są to obszary, które przestały być miejscem produkcji przemysłowej, bądź też przestały pełnić funkcje pomocnicze dla produkcji przemysłowej w obrębie zakładów przemysłowych. Ujmuje w tym również tereny magazynowo składowe, transportowe czy administracyjne. W tym ujęciu brane są też pod uwagę obszary niedokończonych inwestycji przemysłowych. Obecnie te obszary mogą być nie użytkowane, wykorzystywane do celów pozaprodukcyjnych, lub do nowych celów produkcyjnych po okresie nieużytkowania (Domański, 2000). Kryterium podstawowym w tym ujęciu jest przerwanie ciągłości działania zakładów przemysłowych, dlatego obszary, które zmieniły właściciela, czy też profil działalności nie mieszczą się w tej definicji. W drugim szerszym

ujęciu tereny poprzemysłowe obejmują dodatkowo obszary zdegradowane przez działalność przemysłową, np.: hutnictwa żelaza – wówczas będą to obszary, w których składowano odpady przemysłowe, obszary, na których doszło do skażenia gleb lub wód itd. (Domański, 2000). Gasidło i Gorgoń (Gasidło i Gorgoń , 1999) prezentują jeszcze szersze podejście, oprócz nieruchomości, na których odbywała się działalności przemysłowa obszary poprzemysłowe ich zdaniem to również osiedla pracownicze, obszary po urządzeniach gospodarki komunalnej czy infrastruktura w pobliżu Zakładu przemysłowego. W prezentowanej przez Gasidło i Gorgoń (Gasidło i Gorgoń, 1999) klasyfikacji wyróżniamy następujące rodzaje terenów poprzemysłowych:

- Typ I teren, na którym odbywał się proces produkcyjny, w tym:
 - Typ Ia – teren, na którym odbywał się proces produkcyjny (np. szyby kopalniane, zwałowiska, składowiska, kamieniołomy),
 - Typ Ib - teren zabudowany, będący miejscem procesu produkcyjnego (np. magazyny surowców),
 - Typ Ic – place, drogi, tereny zielone oraz obszary przy wyburzonych obiektach;
- Typ II – tereny funkcji towarzyszących przemysłowi (np. osiedla pracownicze, ośrodki administracyjne, zakładowe ośrodki sportu, ochrony zdrowia czy kultury, tereny izolacyjne itp.);
- Typ III - tereny oddziaływania przemysłu: fizyczne (np. obszary składowania produktów ubocznych procesu produkcyjnego), ekonomiczne (np. duży udział przemysłu w wytwarzaniu produktu danego obszaru) oraz społeczne.

W odniesieniu do literatury i ustawodawstwa zagranicznego, tereny poprzemysłowe tzw. brownfields określane przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (ang. Environmental Protection Agency) definiowane są jako nieruchomość, której rozbudowa, przebudowa lub ponowne wykorzystanie może być utrudnione przez obecność lub potencjalną obecność substancji niebezpiecznej, zanieczyszczenia lub skażenia (Environmental Protection Agency, 2022). Tereny poprzemysłowe w ujęciu amerykańskim obejmują również inny typ terenu tzw. superfund definiowany jako miejsce zanieczyszczone i obejmujące obiekty przemysłowe, miejsca gospodarki odpadami, miejsca wydobywania i osady oraz obiekty federalne, takie jak opuszczone kopalnie; Zakłady produkcyjne broni jądrowej, biologicznej, chemicznej i tradycyjnej; oraz tereny przemysłowe baz wojskowych (np. te używane do konserwacji samolotów i statków marynarki wojennej) (Environmental Protection Agency, 2022). W ustawodawstwie amerykańskim szczególny nacisk położony jest na zanieczyszczenie i jego poziom stąd wyróżnienie terenów poprzemysłowych z uwagi na poziom

skumulowanych zanieczyszczeń. W Europie najbardziej popularna definicja brownfields została opublikowana przez grupę roboczą CLARINET w 2002 (ang. Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies). Definicja ta wskazuje granice brownfields jako obszary, które ucierpiały w wyniku wcześniejszego użytkowania danego miejsca i otaczających je gruntów, opuszczone lub niewykorzystywane w pełni, mogą mieć rzeczywiste lub potencjalne problemy z zanieczyszczeniem, znajdują się głównie na rozwiniętych obszarach miejskich i wymagają interwencji w celu przywrócenia ich do korzystnego użytkowania (Oliver i in., 2005). Mimo wielu podejmowanych działań na poziomie Wspólnoty Europejskiej brakuje prawodawstwa skierowanego na rozwiązywanie problemu ponownego zagospodarowania terenów przemysłowych (Rey i in., 2022).

4. Etapy prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi

4.1. Wprowadzenie

Prowadząc i realizując plan ochrony powierzchni ziemi należy postępować zgodnie z określonym algorytmem, aby każdy z obszarów mógł być przeanalizowany w sposób rzetelny i nie pozostawiający wątpliwości w zakresie występowania substancji zanieczyszczających. Identyfikację terenów zanieczyszczonych wykonuje się zwykle podczas pięcioetapowej procedury, w wyniku której analizuje się właściwości fizyczne i chemiczne substancji powodujących ryzyko oraz środowiskowe uwarunkowania badanego terenu w zakresie możliwości migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. Rozpatrując substancje, dla których nie zostały określone dopuszczalne zawartości w krajowym systemie prawnym, identyfikację terenów zanieczyszczonych prowadzi się w oparciu o ryzyko mające wpływ na zdrowie ludzi oraz stan środowiska. Postępowanie z terenami przemysłowymi w krajach europejskich jest zróżnicowane. W każdym z krajów można zauważyć indywidualne podejście, rozpatrując niektóre z państw, jak np. w Wielkiej Brytanii i na Słowacji, nie zostały wprowadzone standardy jakości gleby i ziemi oraz standardy jakości wód podziemnych. Wykonując identyfikację terenów zanieczyszczonych w Wielkiej Brytanii prowadzi się indywidualnie dla badanego terenu na podstawie poziomu szkody i ryzyka, że szkoda ta może wystąpić, a także wprowadzonych wytycznych. Określono w nich zasady weryfikacji wystąpienia zanieczyszczenia na badanym terenie przy uwzględnieniu rodzaju zanieczyszczenia i sposobu jego rozprzestrzeniania się w środowisku, a także receptorów, na które może on wpłynąć (<http://www.legislation.gov.uk/>; <https://www.gov.uk/>). Na Słowacji do oceny wystąpienia zanieczyszczenia obszaru przemysłowego wykorzystywane są jedynie wytyczne wprowadzone przez rząd, określające sposób przeprowadzenia analizy w zakresie ryzyka zanieczyszczenia terenu. Sytuacja inaczej wygląda w takich krajach jak Rumunia, Węgry, Albania czy też Niemcy, gdzie wprowadzone zostały zarówno standardy jakości gleby i ziemi, jak również standardy jakości wód podziemnych. Jednak sposób identyfikacji terenów zanieczyszczonych we wszystkich trzech przypadkach jest inny ze względu na założenia znajdujące się we wprowadzonych aktach prawnych. Przykładowo w Niemczech (Adynkiewicz-Piragas i in., 2013) w rozporządzeniu znajduje się katalog substancji dla gleb wraz z ich dopuszczalnymi zawartościami w odniesieniu do sposobu użytkowania gleby, tj. czy są to tereny placów zabaw, dzielnice mieszkalne, parki i tereny rekreacyjne, czy też

tereny usługowe i przemysłowe (Ernst i Young, 2013). Natomiast na Węgrzech określone zostały jedynie dopuszczalne stężenia substancji w glebie w zakresie metali, a standardy jakości gleby nie są uzależnione od sposobu jej użytkowania oraz jej właściwości fizycznych i chemicznych (Ernst i Young, 2013). W Polsce wprowadzone zostały akty prawne związane z identyfikacją zanieczyszczonych terenów przemysłowych oraz postępowaniem z nimi, w tym w szczególności rozporządzenie z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2016, poz. 1395, z późn. zm.), które zastąpiło Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Kukulska-Zajac i in., 2017). W związku z powyższym celem pracy było określenie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi na terenach przemysłowych w aspekcie tych przepisów prawnych (Karczewska i Kabala, 2017). Cel ten zrealizowano poprzez określenie sposobu identyfikacji terenów zanieczyszczonych substancjami powodującymi ryzyko oraz ocenę występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska.

4.2. Ustalenie przyczyny występowania zanieczyszczenia – Etap I

Etap pierwszy identyfikacji terenu zanieczyszczonego obejmuje ustalenie działalności mogącej być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości (Wiśniewska i Pusz, 2017), z uwzględnieniem działalności mogącej z dużym prawdopodobieństwem powodować historyczne zanieczyszczenie powierzchni ziemi lub w przypadku wykonywania tzw. raportu początkowego, wynikającego z przepisów o pozwoleniach zintegrowanych – działalności, o której mowa w pkt 1, oraz działalności zaliczonej do działalności stwarzającej ryzyko szkody w środowisku.

Do działalności stwarzającej ryzyko szkody w środowisku zalicza się np. eksploatację instalacji wymagającej uzyskania pozwolenia zintegrowanego, zbieranie i przetwarzanie odpadów, wprowadzanie ścieków do wód lub do ziemi, międzynarodowy obrót odpadami, transport towarów niebezpiecznych. Rodzaje działalności mogących z dużym prawdopodobieństwem powodować historyczne zanieczyszczenie powierzchni ziemi, wraz ze wskazaniem przykładowych zanieczyszczeń dla tych działalności określa załącznik nr 2 do rozporządzenia w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016, poz. 1395 z późn. zm.). Jeżeli identyfikacja terenu zanieczyszczonego została zainicjowana na podstawie istniejących badań zanieczyszczenia gleby i ziemi wskazujących na przekroczenie dopuszczalnej zawartości substancji powodującej ryzyko w glebie lub

ziemi oraz nie jest możliwe ustalenie działalności mogącej być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie obecnie lub w przeszłości, przechodzi się bezpośrednio do etapu trzeciego, prowadząc dalsze badania w zakresie substancji, której dopuszczalna zawartość została przekroczona.

4.3. Ustalenie listy substancji powodujących ryzyko – Etap II

Etap drugi identyfikacji terenu zanieczyszczonego obejmuje ustalenie listy substancji powodujących ryzyko, których wystąpienie w glebie lub w ziemi jest spodziewane na danym terenie, z uwzględnieniem:

- 1) w przypadku oceny historycznego zanieczyszczenia powierzchni ziemi:
 - a) analizy możliwości wystąpienia przykładowych zanieczyszczeń wymienionych w załączniku nr 2 do rozporządzenia w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016, poz. 1395), dla danego rodzaju działalności, które należy traktować jako orientacyjne, przy czym jeżeli dana działalność może zostać zaklasyfikowana do więcej niż jednego rodzaju działalności, należy uwzględnić przykładowe substancje dla każdego z tych rodzajów działalności,
 - b) analizy wszelkich dostępnych informacji na temat substancji powodujących ryzyko wykorzystywanych, produkowanych lub uwalnianych w wyniku działalności prowadzonych na danym terenie,
- 2) w przypadku wykonywania raportu wynikającego z przepisów o pozwoleniach zintegrowanych – szczegółowej inwentaryzacji substancji powodujących ryzyko, które są wykorzystywane, produkowane lub uwalniane przez obecnie eksploatowane na danym terenie instalacje wymagające uzyskania pozwolenia zintegrowanego, szczegółowej inwentaryzacji substancji powodujących ryzyko, które mają być wykorzystywane, produkowane lub uwalniane przez planowane na danym terenie instalacje wymagające uzyskania pozwolenia zintegrowanego, oraz oceny, czy w danym przypadku występuje możliwość zanieczyszczenia gleby lub ziemi na terenie zakładu, z uwzględnieniem:
 - a) substancji powodujących ryzyko szczególnie istotnych dla ochrony powierzchni ziemi,
 - b) ilości tych substancji oraz stosowanej technologii, w szczególności sposobów i miejsc przechowywania, transportu, wykorzystywania, produkcji i uwalniania tych substancji, podczas eksploatacji instalacji oraz w przypadku awarii,

- c) charakterystyki terenu zakładu niezbędnej do dokonania oceny zanieczyszczenia, w szczególności ukształtowania terenu, pokrycia powierzchni terenu, obecności wód powierzchniowych, budowy geologicznej i warunków hydrogeologicznych,
- d) stosowanych sposobów zapobiegania emisjom tych substancji do gleby lub ziemi.

4.4. Przegląd i analiza dostępnych informacji – Etap III

Etap trzeci identyfikacji terenu zanieczyszczonego obejmuje zebranie oraz analizę dostępnych historycznych i aktualnych źródeł informacji istotnych dla oceny zagrożenia zanieczyszczeniem gleby lub ziemi na danym terenie oraz dostępnych i aktualnych badań zanieczyszczenia gleby i ziemi substancjami powodującymi ryzyko z listy ustalonej w etapie drugim.

Za źródło informacji istotne dla oceny zagrożenia zanieczyszczeniem gleby lub ziemi uznaje się:

- 1) miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego,
- 2) prognozę oddziaływania na środowisko lub raport o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko,
- 3) opracowanie ekofizjograficzne,
- 4) program ochrony powietrza,
- 5) przegląd ekologiczny,
- 6) plan gospodarowania wodami na obszarze dorzecza wraz z opracowaniami przygotowanymi na potrzeby tego planu,
- 7) bazy danych geologicznych,
- 8) decyzje określające warunki korzystania ze środowiska.

Za aktualne badania zanieczyszczenia gleby i ziemi substancjami powodującymi ryzyko uważa się wyniki badań, od których wykonania nie upłynęło więcej niż 10 lat, o ile zostały wykonane przez akredytowane laboratorium, oraz zgodnie z metodykami, o których mowa w załączniku nr 3 do rozporządzenia w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016, poz. 1395 z późn. zm.), o ile od dnia ich wykonania na danym terenie nie zaistniały okoliczności mogące wpłynąć na zawartość zanieczyszczenia, w szczególności poważna awaria przemysłowa, emisja lub zdarzenie mogące powodować bezpośrednie zagrożenie szkodą lub szkodę w środowisku.

4.5. Projektowanie badań wstępnych – Etap IV

Jeżeli pierwsze trzy etapy dały odpowiedź pozytywną, tj. mamy teren, o którym wiemy, że była na nim prowadzona działalność, która mogła zanieczyścić środowisko gruntowo-wodne, znamy rodzaje substancji mogących potencjalnie powodować to zanieczyszczenie oraz mamy dostępne materiały archiwalne, świadczące o możliwości wystąpienia zanieczyszczenia, należy przejść do etapu czwartego. Etap ten obejmuje zebranie informacji koniecznych do wykonania badań wstępnych oraz wykonanie badań wstępnych, w tym:

- 1) ustalenie grupy gruntów występującej na danym terenie oraz zebranie informacji o rodzaju pokrycia terenu, w tym roślinności i zabudowie,
- 2) lokalizację źródeł zanieczyszczeń substancjami powodującymi ryzyko, znajdujących się na danym terenie obecnie lub w przeszłości, w tym:
 - a) źródeł lokalnych – rozumianych jako zbiorniki, magazyny, ciągi transportowe, rurociągi, urządzenia techniczne, odpady, miejsca wprowadzania ścieków do ziemi oraz inne źródła o podobnym charakterze,
 - b) źródeł rozproszonych – rozumianych jako źródła emisji pyłów lub gazów do powietrza oraz użycie substancji powodujących ryzyko bezpośrednio na powierzchni ziemi.
- 3) określenie schematu lokalizacji punktów pobierania próbek gleby dla głębokości 0–0,25 m poniżej poziomu terenu (p.p.t.), indywidualnie dla danego terenu, uwzględniając informacje, o grupie gruntów występującej na danym terenie i lokalizacji źródeł zanieczyszczeń substancjami powodującymi ryzyko, znajdujących się na danym terenie obecnie lub w przeszłości,
- 4) określenie schematu lokalizacji punktów pobierania próbek pojedynczych gleby i ziemi dla głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t., indywidualnie dla danego terenu, uwzględniając informacje, o grupie gruntów (rys. 4.1 i 4.2) występującej na danym terenie i lokalizacji źródeł zanieczyszczeń substancjami powodującymi ryzyko, znajdujących się na danym terenie obecnie lub w przeszłości,
- 5) określenie głębokości pobierania próbek gleby i ziemi do badań bez względu na grupę gruntów, w taki sposób aby próbki były pobierane:
 - a) w przedziale o miąższości 0–0,25 m p.p.t.,
 - b) w przedziale o miąższości 0,25–1 m p.p.t.,

- c) w przypadku gdy są to utwory o przekształconym mechanicznie profilu gruntowym lub na danym terenie występują lokalne źródła zanieczyszczeń lub ujęcia wody lub otwory wiertnicze, na głębokości przekraczającej 1 m p.p.t. do spodziewanej głębokości występowania zanieczyszczenia w przedziałach o miąższości nie większej niż 2 m, uwzględniając przy określaniu głębokości występowania zanieczyszczenia:
- informacje, o grupie gruntów występującej na danym terenie i lokalizacji źródeł zanieczyszczeń substancjami powodującymi ryzyko, znajdujących się na danym terenie obecnie lub w przeszłości,
 - informacje na temat właściwości zanieczyszczenia,
 - informacje na temat poziomu ustabilizowanego zwierciadła wód gruntowych, o ile takie informacje są dostępne.
- 6) pobranie próbek gleby i ziemi zgodnie z określonym schematem lokalizacji punktów pobierania próbek oraz na określonych głębokościach,
- 7) przeprowadzenie:
- a) badań właściwości gleby lub ziemi, w szczególności:
- składu granulometrycznego, zawartości węgla organicznego i wartości pHKCl w próbkach zbiorczych pobranych na gruntach z grupy II z głębokości 0–0,25 m p.p.t.,
 - w przypadku badania zawartości substancji powodujących ryzyko z grupy metali i metaloidów,
 - wodoprzepuszczalności gleby lub ziemi w próbkach pojedynczych z głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t.,
- b) pomiarów w celu określenia zawartości substancji powodujących ryzyko z listy ustalonej w etapach pierwszym, drugim i trzecim, przy czym pomiary te wykonuje się:
- w pobranych próbkach zbiorczych z głębokości 0–0,25 m p.p.t.,
 - w pobranych próbkach pojedynczych z głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t. w przedziale o miąższości 0,25–1 m p.p.t., oraz, w przypadku próbek z głębokości przekraczającej 1 m p.p.t., o ile były pobierane, w przedziałach o miąższości nie większej niż 2 m;
- 8) porównanie otrzymanych wyników analiz z dopuszczalnymi zawartościami, zgodnie z załącznikiem nr 1 rozporządzenia w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi oraz, jeżeli istnieją do tego podstawy, analizę, czy stwierdzone zawartości substancji na danym terenie są pochodzenia naturalnego;

- 9) sporządzenie dokumentacji badań wstępnych zawierającej informacje o:
- a) datach pobrania próbek,
 - b) miejscach pobrania próbek, w tym adres, numery działek ewidencyjnych oraz współrzędne określone z wykorzystaniem systemu nawigacji satelitarnej (GPS),
 - c) głębokości pobrania próbek,
 - d) sposobie użytkowania gruntu w miejscu pobrania próbek,
 - e) właściwościach gleby (skład granulometryczny, zawartość węgla organicznego i wartość pHKCl na gruntach z grupy II z głębokości 0–0,25 m p.p.t.) lub wodoprzepuszczalności w próbach gruntu z głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t.
 - f) wynikach pomiarów zawartości substancji powodujących ryzyko,
 - g) stwierdzonym zanieczyszczeniu,
 - h) jeżeli istnieją do tego podstawy – wynikach analizy, czy stwierdzone zawartości substancji na danym terenie są pochodzenia naturalnego.

Pytanie: Jak poprawnie zakwalifikować grunt i glebę do odpowiedniej grupy? Kwalifikacja do grupy gruntu jest podana w załączniku nr 1 rozporządzenia w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi, wynika ze sposobu użytkowania gruntów oraz właściwości gleby. Klasyfikacja nie dotyczy gruntów pod wodami. Wyróżnia się dwa sposoby wydzielenia, w zależności od tego, czy dany term jest objęty miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego (MPZP), czy też nie.

Jeśli grunt nie znajduje się na obszarze obowiązywania MPZP, grupy gruntów wydzielone zostają w oparciu o sposób ich użytkowania na danym terenie, zgodnie z ewidencją gruntów i budynków, uwzględniając oznaczenia określone w przepisach wydanych na podstawie art. 26 ust. 2 ustawy z dnia 17 maja 1989 r. – Prawo geodezyjne i kartograficzne (Dz. U. z 2015 r. poz. 520, z późn. zm.), w następujący sposób:

- 1) grupa gruntów I:
 - a) tereny mieszkaniowe, oznaczone symbolem B,
 - b) inne tereny zabudowane, oznaczone symbolem Bi,
 - c) zurbanizowane tereny niezabudowane lub w trakcie zabudowy, oznaczone symbolem Bp,
 - d) grunty rolne zabudowane, oznaczone symbolem Br,
 - e) tereny rekreacyjno-wypoczynkowe, oznaczone symbolem Bz, z wyłączeniem terenów wymienionych w pkt 3 lit. e, w tym:

- tereny ośrodków wypoczynkowych, tereny zabaw dziecięcych, plaże, urządzone parki, skwery, zieleńce (poza pasami ulic),
- tereny sportowe, takie jak: stadiony, boiska sportowe, skocznie narciarskie, tory saneczkowe, strzelnice sportowe, kąpieliska, pola golfowe,
- tereny spełniające funkcje rozrywkowe, takie jak: lunaparki i wesołe miasteczka,
- ogrody zoologiczne i botaniczne.

2) grupa gruntów II:

- a) grunty orne, oznaczone symbolem R, oraz tereny rodzinnych ogrodów działkowych urządzonych na gruntach oznaczonych symbolem R,
- b) sady, oznaczone symbolem S,
- c) łąki trwałe, oznaczone symbolem Ł,
- d) pastwiska trwałe, oznaczone symbolem Ps,
- e) grunty pod stawami, oznaczone symbolem Wsr,
- f) grunty pod rowami, oznaczone symbolem W,
- g) tereny rodzinnych ogrodów działkowych urządzonych na gruntach oznaczonych symbolem Bz.

3) grupa gruntów III:

- a) lasy, oznaczone symbolem Ls,
 - b) grunty zadrzewione i zakrzewione, oznaczone symbolem Lz,
 - c) grunty zadrzewione i zakrzewione na użytkach rolnych, oznaczone symbolem Lzr,
 - d) nieużytki, oznaczone symbolem N,
 - e) tereny rekreacyjno-wypoczynkowe, oznaczone symbolem Bz, z wyłączeniem terenów wymienionych w pkt 1 lit. e, w tym:
 - tereny o charakterze zabytkowym, takie jak: ruiny zamków, grodziska, kurhany, pomniki przyrody,
 - tereny zieleni nieurządzonej niezaliczone do lasów oraz gruntów zadrzewionych i zakrzewionych,
 - f) użytki ekologiczne, oznaczone symbolem złożonym z litery „E” oraz symbolu odpowiedniego użytku gruntowego określającego sposób zagospodarowania lub użytkowania terenu, w szczególności E-Ls, E-Lz, E-N, E-Ps i E-R,
 - g) tereny różne, oznaczone symbolem Tr.
- 4) grupa gruntów IV:
- a) tereny przemysłowe, oznaczone symbolem Ba,
 - b) użytki kopalne, oznaczone symbolem K,

c) tereny komunikacyjne, w tym:

- drogi, oznaczone symbolem dr,
- tereny kolejowe, oznaczone symbolem Tk,
- inne tereny komunikacyjne, oznaczone symbolem Ti,
- grunty przeznaczone pod budowę dróg publicznych lub linii kolejowych, oznaczone symbolem Tp.

Jeżeli natomiast dla danego terenu opracowano już miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego, grupy gruntów wydzielone w oparciu o sposób ich użytkowania na danym terenie określa się zgodnie z przeznaczeniem terenu wskazanym w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego, uwzględniając oznaczenia określone w przepisach wydanych na podstawie art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. z 2016 r. poz. 778, 904, 961 i 1250), w następujący sposób:

1) grupa gruntów I:

- a) tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej, oznaczone symbolem MN,
- b) tereny zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej, oznaczone symbolem MW,
- c) tereny zabudowy usługowej, oznaczone symbolem U,
- d) tereny sportu i rekreacji, oznaczone symbolem US,
- e) tereny rozmieszczenia obiektów handlowych o powierzchni sprzedaży powyżej 2 000 m², oznaczone symbolem UC,
- f) tereny zabudowy zagrodowej w gospodarstwach rolnych, hodowlanych i ogrodniczych, oznaczone symbolem RM,
- g) tereny obsługi produkcji w gospodarstwach rolnych, hodowlanych, ogrodniczych oraz gospodarstwach leśnych i rybackich, oznaczone symbolem RU,
- h) tereny zieleni urządzonej, takie jak: parki, ogrody, zieleń towarzysząca obiektom budowlanym, zieleńce, arboreta, alpinaria, oznaczone symbolem ZP,
- i) cmentarze, oznaczone symbolem ZC;

2) grupa gruntów II:

- a) tereny rolnicze, oznaczone symbolem R,
- b) tereny ogrodów działkowych, oznaczone symbolem ZD;

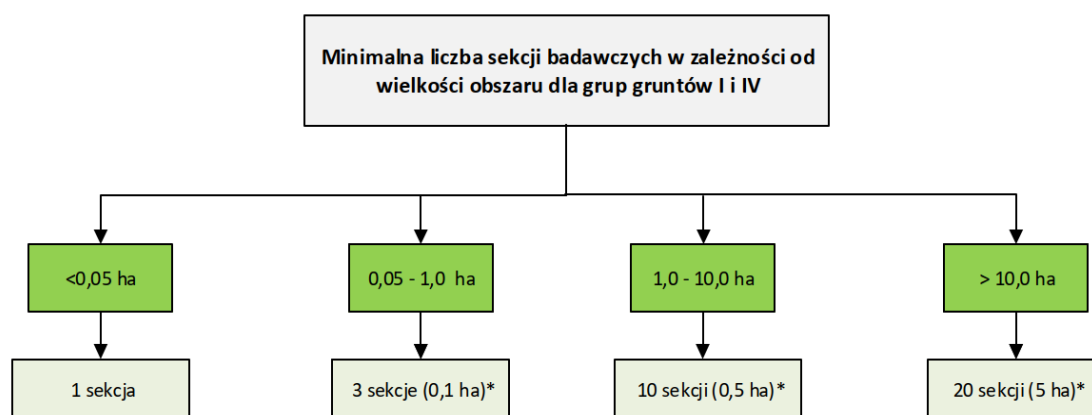
3) grupa gruntów III:

- a) lasy, oznaczone symbolem ZL,
- b) grodziska, kurhany, zabytkowe fortyfikacje, oznaczone symbolem ZP,

- c) tereny zieleni objęte formami ochrony przyrody zgodnie z przepisami o ochronie przyrody, oznaczone symbolem ZN;
- 4) grupa gruntów IV:
 - a) tereny obiektów produkcyjnych, składów i magazynów, oznaczone symbolem P,
 - b) obszary i tereny górnicze, oznaczone symbolem PG,
 - c) tereny dróg publicznych, oznaczone symbolem KD,
 - d) tereny dróg wewnętrznych, oznaczone symbolem KDW,
 - e) tereny infrastruktury technicznej, oznaczone symbolem E, G, W, K, T, O lub C.

Dodatkowo, bez względu na oznaczenie w ewidencji gruntów i budynków lub w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego:

- obszary poddane ochronie na podstawie przepisów zgodnie z ustawą z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (Dz. U. z 2015 r. poz. 469, 1590, 1642 i 2295 oraz z 2016 r. poz. 352 i 1250), w szczególności tereny ujęć wody i strefy ochronne ujęć wody obejmujące teren bezpośredniej ochrony tych ujęć, zalicza się do grupy gruntów I,
- parki narodowe i rezerваты przyrody, zgodnie z przepisami zawartymi w ustawie z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2015 r. poz. 1651, 1688 i 1936 oraz z 2016 r. poz. 422), zalicza się do grupy gruntów II.

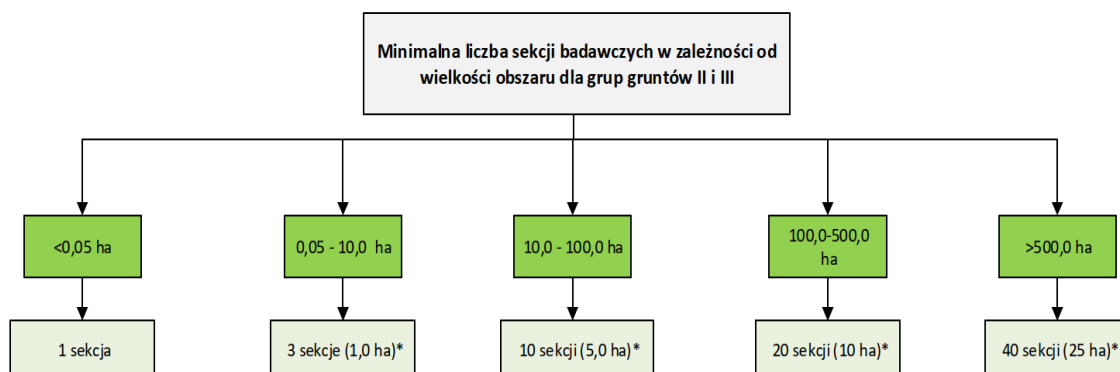


* - liczba w nawiasie oznacza maksymalną wielkość pojedynczej sekcji (w ha)

Rys. 4.1. Schemat minimalnej liczby sekcji badawczych dla obszarów grupy I i IV w zależności od wielkości obszaru, opracowany na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

Zmierzając do określenia schematu lokalizacji punktów pobierania próbek powierzchniowych gruntu z przedziału głębokościowego 0,00-0,25 m p.p.t. plan działań powinien być opracowany indywidualnie, z uwzględnieniem grupy gruntów występującej na

danym terenie oraz lokalizacji potencjalnych źródeł zanieczyszczeń substancjami powodującymi ryzyko, znajdujących się na danym terenie obecnie lub w przeszłości. Po określeniu przynależności danego terenu do grupy gruntów, należy określić wymaganą liczbę sekcji badawczych, na które zostanie on podzielony (rys. 4.1 i 4.2). Z każdej sekcji zostaną pobrane próbki powierzchniowe gruntu (1 próbka zbiorcza składająca się z 15 próbek pojedynczych) i wgłębnych gruntu (tylko próbki pojedyncze z różnych głębokości).



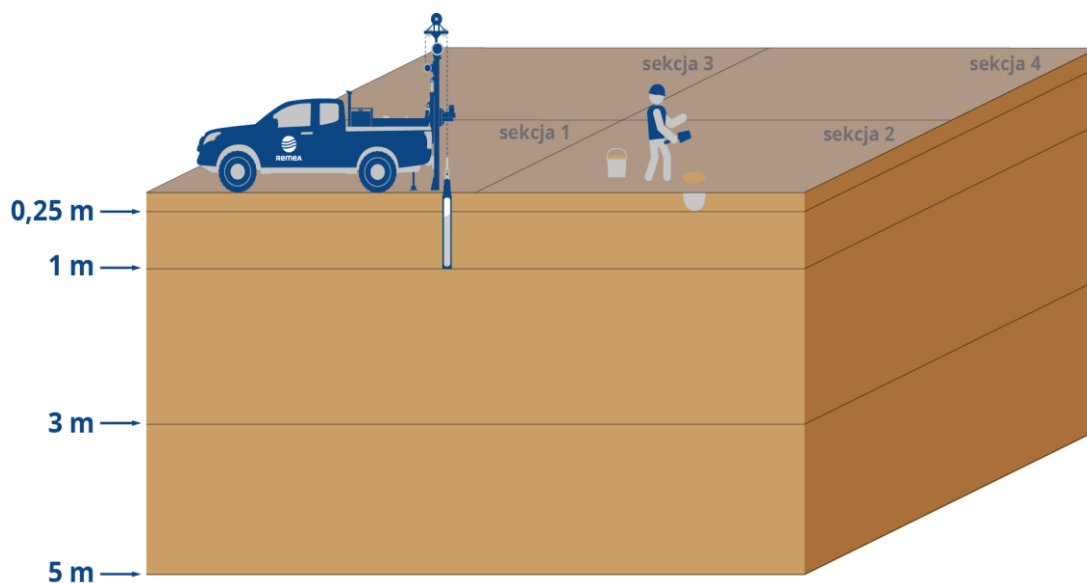
* - liczba w nawiasie oznacza maksymalną wielkość pojedynczej sekcji (w ha)

Rys. 4.2. Schemat minimalnej liczby sekcji badawczych dla obszarów grupy II i III w zależności od wielkości obszaru, opracowany na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

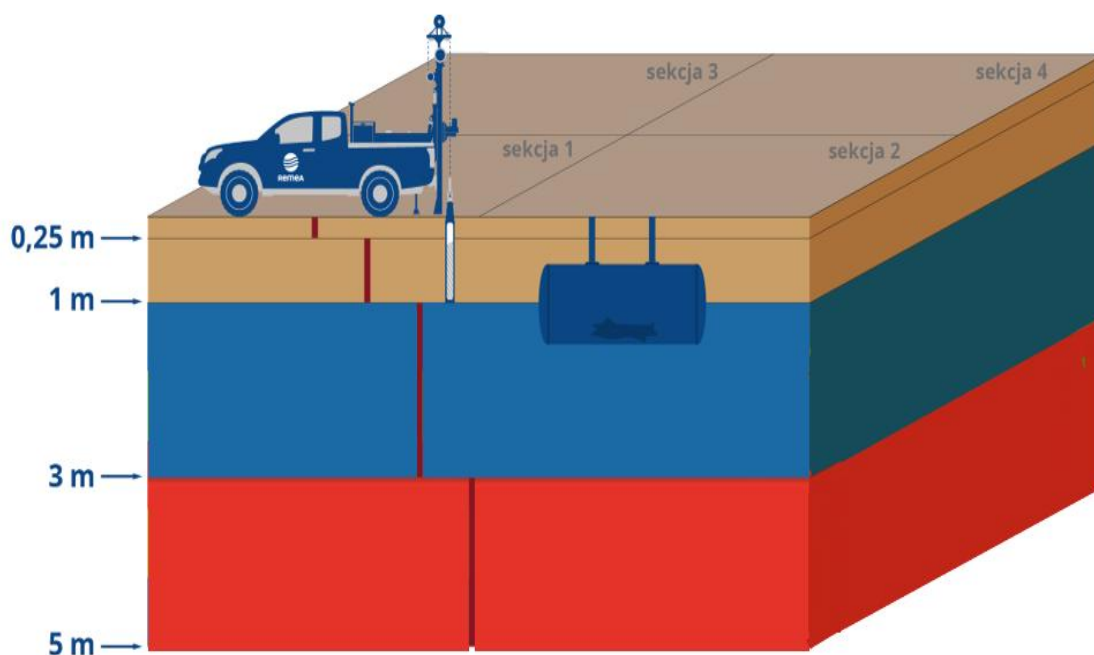
Należy mieć na uwadze, że, niezależnie od grupy gruntu, dla próbek gleby dla głębokości 0–0,25 m na każdej z sekcji wyznacza się przynajmniej 15 punktów pobierania próbek pojedynczych w celu uzyskania w wyniku zmieszania tych próbek 1 próbki zbiorczej dla każdej z sekcji (Rys.4.3 i 4.4). Celem takiego podejścia i wykluczenie ryzyka, gdzie pobrany materiał do badań nie będzie reprezentatywny, pobrana zostanie próbka w miejscu niewielkiego zanieczyszczenia np. minimalnego wycieku paliwa, a remediację będzie prowadzona na obszarze całej sekcji, która, np. w przypadku terenu grupy II lub III o powierzchni > 500 ha, może wynosić nawet 25 ha.

Wyznaczenie głębokości pobierania próbek gruntu do badań, zwłaszcza próbek pobieranych poniżej 1 m p.p.t. budzi kontrowersje. Bardzo często zanieczyszczenia występują w nasypach występujących na przedmiotowym terenie. Często nasypy te są niewiadomego pochodzenia, a zatem same w sobie mogą być potencjalnym źródłem zanieczyszczenia. Dodatkowo, jeśli mamy do czynienia z zanieczyszczeniem cięższym od wody, np. węglowodorami chlorowanymi, wówczas pobieranie próbek do poziomu zwierciadła wody nie pokaże nam faktycznego zasięgu zanieczyszczenia, gdyż znajduje się w znacznym stopniu na

dnie warstwy wodonośnej lub jest w niej rozproszone. Istnieje też inne potencjalne zagrożenie, możliwość przemieszczenia się zanieczyszczeń razem z ruchem wody podziemnej. Sytuacja taka może dotyczyć substancji, które są lżejsze od wody i dlatego znajdują się na jej zwierciadle, np. substancji ropopochodnych (dla lepszego zobrazowania takiego zanieczyszczenia możemy sobie wyobrazić olej pływający w garnku z wodą). Dodatkowo sytuację komplikuje możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń rozpuszczalnych w wodzie, np. niektórych metali i ich przepływu na działki znajdujące się w pobliżu źródła zanieczyszczenia.



Rys. 4.3. Schemat pobierania próbek z sekcji badawczych.



Rys. 4.4. Schemat pobierania próbek gruntu z otworów badawczych.

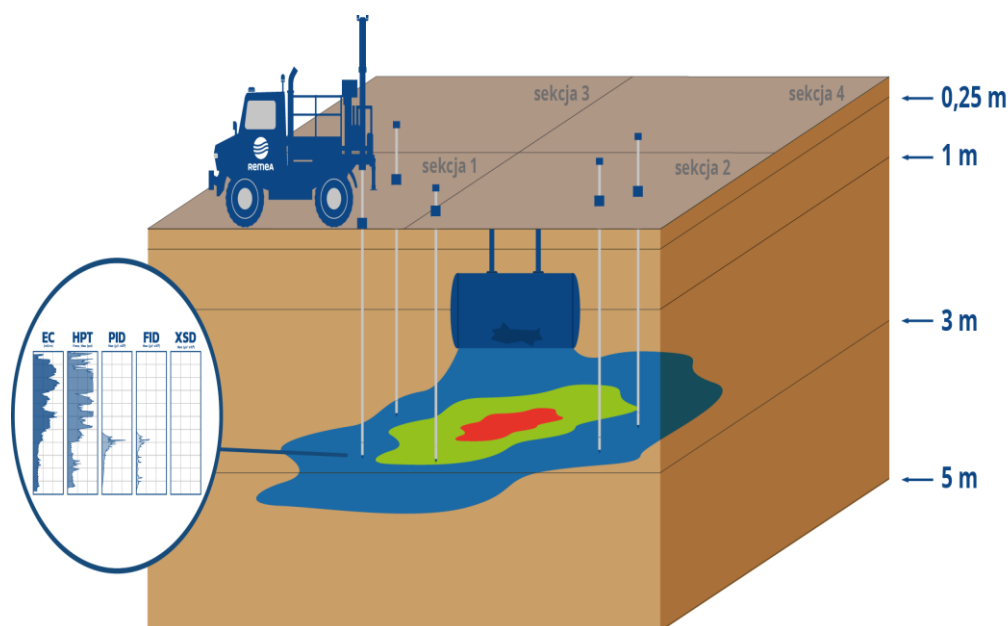
Przepływ wody, a tym samym możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń jest silnie związany m.in. z przepuszczalnością gruntu. Jeśli mamy do czynienia z gruntami dobrze przepuszczalnymi, np. piaskami. Wówczas możliwość przenoszenia zanieczyszczeń jest dużo większa niż gdybyśmy w gruncie mieli wyłącznie słabo przepuszczalne gliny. Ważne jest również określenie warunków geologicznych (warstwy gruntu) oraz hydrogeologicznych (przepływ wody i kierunek jej spływu) badanego terenu. Dla części Polski Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy instytut Badawczy wykonał Mapy Hydrogeologiczne Polski – Pierwszy Poziom Wodonośny w skali 1:50 000, gdzie możemy sprawdzić kierunki spływu oraz jakość wód (Mejer i Sokołowska, 2015). Jednakże nie jest to informacja wystarczająca z uwagi na skalę w jakiej sporządza się opracowania, mające istotne znaczenie w kontekście prac terenowych i optymalizacji.

4.6. Projektowanie badań szczegółowych wraz z realizacją – Etap V

Etap piąty identyfikacji terenu zanieczyszczonego obejmuje przeprowadzenie badań szczegółowych polegających na:

- 1) określeniu indywidualnie dla danego terenu schematu lokalizacji punktów pobierania próbek w celu wyznaczenia zasięgu występowania zanieczyszczenia substancjami powodującymi ryzyko, których występowanie zostało potwierdzone w badaniach wstępnych, prowadzonych w ramach etapu czwartego;
- 2) określeniu głębokości pobierania próbek gleby i ziemi do badań w przedziale o miąższości 0–0,25 m p.p.t. oraz głębiej niż 0,25 m p.p.t., aż do głębokości poniżej występowania zanieczyszczenia lub do zwierciadła wody gruntowej;
- 3) pobraniu próbek zgodnie z określonym schematem lokalizacji punktów pobierania próbek oraz na określonych głębokościach;
- 4) przeprowadzeniu badań właściwości gleby, w tym:
 - a) w przypadku badania zawartości substancji powodujących ryzyko z grupy metali i metaloidu – składu granulometrycznego, zawartości węgla organicznego i wartości pHKCl w próbkach pobranych na gruntach z grupy II z głębokości 0–0,25 m p.p.t.,
 - b) wodoprzepuszczalności gleby i ziemi w próbkach z głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t.;
- 5) przeprowadzeniu pomiarów substancji powodujących ryzyko, których występowanie zostało potwierdzone w badaniach wstępnych prowadzonych w etapie czwartym, w celu określenia ich zawartości w pobranych próbkach;

- 6) porównaniu otrzymanych wyników pomiarów z dopuszczalnymi zawartościami zawartymi w Załączniku 1 rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016, poz. 1395);
- 7) sporządzeniu dokumentacji badań szczegółowych zawierającej informacje o:
 - a) datach pobrania próbek,
 - b) miejscach pobrania próbek, w tym adres, numery działek ewidencyjnych oraz współrzędne określone z wykorzystaniem systemu nawigacji satelitarnej (GPS),
 - c) głębokości pobrania próbek,
 - d) sposobie użytkowania gruntu w miejscu pobrania próbek,
 - e) właściwościach gleby, o których mowa w pkt 4,
 - f) wynikach pomiarów, o których mowa w pkt 5,
 - g) poziomie zwierciadła wody podziemnej wraz z ich kierunkami przepływu, w formie przekroju przez punkty pomiarowe,
 - h) stwierdzonym zanieczyszczeniu, którego zasięg zostanie naniesiony na mapie zasadniczej albo, w przypadku braku takiej mapy, na mapie ewidencyjnej,
 - i) rozprzestrzenianiu substancji powodującej ryzyko w planie i przekroju (rys. 4.5),
 - j) jeżeli istnieją do tego podstawy – wynikach analizy, czy stwierdzone zawartości substancji na danym terenie są pochodzenia naturalnego.



Rys. 4.5. Schemat wizualizacji zanieczyszczenia po wykonaniu badań szczegółowych.

5. Ocena warunków geotechnicznych i stanu zanieczyszczenia gruntów

5.1. Wprowadzenie

Projektowanie budowy obiektów budowlanych, do których należą: budynki, obiekty małej architektury, czy budowle inżynieryjne, w tym: mosty, obiekty liniowe, tunele, lotniska, estakady, bądź przepusty jest ściśle powiązane z określeniem parametrów geotechnicznych podłoża na którym przewidywane jest posadowienie inwestycji. W celu sprawdzenia jakości gruntu, na którym planowana jest budowa, w tym dobranie rodzaju posadowienia, konieczne jest wykonanie odpowiednich badań geotechnicznych (Roy i Bhalla, 2017). Zgodnie z prowadzonymi analizami, ocena właściwości geotechnicznych podłoża jest wiodącym elementem generowania danych wejściowych do projektowania i budowy fundamentów. Odpowiedni projekt i prawidłowa budowa konstrukcji inżynierskich zapobiegają negatywnemu wpływowi na środowisko, awarii konstrukcji lub problemom w czasie eksploatacji obiektu.

Informacje o terenie budowy i występujących poniżej poziomu terenu warstwach geotechnicznych są niezbędne do projektowania konstrukcji i planowania technologii prac (Sendkowski i in., 2014). Kiedy budynki wywierają bardzo duże obciążenia, a strefa wpływu obiektu sięga do znaczących głębokości, warto skupić się na zapewnieniu odpowiedniej jakości badań gruntu, niż wybierać nieekonomiczną i nieekologiczną drogę przewymiarowania budynków, co naraża inwestora na ponoszenie wysokich kosztów budowy.

Dla złożonych projektów obejmujących konstrukcje, takie jak mosty, tamy czy budynki wysokościowe, często konieczne jest przeprowadzenie uzupełniających badań. Celem szczegółowych badań (Majer i in., 2019) jest określenie właściwości inżynierskich gruntów dla każdej z zalegających poniżej warstw zgodnie z wymaganiami jakie określa projektant konstrukcji.

Projektując posadowienie na ściśliwym gruncie mamy do czynienia ze zjawiskiem związanym z generowaniem osiadań. Wiedza na temat tempa, w jakim następuje ściskanie gruntu, jest istotna z punktu widzenia projektu i późniejszej eksploatacji budynku. Właściwości gruntu, takie jak plastyczność, ściśliwość czy wytrzymałość, wpływają na przyjmowane założenia i właściwe projektowanie w budownictwie. Niezrozumienie właściwości mechanicznych gruntu może prowadzić do generowania błędów przy projektowanej konstrukcji. Przydatność gruntu do określonego zastosowania powinna być ustalana na

podstawie jego charakterystyk geoinżynierskich, a nie na podstawie oceny wizualnej lub pozornego podobieństwa do innych gruntów. Zdolność do przenoszenia obciążeń gruntu zależy od jego rodzaju i stanu w konkretnym przypadku.

Podczas opracowywania projektu na terenach postindustrialnych należy dodatkowo poświęcić uwagę na możliwym wpływie występowania substancji zanieczyszczających na zmianę parametrów podłoża gruntowego (Puri., 2000). Produkty naftowe, poza generowaniem zagrożeń dla środowiska (Galer-Tatarowicz i in., 2017) mogą znacząco zmieniać właściwości geotechniczne gruntu (Sivapullaiah, 2009). Przed ponownym zagospodarowaniem terenów zanieczyszczonych w jakimkolwiek celu, ich parametry geotechniczne powinny być dokładnie zbadane (Wu i in., 2022). Wpływ zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi na parametry mechaniczne różnych rodzajów gruntów jest trudnym zagadnieniem badawczym.

Prowadzone przez naukowców badania (Al-Sanad i in., 1995) obejmujące program badań laboratoryjnych na zanieczyszczonym piasku, potwierdziły wyraźne zmniejszenie przepuszczalności i wytrzymałości piasku. Badacze (Shin i Das, 2001) oceniali nośność płytkich fundamentów na zanieczyszczonym piasku, badania dowodzą, że zanieczyszczenie ropą wyraźnie zmniejszyło nośność tego gruntu. Autorzy publikacji (Evgin i Das, 1992) zbadali czysty piasek kwarcowy i piasek zanieczyszczony olejem, wykazali znaczące zmniejszenie kąta tarcia wewnętrznego piasku nasycanego olejem napędowym. Prowadzone badania na piaskach przez zespół badaczy (Al-Aghbari i in., 2011) wykazały wzrost granic Atterberga i spójności oraz zmniejszenie przepuszczalności i kąta tarcia wewnętrznego wraz ze wzrostem ilości substancji zanieczyszczającej. Prowadząc badania zaobserwowano 10% wzrost wytrzymałości na ścinanie gruntów piaszczystych przy 1% zanieczyszczenia ropą (Abousnina i in., 2015), a następnie jej zmniejszenie przy wyższych zawartościach oleju. Soltani-Jigheh i in. (2017) oraz Puri (2010) badali parametry geotechniczne zanieczyszczonych olejem piasków i wykazali, że wytrzymałość na ścinanie i kąt tarcia wewnętrznego piasku były pomniejszone z uwagi na obecność oleju. Kaya i Fang (2005) zbadali wpływ substancji organicznych na grunty kaolinitowe, gdzie wykazali, że zanieczyszczone grunty gliniaste zachowują się podobnie jak piasek i il, również obniżają się parametry wytrzymałościowe i przepuszczalność. Ratnaweera i Meegoda (2006) przeprowadzili szereg badań ścisłości na gruntach drobnoziarnistych zanieczyszczonych różnymi rodzajami substancji chemicznych z których uzyskano zbliżone rezultaty.

5.2. Planowanie badań

Celem badań geochemicznego stanu środowiska gruntowo-wodnego jest nie tylko dokonanie oceny stopnia zanieczyszczenia gruntu substancjami chemicznymi, ale także możliwość wskazania najlepszej metody oczyszczenia (remediacji) tego środowiska. Prace nad właściwym opróbowaniem terenu (Simmons, 2023) rozpoczynają się od przyjęcia odpowiedniej strategii, której początek stanowi prowadzenie analiz historycznych, gdzie celem jest określenie zakresu i metod badań na etapie wstępnego rozpoznania. Uwzględniając wyniki analiz otrzymane z wstępnego rozpoznania, prace mogą być kontynuowane zgodnie z założeniem lub rozszerzane, aby szczegółowo określić zasięg skażenia. Otrzymane wyniki z badań pozwalają na określenie pełnej oceny zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego, co w następstwie należy uzależnić od obowiązujących przepisów prawa, w celu opracowania wytycznych do dalszego użytkowania i wskazanie sposobu likwidacji skażenia (Bażyński i in., 1999). Poszczególne etapy badań środowiska gruntowo-wodnego przedstawiono na rys. 5.1.



Rys. 5.1. Schemat strategii badań środowiska gruntowo-wodnego na terenach potencjalnie zanieczyszczonych (Irmiński, 1996).

Zasadniczą rolę w prawidłowej ocenie stanu zanieczyszczenia gruntu odgrywają zastosowane metody oraz techniki badań środowiska gruntowo-wodnego (Bubak i in., 2019). Stosując ogólny podział, można wyróżnić metody pośrednie, które zazwyczaj mają charakter nieinwazyjny, oraz metody bezpośrednie, które wiążą się z wykonaniem sondowań lub odwiertów w celu pobrania próbek gruntu i wody. Metody bezpośrednie są

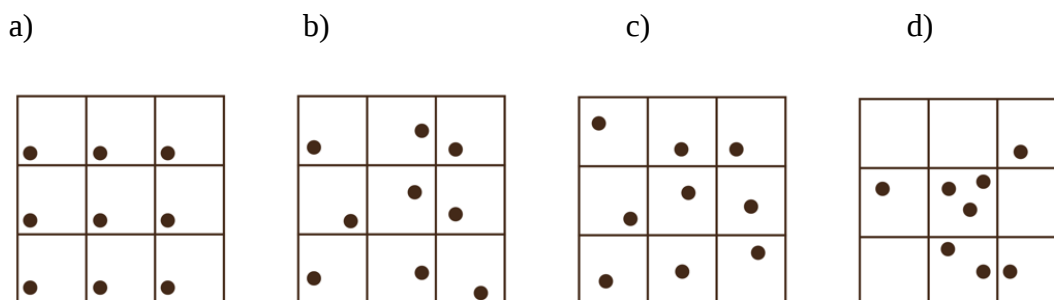
podstawą do porównania wyników analiz pobranych próbek z kryteriami jakości przyjętymi dla wód i gruntów, zawartymi w unormowaniach prawnych. Rozwiązania prawne przyjęte w Unii Europejskiej zawierają Ramową Dyrektywę Wodną (RDW 2000/60/WE) oraz Dyrektywę Wód Podziemnych (DWP 2006/118/WE), które mówią o ochronie wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu. RDW jednoznacznie nakreśliła cele dla wód powierzchniowych dobrego stanu ekologicznego i dobrego stanu chemicznego, a dla wód podziemnych, dobrego stanu ilościowego i dobrego stanu chemicznego.

W przypadku wód podziemnych „dobry stan chemiczny” jest dość skomplikowany do ujednoliconego za-stosowania. Wynika to m.in. z regionalizacji hydrogeochemicznej, złożoności budowy geologicznej oraz interakcji pomiędzy gruntem (osadami) i przesiąkającymi wodami. Od grudnia 2006 r. w uzupełnieniu do RDW została wydana dyrektywa dotycząca wód podziemnych, zwana też „dyrektywą córką”, która wymaga od państw członkowskich Unii Europejskiej: ustanowienia wartości progowych (norm jakości), dotyczących wód podziemnych (co miało nastąpić do końca 2008 r.), ustalenia metod identyfikowania oraz przeprowadzenia badań trenów zanieczyszczeń, wykorzystując istniejące dane i dane monitoringowe (Żelezik, 2015). Do metod pośrednich w badaniach środowiska gruntowo-wodnego, z których korzysta geotechnika środowiskowa, zalicza się szereg metod geofizycznych oraz metody atmogeochemiczne. Metody bezpośrednie (czyli opróbowanie) są najbardziej zbliżone do metod geologiczno-inżynierskich, polegających na pobieraniu próbek gruntu oraz wody. Warto tu dokonać szczególnego rozróżnienia w badaniach gruntu z punktu widzenia geologiczno-inżynierskiego, gdzie gleba zwykle nie jest przedmiotem badań, gdyż nie stanowi właściwego podłoża budowlanego. Zaś dla badań skażeń jest ona istotnym medium, które pochłania, kumuluje i transponuje głębiej różne rodzaje zanieczyszczeń.

Wykonując badania wstępne na terenach nie działających obiektów, bazujemy na archiwalnej dokumentacji lokalizacji instalacji oraz informacji dotyczących potencjalnych emisji zanieczyszczeń (np. miejsca składowania odpadów lub substancji, usytuowanie urządzeń technologicznych, trasy przebiegu rurociągów). Na mapę (Stuczyński i in. 2004) nanoszone są miejsca, gdzie najprawdopodobniej mogło dojść do rozszczelnienia instalacji i tym samym do zanieczyszczenia gruntowo-wodnego.

Dobranie właściwej lokalizacji miejsc pobierania próbek do badań zależy od wielkości analizowanego obszaru, a także od sposobu użytkowania terenu według podziału na grupy użytkowania gruntów (I - tereny mieszkaniowe, II - grunty orne, III - obszary leśne, IV - tereny przemysłowe). Planując pobieranie próbek gruntu istotne jest, aby wziąć pod

uwagę schemat ich rozmieszczenia, ilość oraz głębokość pobierania. W sytuacjach, kiedy nie mamy informacji na temat lokalizacji źródeł zanieczyszczeń, otwory badawcze mogą być typowane, rozmieszczane wybierając jeden ze schematów (rys. 5.2).



Rys. 5.2. Sposoby rozmieszczenia otworów badawczych: a) regularna siatka kwadratów; b) strefowe przypadkowe rozmieszczenie; c) strefowe systematyczne rozmieszczenie; d) pojedyncze przypadkowe rozmieszczenie (Kruszyńska i in., 2018).

5.3. Pobieranie próbek do oceny stanu zanieczyszczenia

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395) określa, w jaki sposób powinny zostać pobrane (rys. 5.3), przygotowane oraz zbadane próbki gruntu do oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. W załączniku nr 3 ww. rozporządzenia przedstawiono:

- metodyki referencyjne określania schematu lokalizacji punktów pobierania próbek oraz rodzajów, głębokości i sposobu pobierania próbek do badań, a także ich transportu i przechowywania,
- metodyki referencyjne przygotowania próbek do badań właściwości gleby i ziemi oraz pomiarów zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi,
- metodyki referencyjne badania właściwości gleby lub ziemi,
- metodyki referencyjne pomiarów zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi.

Zgodnie z ww. rozporządzeniem, pobieranie próbek w terenie, ich utrwalanie, przechowywanie, transport oraz przygotowanie do analizy laboratoryjnej powinno odbywać się na podstawie zasad określonych w następujących normach:

- PN-ISO 10381-1 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 1: Zasady opracowywania programów pobierania próbek,
- PN-ISO 10381-2 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 2: Zasady dotyczące technik pobierania,

- PN-ISO 10381-3 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 3: Zasady dotyczące bezpieczeństwa,
- PN-ISO 10381-4 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 4: Zasady dotyczące postępowania podczas badań terenów naturalnych, zbliżonych do naturalnych oraz uprawnych,
- PN-ISO 10381-5 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 5: Zasady podczas prowadzenia badań terenów miejskich oraz przemysłowych pod kątem zanieczyszczenia gleby.



Rys. 5.3. Schemat pobierania próbek do badań laboratoryjnych.

Dodatkowo, zgodnie z zapisami rozporządzenia, szczegółowe zasady obowiązujące w trakcie pobierania i przygotowania próbek do badań, określone dla niektórych substancji podanych w rozporządzeniu, są opisane w normach dotyczących oznaczania poszczególnych substancji. W każdym przypadku szczególną uwagę należy zwrócić na standardy związane z zachowaniem bezpieczeństwa osoby wykonującej prace podczas wykonywania badań korzystając z odpowiednich środków ochrony indywidualnej (Majchrzycka i in., 2022).

Stosowanych jest szereg technik pobierania próbek gruntów zanieczyszczonych. Do technik takich należą m.in. wiercenia świdrem spiralnym (rys. 5.4), wiercenia rdzeniowane (Kulynych, 2015), wiercenia w rurach osłonowych oraz prowadzenie wykopów badawczych. Wymienione techniki, powszechnie wykorzystywane w geotechnice, zostały przeniesione i zaadaptowane do celów prowadzenia badań środowiskowych. Jednakże, ze względu na inny charakter i cel badań środowiskowych (Steliga i Kluk, 2017), konieczne jest

dostosowanie tych technik oraz uwzględnienie dodatkowych czynników, takich jak: obecność zanieczyszczeń, zachowanie integralności próbki, czy unikanie przenoszenia zanieczyszczenia podczas procesu pobierania (Gajec i in., 2018). W przypadku wierceń świdrem spiralnym, należy zwrócić uwagę na to, że jest to technika dedykowana do mniej precyzyjnych badań zanieczyszczeń, gdyż może wymagać stosowania specjalnych osłon i szczelnych pojemników, aby uniknąć przenoszenia zanieczyszczeń z pobranej próbki do podłoża.



Rys. 5.4. Pobieranie próbek do badań przy wierceniu świdrem spiralnym.

Wiercenie rdzeniowane, charakteryzujące się wysoką jakością w geotechnice, umożliwia pobranie próbek o nienaruszonej strukturze, co jest zaletą przy prowadzeniu badań zanieczyszczeń gruntów, ale często przy tej technologii wykorzystuje się płuczkę wiertniczą, która może wymywać zanieczyszczenia, co w efekcie zaburzy obraz skażenia i tym samym obniży znacząco wiarygodność analiz. Dobranie odpowiedniej techniki pobierania próbek zależy od konkretnych celów badawczych, głębokości, rodzaju gruntu oraz obecności określonych rodzajów zanieczyszczeń. Ważne jest by przeprowadzać badania zgodnie z normami i standardami, aby uzyskać wiarygodne wyniki i dokładnie rozpoznać stan gruntu oraz możliwe zagrożenia środowiskowe. Szczególnie w badaniach środowiskowych, dbałość o precyzję i dokładność pobierania próbek ma zasadnicze znaczenie dla wyciągania odpowiednich wniosków i podejmowania działań mających na celu ochronę i zachowanie środowiska (Stepnowski i in., 2010).

Dedykowane do celów środowiskowych powszechnie stosowane po za granicami, a także już w coraz większym stopniu na obszarze Polski wiercenia w technologii direct

push (rys. 5.5) stanowią podstawę do minimalizowania ryzyk związanych z błędnie przeprowadzoną oceną zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Badanie to polega na wpychaniu próbnika w grunt za pomocą wibracji oraz dużej siły wcisku. Przed wykonaniem prac próbnik umieszcza się w stalowej osłonie, gdzie następnie razem z rurami osłonowymi zagłębiany jest na daną głębokość. W metodzie tej próbki gruntu pobierane są do cienkościenych rurek PVC o średnicy zewnętrznej 53,0 mm, w których przechowywane są do czasu zakończenia marszu wiertniczego oraz w trakcie transportu na powierzchnię. Dodatkowo przy zastosowaniu rur osłonowych pobrana próbka gruntu nie ulega wtórnemu zanieczyszczeniu podczas wyciągnięcia jej z otworu (rys. 5.6). Po wydobyciu próbnika na powierzchnię za pomocą żerdzi, osłona metalowa zostaje opróżniona, a sam próbnik wraz z gruntem jest zabezpieczony poprzez nałożenie specjalnych zatyczek chroniących próbkę przed ubytkami i wysychaniem. Opróbowanie i badanie głębszych warstw podłoża prowadzi się głównie w strefie aeracji, a w strefie saturacji w wyjątkowych przypadkach. Najczęściej bowiem znaczna ilość zanieczyszczeń migrujących grawitacyjnie (np. z wodą opadową) po dotarciu do strefy zawodnionej ulega rozcieńczeniu i przemieszcza się dalej z wodą podziemną na jej powierzchnię. Tak zachowują się związki metali ciężkich, związki nieorganiczne i część związków organicznych, np. lekkie frakcje węglowodorów. Następnie dzięki procesom retardacji, a potem procesom naturalnego samooczyszczania i rozpadu (NA – Natural Attenuation), ciekła chmura lub smuga zanieczyszczeń ulega spowolnieniu, dalszemu rozcieńczeniu i stopniowemu zanikowi. Procesy te trwają w różnym tempie, zwykle jednak bardzo powoli, a w przypadku niektórych trwałych (persystentnych) zanieczyszczeń organicznych (np. POPs – Persistent Organic Pollutants), mogą trwać nawet kilkadziesiąt tysięcy lat.



Rys. 5.5. Próbką do badań pobrana w technologii direct-push.



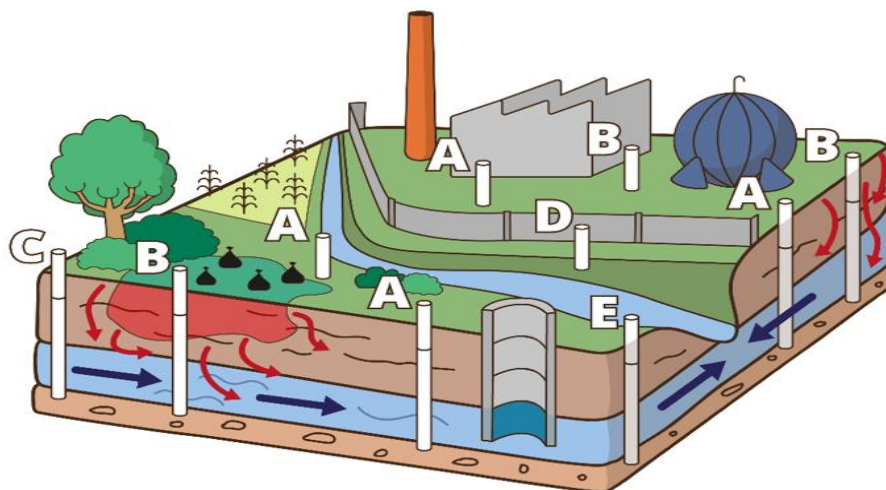
Rys. 5.6. Próbniki z materiałem pobranym w technologii *direct push*.

Zdolność POPs do transgranicznej i transkontynentalnej migracji naraża człowieka, jako ostatnie ogniwo łańcucha pokarmowego, na długotrwałe toksyczne oddziaływanie. Przykładowe związki spełniające kryteria przynależności do POPs to m.in.: DDT, HCH, PCB, HCB, PCN, PCDD i PCDF. W sytuacji zanieczyszczenia (lub podejrzenia zanieczyszczenia) środowiska gruntowo-wodnego ciężkimi frakcjami ciekłych związków niewodnych (DNAPL – Dense Non-aqueous Phase Liquid), należy przeprowadzić również opróbowanie gruntu w strefie saturacji, ze szczególnym zwróceniem uwagi na strefę kontaktu z poziomem słabo przepuszczalnym. W spągu warstwy wodonośnej mogą gromadzić się, stagnować lub przesuwają grawitacyjnie ciężkie frakcje, uwalniając do otaczających wód frakcje lekkie oraz produkty stopniowego rozpadu (Kluk i in., 2022). Zasadne jest zwrócenie uwagi na możliwość przemieszczania się ogniska zanieczyszczeń także w kierunku zupełnie przeciwnym lub ukośnym do ruchu wód podziemnych, o ile panują odpowiednie warunki ukształtowania stropu warstwy słabo przepuszczalnej. Istotne pozostaje jednak, aby w przypadku śledzenia migracji zanieczyszczeń organicznych i natrafienia na poziom izolujący, nie przewiercać tego poziomu bez zastosowania specjalnej techniki uszczelniania. Z uwagi na zanieczyszczenia dokumentowanie warunków geologiczno-inżynierskich obejmuje głównie grunt i wody podziemne. Badania geochemiczne próbek gruntu wykonuje się w celu oszacowania skali zagrożenia dla wód podziemnych. Na takim założeniu oparte są m.in. obowiązujące w Polsce wytyczne dotyczące jakości gleby i ziemi (Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie sposobu prowadzenia jakości oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi). Woda podziemna, z punktu widzenia badań skażeń środowiska gruntowo-wodnego i remediacji,

posiada następujące, bardzo istotne cechy, stanowi naturalny rozpuszczalnik wielu związków chemicznych, transportuje większość substancji migrujących grawitacyjnie ze strefy aeracji do strefy saturacji, jest niezbędna do procesów życiowych mikroorganizmów naturalnych i wykorzystywanych w technologiach bioremediacji *in situ* (Saha i in., 2019). oraz często jest eksploatowana do celów konsumpcyjnych i technicznych. Gdy w wodzie podziemnej znajdują się substancje słabo rozpuszczalne lub hydrofobowe (np. WWA), tworzą w wodzie dość wyraźnie oddzielone skupienia i smugi. Przemieszczają się one wraz z wodą, ale zwykle ze znacznie mniejszą prędkością (retardacja), a w czasie pompowania pojawiają się w próbce wody w różnej ilości. Przed omówieniem sposobów pobierania wody podziemnej do badań geochemicznych należy wskazać kilka istotnych różnic pomiędzy badaniami terenów skażonych (poprzez badanie jakości wód będących docelowo odbiornikiem mobilnych zanieczyszczeń) oraz opróbowaniem wód realizowanym w ramach monitoringu sieci obserwacyjnej wód podziemnych. W odniesieniu do ujmowania wód spośród najważniejszych czynników odróżniających pobieranie próbek wód na terenach skażonych od stałych obserwacji sieci należą: opróbowanie, badanie parametrów *in situ* oraz analiz może się odbywać poprzez wykorzystanie tymczasowych otworów badawczych (sondowań lub piezometrów tymczasowych), które z reguły mają małe średnice.

Badanie wód podziemnych na terenie lub w sąsiedztwie terenów zanieczyszczonych wykonywane jest w celu prześledzenia warunków do ustalenia wielkości ładunku zanieczyszczeń, okonturowania pionowego i poziomego kształtu smugi zanieczyszczeń w wodach, ustalenia istnienia lekkiej niewodnej fazy ciekłej (np. cieczy utrzymujących się w strefie wahań zwierciadła wody podziemnej), ustalenia istnienia ciężkiej niewodnej fazy ciekłej, tj. cieczy o większej niż woda gęstości właściwej, która tworzy w spągu warstwy wodonośnej wtórne ognisko skażenia wód, wstępnego określenia optymalnych (efektywnych) warunków remediacji środowiska gruntowo-wodnego.

Podobnie jak w przypadku badań gleb i gruntów, również miejsca wykonania otworów do opróbowania wód powinny zostać zaprojektowane na podstawie rozpoznania historycznego oraz na podstawie konkretnej lokalnej strategii. Podstawą zaplanowania właściwych otworów do badania wód jest podejrzenie lokalizacji zagrożenia oraz ogólna znajomość budowy hydrogeologicznej (Stopa i in., 2006) danego obszaru, a w tym regionalny kierunek przepływu wód podziemnych. Należy dążyć do optymalnej lokalizacji otworu względem znanego lub domniemanego ogniska skażenia oraz odbiornika wód. Na rysunku 5.7 pokazano przykład dobrych i złych lokalizacji otworów badawczych.



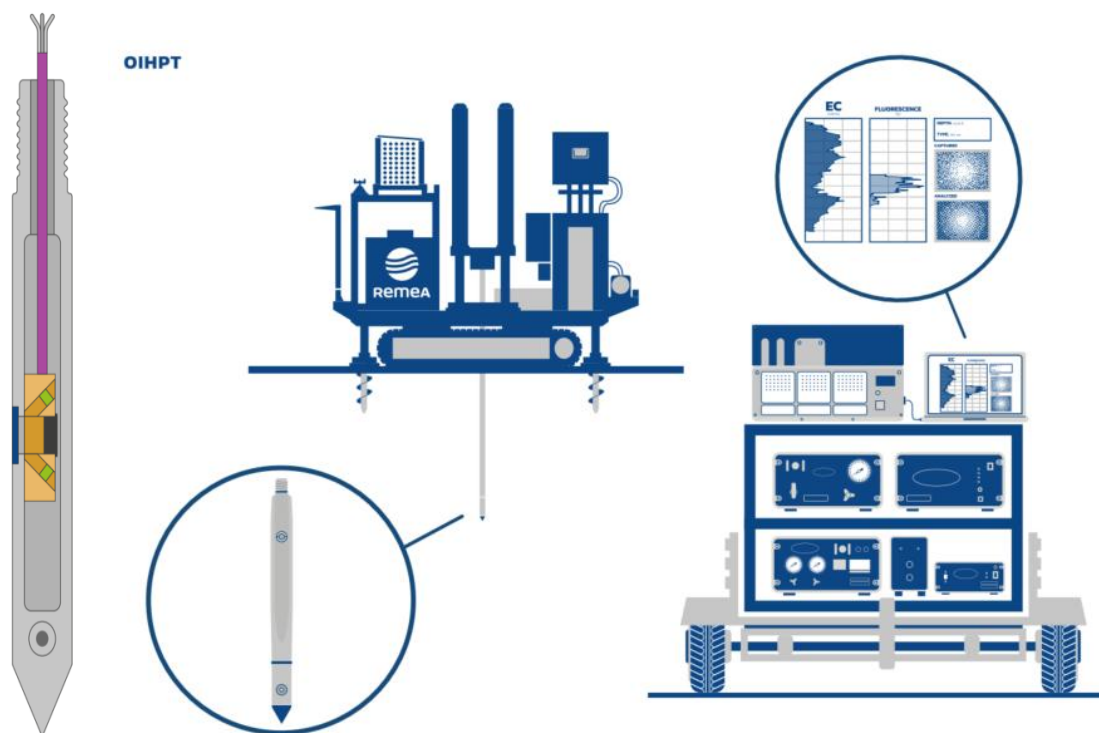
Rys. 5.7. Przykłady właściwej i niewłaściwej lokalizacji otworów badawczych wód podziemnych w przypadku wystąpienia ognisk zanieczyszczeń środowiska gruntowo-wodnego (Irmiński, 1998, zmodyfikowane) A – lokalizacja właściwa – możliwość kontroli jakości wód na drodze do odbiornika, np. studni, rzeki; B – lokalizacja niewłaściwa – zbyt bliskie położenie otworu wobec ogniska zanieczyszczenia, poprzez otwór i piezometr możliwość przyspieszenia pionowej migracji skażeń; C – lokalizacja właściwa – możliwość oceny jakości wód napływających; D – lokalizacja niewłaściwa – otwór zbyt blisko odbiornika (np. rzeki); E – lokalizacja niewłaściwa – otwór poza drogą migracji do odbiornika, nie umożliwia kontroli wód przed odbiornikiem.

5.4. Prowadzenie badań sondami środowiskowymi

Obecność substancji ropopochodnych w gruncie takich jak np. LNAPL stanowi zagrożenie często spotykane w praktyce. Nieszczelne zbiorniki podziemne, a w konsekwencji przenikające substancje zanieczyszczające do podłoża gruntowego powodują skażenie i stanowią wyzwanie w zakresie prowadzonych badań szkodliwych oraz planowania działań naprawczych. Jednym z głównych wyzwań jest określenie obecności i objętości LNAPL w podłożu. Doświadczenia potwierdzają, że konwencjonalne metody badań próbek gruntu i monitorowanie wód podziemnych mają wiele ograniczeń, które mogą prowadzić do znacznych błędów w szacowaniu ilości i przestrzennego rozkładu LNAPL w podłożu. Prowadzi to, do sporządzania niedokładnych opracowań prezentujących obarczony dużym błędem model terenowy na którym bazują projektowane działania naprawcze, czy remediacyjne. Opracowano nowoczesne narzędzia do bezpośredniego pomiaru zanieczyszczeń w gruncie (Reischer i in., 2020). Jednym z tych urządzeń jest Optical Interface Probe (OIP), który pozwala uzyskać dane o wysokiej rozdzielczości w celu dokładniejszego określenia obecności i rozmiaru LNAPL w gruntach niespoistych. System OIP (rys.5.8) wykorzystuje diodę elektroluminescencyjną emitującą światło ultrafioletowe, aby wywołać fluorescencję paliwa

LNAPL. Mała kamera z komplementarnym układem półprzewodnikowym zamontowana w sondzie za szafirowym oknem rejestruje zdjęcia fluorescencji widzialnej w zakresie światła, gdy sonda jest wciskana za pomocą metod bezpośredniego nacisku.

Oprogramowanie OIP dostarcza również informacji o procentowej powierzchni fluorescencji (% AF) na podstawie prowadzonej analizy uzyskiwanych obrazów. Dipol przewodnictwa elektrycznego (EC) na sondzie dostarcza danych o przewodności, która często jest dobrym wskaźnikiem rodzaju gruntu. Prowadzone badania potwierdzają zdolność systemu OIP do wykrywania różnych paliw ropopochodnych. Badania terenowe przy użyciu EC i % AF pozwalają zidentyfikować LNAPL i ścieżki migracji tej substancji w podłożu. Czułość OIP zależy głównie od cech chemicznych oraz rodzaju gruntu. Detektor (rys. 5.9) nie jest w stanie wykryć rozproszonego lub rozpuszczonego zanieczyszczenia, wykrywa tylko fazę NAPL. Zanieczyszczone podłoże o niskiej zawartości PAH może wykazywać niewielkie lub brakujące sygnatury fluorescencyjne. Poziom wykrywalności dla benzyny jest wyższy niż dla oleju napędowego, ropy naftowej lub oleju silnikowego, ze względu na niższe stężenia PAH. Proces starzenia i biodegradacji produktu (Steliga i in., 2018) często prowadzi do niższych poziomów fluorescencji i tym samym wyższych limitów wykrywalności. W przypadku systemu OIP-UV produkty bogate w PAH o cięższych związkach i większej masie cząsteczkowej mogą również wykazywać zmniejszoną fluorescencję, ze względu na stłumienie.



Rys. 5.8. Zestaw do sondowań OIP (Remea Sp. z o.o.).

Wynik LIF jest wyraźny we frakcjach gruntów gruboziarnistych, a słabszy w materiałach o drobnych ziarnach, takich jak ropy. Czyste zanieczyszczenia chlorowane są niewidoczne dla OIP, ponieważ chlorowane NAPL nie fluorescują pod wpływem UV, chyba że są zmieszane z PAH (takimi jak odpady z odfuszczenia). Chlorowane DNAPL mogą być wykrywane za pomocą LIF z zastosowaniem barwników.

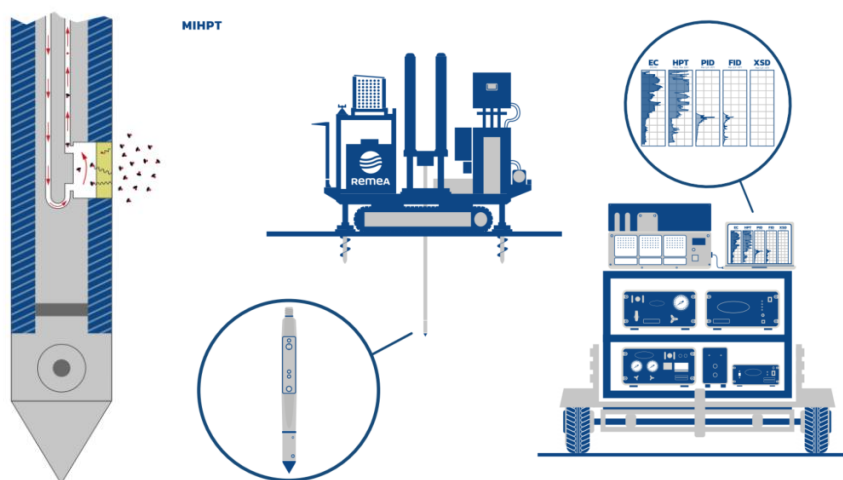


Rys. 5.9. Sonda do sondowań OIP (Remea Sp. z o.o.).

Wśród systemów wykorzystywanych do identyfikacji zanieczyszczeń w gruncie wyróżnia się również sondę MIP (Membrane Interface Probe), jest to interfejs zaprojektowany do ekstrakcji lotnych związków organicznych z gleby i kierowania związków za pomocą przepływającego strumienia gazu do detektora gazowego (Rogge i in., 2001). Związki w gruncie, bez względu na to, czy znajdują się w fazie gazowej, rozpuszczonej, ciekłej czy stałej, docierają do membrany. Przenikają przez nią z różnymi prędkościami. Główną zaletą stosowania omawianej metody jest fakt, że lotne związki organiczne są uwalniane in situ z przestrzeni porowej gruntu. Pozwala to na zastosowanie MIP (rys. 5.10) zarówno w strefach nasyconych, jak i nienasyconych, oraz w formacjach o ziarnach grubych i drobnych (McCall i in., 2014).

Membrana MIP, to kompozyt składający się z powlekanej fluoropolimerem siatki ze stali nierdzewnej. Powierzchnia robocza membrany wynosi około $37,5 \text{ mm}^2$. Membrana jest przymocowana do bloku na boku sondy na rzecz bezpośredniego kontaktu z gruntem. Blok wyposażony jest w grzałki oporowe i termoparę do kontroli temperatury. W trakcie badania, blok membrany utrzymuje temperaturę około 120°C . Nieruchomy gaz nośny jest kierowany do wnętrza membrany za pomocą elastycznego węża Teflon FEP o średnicy 1,5 mm. Typowe przepływy gazu nośnego wynoszą od 20 do 60 mL/min. Ponieważ MIP umożliwia

transfer związków lotnych w fazie gazowej, może być połączony z różnymi detektorami fazy gazowej.



Rys. 5.10. Zestaw do sondowań MIP (Remea Sp. z o.o.).

Detektory są usytuowane na powierzchni terenu, przez co przepływ gazowego nośnika przechodzi przez około 30 metrów węża od membrany do detektora. Powoduje to ustalone opóźnienie między czasem, w którym VOC przechodzi przez membranę (rys. 5.11), a jego dotarciem do detektora. To opóźnienie lub czas podróży jest mierzone przez operatora i uwzględniane w systemie akwizycji danych używanym wraz z MIP. Typowy czas transportu wynosi od 30 do 60 sekund w pracy z MIP.



Rys. 5.11. Kalibracja sondy przed wykonaniem sondowania MIP (Remea Sp. z o.o.).

Sonda MIP używana do badania związków organicznych lotnych (VOC), w tym rozpuszczalników chlorowanych, lekkich mieszanek oleju i paliwa oraz tych VOC, które nie mieszają się całkowicie z wodą i mają niskie do umiarkowanych temperatury wrzenia. Dostępne są różne detektory do analizy gazu, w tym PID, FID, XSD i ECD. Jeśli istnieje

możliwość wyboru detektora, wskazane jest wykorzystanie jednego lub kombinacji detektorów wybrać na podstawie właściwości badanych związków (Tabela 5.1). Należy podkreślić, że detektor FID wykrywa wszystkie hydrokarbonowe VOC, w tym metan, który jest powszechny w przypadku występujących procesów beztlenowego rozkładu substancji organicznych. Pozostałe dwa detektory (PID, XSD) nie wykrywają metanu. Jeśli odpowiedź występuje tylko na detektorze FID i nie ma jej na PID ani XSD, to prawdopodobnie obecny jest metan.

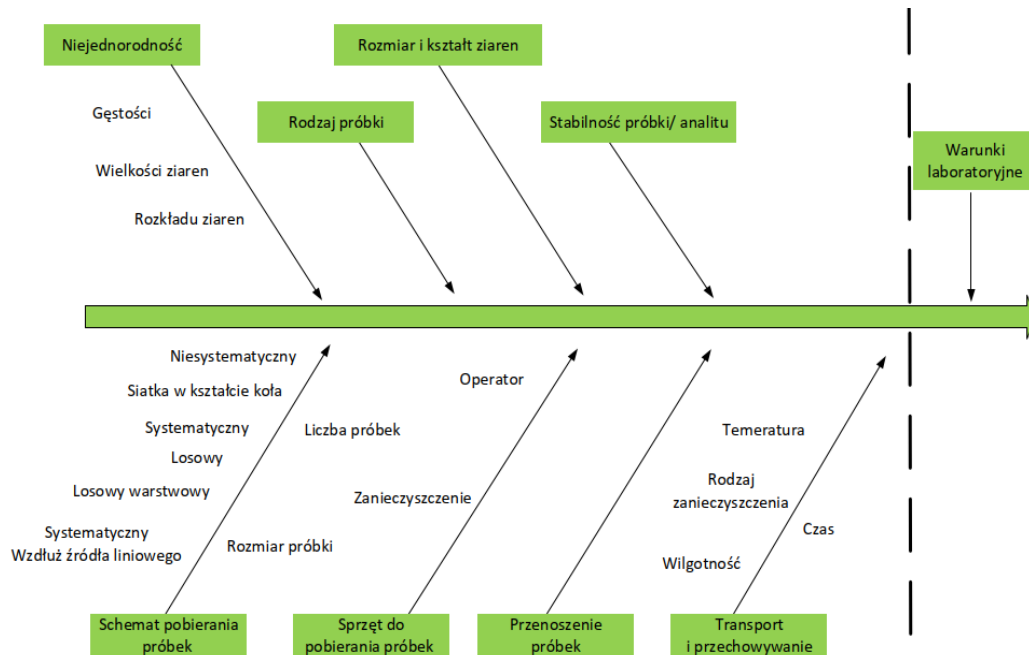
Tab. 5.1 Poziomy wykrywalności przy użyciu detektorów (Geoprobe System).

Detektor	Limity wykrywalności (ppm)								
	BTEX	Benzyna	Olej	TCE, PCE	CCl4	DCE	VC	DCA, TCA	CH4
PID*	0.5 – 5	3 – 10+	10– >25	0.5 – 3	-	5 – 10	>5	-	-
FID†	1 – 10	1 – 5	3 – 10	>500	>500	25–50+	>50	10 – 25	100 (ppm-v)
XSD‡	-	-	-	0.2–0.5	0.2–0.5	0.2–0.5	0.2–0.5	0.2–0.5	-
ECD§	-	-	-	0.2–0.5	0.1– 0.5	25 – 50	>100	1 – 25	-

5.5. Niepewność pobierania próbek gruntu

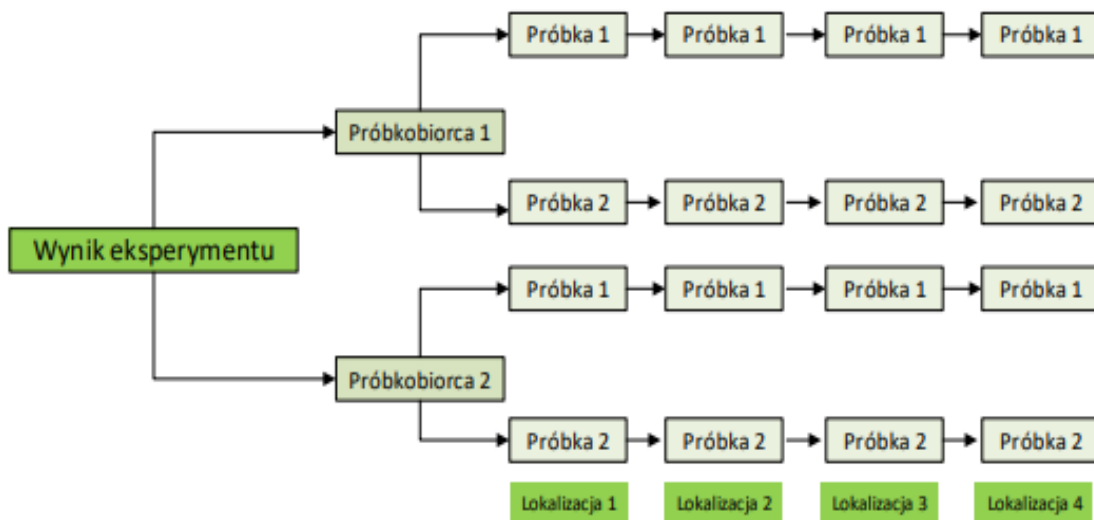
Każda czynność wchodząca w skład etapu pobierania próbek może być źródłem błędów, które wpływają na wynik końcowy analizy, a które powinny być wyeliminowane bądź zredukowane do akceptowalnego poziomu. Jest to możliwe, gdy rozumie się jak dochodzi do powstania błędu oraz w jaki sposób ulegają one propagacji. Pobieranie próbek do badań chemicznych powinno odbywać się w oparciu o metody badawcze ujęte w PN-ISO 10381-4:2007, PN-ISO 10381-5:2009 i PN-ISO 5667-11:2017-10. Sporządzony diagram przyczynowo skutkowy (rys. 5.12) zawierający zidentyfikowane źródła niepewności pobierania próbek, pokazuje ich wzajemne oddziaływanie na siebie i wskazuje na wpływ ich na niepewność związaną z wynikiem. W celu określenia niepewności pomiaru dla procesu pobierania próbek LA realizuje przedsięwzięcia wewnętrzne wykorzystujące statystyczne obliczenia niepewności pomiaru. Niepewność pomiarów szacowana jest w oparciu o wyniki uzyskane podczas prowadzenia eksperymentów wewnątrzlaboratoryjnych z wykorzystaniem metod statystycznych. W celu pozyskania danych do obliczenia niepewności wykonano eksperyment replikujący wyniki (replicate design). Podstawą takiego eksperymentu

jest zastosowanie tej samej procedury pobierania dwa lub więcej razy w różnych lokalizacjach.



Rys. 5.12. Diagram przyczynowo skutkowy dla źródeł niepewności pobierania próbek.

Przedstawiono, o metodę replikacji z podwójnym podziałem (duble split design), której schemat przedstawiony jest na rysunku 5.13. Istnieje możliwość modyfikacji metody podczas opracowywania danych stosując niezbalansowaną metodę opierającą się o 3 serie, a nie jak w zbalansowanej metodzie o 4 serie. W metodzie niezbalansowanej tylko jeden próbkobiorca pobiera próbkę dwukrotnie. Drugi próbkobiorca pobiera próbkę tylko raz.



Rys. 5.13. Schemat eksperymentu replikującego wyniki ze zbalansowanym podwójnym podziałem.

Dopuszcza się wykorzystanie metody niezbalansowanej w przypadku kiedy niepewność pobierania próbek jest dominująca i jest spowodowana dużą rozbieżnością wyników. W celu poprawnego wykonania eksperymentu i wiarygodnego wyznaczenia niepewności pobierania próbek wykonuje się co najmniej 8 powtórzeń pobierania próbek w różnych lokalizacjach. Obliczenia niepewności przedstawiono w programie RANOVA, który wyznacza niepewność opierając się o analizę wariancji (ANOVA). W programie zachodzi możliwość wykonania analizy zbalansowanej i niezbalansowanej. W przypadku, gdy dane z przeprowadzonego eksperymentu wewnętrznego są spójne i nie można w nich wskazać wartości noszących miano błędu grubego, stosowane są klasyczne obliczenia statystyczne (classic ANOVA). W przypadku gdy w danych znajdują się wartości odstające, stosuje się analizę opartą na odpornej metodzie statystycznej (robust ANOVA). Metoda robust ANOVA nie odrzuca całkowicie wyników odstających zmniejszając ilość danych, tylko na podstawie metody iteracyjnej osłabia ich wpływ na średnią i odchylenie standardowe.

W celu wyznaczenia niepewności pomiaru na podstawie eksperymentu replikującego wyniki ze zbalansowanym podwójnym podziałem, najpierw należy wyznaczyć średnią wartość z każdego zestawu dwóch próbek pobranego przez poszczególnych próbkobiorców wg wzoru:

$$CDI = C * \frac{CR}{BW} * EF * \frac{ED}{AT} \quad (5.1)$$

Następnie dla każdego z próbkobiorców liczony jest kwadrat różnicy $D_{(\bar{x})}^2$ między wynikiem z poszczególnych próbek, a wartością średnią dla tych dwóch próbek. W tego rodzaju eksperymencie średnia wartość $\bar{x}_{ij}$ jest obliczona na podstawie dwóch próbek x_{ij1}, x_{ij2} , dlatego różnice między średnią wartością dla poszczególnych próbek i dla poszczególnych próbkobiorców są takie same (przykład dla pierwszego):

$$|x_{i11} - \bar{x}_{i1}| = |x_{i12} - \bar{x}_{i1}| = D_{i1(\bar{x})} \quad (5.2)$$

Suma kwadratów różnic dla poszczególnych próbkobiorców jest liczona wg wzoru:

$$D_{i1(\bar{x})}^2 + D_{i2(\bar{x})}^2 = 2D_{i1(\bar{x})}^2 \quad (5.3)$$

Suma kwadratów różnic dla grupy wyników, SS_{anal} , liczona jest jako sumowanie sum kwadratów różnic $D_{i(\bar{x})}^2$ wszystkich próbek:

$$SS_{anal} = 2 \sum_{i=1}^{10} [D_{i1(\bar{x})}^2 + D_{i2(\bar{x})}^2] \quad (5.4)$$

Stopień wolności, df_{anal} , jest obliczany ze wzoru:

$$df_{anal} = i \cdot j \cdot k - i \cdot j \quad (5.5)$$

gdzie:

i – liczba lokalizacji w których były pobierane próbki,

j – liczba próbkobiorców,

k – liczba próbek pobierana w każdej lokalizacji przez poszczególnego próbkobiorcę.

Następnie wariancja analizy jest obliczana ze wzoru:

$$s_{anal}^2 = \frac{SS_{anal}}{df_{anal}} \quad (5.6)$$

$$s_{anal} = \sqrt{s_{anal}^2} \quad (5.7)$$

W tabeli 5.2 przedstawiono przykładowe obliczenia przy użyciu powyższego schematu do wyznaczenia s_{anal} .

Tab. 5.2. Przykład użycia algorytmu ANOVA do obliczenia s_{anal} na podstawie wyników badań zawartości benzenu w gruncie. Badanie replikujące wyniki z udziałem dwóch próbkobiorców S1 i S2, którzy pobierali po dwie próbki A1 i A2 w 10 różnych lokalizacjach.

S1A1	S1A2	S2A1	S2A2	S1	S2	S1	S2
x_{i11}	x_{i12}	x_{i21}	x_{i22}	$\bar{x}_{i1}$	$\bar{x}_{i1}$	$2 \cdot D_{i1(\bar{x})}^2$	$2 \cdot D_{i1(\bar{x})}^2$
0,068	0,079	0,062	0,061	0,0735	0,0615	6,05E-05	5E-07
0,054	0,048	0,061	0,052	0,051	0,0565	1,8E-05	4,05E-05
0,05	0,048	0,061	0,054	0,049	0,0575	0,000002	2,45E-05
150	140	110	80	145	95	50	450
110	135	140	150	122,5	145	312,5	50
160	160	170	150	160	160	0	200
548	499	480	520	523,5	500	1200,5	800
3,4	2,9	3,2	3,6	3,15	3,4	0,125	0,08
230	255	290	240	242,5	265	312,5	1250
0,85	0,74	0,9	0,81	0,795	0,855	0,00605	0,00405
$\bar{X} = 118,35$						$SS_{anal} = 4625,72$	
$df_{anal} = (10 \cdot 2 \cdot 2) - (10 \cdot 2) = 20$						$s_{anal}^2 = 231,29$	
$s_{anal} = 15,21$							

Następnie obliczana jest wariancja próbkobiorców. Średnia wartość z próbek dla poszczególnych lokalizacji (dwóch próbkobiorców – 4 próbki) liczona jest ze wzoru:

$$\bar{X}_i = \frac{\bar{x}_{i1} + \bar{x}_{i2}}{2} \quad (5.8)$$

Biorąc pod uwagę, że średnia wartość dla poszczególnych lokalizacji jest obliczana na podstawie dwóch wartości, różnica między średnią wartością dla poszczególnych lokalizacji a średnią dla poszczególnych próbkobiorców w lokalizacji, jest taka sama. Dlatego kwadrat różnicy między średnią wartością dla lokalizacji, a średnią dla próbkobiorców w poszczególniej lokalizacji obliczana jest ze wzoru:

$$(D_{i(\bar{x})})^2 = (\bar{X}_i - \bar{x}_{i1})^2 = (\bar{X}_i - \bar{x}_{i2})^2 \quad (5.9)$$

Suma kwadratów dla grupy wyników, SS_{meas} , liczona jest jako:

$$SS_{meas} = \sum_{i=1}^{10} 4D_{i(\bar{x})}^2 \quad (5.10)$$

Stopień wolności, df_{meas} , jest obliczany ze wzoru:

$$df_{meas} = i \cdot j - i \quad (5.11)$$

Następnie wariancja pobierania próbek liczona jest na podstawie:

$$s_{samp}^2 = \left(\frac{SS_{meas}}{df_{meas}} - \frac{SS_{anal}}{df_{anal}} \right) / 2 \quad (5.12)$$

Odchylenie standardowe pobierania próbek obliczane jest jako:

$$s_{samp} = \sqrt{s_{samp}^2} \quad (5.13)$$

Finalnie, niepewność pobierania próbek liczona jest zgodnie ze wzorem:

$$U_{samp} = \frac{2 \cdot s_{samp}}{\bar{X}} \cdot 100\% \quad (5.14)$$

W tabeli 5.3 pokazano przykładowe obliczenia prowadzące do wyznaczenia niepewności pobierania próbek (dla przykładowych wyników benzenu).

Tab. 5.3. Przykład użycia algorytmu ANOVA do obliczenia U_{samp} na podstawie wyników badań zawartości benzenu w gruncie. Badanie replikujące wyniki z udziałem dwóch próbkobiorców S1 i S2, którzy pobierali po dwie próbki A1 i A2 w 10 różnych lokalizacjach.

S1A1	S1A2	S2A1	S2A2	S1	S2		
x_{i11}	x_{i12}	x_{i21}	x_{i22}	$\bar{x}_{i1}$	$\bar{x}_{i1}$	$\bar{x}_i$	$D_{i(\bar{x})}^2$
0,068	0,079	0,062	0,061	0,0735	0,0615	0,0675	3,6E-05
0,054	0,048	0,061	0,052	0,051	0,0565	0,05375	7,56E-06
0,05	0,048	0,061	0,054	0,049	0,0575	0,05325	1,81E-05
150	140	110	80	145	95	120	625
110	135	140	150	122,5	145	133,75	126,5625
160	160	170	150	160	160	160	0
548	499	480	520	523,5	500	511,75	138,0625
3,4	2,9	3,2	3,6	3,15	3,4	3,275	0,015625
230	255	290	240	242,5	265	253,75	126,5625
0,85	0,74	0,9	0,81	0,795	0,855	0,825	0,0009
$\bar{X} = 118,35$				$SS_{meas} = 4064,82$		Dane z tab. 5.2 $SS_{anal} = 4625,72$ $df_{anal} = 20$	
$df_{meas} = (10 \cdot 2 - 10) = 10$				$s_{samp}^2 = 87,60$			
$s_{samm} = 9,36$				$U_{samm} = 15,82$			

Przykładowe wyniki uzyskane przy użyciu programu RANOVA pokazane są w tabeli 5.4. W tym przypadku zastosowano zbalansowane klasyczne podejście obliczeniowe. W tabeli 5.5 pokazano wyniki wyznaczone przy użyciu metody „robust” opartej na solidnej średniej, która osłabia wpływ wyników odstających na wartości średniej oraz odchylenia standardowego. Zbliżone wyniki uzyskane z obu metod świadczą o małej liczbie wyników odstających.

Tab. 5.4. Wyniki obliczeń przeprowadzone w programie RANOVA, klasyczne podejście obliczeniowe, z przykładowymi zawartościami benzenu w gruncie z tabeli 5.2.

Classical ANOVA				
Mean	118,3524399			
Total Sdev	165,3480835			
	Btn Target	Sampling	Analysis	Measure
Standard deviation	164,3809814	9,359378	15,20808	17,85731
% of total variance	98,83	0,32	0,85	1,17
Expanded relative uncertainty (95%)		15,82	25,70	30,18

Tab. 5.5. Wyniki obliczeń przeprowadzone w programie RANOVA, podejście obliczeniowe oparte na solidnej średniej, z przykładowymi zawartościami benzenu w gruncie z tabeli 5.2.

Robust ANOVA				
Mean	94,11475			
Total Sdev	123,7304			
	Btn Target	Sampling	Analysis	Measure
Standard deviation	122,8717	8,422848	11,86694	14,55227
% of total variance	98,62	0,46	0,92	1,38
Expanded relative uncertainty (95%)		17,90	25,22	30,92

5.6. Ocena geotechnicznych parametrów gruntu

Badania geotechniczne gruntu można realizować z wykorzystaniem różnorodnych metod, które dzielą się na badania in situ oraz badania laboratoryjne (Look, 2007). Badania in situ, takie jak sondowania statyczne CPTu (Bałachowski, 2015), sejsmiczne SCPTu, (Kiełbasiński i Zawrzykraj, 2011), dynamiczne DP lub SPT czy presjometryczne PMT, pozwalają na ocenę parametrów gruntu bezpośrednio w terenie (Garbulewski i Lech, 2013). Z kolei badania laboratoryjne, przeprowadzane na próbkach gruntu, pobranych z odpowiednią jakością (Tanaka i in., 1996), umożliwiają dokładne określenie właściwości, takich jak granice plastyczności, wilgotność naturalną czy skład granulometryczny. Polskie wydanie Eurokodu 7 wprowadziło szereg wytycznych dotyczących sposobów ustalania wartości parametrów geotechnicznych gruntów, zarówno obliczeniowych jak i charakterystycznych (Bagińska, 2009; Batog i in., 2010; Batog i Hawrysz, 2010). Zasady pobierania próbek gruntów do badań laboratoryjnych zdefiniowano w PN – EN 1997 – 2:2007, w rozdziale 3. Jako zasadę przyjmuje się wymagania EN ISO 22475-1. Według ISO wyróżnia się trzy kategorie metod pobierania próbek (rys. 5.14), w zależności od zakładanej jakości pozyskiwanej próby:

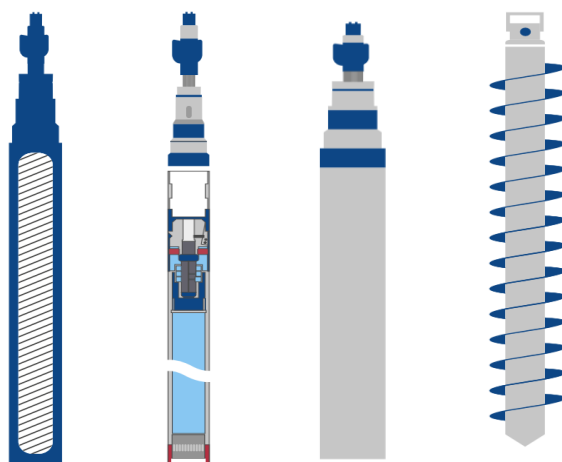
- Kategoria A (metody pobierania próbek kat. A umożliwiają otrzymanie próbek gruntu w których nie występują lub zdarzają się sporadycznie niewielkie zmiany struktury, próbki zachowują naturalną wilgotność oraz nie występują zmiany w składzie mineralnym i chemicznym).
- Kategoria B (metody pobierania próbek kat. B umożliwiają otrzymanie próbek które zawierają wszystkie składniki w takich samych proporcjach jak grunt in situ z zachowaniem naturalnej wilgotności, a struktura gruntu jest naruszona).
- Kategoria C (stosując metody pobierania próbek zaliczone do kat. C otrzymuje się próbki o zmienionej strukturze i nie zachowanej wilgotności naturalnej).



Rys. 5.14. Rodzaje próbek gruntu pobranych różnymi technikami.

W celu uzyskania materiału określonej klasy jakości dla poszczególnych kategorii stosuje się różne techniki pobierania próbek przy zastosowaniu odpowiednich próbników (rys. 5.15):

- pobieranie próbek w postaci wycinanych bloków lub z wykorzystaniem specjalistycznych próbników (kat. A),
- pobieranie próbek z wykorzystaniem próbników rurowych lub szczelinowo-rurowych wprowadzanych do górotworu statycznie (kat. A lub B) albo dynamicznie przez wbijanie lub wibrowanie (kat. B),
- pobieranie próbek z rdzenia wierceń obrotowo-rdzeniowych (kat. B czasem kat. A),
- pobieranie próbek z wierceń ręcznych lub mechanicznych świdrem spiralnym (kat. C).



Rys. 5.15. Rodzaje próbników do pobierania próbek do badań.

5.7. Wybrane parametry geotechniczne

W czasach rozwijającej się infrastruktury oraz rosnących wymagań dotyczących bezpieczeństwa i trwałości budowli, istotne staje się precyzyjne określenie warunków geotechnicznych podłoża (Rahman i in., 2019). Realizacja każdego projektu inżynierskiego wymaga analizy właściwości gruntów, które stanowią fundament przyszłych konstrukcji (Kelly i in., 2020). To właśnie stan i parametry podłoża decydują o technologiach budowy, rodzaju konstrukcji fundamentowych oraz o metodach wzmocnienia podłoża gruntowego, aby zapewnić trwałość i stabilność posadowienia planowanych obiektów (Yang i in., 2021). Rozpoznanie warunków gruntowo-wodnych, to proces wieloetapowy, obejmujący badania polowe oraz laboratoryjne, zmierzający do ustalenia podstawowych charakterystyk fizycznych, wytrzymałościowych i odkształceniowych gruntów (Lipiński i Wdowska, 2014). Znaczenie tych badań jest istotne z punktu widzenia projektanta, ponieważ dostarczają one szczegółowych danych na temat rodzaju i stanu podłoża, co pozwala na adaptację projektów budowlanych do specyficznych warunków geotechnicznych. Wyniki tych analiz służą nie tylko do projektowania fundamentów budynków, ale również do planowania i wykonawstwa różnorodnych budowli naziemnych, podziemnych oraz robót ziemnych. Szczególną uwagę poświęcono na zmianę niektórych parametrów geotechnicznych gruntu pod wpływem kontaktu z zanieczyszczeniami, w tym w szczególności analizowano wpływ substancji ropopochodnych:

- 1) Granice Atterberga, w badaniach nad niektórymi parametrami geotechnicznymi gruntów Tse i Eshiemomo (2016) oraz Evgin i Das (1992) zaobserwowali, że zanieczyszczenie olejem znacząco wpływa na granicę Atterberga oraz parametry wytrzymałościowe gruntów. Khamehchiyan i in. (2007) zbadali parametry geotechniczne gruntów drobnoziarnistych i gruboziarnistych skażonych olejem w Iranie. Wyniki wykazały ogólny spadek wytrzymałości, przepuszczalności, maksymalnej gęstości objętościowej szkieletu gruntowego (ρ_{ds}), optymalnej zawartości wody (OWC) oraz granic Atterberga. Amir i Amir (2021) oraz Youdeowei (2008) w swoich badaniach stwierdzili, że granice płynności i plastyczności gruntów znacząco spadły po zanieczyszczeniu olejem. Youdeowei (2008) wykazał, że granica płynności gruntów spadła o 8%, podczas gdy granice plastyczności i wskaźniki plastyczności obniżyły się o 9% i 40%, odpowiednio po zanieczyszczeniu ropą naftową. Ponadto, Rahman i in. (2010) oraz Rasheed i in. (2014) badali wpływ węglowodorów na właściwości geotechniczne gruntów, w badaniach wykazali, że wraz ze wzrostem zawartości oleju

w gruncie, obserwuje się spadek wartości granic płynności i plastyczności. W przeciwieństwie, Khosravi i in. (2013), Akinwumi i in. (2014) oraz Al-Obaidy i in. (2019) wykazali, że wysoka zawartość ropy naftowej ($>12\%$) w piaskach drobnych skutkowała dramatycznym spadkiem granic plastyczności, jednak granice płynności oraz wskaźniki plastyczności znacznie wzrosły. Nieprawidłowości w granicach Atterberga można przypisać charakterystyce rozmiarów cząstek w gruntach. Granice płynności i plastyczności gruntów o drobnych ziarnach mają tendencję do obniżania się po zanieczyszczeniu, co wynika z niepolarnej natury cząsteczek oleju oraz rozkładu rozmiarów cząstek gruntów. Grunty o drobnoziarniste nie wykazują plastyczności w obecności niepolarnych płynów (Kaya i Fang, 2000; Ratnaweera i Meegoda, 2006; Rajabi i Sharifipour, 2018).

- 2) Przewodność hydrauliczna, na podstawie przeprowadzonych badań przez Shina i Dasa (2000), przewodność hydrauliczna gruntów zanieczyszczonych ropą naftową wykazuje tendencję do ciągłego spadku, który jest proporcjonalny do koncentracji ropy naftowej w badanych próbkach. Dodatkowo, Rojas i in. (2003) zbadali wpływ ropy naftowej na lepkość kinematyczną oraz przewodność hydrauliczną gruntów, obserwując spadek przewodności hydraulicznej w miarę wzrostu zawartości ropy naftowej w gruncie. Stwierdzili również, że grunty zanieczyszczone ropą naftową charakteryzowały się wyższą lepkością kinematyczną. Chew i Lee (2006) analizowali wpływ zanieczyszczeń organicznymi olejami na przewodność hydrauliczną piasków gruboziarnistych. Wykazali, że przewodność hydrauliczna tych gruntów obniżała się wraz ze wzrostem zawartości oleju. Wynika to z zajmowania przestrzeni porowych w gruncie przez olej, co utrudnia swobodny przepływ wody.
- 3) Przepuszczalność, stopień zagęszczenia, badania przeprowadzone przez różnych autorów wykazały znaczący wpływ zanieczyszczenia ropą naftową na te właściwości geotechniczne gruntów. Puri (2000) oraz Yazdi i Teshnizi (2021) zauważyli, że obecność ropy naftowej prowadzi do znaczących zmian w zagęszczeniu oraz przepuszczalności gruntów. Badania Yazdi i Teshnizi (2021) wykazały, że ropa naftowa wpływa na zmianę kąta tarcia wewnętrznego oraz moduł odkształcenia gruntów, które zmniejszają się nieliniowo w miarę wzrostu zawartości ropy (od 0 do 12%). Nazir (2011) stwierdził, że zanieczyszczenie ropą ogólnie redukuje przepuszczalność gruntów gruboziarnistych, jednak wpływ na przepuszczalność gruntów drobnoziarnistych nie jest zauważalny, co można przypisać niskiej wartości stałej dielektrycznej, indukowanej przez zanieczyszczające czynniki. Grunty z zawartością cząstek

gruntów drobnoziarnistych, takich jak ropy, wykazują wzrost objętości wolnej wody po zanieczyszczeniu ropą (Safehian i in., 2018; Ostovar i in., 2020). Ilcoje i Aniago (2016) wnioskuje, że ropa naftowa zmienia przepuszczalność gruntów z gliniasto-piaszczystych w gliniaste, a ich przepuszczalność gwałtownie spada wraz ze wzrostem zawartości ropy o 8%. Shah i in. (2003), Khamechiyan i in. (2007) oraz Yazdi i Teshnizi (2021) potwierdzili negatywny wpływ ropy na właściwości wytrzymałościowe gruntów. Rehman i in. (2007) zaobserwowali, że zanieczyszczone grunty gliniaste mają wyższą maksymalną gęstość suchą próbki przy niższej zawartości wody w gruncie. Dzieje się tak, ponieważ ropa działa jako dodatkowy środek smarujący oraz wiążący cząstki gruntu, zwiększając maksymalną gęstość gruntu, chociaż wyższa zawartość ropy (>16%) wykazała spadek maksymalnej gęstości badanej próbki gruntu. Podobne obserwacje dotyczące redukcji gęstości maksymalnej gruntów w miarę wzrostu objętości i stężenia ropy w gruntach przeprowadzili, Kermani i Ebadi (2012) oraz Nasehi i in. (2016). Udonne i Onwuma (2014) zauważyli, że gęstość objętościowa gruntu wzrosła o 4,4%, a prędkość kapilarności zmniejszyła się o 900% po wycieku ropy. Ostovar i in. (2020) w swoich badaniach dotyczących gruntów zanieczyszczonych ropą stwierdzili silne zmiany we współczynniku przepuszczalności, który początkowo wzrastał przy niskiej objętości ropy, a następnie gwałtownie wzrastał, gdy zawartość ropy przekroczyła 12%.

- 4) Kąt tarcia wewnętrznego i spójność, badania przeprowadzone przez wielu naukowców wykazały znaczący wpływ zanieczyszczenia ropą naftową na właściwości mechaniczne i fizyczne gruntów. Youdeowei (2008) zbadał wpływ ropy naftowej na właściwości mechaniczne gruntów i stwierdził znaczący spadek spójności oraz kąta tarcia wewnętrznego. Podobne obserwacje przedstawili Al-Sanad i in. (1995, 1997) oraz Rahman i in. (2010), którzy zauważyli, że obecność ropy naftowej wpływa na parametry ścinania, ściśliwość, przepuszczalność i zagęszczenie gruntów. Dodatkowo, Al-Sanad i in. (1995) zauważyli istotny spadek wytrzymałości i przepuszczalności gruntów jako wynik kontaminacji ropą, choć zwiększyła się ich ściśliwość. Evgin i Das (1992) zasymulowali wpływ wycieków ropy na wytrzymałość na ścinanie piasku kwarcowego i zarejestrowali spadek kąta tarcia wewnętrznego w miarę wzrostu objętości ropy. Badania przeprowadzone przez Abousnini i in. (2015) wykazały, że zanieczyszczenie ropą prowadzi do zwiększenia spójności i zmniejszenia kąta tarcia wewnętrznego. Khosravi i in. (2013) oraz Nasehi i in. (2016) w swoich badaniach nad wpływem ropy na gliniaste grunty zaobserwowali, że ropa powoduje

redukcję kąta tarcia wewnętrznego, podczas gdy spójność gruntu zwiększała się wraz ze wzrostem zawartości ropy do 7%. Według Al-Shayea (2001), spadek zauważony w kącie tarcia zanieczyszczonych gruntów może być spowodowany redukcją oporu tarcia między cząstkami gruntu, wywołanym przez obecność ropy. Badania nad wpływem ropy naftowej na grunty rzeczne przeprowadzone przez Puri i in. (1994) wykazały znaczny spadek kąta tarcia, w miarę wzrostu zawartości ropy. W badaniu przeprowadzonym przez Al-Sanad i in. (1995) oraz Onyelowe (2015) na słabo uziarnionych gruntach, zaobserwowano ciągły spadek wytrzymałości na ścinanie w miarę zwiększania zawartości ropy do 68% wagowo. Zanieczyszczenie ropą naftową prowadzi do redukcji kąta tarcia wewnętrznego w piaskach, bogatych w bentonit i czystych gruntach kaolinowych, chociaż spójność tych gruntów ma tendencję do wzrostu w wyniku kontaminacji ropą (Khomehchiyan i in., 2007; Khosravi i in., 2013). W przeciwieństwie do tego, zaobserwowano, że dla gliniastych i ilowych gruntów, kąt tarcia wewnętrznego próbek ma tendencję do wzrostu, podczas gdy ich spójność zmniejsza się po ich zanieczyszczeniu ropą (Kermani i Ebadi, 2012; Khomehchiyan i in., 2007).

Przeprowadzono analizę wpływu zanieczyszczenia ropą naftową na poszczególne parametry geotechniczne (Rys. 5.16), oraz wpływ z uwzględnieniem różnych głębokości (Rys. 5.17). Wartości te są podane w skali od 1 do 10, gdzie 1 oznacza minimalny wpływ, a 10 maksymalny wpływ. Analizy te są niezbędne dla opracowania skutecznych strategii rekultywacji i zarządzania zanieczyszczonymi terenami, a także dla zapewnienia bezpieczeństwa i trwałości planowanych tam budowy obiektów inżynierskich.

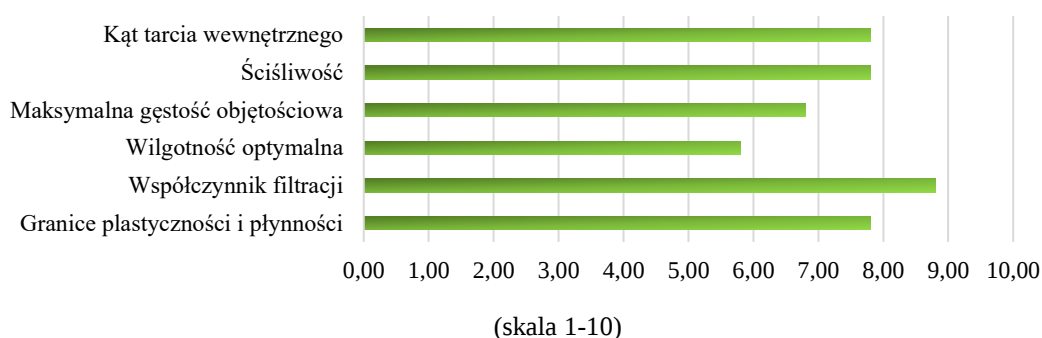
Analizowano wpływ zanieczyszczenia ropą naftową na parametry geotechniczne gruntów na różnych głębokościach, przyjęto następujący schemat postępowania badawczego:

- Głębokość: wybrano kilka typowych głębokości, 0-1, 1-2, 2-3, 3-4, 4-5 m.
- Dane: przyjęto, że bazuje podobne dane wejściowe jak poprzednio, ale z podziałem na głębokości.
- Analiza: Przedstawiono średnie wartości wpływu zanieczyszczenia dla każdej głębokości.

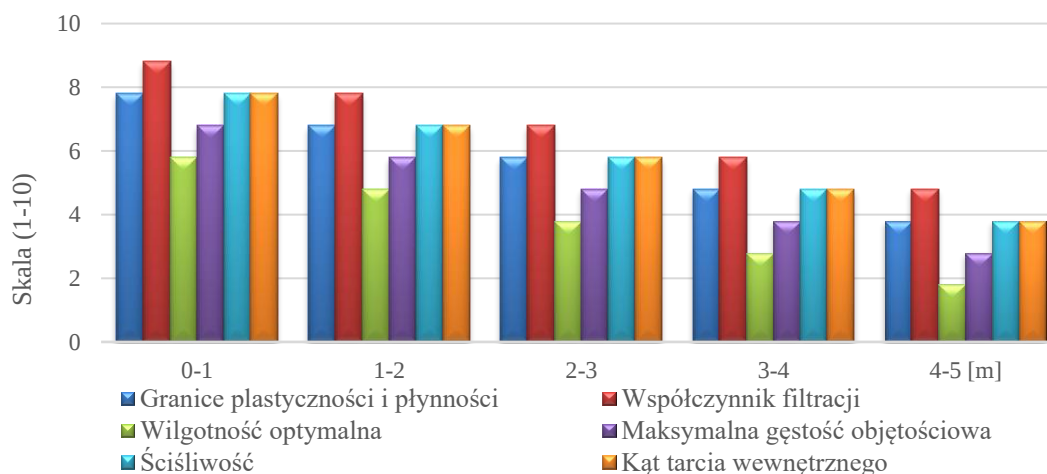
Przyjęto przykładowe dane z pięciu różnych źródeł dla każdej głębokości i każdego parametru geotechnicznego. Najwyższe partie gruntu (0-1 m) są najbardziej narażone na negatywny wpływ zanieczyszczenia ropą naftową. W tych warstwach obserwuje się

największe zmiany parametrów geotechnicznych, co wskazuje na konieczność szczególnej uwagi również podczas remediacji terenów zanieczyszczonych (Ali Rahman i in., 2010).

Wraz z głębokością wpływ zanieczyszczeń ropą naftową na parametry geotechniczne maleje. Wskazuje to, że zanieczyszczenia mają największy wpływ na grunty w strefie przypowierzchniowej, co może być związane z ograniczoną penetracją ropy w głębsze warstwy gruntów lub z mniejszym oddziaływaniem na te warstwy oraz mniejszym zagęszczeniem warstw przypowierzchniowych. Zanieczyszczenie ropą naftową ma istotny wpływ na przepuszczalność (Abdullah i in., 2014; Fąfara i Boryśławska, 2011; Izdebska-Mucha i in., 2011) i właściwości mechaniczne gruntów, co może prowadzić do problemów z filtracją, drenażem oraz stabilnością skarp i nasypów oraz nośnością podłoża (Alfach i Wilkinson, 2020). Dlatego ważne jest, aby podczas projektowania i budowy infrastruktury uwzględniać wpływ zanieczyszczeń na właściwości gruntów (Akpokodje i in., 2022). Zrozumienie wpływu zanieczyszczenia na różne właściwości geotechniczne gruntów na określonych zakresach głębokości jest istotne dla efektywnego planowania rekultywacji i zabezpieczenia geotechnicznego. Kontrola i monitorowanie (Solecki, 2011) poziomu zanieczyszczeń powinny być priorytetem na terenach narażonych na kontakt z ropą naftową.



Rys. 5.16. Wpływ zanieczyszczenia ropą naftową na właściwości geotechniczne gruntów.



Rys. 5.17. Zmiana parametrów geotechnicznych gruntu zanieczyszczonego na różnych głębokościach.

5.8. Podsumowanie

Przeprowadzone analizy potwierdzają, że zanieczyszczenie ropą naftową ma znaczący wpływ na podstawowe właściwości geotechniczne gruntów, w tym stopień zagęszczenia, przepuszczalność oraz właściwości mechaniczne (Nasehi i in., 2016; Piętka, 2001; Wyszkowski i Ziółkowska, 2007). Kontynuacja badań w tej dziedzinie ma istotne znaczenie dla dalszego rozumienia interakcji między zanieczyszczeniami organicznymi a gruntami, co z kolei ma istotne znaczenie dla praktyk inżynierskich i środowiskowych.

Podsumowując przegląd literatury na temat wpływu ropy naftowej na właściwości geotechniczne gruntów, można uznać, że obecność zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi wywiera znacząco negatywny wpływ na poszczególne parametry geotechniczne (Dobak i in., 2022; Izdebska-Mucha i in., 2021; Izdebska-Mucha i Korzeniowska-Rejmer, 2009). Niezależnie od rodzaju gruntu, substancje ropopochodne prowadzą do pogorszenia właściwości takich jak: granice plastyczności i płynności (Mekkiyah i in., 2023; Stachowski i in., 2005; Zahermand i in., 2020). Spadek przepuszczalności, który obserwuje się w większości badań, wskazuje, że zanieczyszczone grunty mogą mieć ograniczoną zdolność do filtracji i drenażu, co jest istotne w kontekście inżynierii środowiska i budownictwa. Ponadto, obniżenie optymalnej wilgotności oraz maksymalnej gęstości suchej masy gruntu wskazuje na potencjalne trudności w osiągnięciu optymalnego zagęszczenia podczas prac ziemnych.

Spadek ścisłości i kąta tarcia wewnętrznego gruntu może prowadzić do zwiększonej ścisłości oraz obniżonej stabilności skarp, co jest istotne przy projektowaniu skarp i nasypów. Warto również zwrócić uwagę na fakt, że tempo zmian właściwości geotechnicznych zależy od ilości zawartej ropy, co podkreśla potrzebę kontroli i monitorowania poziomu zanieczyszczeń na terenach narażonych na kontakt z ropą naftową.

Analiza literatury wskazuje, że zrozumienie wpływu ropy naftowej na grunty jest istotne dla zaplanowania skutecznych metod rekultywacji i zabezpieczenia geotechnicznego, co ma bezpośrednie przełożenie na bezpieczeństwo i trwałość infrastruktury budowlanej do realizacji na tych terenach.

6. Metody remediacji

6.1. Wprowadzenie

Prowadząc i realizując plan ochrony powierzchni ziemi należy postępować zgodnie z określonym algorytmem, aby każdy z obszarów mógł być przeanalizowany w sposób rzetelny i nie pozostawiający wątpliwości w zakresie występowania substancji zanieczyszczających. Istnieje ogólny podział metod prowadzenia remediacji środowiska zanieczyszczonego zarówno związkami organicznymi jak i nieorganicznymi (Eni Rewind S.p.A., 2021).

Na potrzeby remediacji gruntów można wyróżnić metody: fizyczno-chemiczne, biologiczne i termiczne oraz zestalania i stabilizacji (Adamski, 1993; Siuta i in., 2000).

Dodatkowo metody te można podzielić na metody *ex situ* i *in situ* (Malina, 2007). Metoda *in situ*, odnosi się do prowadzenia procesu remediacji w miejscu występowania zanieczyszczenia, bez konieczności przemieszczania gruntu. Metoda *ex situ*, stanowi wymianę skażonego gruntu i dalsze oczyszczanie powstałego odpadu poza terenem jego wytworzenia (Chowdhury i in., 2012). Dla wyżej wskazanych metod remediacji *in situ* i *ex situ* można zastosować dalszy podział według (Chowdhury i in., 2012):

I. Metody *in situ*:

- biologiczne (bioremediacja, fitoremediacja),
- fizyczne (ekstrakcja parowa/napowietrzanie, wspomagana termicznie ekstrakcja parowa z gleby, stosowanie barier, elektroremediacja),
- chemiczne (przemycanie gleby, stabilizacja/immobilizacja).

II. Metody *ex situ*:

- biologiczne (bioremediacja, kompostowanie, bioreaktory/landfarming).
- fizyczne (spalanie, desorpcja termiczna, ekstrakcja parowa z gleby, zautomatyzowana segregacja gleby),
- chemiczne (dehalogenacja, stabilizacja/zestalanie, ekstrakcja rozpuszczalnikowa, chemiczne i fotochemiczne utlenianie / redukcja).

Rekultywacja zanieczyszczonej gleby lub gruntu polega na przywróceniu stanu odpowiadającego standardom jakości, określającym taką zawartość niektórych substancji w glebie lub gruncie, poniżej której żadna z funkcji pełnionych przez powierzchnię ziemi nie jest naruszona (Wolniewicz i in., 2018). Celem zabiegów rekultywacyjnych jest przywrócenie zanieczyszczonego gruntu do stanu właściwego, zgodnego ze standardami jakości gleby i ziemi.

Wybór metody remediacji uzależniony jest od:

- rodzaju gruntu i budowy litologicznej podłoża gruntowego,
- rodzaju zanieczyszczeń, ich stężenia i stanu skupienia,
- właściwości chemicznych i fizycznych zanieczyszczeń oraz ich podatności na biodegradację,
- czasu trwania i wielkości strefy zanieczyszczonego podłoża gruntowego (powierzchnia, głębokość),
- sposobów wykorzystania oczyszczonego gruntu w przyszłości.

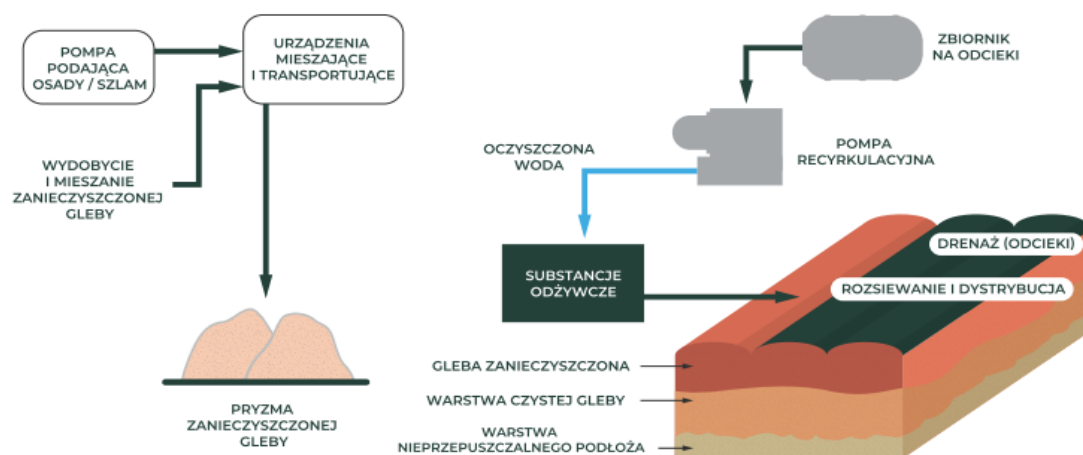
6.2. Bioremediacja

Metoda ta należy do procesów naturalnych oczyszczania gruntu, polega na wykorzystaniu do intensyfikacji rozkładu zanieczyszczeń procesów m.in. sorpcji, rozpraszania, rozcieńczenia i utleniania, aktywności mikroorganizmów heterotroficznych występujących w gruncie, dla których zanieczyszczenia gruntu w postaci substancji organicznych są źródłem pożywienia (Li i in., 2022; Nowak, 2008; Ojewumi i in., 2018).

Proces ten wymaga długiego czasu i monitoringu obszaru zanieczyszczonego. Proces stosowany jest do usuwania zanieczyszczeń ropopochodnych (tab. 6.1), np. benzyna, olej napędowy, krezot i pentachlorofenol (Mracnova, 2002). Technika ta jest mało skuteczna przy usuwaniu związków wysokocząsteczkowych, słabo rozpuszczalnych (np. chlorowane dwufenole i dioksyne). W celu przyspieszania naturalnych procesów bioremediacji stwarza się w podłożu gruntowym korzystne warunki namnażania się i rozwój mikroorganizmów poprzez zraszanie podłoża gruntowego roztworem substancji biogennych (Abdulkarim i in. 2019; Kauppi, 2011; Perez Vargas i in., 2017).

Proces bioremediacji na przykładach dotyczący wydobycia na powierzchnię zanieczyszczonego gruntu, a następnie ułożeniu go w przyzmy (rys. 6.1) na podłożu odpowiednio zabezpieczonym przed przenikaniem odcieków (Dmochowska i in., 2016; Kołwzan, 2009). Proces oczyszczania może trwać od kilku miesięcy do kilku lat, w zależności od rodzaju gruntu i substancji zanieczyszczających, a także od stężenia zanieczyszczeń. Na rozkład zanieczyszczeń przez mikroorganizmy, a tym samym na szybkość przebiegu procesu, ma wpływ skład chemiczny związków zanieczyszczających grunt, stężenie węglowodorów i ich toksyczność w stosunku do mikroflory, mikrobiologiczny potencjał gruntu, fizykochemiczne parametry środowiska oraz dostępność węglowodorów dla komórek mikroorganizmów (Hallman, 2008; Okonofua i in., 2022; Waraczewska i in., 2018). Wraz z produktami ropopochodnymi mogą występować lotne związki organiczne, które mają tendencję do

odparowania zamiast biodegradacji. Bioremediację stymuluje się poprzez dodawanie do gruntu pierwiastków biogennych, takich jak azot i fosfor, które przyczyniają się do rozwoju mikroorganizmów (Agarry i Ogunleye, 2012; Dindar i in., 2013; Robichaud i in., 2019). Ekologiczne podejście, poprzez wykorzystanie dżdżownic (Głuszek, 2020; Wrights i Ansari, 2022), czy odpadów organicznych pochodzących np. z przemysłu piwowarskiego (Strizhenok i in., 2021) wspomagają przebieg procesu remediacji. Powierzchniowe grawitacyjne zraszanie gruntu wodnym roztworem substancji biogennych stosuje się w przypadku płytkich (do około 5 m) zanieczyszczeń podłoża gruntowego.



Rys. 6.1. Bioremediacja gruntu zanieczyszczonego na przyzmach (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

Przy głębszym zanieczyszczeniu bardziej odpowiednie jest podpowierzchniowe grawitacyjne rozprowadzenie roztworu biogenów za pomocą galerii infiltracyjnych oraz złóż filtracyjnych. Utrzymywanie odpowiedniej wilgotności (woda umożliwia rozpuszczanie węglowodorów w takiej formie, aby były one łatwo przyswajalne przez mikroorganizmy, oraz zmniejsza adsorpcję słabo rozpuszczalnych WWA na cząstkach gruntu), kontrolę temperatury (Sarauskas, 1999; Snelgrove, 2010), która wpływa na intensywność biodegradacji oraz rozpuszczalność alifatycznych i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, a tym samym na ich dostępność dla mikroorganizmów (Zdarta, 2019). Należy prowadzić kontrolę pH (Brown i in., 2017; Kalediene i Giedraityte, 2003, Qin i in., 2012), ponieważ produkty ropopochodne mogą powodować obniżenie odczynu gleby (podczas degradacji węglowodorów powstają kwasy). Zalecane jest wprowadzanie tlenu, którego obecność może być ograniczona, ze względu występowanie słabo przepuszczalnych gruntów lub obecność łatwo rozkładanych związków pokarmowych (produkty ropopochodne często powodują powstanie w gruncie rozległych stref beztlenowych).

Tab. 6.1. Zakres stosowania-bioremediacja (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	+
	WWA	+
	PCB	–
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	+
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	–
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	–
	Radionuklidy	–
	Inne zanieczyszczenia	–
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, – - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.3. Fitoremediacja

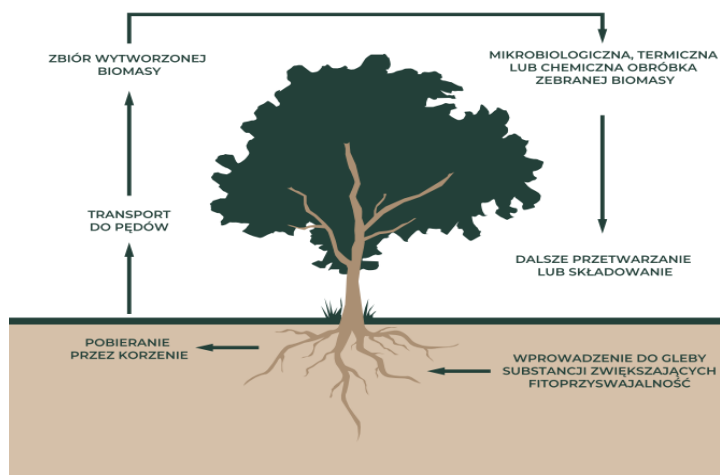
Metody fitoremediacyjne polegają na zastosowaniu specjalnie wyselekcjonowanych roślin do procesów usuwania, przenoszenia, stabilizacji i/lub degradacji zanieczyszczeń w gruncie, osadach i w wodzie gruntowej (Chukwuma i in., 2019). Do tego celu stosuje się naturalnie występujące lub stworzone metodami inżynierii genetycznej rośliny posiadające zdolność do kumulowania znacznych ilości metali ciężkich, bez toksycznego wpływu tych metali na wzrost i rozwój roślin (Gałązka, 2009). W procesie fitoremediacji możemy wyróżnić fitostabilizację i fitoekstrakcję. Fitostabilizacja jest procesem w którym wykorzystuje się system korzeniowy roślin (rys. 6.2). Zanieczyszczenia absorbowane są na powierzchni korzeni lub adsorbowane do ich wnętrza, bądź wytrącane w strefie korzeniowej (Korneykova i in., 2021). Fitostabilizację stosuje się również w celu zapobiegnięciu erozji wietrznej lub wodnej, rozmywaniu się gruntu, wyługowaniu się zanieczyszczeń i przemieszczaniu ich do głębszych warstw. Fitoremediacja jest uznawana za efektywną technikę (tab. 6.2),

niezmiernie estetyczną, akceptowalną społecznie i stanowiącą ekologiczną alternatywę dla ingerujących w ekosystem metod fizycznych remediacji. Na mechanizm fitoremediacji składa się akumulacja i transport zanieczyszczeń oraz ich detoksykacja (Maitra, 2018).

Tab. 6.2. Zakres stosowania-fitoremediacja (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	✓
	PCB	✓
	Halogenowane węglowodory	✓
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	✓
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	✓
	Radionuklidy	✓
	Inne zanieczyszczenia	✓

(✓) - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia,
 (+) - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia,
 (−) - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia,
 *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej



Rys. 6.2. Schemat procesu fitoremediacji (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

6.4. Ekstrakcja parowa

Proces fizykochemiczny polegający na odsysaniu podciśnieniowym związków lotnych i usuwaniu ich w strumieniu powietrza. W procesie wykorzystuje się studnie wydobywcze w celu zastosowania późni i gradient ciśnienia w strefie nienasyconej (Albergaria i in., 2012). Pary zanieczyszczeń są zbierane i przetwarzane w oddzielnym procesie technologicznym. Przypowierzchniowa przenikliwość substancji zanieczyszczających ma duży wpływ na czas oczyszczenia.

Ekstrakcję parową wykorzystuje się do usuwania lotnych związków organicznych chlorowanych i niechlorowanych oraz węglowodorów ropopochodnych (tab. 6.3). Zastosowanie tej metody w strefie nasyconej jest możliwe pod warunkiem wcześniejszego zastosowania obniżenia poziomu wód gruntowych.

Tab. 6.3. Zakres stosowania– ekstrakcja parowa (Gworek i in., 2004).

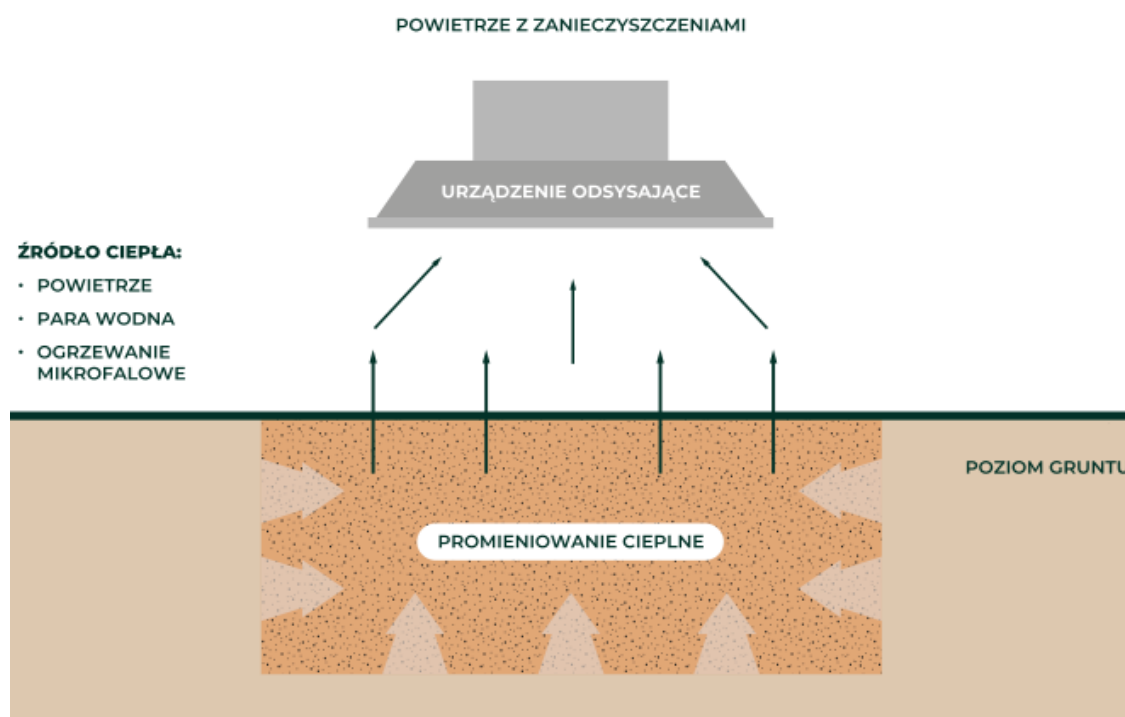
Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	—
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	+
	PCB	—
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	+
	Inne związki organiczne	—
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	—
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	—
	Radionuklidy	—
	Inne zanieczyszczenia	—
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, — - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.5. Wspomaganie termiczne ekstrakcji parowej z gleby

Wspomaganie termiczne jest metodą podobną do usuwania próżniowego. Metoda ta jest jednak efektywniejsza, bo oczyszczany grunt jest ogrzewany przez wprowadzanie gorącego powietrza, pary wodnej lub działanie mikrofal (rys. 6.3). Proces pozwala na odparowanie organicznych zanieczyszczeń i wspomaganie procesu desorpcji. W procesie tym wykorzystuje się studnie wydobywcze w celu wytworzenia podciśnienia, tworzeniu gradientu ciśnienia w strefie nienasyconej oraz wykorzystaniu źródła ciepła. Zanieczyszczenia w stanie gazowym są zbierane i przetwarzane w oddzielnym węźle technologicznym. Możliwe jest zastosowanie tej metody bezpośrednio w strefie nasyconej pod warunkiem wcześniejszego obniżenia poziomu wód gruntowych. Metoda pozwala skutecznie usunąć związki organiczne takie jak pestycydy, lotne związki organiczne lub składniki paliw (tab. 6.4).

Tab. 6.4. Zakres stosowania– wspomaganie termiczne ekstrakcja parowa (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	–
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	+
	PCB	–
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	+
	Inne związki organiczne	–
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	–
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	–
	Radionuklidy	–
	Inne zanieczyszczenia	–
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, – - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		



Rys. 6.3. Schemat termicznej ekstrakcji parowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

6.6. Izolacja zanieczyszczonego terenu

Unieruchamianie zanieczyszczeń (tab. 6.5), inaczej immobilizacja substancji chemicznych, nie jest ściśle metodą remediacyjną, bowiem zanieczyszczenie pozostaje w miejscu występowania, a woda gruntowa nie jest oczyszczana.

Barierę izolacyjną wprowadza się do gruntu, stanowi przegrodę separującą zanieczyszczone miejsce od warstwy wodonośnej. Przegroda może być wykonana ze stali jak i z materiału, który ogranicza migrację np. bentonitu, który jest wprowadzany do gruntu. Mechaniczna izolacja stosowana jest do warstw wodonośnych o niedużej miąższości z uwagi na wysokie koszty inwestycyjne.

Jednocześnie metodę tą można łączyć z pompowaniem wody (ang. pump-and-treat), a także z metodami chemicznej i biologicznej degradacji zanieczyszczeń w układzie przegród i bram.

Dopuszczalne jest stosowanie takich rozwiązań, gdy pełna dekontaminacja nie jest możliwa w określonym czasie. Przy obszernych terenach, które wymagają działań naprawczych stosuje się podział na etapy. Zastosowanie izolacji zanieczyszczonego obszaru do momentu, kiedy zasadnicze działania remediacyjne będą prowadzone na tym terenie celem ograniczenia migracji zanieczyszczeń.

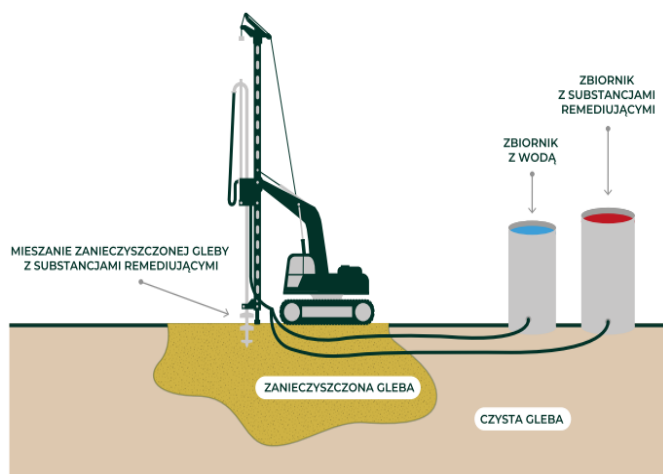
Tab. 6.5. Zakres stosowania– izolacja zanieczyszczonego terenu (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	✓
	PCB	✓
	Halogenowane węglowodory	✓
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	✓
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	✓
	Radionuklidy	✓
	Inne zanieczyszczenia	✓
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, - - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.7. Stabilizacja

Zestawianie i stabilizacja, inaczej solidyfikacja, jest jednym ze sposobów fizykochemicznego zmniejszania mobilności substancji niebezpiecznych w gruncie. Zazwyczaj stosowana do gruntów zanieczyszczonych metalami ciężkimi i innymi substancjami nieorganicznymi (tab. 6.6). W procesie stabilizacji zmniejsza się ryzyko związane z migracją zanieczyszczeń poprzez chemiczne przekształcenie substancji zanieczyszczających w mniej rozpuszczalne, immobilizowane i tym samym mniej toksyczne, a także poprzez zmianę niektórych parametrów fizycznych, aby uzyskać poprawę wytrzymałości mechanicznej, zmniejszenie nasiąkliwości, czy zwiększenie mrozoodporności. Procesowi stabilizacji poddaje się najczęściej odpady szkodliwe o charakterze nieorganicznym lub zawierające niewielkie ilości związków organicznych, z których wymywają się rozpuszczalne związki chemiczne metali stanowiące substancje potencjalnie zagrażające środowisku naturalnemu. Pod

ciśnieniem wprowadzany do gruntu jest iniekt stabilizujący metale ciężkie przy równoczesnym mieszaniu gruntu (rys. 6.4). Odpad po stabilizacji można wykorzystać jako kruszywo drogowe, kruszywo do budownictwa przemysłowego lub do innych robót inżynierskich.



Rys. 6.4. Schemat stabilizacji zanieczyszczonego urobku (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

Tab. 6.6. Zakres stosowania-stabilizacja (Gworek i in., 2004).

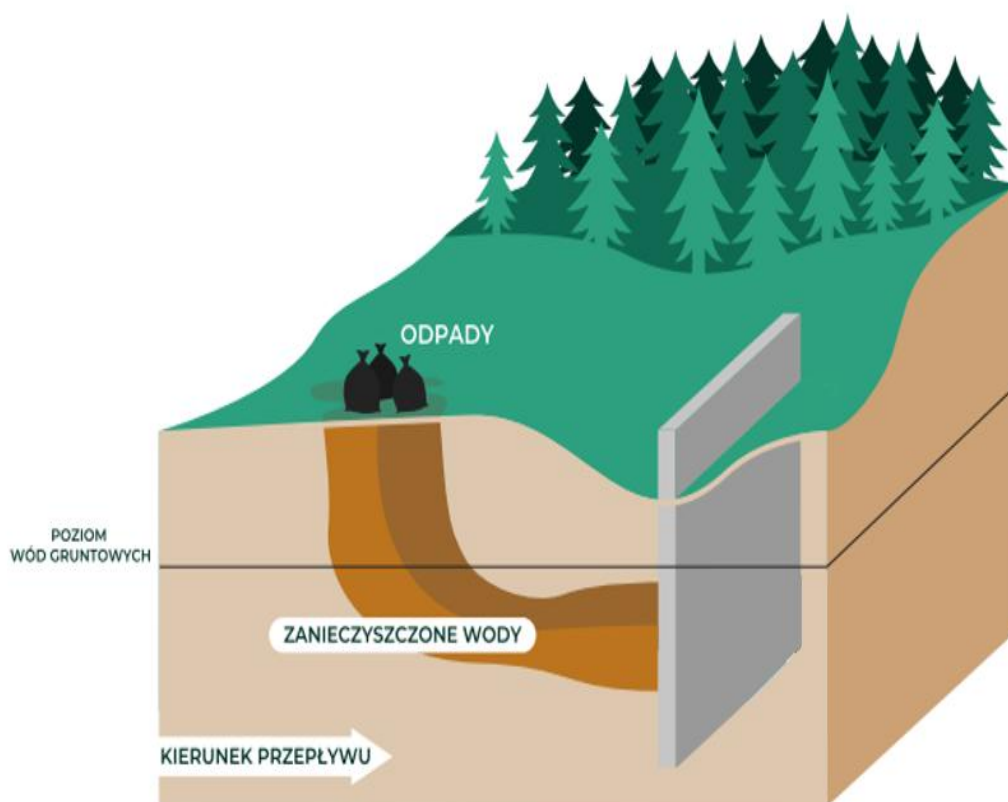
Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	✓
	PCB	✓
	Halogenowane węglowodory	✓
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	✓
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	✓
	Radionuklidy	✓
	Inne zanieczyszczenia	✓
(✓) - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, (+) - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, (-) - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.8. Ściany szczelinowe

Ściany szczelinowe są to konstrukcje betonowe lub żelbetowe, formowane w powstałej szczelinie w gruncie, do której uprzednio zostało wprowadzone zbrojenie (rys. 6.5). Zwykle stateczność ścian szczeliny wykopywanej w gruncie podczas głębienia i betonowania zapewnia zawiesina bentonitowa, roztwór polimerowy lub zawiesina twardniejąca. Ściana szczelinowa stanowi barierę ograniczającą filtrację zanieczyszczeń (tab. 6.7), które odizolowane w następnej kolejności są oczyszczane np. przez wypompowanie wody (ang. pump-and-treat), lub metodami chemicznymi i biologicznymi rozkładającymi zanieczyszczenia do form mniej szkodliwych. Ściana szczelinowa może służyć również do ukierunkowania przepływu wód. Do izolacji zanieczyszczeń można stosować przesłony przeciwfiltrowe z zawiesziny twardniejącej (Verruijt i Koda, 1994; Koda 2012).

Tab. 6.7. Zakres stosowania metody – ściany szczelinowe (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	✓
	PCB	✓
	Halogenowane węglowodory	✓
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	✓
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	✓
	Radionuklidy	✓
	Inne zanieczyszczenia	✓
✓ - metoda odpowiednia w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, - - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

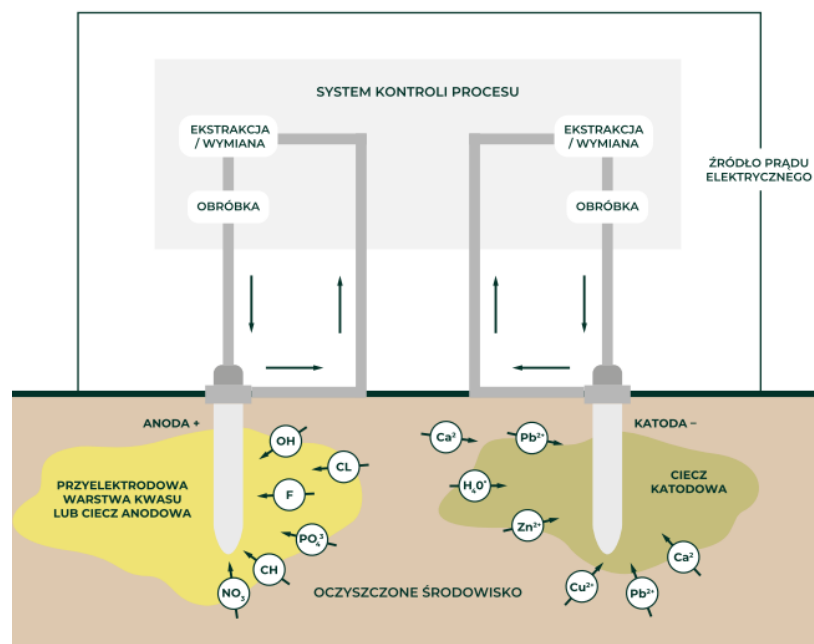


Rys. 6.5. Schemat bariery pionowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

6.9. Elektroremediacja

Polega na wykorzystaniu zjawiska migracji zanieczyszczeń w polu elektrycznym, które jest wytworzone w gruncie w czasie oczyszczania. Migrujące cząsteczki muszą posiadać trwały ładunek elektryczny bądź być polarne (rys. 6.6). Metoda ta jest używana podczas usuwania metali ciężkich oraz związków o charakterze polarnym z zanieczyszczonego gruntu (tab. 6.8). W metodzie tej elektrody wprowadza się do gruntu tak aby obszar zanieczyszczony znajdował się pomiędzy elektrodami, do których podłącza się stały prąd elektryczny. Pod wpływem pola elektromagnetycznego zanieczyszczenia migrują w głębi gruntu między katodą a anodą, następnie usuwane są w poprzez strącania, adhezję do powierzchni elektrod bądź usuwane lub przetwarzane poza terenem oczyszczania. Dodatkowo można prowadzić proces płukania roztworem zawierającym środki zmniejszające adsorpcję i tym samym zwiększyć efektywność procesu oczyszczania.

Efektywność metody zależy od wielu czynników, których ciężko jest przewidzieć m.in. metodę zakłócają zjawiska heterogeniczności w oczyszczanej strefie. Metodę traktuje się jako nieinwazyjną, a więc stosowana jest w trudnodostępnych miejscach podłoża, np. pod budynkami lub przy obiektach zabytkowych.



Rys. 6.6. Schemat procesu elektroremediacji (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

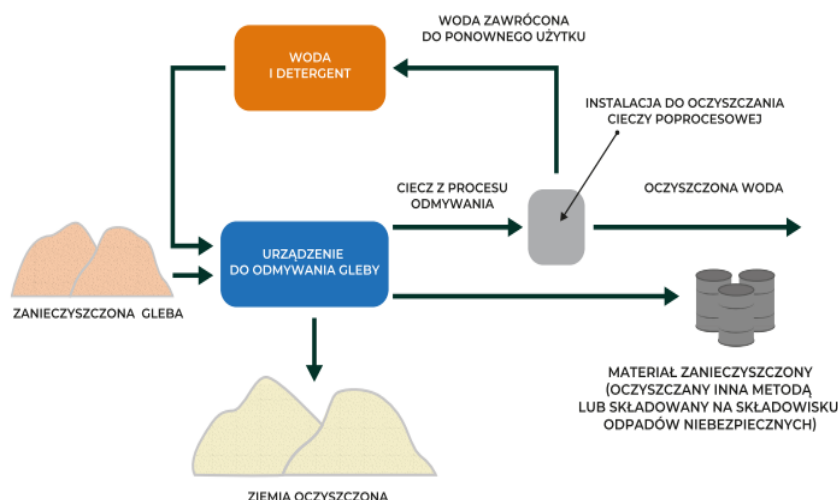
Tab. 6.8. Zakres stosowania - elektroremediacja (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	⊖
	Inne węglowodory alifatyczne	⊖
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	⊖
	WWA	⊖
	PCB	⊖
	Halogenowane węglowodory	⊕
	Związki ropopochodne *	⊖
	Inne związki organiczne	⊕
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg, As, Se)	⊕
	Radionuklidy	✓
	Inne zanieczyszczenia	✓
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, ⊕ - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, ⊖ - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.10. Przemywanie gruntu

Metoda płukania gruntu polega na usunięciu z gruntu rozpuszczonych cząstek substancji w wyniku intensywnego mieszania z ekstrahentem (Aouf i Dounit, 2022). Następnie oczyszczony grunt zostaje oddzielony, a roztwór popłuczny poddany dalszej obróbce w dodatkowym procesie technologicznym gdzie zostaje oczyszczony (rys. 6.7). Wyróżnia się dwie metody do usuwania zanieczyszczeń z gruntu poprzez rozpuszczanie lub rozproszenie w roztworze ekstrahującym. Do płukania zanieczyszczonego gruntu stosuje się wodę lub roztwory kwasów, zasad i rozpuszczalników (Radwan i in., 2012). Do poprawy efektywności procesu dodatkowo stosuje się związki kompleksujące lub środki powierzchniowo czynne (Hallmann, 2008), stymulujące desorpcję i rozpuszczanie zanieczyszczeń (Jewulski i Zagrajczuk, 2005). W celu zwiększenia skuteczności procesu można prowadzić płukanie gruntu pod zwiększonym ciśnieniem. W projektowaniu technologicznym tego procesu bierze się pod uwagę różnice w wymiarach, kształcie i gęstości cząstek, jak również różnice w prędkości ich opadania oraz właściwości magnetyczne. Proces płukania prowadzi się w hydrocyklonach, są to układy oparte na złożach fluidalnych, spiralne układy Humphreya, wibratory i inne.

Metoda płukania gruntu nie umożliwia całkowitego oczyszczenia gruntu z zanieczyszczeń, ponieważ część z nich może być zatrzymywana między ziarnami, ze względu na występowanie sił przyciągania kapilarnego. Metodę płukania gruntu stosuje się do usuwania zanieczyszczeń organicznych i metali ciężkich z gruntów piaszczystych o zawartości cząstek ilastych oraz substancji organicznych nie przekraczających 10% do 15% zawartości w gruncie (tab. 6.9).



Rys. 6.7. Schemat procesu przemywania gruntu (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

Tab. 6.9. Zakres stosowania – przemysłowanie gruntu (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	+
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	+
	PCB	–
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	+
	Inne związki organiczne	+
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg, As, Se)	✓
	Radionuklidy	✓
	Inne zanieczyszczenia	+
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, – - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.11. Kompostowanie

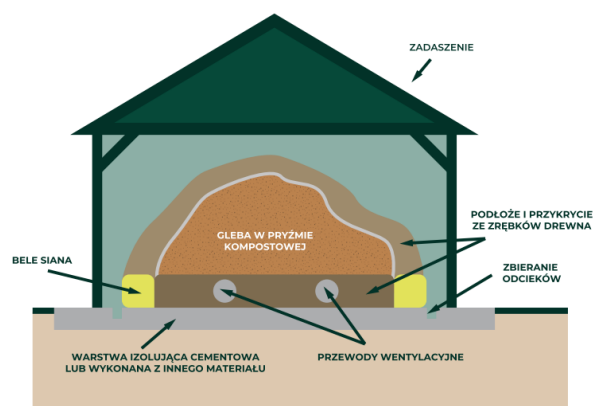
Kompostowanie na przyzmach polega na wspomaganiu naturalnych procesów mineralizacji zanieczyszczeń poprzez stworzenie optymalnych warunków (temperatura, zawartość wilgoci, pH, Eh, akceptor elektronów, obecność odpowiednich mikroorganizmów) dla mikrobiologicznego rozkładu zanieczyszczeń (Chen i in., 2015; Sayara, 2010). Metoda polega na wydobyciu zanieczyszczonego gruntu i zmagazynowaniu go w postaci cienkich warstw o grubości od 0,5 do 1,0 m w celu przyspieszenia procesu degradacji zanieczyszczeń na powierzchni odpowiednio skonstruowanej, nieprzepuszczalnej warstwy podkładowej, dodatkowo wyposażonej w system drenażu (rys. 6.8). Regularne spulchnianie gruntu zapewnia dostęp tlenu tlenowym mikroorganizmom (aerobowym), rozkładającym zanieczyszczenia do form prostych wody i dwutlenku węgla lub związków nieszkodliwych dla środowiska, np. para wodna. W celu przyspieszenia procesu stosuje się nawadnianie

i dostarczanie roztworów soli biogennych oraz pierwiastków śladowych. Procesy rozkładu można przyspieszyć przez przykrycie warstw zanieczyszczonego gruntu namiotem bądź folią, wymuszone natlenienie oraz podniesienie temperatury gruntu. Metoda jest przydatna do usuwania zanieczyszczeń łatwo przyswajalnych przez mikroorganizmy (tab.6.10). Proces można powtarzać od jednego do kilku razy w roku (Sari i in., 2019).

Tab. 6.10. Zakres stosowania - kompostowanie (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	✓
	PCB	—
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	+
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	—
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	—
	Radionuklidy	—
	Inne zanieczyszczenia	—

✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia,
 + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia,
 — - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia,
 *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej



Rys. 6.8. Schemat procesu kompostowania gruntu (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

6.12. Bioreaktory

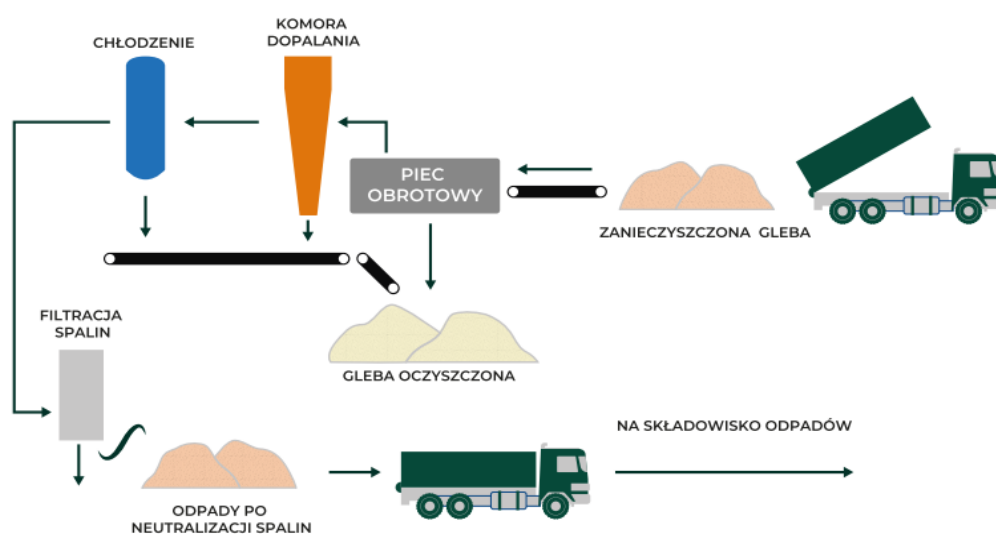
Oczyszczanie odbywa się bioreaktorze, w którym zachodzi kontrolowany, biologiczny proces rozkładu zanieczyszczeń. Grunt jest nawadniany, w stałym kontakcie z biomasą z mikroorganizmami, zaopatrywany w tlen i substancje biogenne (Trejos-Delgado i in., 2020). Metoda ta wymaga zaawansowanych i kosztownych urządzeń. Przy niskiej dostępności zanieczyszczeń organicznych dla mikroorganizmów, m.in. spowodowanej ich sorpcją na cząstkach, aby poprawić skuteczność oczyszczania stosuje się dodatkowo wprowadzanie zaszczepki z odpowiednich mikroorganizmów (bioaugmentacja), przy usuwaniu z gruntu chlorowanych węglowodorów. Stosowany jest podział gruntu na dwie frakcje: podatną oraz niepodatną na biodegradację lub prowadzi chemiczną detoksyfikację, w celu przekształcenia organicznych zanieczyszczeń w związki podatne na biodegradację. Bioreaktory stosuje się głównie przy incydentalnych zanieczyszczeniach substancjami ropopochodnymi (tab. 6.11) małych obszarów, np. przy lokalnych awariach rurociągów lub cystern.

Tab. 6.11. Zakres stosowania– bioreaktory (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	✓
	PCB	—
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	+
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	+
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	+
	Radionuklidy	+
	Inne zanieczyszczenia	—
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, + - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, - „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.13. Spalanie

Spalanie polega na termicznym rozkładzie związków występujących w zanieczyszczonym gruncie, stanowiących zagrożenie dla środowiska i zdrowia człowieka w wysokiej temperaturze 850-1 200°C. Metodę tą stosuje się do usuwania związków organicznych, natomiast nie eliminuje skutecznie metali ciężkich (tab. 6.12). Polega na rozkładzie termicznym szkodliwych związków zanieczyszczonej gleby w odpowiedniej temperaturze komory spalania (rys. 6.9). Przechodząc przez strefę płomienia niedopalone substancje łączą się z tlenem tworząc parę wodną i dwutlenek węgla. Powstałe gazy w piecu kierowane są do bloku oczyszczania spalin, gdzie następuje usuwanie metali, kwasów i cząstek popiołu przed odprowadzeniem do atmosfery. Odpad zawierający nieusunięte niebezpieczne substancje składowany jest również w odpowiedni sposób. Oczyszczony grunt po spalaniu kierowany jest na składowisko odpadów lub wykorzystywany jest na miejscu. Spalanie gwarantuje termiczny rozkład niepożądanych substancji oraz spełnia surowe wymagania środowiskowe i techniczne dla emisji gazowych. Należy pamiętać, iż metale ciężkie mogą znajdować się w pozostałościach po spalaniu lub ulatniać się razem z gazami. Niektóre związki, które zawierają tlen mogą wchodzić w reakcje z chlorem tworząc tym samym dioksyny stanowiące grupę silnie toksycznych związków. W procesie pirolizy proces rozkładu zanieczyszczeń zachodzi pod wpływem wysokiej temperatury i prowadzony jest bez dostępu tlenu i innych reagentów, co powoduje podczyszczenie gazów, czyli znaczną redukcję emisji jakichkolwiek substancji do atmosfery. Skuteczność procesu uzależniona jest od charakterystyki odpadów, ich składu, struktury oraz stopnia wilgotności i temperatury środowiska.



Rys. 6.9. Schemat procesu spalania (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

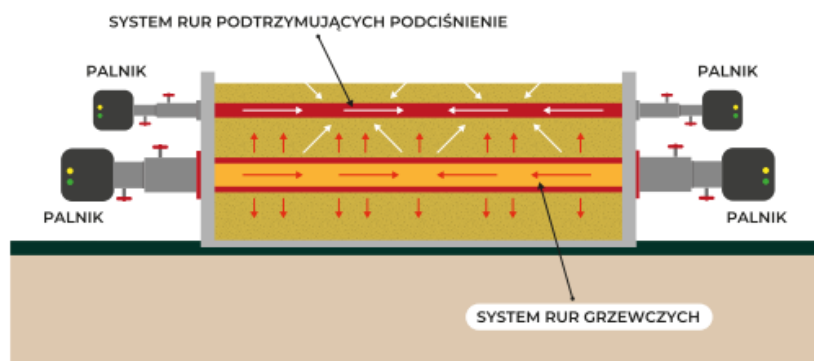
Tab. 6.12. Zakres stosowania-spalanie (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	✓
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	✓
	PCB	✓
	Halogenowane węglowodory	✓
	Związki ropopochodne *	✓
	Inne związki organiczne	✓
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	+
	Lotne pierwiastki (Hg, As, Se)	+
	Radionuklidy	+
	Inne zanieczyszczenia	+
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, - - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.14. Desorpcja termiczna

Proces polegający na termicznym odparowaniu niebezpiecznych związków w podwyższonej temperaturze 100 - 550°C, wykorzystujący pośrednio i bezpośrednio wymianę ciepła do usunięcia zanieczyszczeń występujących w gruncie (rys. 6.10). Obejmuje desorpcję i odparowanie szkodliwych związków z zanieczyszczonego gruntu w komorze suszarni/pieca prażonego w odpowiedniej temperaturze (Zaharia i in., 2022). Istotą procesu jest separacja substancji zanieczyszczających grunt, a nie uzyskanie wysokiego stopnia rozkładu termicznego, zbyt wysoka temperatura może powodować utlenianie lub pirolizę zanieczyszczeń. Termiczna desorpcja jest procesem polegającym na przeprowadzeniu zanieczyszczeń w formę lotną. W procesie gazy i pył przechodzą przez strefę płomienia komory spalania i dopalania łącząc się z tlenem ulegają one rozkładowi. Oczyszczony grunt po procesie desorpcji termicznej może być ponownie wykorzystany. Metoda ta jest skuteczna do

gruntu zanieczyszczonego związkami lotnymi, półlotnymi związkami chlorowanymi, niechlorowanymi związkami organicznymi, pestycydami, PCB, dioksynami, furanami oraz organicznymi cyjankami, metody tej nie stosuje się do usuwania metali ciężkich (tab. 6.13). W trakcie procesu desorpcji niektóre związki mogą powstawać lub przekształcać się w toksyczne produkty uboczne.



Rys. 6.10. Schemat procesu desorpcji termicznej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

Tab. 6.13. Zakres stosowania – desorpcja termiczna (Gworek i in., 2004).

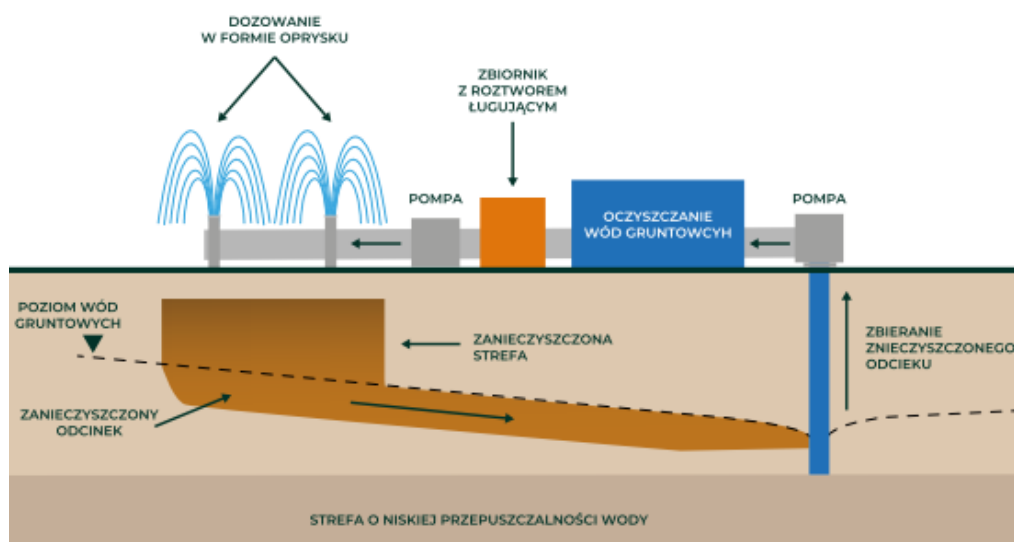
Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	+
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	+
	PCB	–
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	+
	Inne związki organiczne	+
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	–
	Lotne pierwiastki (Hg, As, Se)	–
	Radionuklidy	–
	Inne zanieczyszczenia	–
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, – - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.15. Ekstrakcja parowa

Proces fizykochemiczny polegający na odparowaniu do próżni niebezpiecznych związków i usuwaniu ich w strumieniu powietrza (Furdyn i Kawala, 1996). Uwane są różnorodne związki chemiczne po uprzednim oddzieleniu i unieszkodliwianiu w oddzielnym procesie (rys. 6.11). Zanieczyszczony grunt umieszczony w szczelnej komorze, do której jest podłączona próżnia ulega desorpcji i odparowaniu szkodliwych związków chemicznych. W skład procesu technologicznego wchodzi węzeł adsorpcji fizycznej ciekłej oraz katalityczne utlenianie. Zaletą metody jest łatwość wykonania procesu usuwania zanieczyszczeń z gruntu w fazie gazowej przed ich unieszkodliwianiem i nie wymaga zewnętrznego źródła ciepła. Negatywnie na proces wpływa duża zawartość materii organicznej, która hamuje proces odparowania związków organicznych. Technika nie pozwala na efektywne usuwanie nielotnych i półlotnych związków organicznych (tab. 6.14).

Tab. 6.14. Zakres stosowania–ekstrakcja parowa (Gworek i in, 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	–
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	+
	PCB	–
	Halogenowane węglowodory	+
	Związki ropopochodne *	+
	Inne związki organiczne	–
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	–
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	–
	Radionuklidy	–
	Inne zanieczyszczenia	–
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, – - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		



Rys. 6.11. Schemat procesu ekstrakcji parowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

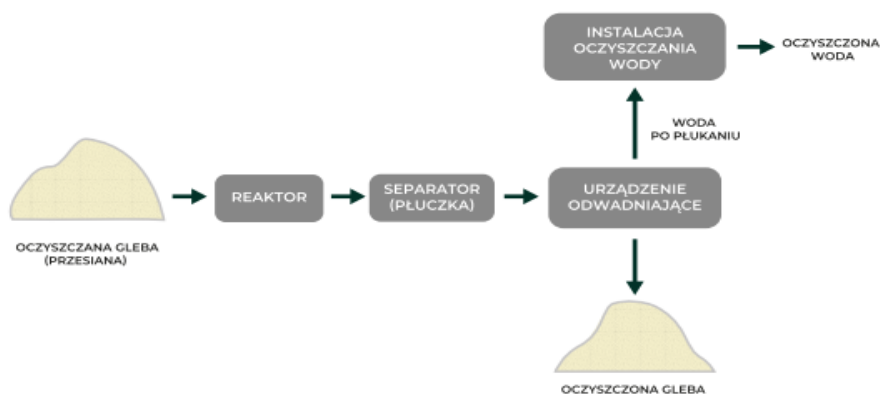
6.16. Dehalogenacija

Dechlorowanie redukcyjne (dehalogenacja) jest procesem, w którym związki haloorganoorganiczne (chloro-, bromo- oraz jodo-organiczne) ulegają degradacji. Do tych związków zaliczyć należy: PCB, pestycydy chloroorganiczne i bromoorganiczne związki opóźniające palenie. Proces dehalogenacji polega na katalitycznej dehalogenacji związków haloorganoorganicznych, czyli odłączeniu od cząsteczki atomów chloru, bromu i jodu. Wyróżnia się dwie metody dehalogenacji:

- glikolanowa – czynnikiem dehalogenującym jest glikol polietylenowy lub jego odpowiednia sól;
- katalizowana przez jony alkaliczne – z wykorzystaniem związków wapniowców, najczęściej wapnia lub magnezu.

Najczęściej proces dehaloganecji używa się do rozkładu związków PCE (tetrachloroeten) (tab. 6.15). W dehalogenacji chlorowane eteny są używane przez mikroorganizmy jako akceptory elektronów w procesie oddychania beztlenowego. Rozkład związków chloroorganicznych zachodzi w kilku etapach, podczas których PCE jest rozkładane do TCE (trichloroeten), następnie do dichloroetanu, w dalszej kolejności do chlorku winylu i etanu lub etenu (etylenu). Na poszczególnych etapach procesu atomy chloru w obecności donora elektronów i odpowiedniego katalizatora są zastępowane przez atomy wodoru. W wyniku wymiany atomów wydzielana się chlorowodor (HCl), który jest produktem ubocznym reakcji. Na skutek właściwości hydrofobowej cząsteczka TCE pozostaje silnie związana z metalem. Wiązanie to zapobiega desorpcji aż do całkowitego odchlorowania. Może desorbować kilka losowych cząsteczek chloroetenu, co prowadzi do zmniejszenia ilości DCE i VC. Obydwa

związki są toksyczne, jednak mogą przekształcać się w chlorowane acetyleny, a następnie mogą być zredukowane do mniej toksycznych etenów.



Rys. 6.12. Schemat procesu dehalogenacji (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

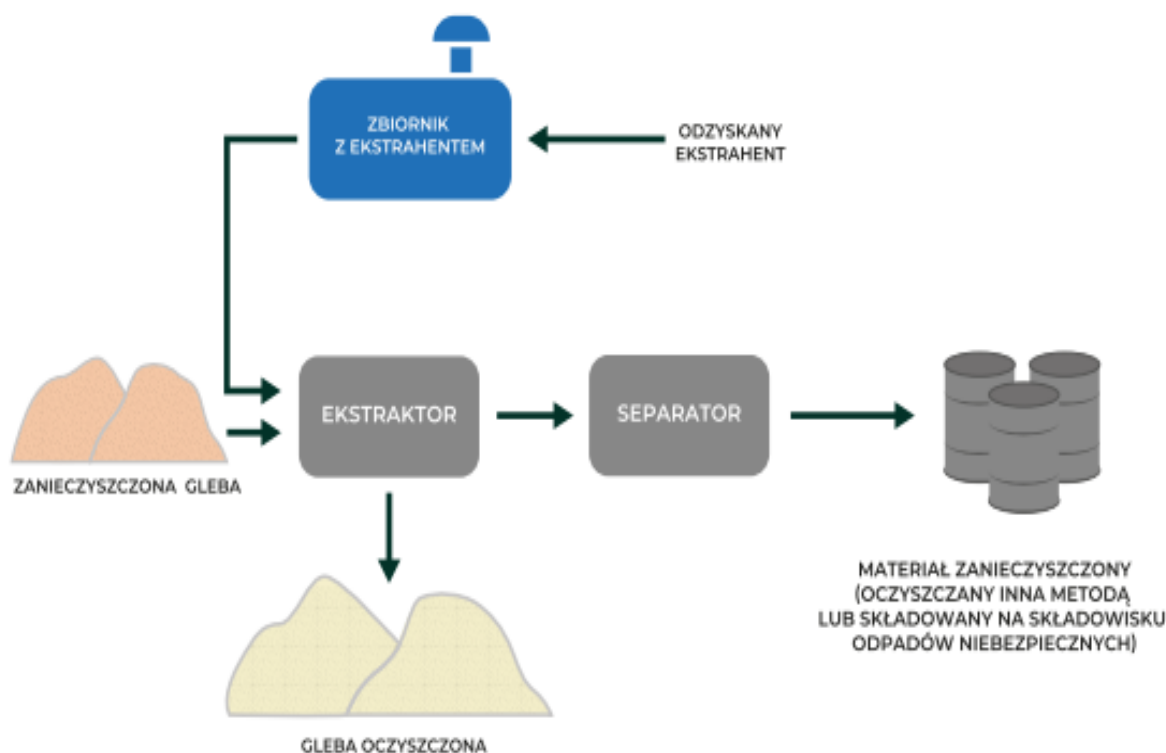
Tab. 6.15. Zakres stosowania-dehalogenacja (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	⊖
	Inne węglowodory alifatyczne	⊖
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	⊖
	WWA	⊖
	PCB	✓
	Halogenowane węglowodory	✓
	Związki ropopochodne *	⊖
	Inne związki organiczne	⊖
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	⊖
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	⊖
	Radionuklidy	⊖
	Inne zanieczyszczenia	⊖
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, ⊕ - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, ⊖ - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.17. Ekstrakcja rozpuszczalnikowa

Ekstrakcja rozpuszczalnikami jest efektywną metodą usuwania z gruntu zanieczyszczeń organicznych w tym półlotnych chlorowanych i niechlorowanych związków organicznych, PCB, pestycydów, WWA oraz związków ropopochodnych (tab. 6.16). Odnotowano mniejszą efektywność podczas usuwania dioksyn, furanów oraz cyjanków organicznych z skażonego gruntu. W metodzie tej ważny jest proces przygotowawczy gruntu do ekstrakcji rozpuszczalnikami. Na wstępny proces składa się wydobywanie, rozdrobnienie oraz separacja większych elementów gruntu (rys. 6.13). Następnie do gruntu dodaje się wodę lub rozpuszczalnik aby mieszaninę łatwo przetransportować do ekstraktora, w którym zapewnia się odpowiednią intensywność mieszania oraz czas kontaktu z rozpuszczalnikiem.

Rezultatem procesu jest rozpuszczenie zanieczyszczeń. Następuje rozdzielenie gruntu, wody i rozpuszczalnika wraz zanieczyszczeniami. Następnie w separatorze następuje rozdzielenie rozpuszczalnika od zanieczyszczeń pod wpływem zastosowanego ciśnienia lub temperatury. Rozdzielony rozpuszczalnik na nowo zatłacza się do eksykatora w celu ponownego użycia. Zanieczyszczona para powstająca w procesie jest poddawana oczyszczeniu przed odprowadzeniem jej do atmosfery.



Rys. 6.13. Schemat procesu ekstrakcji rozpuszczalnikowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013).

Tab. 6.16. Zakres stosowania-ekstarkcja rozpuszczalnikowa (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	✓
	Inne węglowodory alifatyczne	+
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	✓
	WWA	+
	PCB	+
	Halogenowane węglowodory	✓
	Związki ropopochodne *	+
	Inne związki organiczne	–
Związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	–
	Radionuklidy	–
	Inne zanieczyszczenia	–
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, + - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, – - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.18. Utlenianie/ redukcja

Rozkład związków niebezpiecznych występujących w gruncie może zachodzić na drodze przemian chemicznych. Efektem mineralizacji, reakcji chemicznych związków niebezpiecznych jest przekształcenie ich w formy mniej toksyczne. W metodzie tej stosuje się odczynniki takie jak ozon, nadtlenek wodoru, chlorany, tlenki chloru, nadmanganian potasu i inne czynniki utleniające lub redukujące, które wprowadza się do zanieczyszczonego gruntu. W przypadku procesu fotochemicznego czynnikiem dodatkowym jest promieniowanie ultrafioletowe. Metodę stosuje się do usuwania zarówno organicznych związków np. ropopochodnych, rozpuszczalników organicznych, pozostałości środków ochrony roślin, jak i do usuwania związków nieorganicznych np. jony metali ciężkich, a także do usuwania PCE, TCE, BTEX, WWA, fenoli, cyjanków (tab. 6.17). Metoda ta nie wymaga skomplikowanej instalacji, stosowana jest do szerokiego zakresu substancji zanieczyszczających

środowisko gruntowo-wodne, jest stosunkowo tania nawet przy wysokich stężeniach zanieczyszczeń. Podczas stosowania metody należy uważać na formy przejściowe produktów oraz zachować szczególną ostrożność podczas stosowania odczynników, które są silnie żrące oraz często wybuchowe.

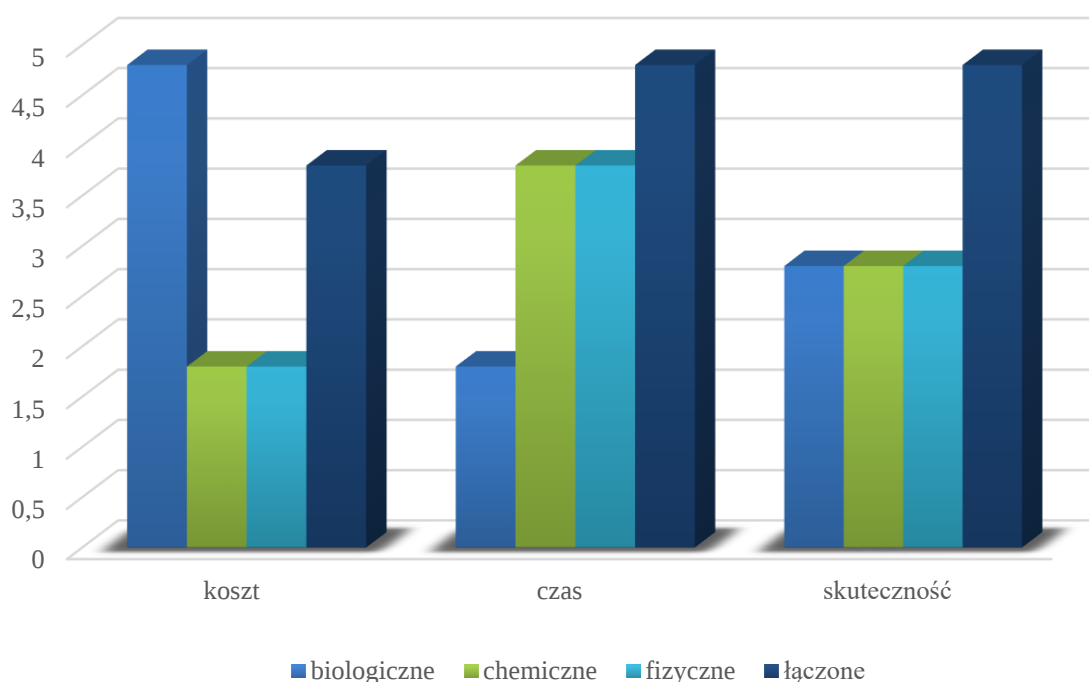
Tab. 6.17. Zakres stosowania – utlenianie i redukcja (Gworek i in., 2004).

Rodzaj substancji zanieczyszczającej		Zakres stosowania metody
Związki organiczne	Lotne węglowodory alifatyczne	⊕
	Inne węglowodory alifatyczne	⊕
	Lotne węglowodory aromatyczne (BTX)	⊕
	WWA	⊕
	PCB	⊕
	Halogenowane węglowodory	⊕
	Związki ropopochodne *	⊕
	Inne związki organiczne	⊕
związki nieorganiczne	Metale ciężkie	✓
	Lotne pierwiastki (Hg,As,Se)	✓
	Radionuklidy	✓
	Inne zanieczyszczenia	⊖
✓ - metoda odpowiednia do danego zanieczyszczenia, ⊕ - ograniczona możliwość zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, ⊖ - metoda niemożliwa do zastosowania w odniesieniu do danego zanieczyszczenia, *, „związki ropopochodne” obejmuje cięższe, trudniej parujące produkty destylacji ropy naftowej		

6.19. Podsumowanie

Wiele technik remediacji zostało rozwiniętych i zastosowanych przy usuwaniu zanieczyszczeń substancjami ropopochodnymi w gruncie rozpatrując obszar zarówno Polski jak i całego Świata z uwagi na powszechność występowania zanieczyszczeń w podłożu. Dobranie odpowiedniej metody jest istotne dla skutecznego oczyszczenia zanieczyszczonego gruntu i terenu, biorąc pod uwagę indywidualne podejście do każdego z analizowanych obiektów (Ruberto i in., 2020; Uloaku i in., 2022). W każdym przypadku należy oszacować ryzyko powstania ewentualnych produktów ubocznych (Mohammadi i in., 2020).

Przegląd badań dotyczących zastosowania metod remediacji gruntów wykazuje, że często stosowane są metody połączone, które charakteryzują się wysoką skutecznością przy usuwaniu substancji ropopochodnych (Dave i in., 2011; Sui i in., 2021). Do zalet stosowania takich technik należy przede wszystkim krótki czas oczyszczania, minimalny koszt remediacji i niewielki wpływ na środowisko. Za ekologiczne i ekonomiczne metody remediacji uznaje się techniki biologiczne (Gałązka, 2015). Metody chemiczne ocenia się jako najmniej skuteczne, nieprzyjazne środowisku, a także kosztowne. Ostatnia grupa, to metody fizyczne, które wykazują niską efektywność wynikającą głównie z wysokiego zużycia energii oraz konieczności dalszego oczyszczania gazów powstałych podczas remediacji. Dlatego połączenie kilku metod jest uznawane za najbardziej skuteczny sposób remediacji gruntów zanieczyszczonej substancjami ropopochodnymi.



Rys. 6.14. Analiza porównawcza metod remediacji.

Realizując projekty remediacyjne, zwykle spotykane są realizacje, gdzie zastosowano tylko pojedynczą metodę oczyszczania, i co ważne pomimo wielu zalet, praktycznie wszystkie metody mają one ograniczenia, takie jak: wysokie koszty remediacji, zależność od warunków gruntowych, długi czas oczyszczania i negatywny wpływ na środowisko. Ponadto, niektóre metody wykazują wysoką skuteczność oczyszczania w przypadku toksycznych i niskich stężeń zanieczyszczeń, ale wykazują niską skuteczność oczyszczania na dużych obszarach. Ograniczenia wynikające z zakresu stosowalności konkretnych technik można niwelować, łącząc dwie lub więcej metod remediacji na jednym terenie

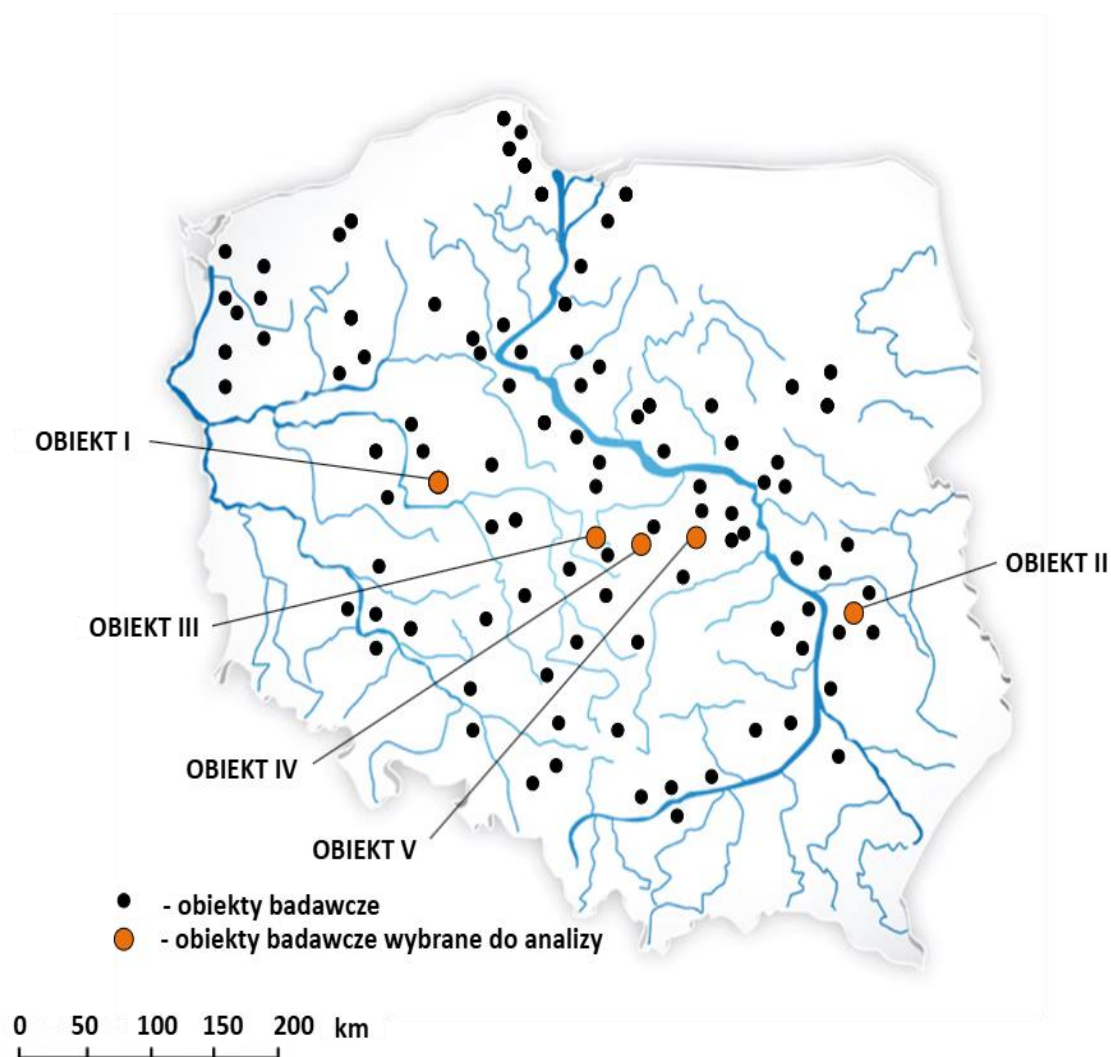
(Huang i in., 2000). W związku z tym wielu badaczy donosiło, że integrowanie dwóch lub więcej metod remediacji jest bardziej skuteczną metodą remediacji gruntu (Kim i in., 2010).

Metoda połączona jest narzędziem używanym do poprawy wydajności oczyszczania gruntów, łączy kilka metod remediacji, wykorzystuje ich zalety oraz niweluje ich ograniczenia. Z literatury, metody fizyczne są odpowiednie do usuwania wysokich stężeń i substancji toksycznych. Metoda chemiczna jest stosowana do usuwania wysokich stężeń substancji toksycznych i do neutralizowania źródła zanieczyszczenia, podczas gdy metoda biologiczna nadaje się do usuwania niskich stężeń zanieczyszczeń. Zazwyczaj metody fizyczne i chemiczne usuwają zanieczyszczenia z gruntów szybciej niż metoda biologiczna, zwłaszcza w przypadku wysokich stężeń zanieczyszczeń. Istnieje kilka opcji łączenia metod remediacji, a wybór optymalnych będzie zależał od rodzaju zanieczyszczenia i gruntu stężenia substancji i rozkładu zanieczyszczenia. Metody fizyczne i chemiczne mogą być łączone w celu oczyszczenia wysokich stężeń i substancji toksycznych (Reddy i in., 2006). Metoda biologiczna jest zazwyczaj stosowana jako etap końcowy w połączonej remediacji i może być używana po fizycznej lub chemicznej remediacji, zwłaszcza gdy stężenie zanieczyszczeń zostało już zmniejszone (Zhou i Hua, 2005). Pięć z badanych prac dotyczących połączonej remediacji omawianych w tym badaniu integrowało metody biologiczne w ich łańcuchu przetwarzania, ponieważ ich wzmocnienie jest często odpowiednim podejściem w remediacji gruntu w celu przywrócenia flory i fauny gruntowej.

7. Charakterystyka i porównanie obiektów badawczych

7.1. Wprowadzenie

W niniejszej rozprawie podjęto zadanie analizy szerokiego spektrum obiektów badawczych, której celem było uzyskanie głębszego zrozumienia i wyodrębnienie istotnych wzorców oraz tendencji remediacyjnych. Łącznie w badaniu uwzględniono sto obiektów, co pozwoliło na uzyskanie reprezentatywnego obrazu badanego zjawiska na przykładzie wybranych reprezentatywnych lokalizacji. Kluczowym elementem tej części pracy jest wybranie ze 100 wybranych pięciu obiektów (rys. 7.1), które zostały wyselekcjonowane w oparciu o opracowane i szczegółowe kryteria autorskie.



Rys. 7.1. Lokalizacja wybranych obiektów badawczych na mapie Polski.

Wybór ten miał na celu, nie tylko pogłębienie zrozumienia konkretnych przypadków, ale także umożliwienie dokładniejszego przeanalizowania skomplikowanych aspektów, które mogą być obecne w szerzej rozumianym kontekście całej grupy badawczej. W tym rozdziale przedstawiono metodykę doboru pięciu obiektów, wskazując na ich ważność i znaczenie w kontekście całościowej analizy remediacyjnej. Zostaną tu również omówione kryteria, które przyjęto do wyboru tych obiektów, oraz sposób, w jaki zostały one zaimplikowane, aby zapewnić obiektywność i wiarygodność procesu selekcji. Następnie skupiono się na szczegółowej analizie każdego z pięciu wybranych obiektów, prezentując wyniki badań oraz wnioski, które z nich wynikają. Ta część rozprawy stanowi podstawę dla głębszego zrozumienia całego badanego zjawiska, a także pozwala na wyciągnięcie szerszych konkluzji mających znaczenie w kontekście całej pracy i opracowanie algorytmu postępowania przy podejmowaniu działań remediacyjnych.

7.2. Metodyka i zakres badań

W ramach niniejszej rozprawy przeprowadzono analizę 100 obiektów badawczych, których zestawienie stanowi załącznik nr 1. Spośród tych obiektów, szczegółowej analizie poddano 5 z nich, wybierając je na podstawie ustalonych kryteriów. Kryteria selekcji obejmowały (tab. 7.1):

- Rodzaj substancji, identyfikacja i klasyfikacja substancji zanieczyszczających grunt, co jest ważne dla oceny skali zanieczyszczenia i potencjalnych metod jego remediacji.
- Głębokość występowania zanieczyszczenia - istotne dla określenia stopnia trudności remediacji i wyboru najbardziej efektywnych technik.
- Metoda remediacji - wybór metod stosowanych podczas remediacji na danym terenie, co pozwala ocenić ich efektywność i możliwości zastosowania w podobnych warunkach.
- Czas występowania zanieczyszczenia – ocena uwarunkowań prawnych, długotrwałości problemu i jego wpływu na środowisko oraz efektywność dotychczasowych działań remediacyjnych.
- Rodzaj gruntu – do analizy, jak rodzaj gruntu wpływa na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń i efektywność poszczególnych metod remediacji.

Celem wybranych kryteriów było umożliwienie porównania, dzięki głębokiemu zrozumieniu specyfiki każdego z badanych przypadków zanieczyszczenia gruntu oraz rozważenie

możliwości adaptacji wyników na inne, podobnie zanieczyszczone obszary. Realizacja tego celu ma zasadnicze znaczenie dla opracowania skuteczniejszych i bardziej efektywnych, opartych na dowodach naukowych, metod remediacji.

Tab. 7.1. Charakterystyka zanieczyszczeń oraz warunków remediacyjnych na wybranych obiektach.

Lokalizacja		OBIEKT I	OBIEKT II	OBIEKT III	OBIEKT IV	OBIEKT V
Rodzaj substancji	WWA	⊖	⊕	⊕	⊖	⊖
	BTEX	⊖	⊖	⊕	⊖	⊖
	C ₆ -C ₁₂	⊕	⊕	⊕	⊖	⊕
	C ₁₂ -C ₃₅	⊕	⊕	⊕	⊕	⊕
	metale	⊖	⊖	⊖	⊖	⊖
	niemetale	⊖	⊖	⊖	⊖	⊖
Głębokość występowania zanieczyszczenia	do 0,25 m	⊖	⊕	⊖	⊕	⊕
	poniżej 0,25 m	⊕	⊕	⊕	⊖	⊕
Metoda remediacji	ex situ	⊖	⊖	⊖	⊖	⊕
	in situ	⊖	⊕	⊕	⊕	⊕
	on situ	⊕	⊖	⊖	⊖	⊕
Powstanie zanieczyszczenia	do 30 IV 2007 r.	⊕	⊕	⊕	⊕	⊕
	po 30 IV 2007 r.	⊖	⊖	⊖	⊖	⊖
Rodzaj gruntu	spoiste	⊖	⊖	⊖	⊖	⊕
	niespoiste	⊕	⊕	⊕	⊕	⊕

7.3. Charakterystyka obiektu nr I

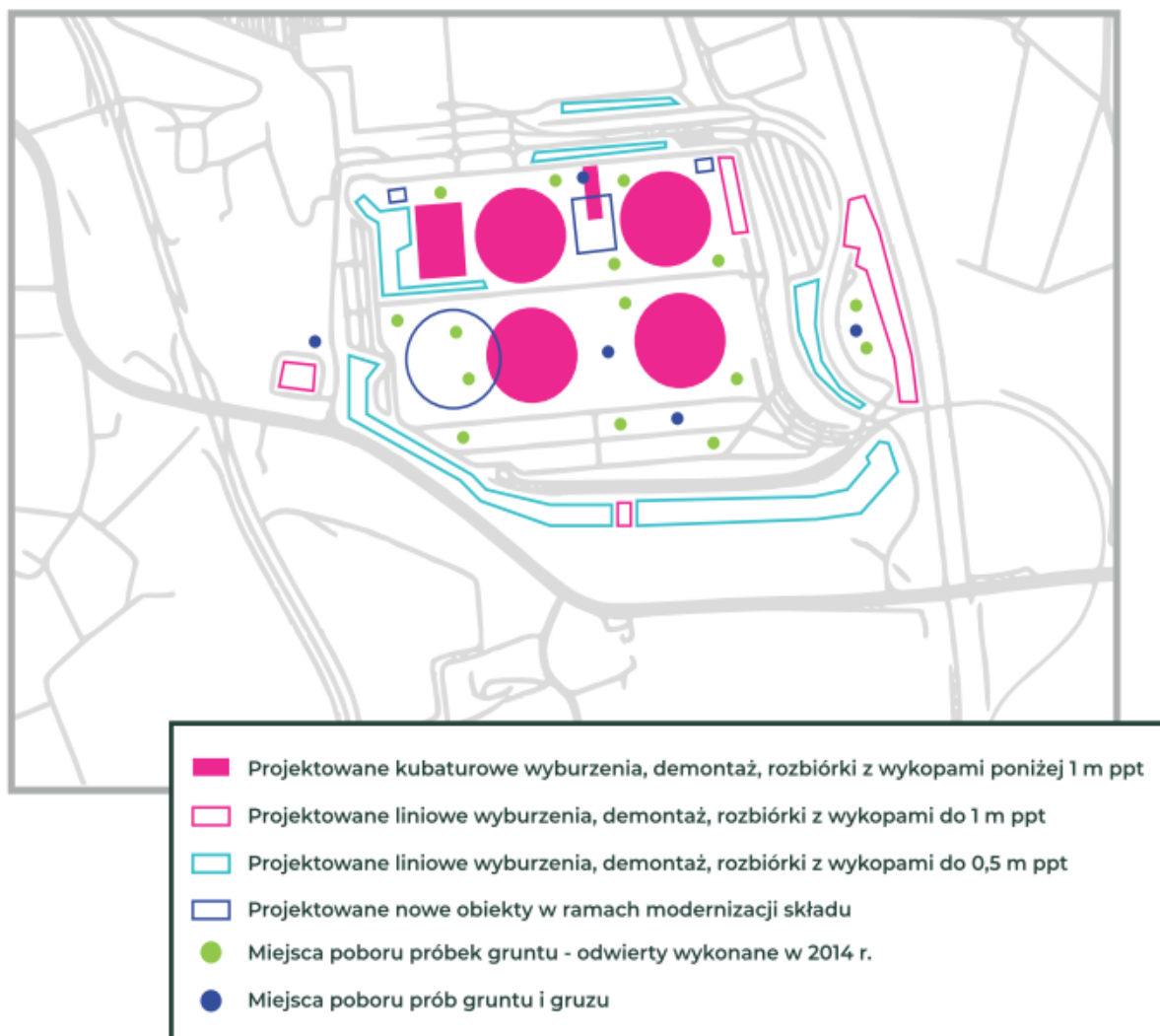
- **Lokalizacja terenu**

Obszar objęty badaniami znajduje się w województwie wielkopolskim, będącym jednym z większych i gospodarczo rozwiniętych regionów Polski. Dzięki rozwiniętej infrastrukturze przemysłowej region ten narażony jest na zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi, co stanowi idealne środowisko do prowadzenia badań dotyczących remediacji.

- **Historia terenu, źródło występowania zanieczyszczeń**

Jest to teren o funkcji militarnej, który przez lata był wykorzystywany pod różnego rodzaju działalność związaną z obronnością kraju. Działalność ta miała wpływ na stan

środowiska naturalnego, co wynika z historycznego użycia i magazynowania substancji mogących stanowić zagrożenie ekologiczne. Jak pokazano na załączonej grafice (rys. 7.2), planowane prace obejmowały działania w zakresie rozbiórek oraz wykopów, które miały na celu usunięcie skażonego gruntu i infrastruktury, która mogła być źródłem zanieczyszczeń.



Rys. 7.2. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr I.

- **Substancje występujące w podłożu**

Zanieczyszczenia ropopochodne, zidentyfikowane w wyniku badań laboratoryjnych próbek gruntu, obejmowały szeroki zakres węglowodorów. Analizy wykazały wielokrotne przekroczenia norm dopuszczalnych wartości, co było alarmującym sygnałem dotyczącym stanu środowiska w tym regionie. Substancje, które zostały zidentyfikowane:

- Σ węglowodorów z zakresu (C_6 - C_{12}),
- Σ węglowodorów z zakresu (C_{12} - C_{35}).

• Budowa geologiczna i warunki geotechniczne

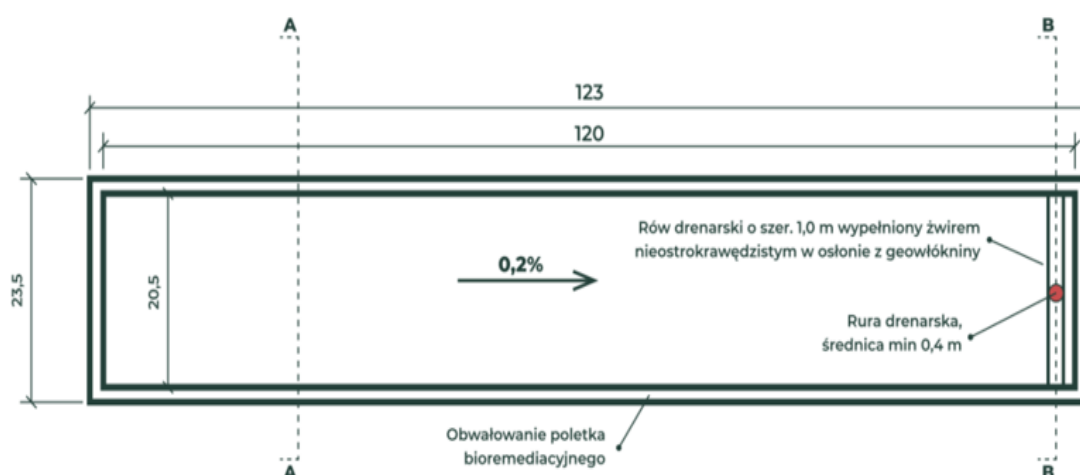
Struktura geologiczna omawianego regionu jest wynikiem długotrwałych procesów geologicznych, gdzie w wyniku erozji i wietrzenia powstała spłaszczona powierzchnia osadów kenozoiku. Na wschodniej części obszaru badań, dzięki odwiertom studziennym, stwierdzono występowanie osadów górnej kredy na głębokości około 30 m n.p.m., które są przykryte przez osady oligocenu i miocenu, głównie piaski przewarstwione mułwcami z wkładkami węgla brunatnego. Podczas zlodowaceń środkowopolskich i północnopolskich w regionie ukształtowane zostały liczne osady glacialne. Gliny zwałowe, które osiągają miąższość do około 40 m, oraz piaski i żwiry wodnolodowcowe, które pokrywają analizowany teren, świadczą o intensywnej aktywności lodowcowej w przeszłości. Te warstwy stanowią znaczący element hydrogeologiczny, gdyż mogą wpływać na migrację zanieczyszczeń i dystrybucję wód podziemnych. Hydrogeologia regionu jest zróżnicowana, ze względu na występowanie wielu poziomów wodonośnych, które zostały zidentyfikowane w utworach górnej kredy, trzeciorzędu i czwartorzędu. Kredowy poziom wodonośny, zawierający dobrze izolowaną i czystą wodę zdatną do picia, jest eksploatowany z głębokości 82 m w studni wierzonej w okolicy terenu badań. Warstwa izolacyjna, o miąższości około 40 m, chroni te wody przed zanieczyszczeniami z powierzchni. Na załączonym rysunku 7.3 przedstawiono szczegóły litologiczne podłoża w sąsiedztwie terenu, na którym wykonywane były prace remedacyjne. Do głębokości 10 m występują różne rodzaje piasków, w tym piasek drobny i zapyłony, a także piasek różnoziarnisty zawierający żwir.

OD	DO	OPIS	CHRONOSTRATYGRAFIA
0,00	0,20	gleba	czwartorzęd
0,20	1,50	piasek drobny, zapyłony, jasnobrązowy	czwartorzęd
1,50	4,00	piasek drobny z przewarstwieniem żwirów, jasnobrązowy	czwartorzęd
4,00	5,00	piasek drobny z przewarstwieniem żwirów, jasnobrązowy	czwartorzęd
5,00	10,00	piasek średni ze żwirem	czwartorzęd

Rys. 7.3. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl).

• Dobranie techniki remedacji

W ramach prowadzenia prac remedacyjnych zastosowano metodę *on site*. Proces ten obejmował wydobycie zanieczyszczonego gruntu, jego transport i deponowanie na specjalnie przygotowanych w pobliżu poletkach bioremediacyjnych (rys. 7.4).



Rys. 7.4. Przemy bioremediacyjna – rzut z góry.

➤ Poletka bioremediacyjna

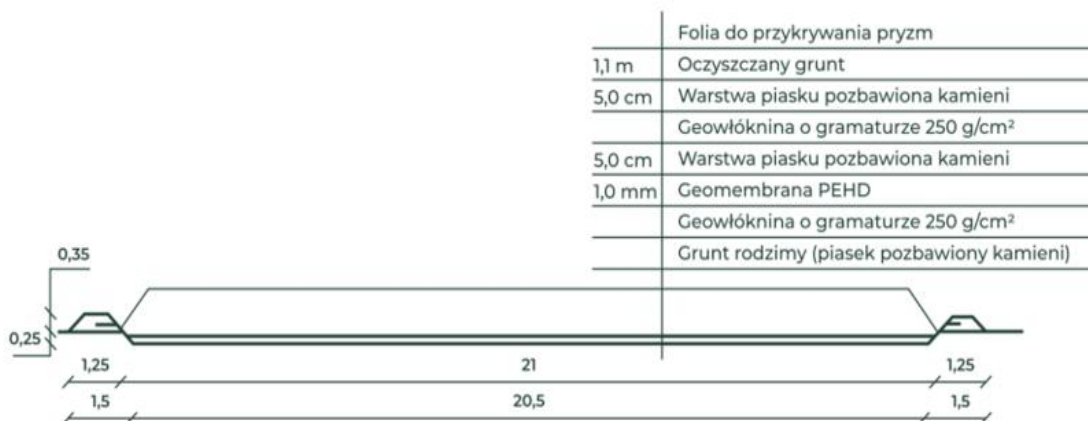
- Wymiary poletka: 4,0 x 115,0 m,
- Uszczelnienie: folia HDPE i maty bentonitowe zapobiegające migracji zanieczyszczeń,
- Strukturalne zabezpieczenia: boczne obwałowania i podłoże uszczelniające dla stabilności i zabezpieczenia przed migracją zanieczyszczeń,
- Systemy drenażowe: kontrola nad odprowadzaniem odcieków, celem wypompowywania ewentualnych odcieków w najniższym punkcie poletka zaprojektowano poprzeczny ciąg drenażowy z rur perforowanych PCV $\varnothing$ 100 mm.

Przekroje A-A i B-B (rys. 7.5 i 7.6) przedstawiają szczegóły konstrukcyjne i warstwową strukturę poletka.

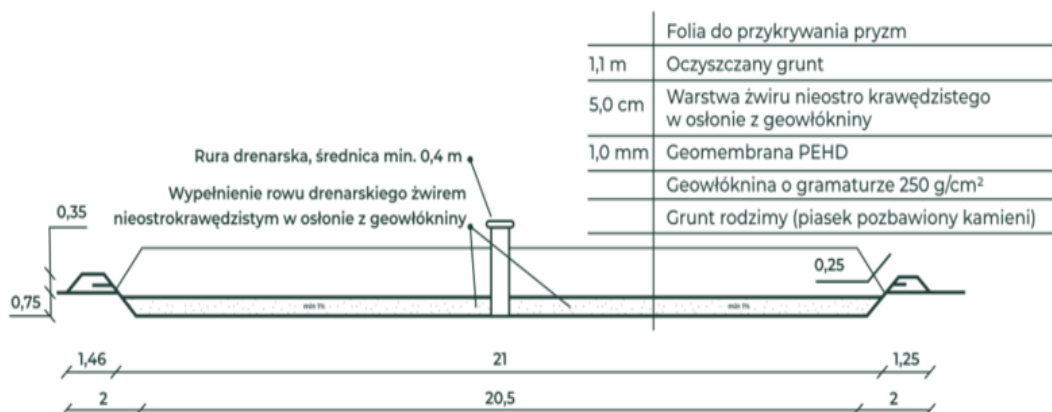
➤ Proces bioremediacji

- Usypanie gruntu: przemy o wysokości 0,5 – 1,0 m,
- Zraszanie: roztwór mikroorganizmów rozkładających węglowodory, wzbogacony związkami azotu i fosforu,
- Wilgotność: utrzymywana na poziomie 10-20%,
- Częstotliwość aplikacji: zależna od stopnia zanieczyszczenia,
- Temperatura: proces efektywny przy temp. $> +15^{\circ}\text{C}$, możliwy przy temp. $> +5^{\circ}\text{C}$, ale mniej efektywny,
- Natlenianie: mechaniczne przerzucanie gruntu,

- Namnażanie mikroorganizmów, bioreaktor: specjalnie przygotowany bioreaktor wg. ściśle określonej procedury hodowli bakterii,
- Ilość gruntu do remediacji, szacunkowa ilość: 7 600 m³,
- Czas prowadzenia prac: 12 miesięcy.



Rys. 7.5. Przekrój przez pryzmę bioremediacyjną – A-A.



Rys. 7.6. Przekrój przez pryzmę bioremediacyjną – B-B.

W celu przeprowadzenia procesu bioremediacji, grunt był usypywany w formie pryzm o wysokości od 0,5 do 1,0 m. Na rys. 7.7 przedstawiono proces przygotowania podłoża, który obejmuje wyrównanie i stabilizację powierzchni oraz instalację drenażu, co zapewnia odpowiednie warunki dla procesów biologicznych. Na rys. 7.8 przedstawiono etap formowania pryzmy bioremediacyjnej, w której grunt jest odpowiednio układany i profilowany, w celu stworzenia optymalnego środowiska dla mikroorganizmów rozkładających zanieczyszczenia.



Rys. 7.7. Przygotowanie podłoża pod pryzmę bioremediacyjną.



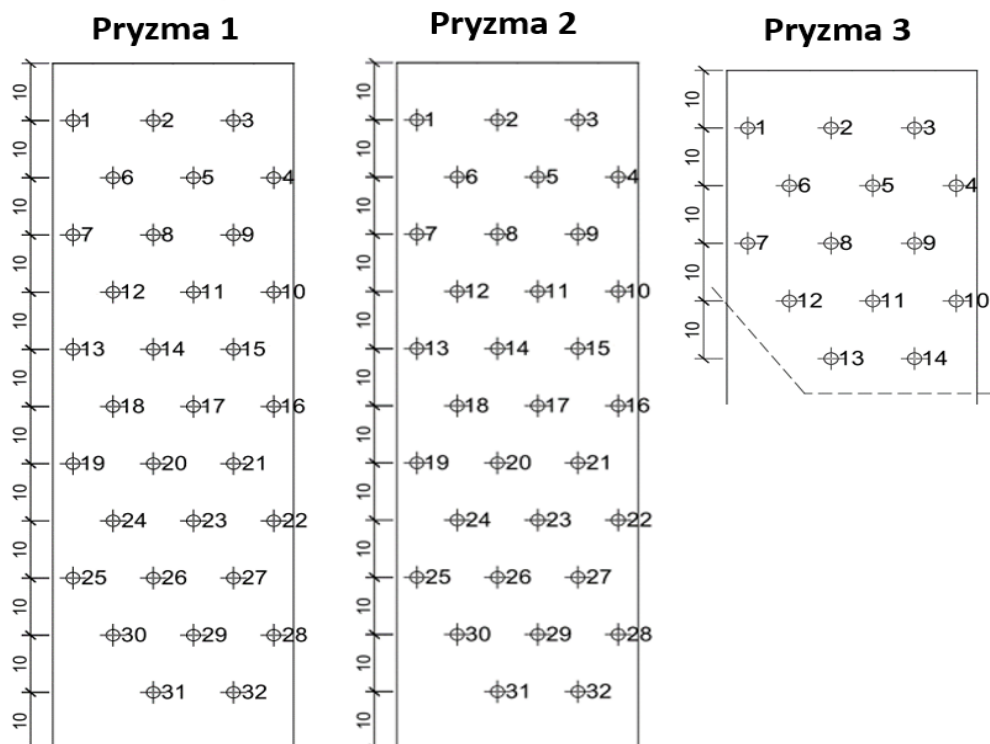
Rys. 7.8. Formowanie pryzmy bioremediacyjnej.

- **Przebieg procesu, analiza wyników badań**
 - **Badania stanu 0**, to wstępne badania przed rozpoczęciem prac remediacyjnych. Ich celem jest ocena poziomu zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie. Zestawienie badań stanowi załącznik nr. 2. W tabeli 7.2 wybrano najwyższe stężenia odnotowanie na terenie prac remediacyjnych.

Tab. 7.2. Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy IV (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s).

Substancja	Stężenie [mg/kg s.m.]	Dopuszczane stężenie dla gruntów grupy IV [mg/kg s.m.] dla gł. >0,25 m p.p.t. wodoprzepuszczalności 1×10^{-7} m/s
suma węglowodorów frakcji benzyn (frakcje C ₆ -C ₁₂)	34 100	50
	6 419	50
	5 400	50
suma węglowodorów frakcji olejów (frakcje C ₁₂ -C ₃₅)	5 260	1 000
	4 509	1 000
	2 880	1 000

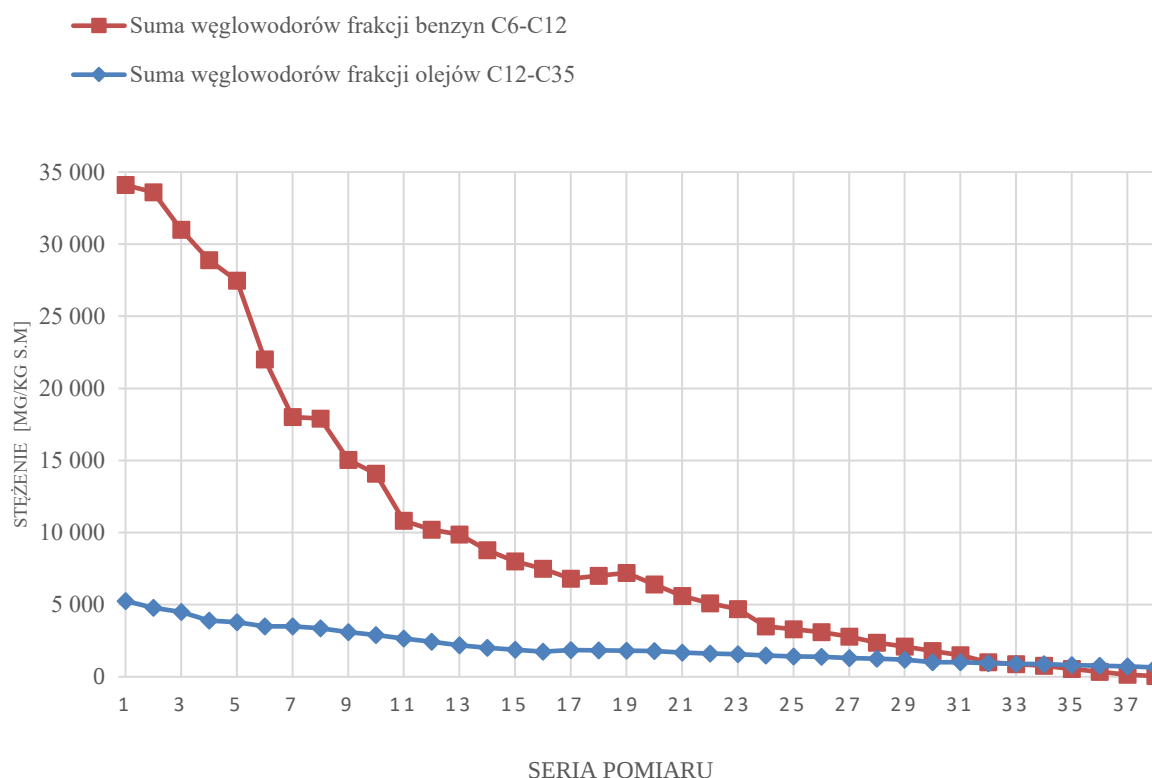
- Badania kontrolne prowadzono podczas prac remediacyjnych w celu monitorowania postępu procesu. Prace obejmowały regularne pobieranie próbek gruntu z pryzm bioremediacyjnych celem pomiaru zmian stanu zanieczyszczenia oraz monitorowania efektywności zastosowanych metod remediacji. Celem było określenie średniego stężenia substancji zanieczyszczających występujących w materiale remediowanym na pryzmach bioremediacyjnych. Na schemacie (rys. 7.9) pokazano pryzmy bioremediacyjne z siatką punktów do pobierania próbek, oznaczonych strzałkami wskazującymi lokalizację próbkowania.



Rys. 7.9. Schemat lokalizacji wykonywania pomiarów monitoringowych na pryzmach bioremediacyjnych.

Na wykresach przedstawiono zmiany stężenia benzyn i olejów podczas procesu remediacji dla pryzmy nr 1. Wykresy te są podzielone na trzy części:

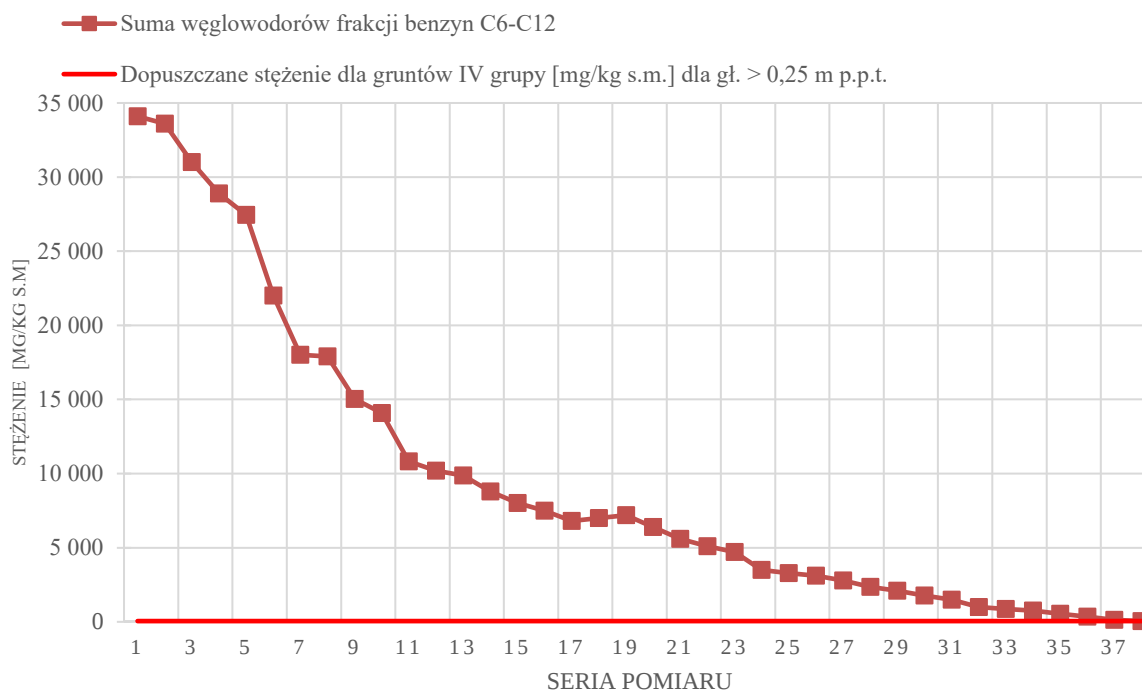
- **Pierwszy wykres** (rys. 7.10) przedstawia jednocześnie stężenie benzyn (kolor pomarańczowy) oraz olejów (kolor niebieski), co pozwala na bezpośrednie porównanie ich spadku w czasie.



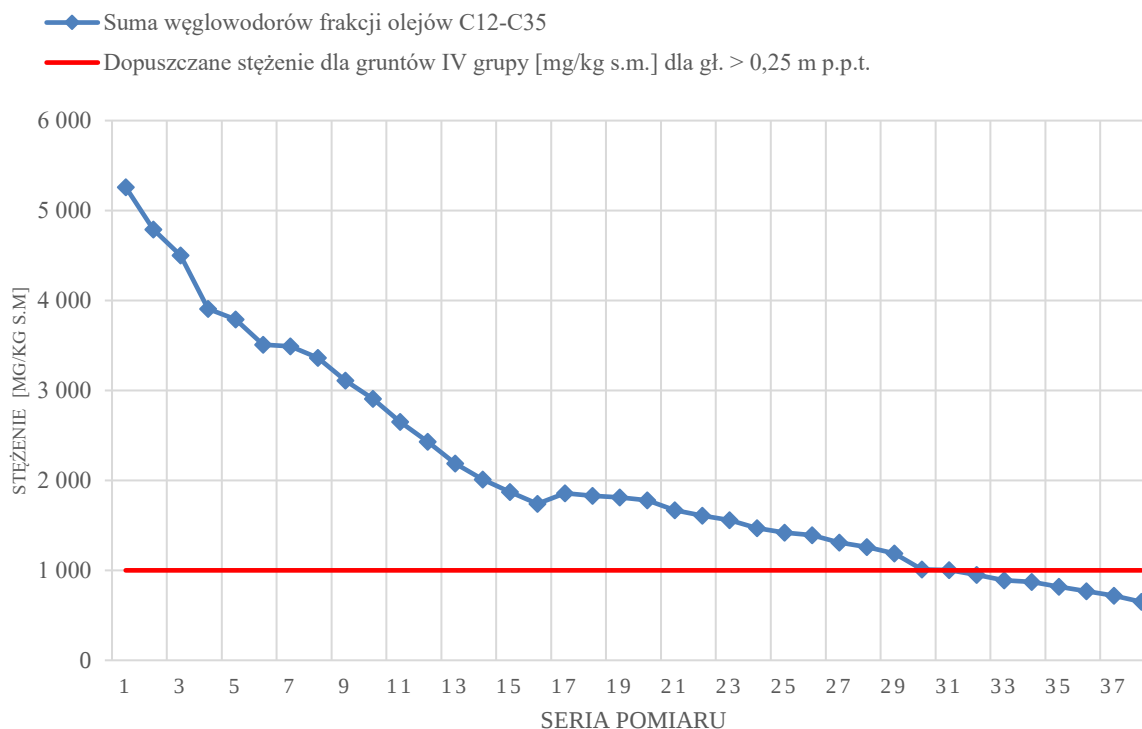
Rys. 7.10. Zmiana stężenia benzyn i olejów w czasie w pryzmie nr 1.

- **Drugi wykres** (rys. 7.11) skupia się wyłącznie na stężeniu benzyn z zaznaczonym limitem dopuszczalnym (czerwona linia), który wynosi 50 mg/kg. Początkowe stężenie benzyn wynosiło około 7 000 mg/kg, co znacznie przekraczało dopuszczalny limit 50 mg/kg. W trakcie kolejnych serii pomiarów widoczny jest stopniowy i wyraźny spadek stężenia benzyn. Ostatecznie, w 38. serii pomiarów, stężenie benzyn spadło poniżej limitu, osiągając bezpieczny poziom poniżej 50 mg/kg. Proces remediacji dla benzyn można uznać za skuteczny, ponieważ docelowe stężenie zostało osiągnięte w relatywnie krótkim czasie.
- **Trzeci wykres**, (rys. 7.12) przedstawia stężenie olejów, również z zaznaczonym limitem, który wynosi 1 000 mg/kg. Początkowe stężenie olejów wynosiło około 5 500 mg/kg, również przekraczany był limit 1 000 mg/kg. Obserwowano stopniowy spadek stężenia olejów, choć już przebiegał on wolniej niż w przypadku benzyn.

W 32 serii pomiarów stężenie olejów osiągnęło limit 1 000 mg/kg, po czym oscylo-
wało wokół tej wartości, nieznacznie spadając poniżej normy. Proces remediacji dla
olejów także zakończył się powodzeniem, osiągając wymaganą normę, choć też re-
dukcja stężenia była wyraźnie wolniejsza.

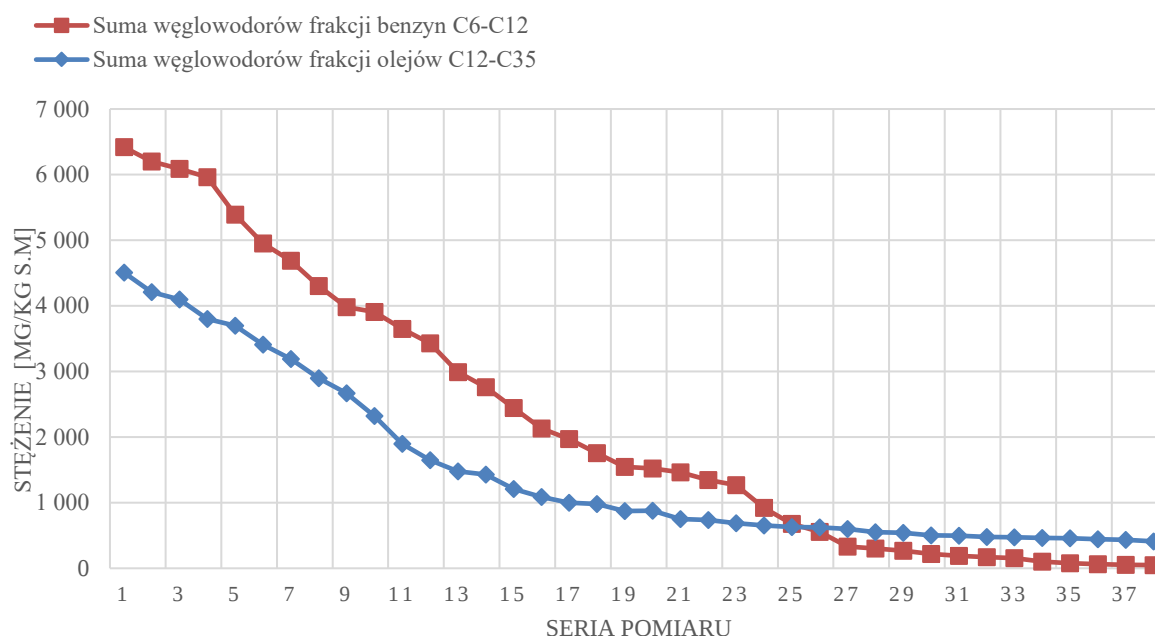


Rys. 7.11. Zmiana stężenia benzyn w czasie w przyźmie nr 1 z zaznaczonym limitem 50 mg/kg s.m.



Rys. 7.12. Zmiana stężenia olejów w czasie w przyźmie nr 1 z zaznaczonym limitem 1000 mg/kg s.m.

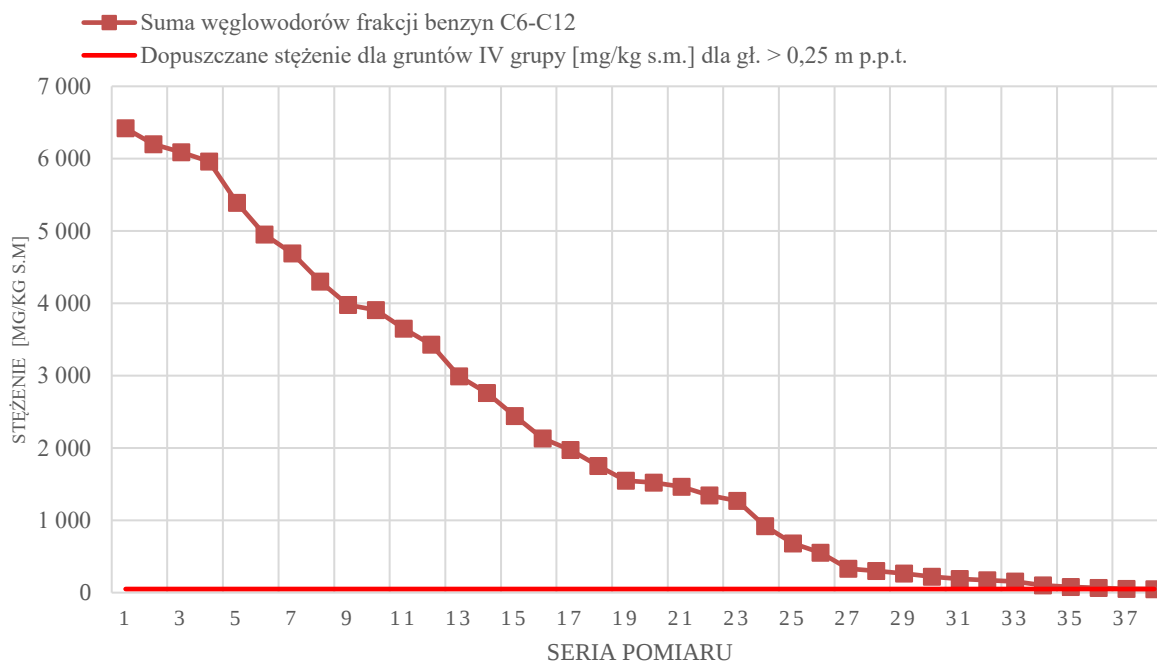
- **Na wykresach dla pryzmy nr 2 przedstawiono zmiany stężenia benzyn i olejów** w trakcie procesu remediacji, który monitorowano w 38 seriach pomiarowych (rys. 7.13). Poniżej przedstawiono szczegółową analizę uzyskanych wyników.



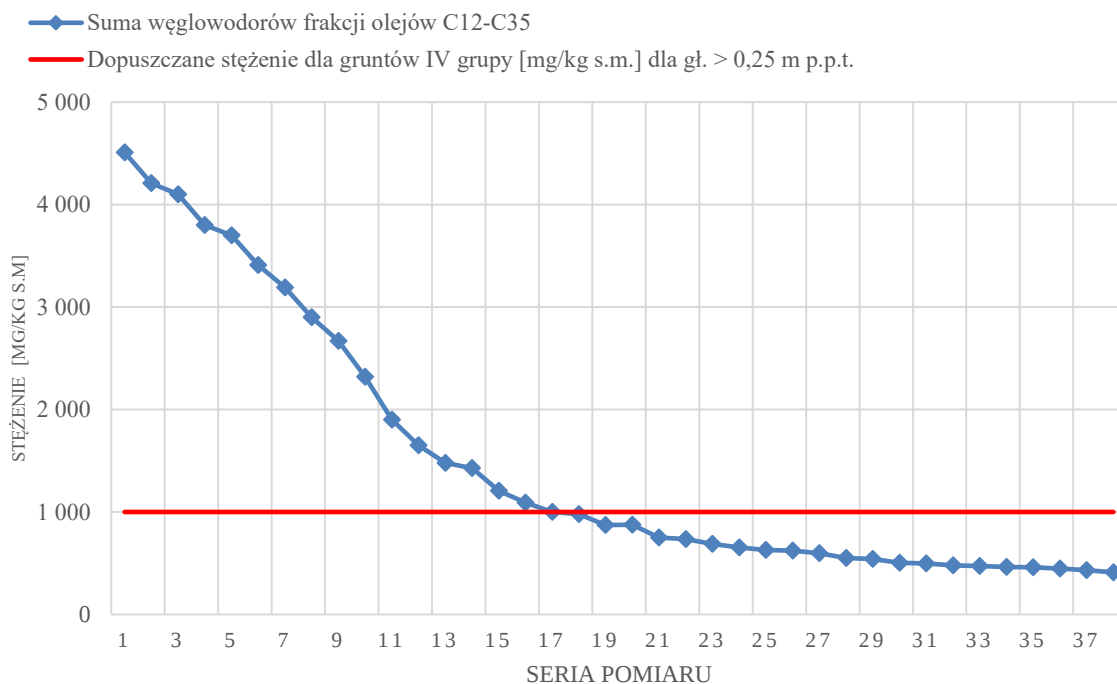
Rys. 7.13. Zmiana stężenia benzyn i olejów w czasie w pryzmie nr 2.

- **Analiza wyników dla benzyn** (rys. 7.14) dla których początkowe stężenie benzyn w pryzmie nr 2 wynosiło około 6 500 mg/kg s.m., co jest znacznie powyżej dopuszczalnego limitu wynoszącego 50 mg/kg. W miarę postępu remediacji, zauważalny był stopniowy spadek stężenia benzyn, chociaż w kilku punktach (około 21. i 22. seria pomiarów) wystąpiły niewielkie wahania w postaci czasowego wzrostu stężenia. Mogło to być wynikiem migracji zanieczyszczeń wewnątrz pryzmy lub zaburzeń związanych z procesem bioremediacji. W 37. serii pomiarów stężenie benzyn spadło poniżej granicy 50 mg/kg, osiągając wymagany poziom. W ostatnich seriach poziom benzyn utrzymał się poniżej limitu, co oznacza zakończenie procesu remediacji dla tej substancji z pozytywnym wynikiem. Proces remediacji benzyn był skuteczny, a ostateczny wynik pokazuje, że stężenie tej substancji zostało zredukowane do poziomu zgodnego z normą.
- **Analiza wyników dla olejów**, (rys.7.15) dla których początkowe stężenie olejów wynosiło około 4 500 mg/kg s.m., co znacznie przekraczało dopuszczalny limit wynoszący 1 000 mg/kg. W ciągu pierwszych kilku serii pomiarów stężenie olejów spadało powoli, ale po 7. serii pomiarów, nastąpił bardziej intensywny spadek. Możliwe, że proces bioremediacji zyskał na efektywności dzięki stabilizacji warunków

środowiskowych w przyźmie. W 23 serii pomiarów stężenie olejów osiągnęło poziom zbliżony do limitu 1 000 mg/kg i następnie zaczęło się stabilizować, pozostając poniżej normy od 24 serii pomiarów. Proces remediacji olejów był skuteczny, a ostateczne wyniki pokazują, że stężenie olejów spadło do poziomu zgodnego z przyjętymi normami.

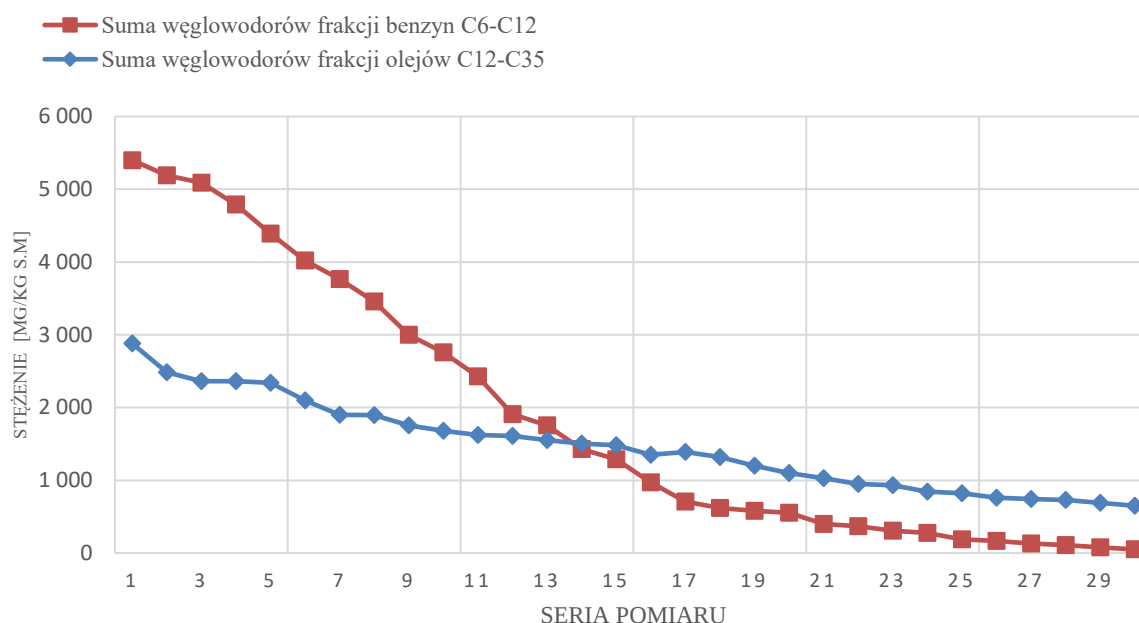


Rys. 7.14. Zmiana stężenia benzyn w czasie w przyźmie nr 2 z zaznaczonym limitem 50 mg/kg s.m.



Rys. 7.15. Zmiana stężenia olejów w czasie w przyźmie nr 3 z zaznaczonym limitem 1000 mg/kg s.m.

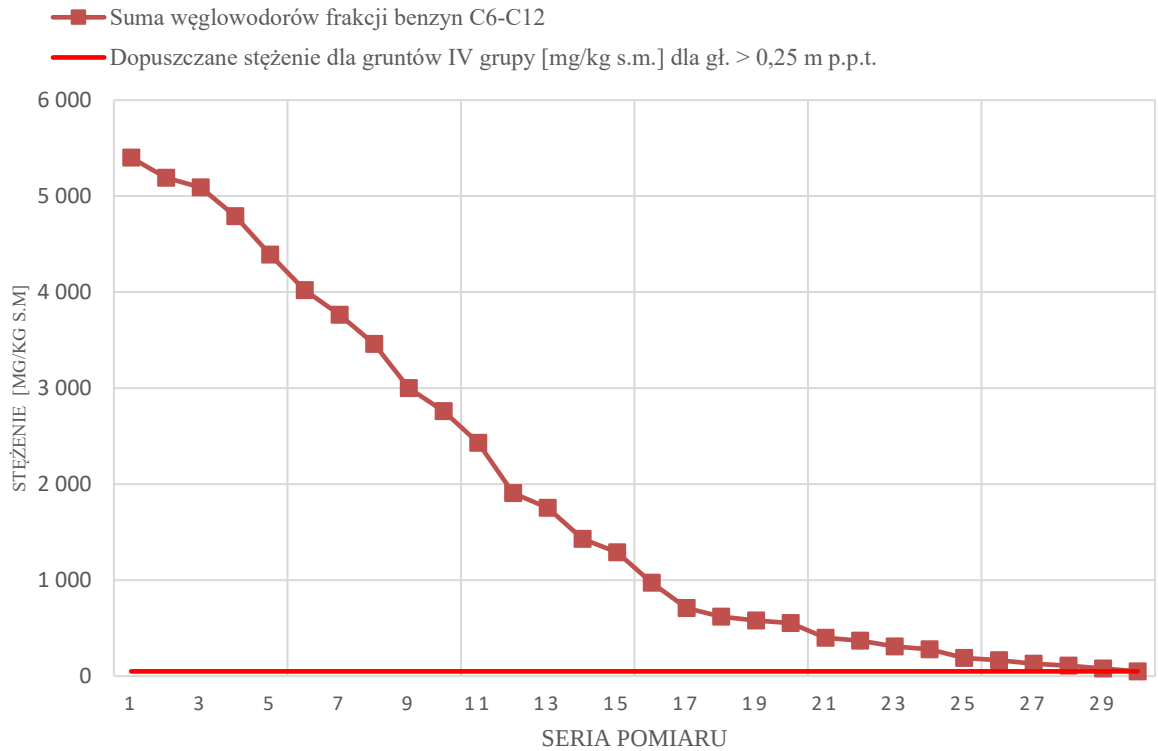
- **Wykresy przedstawiają zmiany stężenia benzyn i olejów w czasie dla pryzmy nr 3 (rys. 7.16).** Proces remediacji monitorowano w 30 seriach pomiarowych.



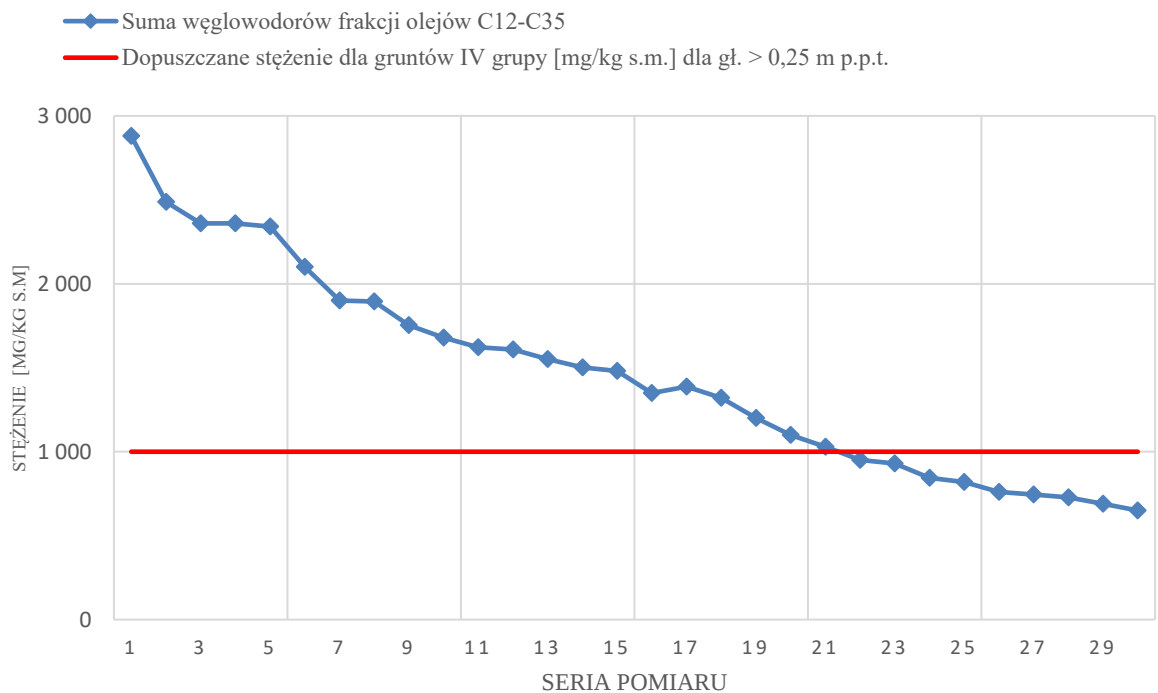
Rys. 7.16. Zmiana stężenia benzyn i olejów w czasie w pryzmie nr 3.

➤ **Analiza wyników dla benzyn**, (rys.7.17) dla których początkowe stężenie benzyn wynosiło około 5 400 mg/kg s.m., co znacząco przekraczało dopuszczalny limit 50 mg/kg. W kolejnych seriach pomiarów widać systematyczny spadek stężenia benzyn, co wskazuje na skuteczność procesu remediacji. Spadek jest wyraźny, chociaż zauważalne są niewielkie wahania. W 29 serii pomiarów stężenie benzyn spadło poniżej granicy 50 mg/kg i utrzymywało się na tym poziomie do końca procesu. Proces remediacji benzyn zakończył się sukcesem, osiągając dopuszczalny poziom stężenia przed zakończeniem zaplanowanej serii pomiarów.

➤ **Analiza wyników dla olejów** (rys.7.18), dla których początkowe stężenie olejów w pryzmie nr 3 wynosiło około 2 800 mg/kg s.m., co również przekraczało dopuszczalny limit wynoszący 1 000 mg/kg. W pierwszych seriach pomiarów stężenie olejów zmieniało się nierównomiernie, a przy 8. serii wystąpił wyraźny wzrost, prawdopodobnie związany z migracją zanieczyszczeń lub z uwolnieniem ich z głębszych warstw pryzmy. Od 18 serii pomiarów nastąpił bardziej wyraźny spadek, a stężenie olejów obniżyło się do wartości poniżej 1 000 mg/kg s.m. przy 17. serii pomiarów, po czym ustabilizowało się na poziomie spełniającym wymagania. Remediacja olejów była skuteczna, choć redukcja stężenia była mniej stabilna na początku procesu. Ostatecznie udało się osiągnąć wymagany poziom zgodny z normą, jednak w dłuższym okresie czasu.



Rys. 7.17. Zmiana stężenia benzyn w czasie w przyźmie nr 3 z zaznaczonym limitem 50 mg/kg s.m.



Rys. 7.18. Zmiana stężenia olejów w czasie w przyźmie nr 3 z zaznaczonym limitem 1 000 mg/kg s.m.

Proces remediacji na analizowanym obiekcie badawczym należy ocenić jako skuteczny, na co wskazuje redukcja stężeń węglowodorów ropopochodnych w kolejnych seriach pomiarowych. Ocena efektywności działań została dokonana na podstawie

zawartości frakcji benzyn (C_6 – C_{12}) oraz olejów (C_{12} – C_{35}). Obie analizowane frakcje zostały zredukowane do poziomów poniżej obowiązujących normatywnych wartości granicznych dla gruntów IV grupy, co świadczy o zgodności procesu z wymaganiami środowiskowymi. Różnice w dynamice obniżania stężeń poszczególnych frakcji odzwierciedlają ich zróżnicowane właściwości fizykochemiczne, jednak w obu przypadkach osiągnięto wartości końcowe umożliwiające dalsze, zgodne z planem inwestycyjnym, wykorzystanie terenu. W analizowanym przypadku zastosowano remediację *on situ* w technologii bioremediacji na pryzmach, co miało znaczenie dla uzyskania skuteczności procesu, umożliwiając efektywną eliminację znacznych przekroczeń dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń. Istotnym czynnikiem wpływającym na efektywność remediacji był charakter podłoża, załeganie gruntów niespoistych, charakteryzujących się przepuszczalnością oraz podatnością na proces oczyszczania. Proces remediacji zakończył się zakładanym efektem na wszystkich, trzech pryzmach, a stężenia frakcji benzyn i olejów zostały obniżone do poziomów zgodnych z obowiązującymi normami. Każda pryzma osiągnęła wymagane wartości stężeń dla obu frakcji przed zakończeniem 38. serii pomiarowej. W przypadku frakcji olejów odnotowano większe wahania stężeń na początkowym etapie procesu, szczególnie w pryzmach 2 i 3, co mogło wynikać z różnic w strukturze oczyszczanego materiału, gruntu oraz lokalnej migracji zanieczyszczeń.

7.4. Charakterystyka obiektu nr II

- **Lokalizacja terenu**

Przedmiotowy teren zlokalizowany jest w województwie lubelskim. Obszar badań został wybrany ze względu na występujące tam zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi, związane głównie z działalnością przemysłową i transportową, co czyni go odpowiednim miejscem do analizy efektywności procesów oczyszczania gruntów.

- **Historia terenu, źródło występowania zanieczyszczeń**

W latach 90. wskazany obszar badań (rys. 7.19) stanowił teren gdzie produkowano żelatynę, prowadzono liczne procesy technologiczne, które mogły przyczynić się do zanieczyszczenia terenu. Procesy te obejmowały m.in. zatężanie próżniowe, sterylizację w wysokiej temperaturze oraz inne metody termiczne, podczas których mogły powstawać WWA. Ponadto, zanieczyszczenie mogło pochodzić z transportu surowców i gotowych produktów, spalania odpadów oraz emisji spalin.



Rys. 7.19. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr II.

- **Substancje występujące w podłożu**

Zgodnie z uzyskanymi wynikami z badań wstępnych i szczegółowych, substancje niebezpieczne występujące w gruncie, które podlegają remediacji, obejmują:

- **Dla głębokości 0 do 0,25 m p.p.t.:**

- Σ węglowodorów z zakresu (C₆-C₁₂),
- Σ węglowodorów z zakresu (C₁₂ -C₃₅),
- Naftalen,
- Antracen,
- Chryzen,
- Benzo(a)antracen,
- Dibenzo(a,h)antracen,
- Benzo(a)piren,
- Benzo(b)fluoranten,
- Benzo(k)fluoranten,
- Benzo(ghi)perylen,
- Indeno(1,2,3-c,d)piren.

- **Dla głębokości poniżej 0,25 m p.p.t.:**

- Σ węglowodorów z zakresu (C₁₂ -C₃₅),
- Indeno(1,2,3-c,d)piren.

- **Budowa geologiczna i warunki geotechniczne**

Omawiany teren znajduje się na styku Nizin Środkowopolskich (zachodnia i północna część obszaru) i Wyżyny Lubelsko-Lwowskiej. Obszar ten należy do Mezoregionu Doliny Środkowej Wisły. Jest to teren miejski, zabudowany, który charakteryzuje się przekształceniami antropogenicznymi powierzchni ziemi. Geologicznie, utwory powierzchniowe na tym terenie stanowią niespoiste formacje, głównie w postaci nasypu niekontrolowanego oraz piasków. Głębsze warstwy, które przeważają w podłożu, składają się z piasków i żwirów, mad rzecznych, wapieni i otoczek (rys. 7.20). Najbliższy, głęboki otwór o głębokości 80,0 m p.p.t., obrazujący budowę geologiczną, został wykonany w odległości około 190,0 m od terenu. Z profili otworów załączonych do raportu z badań wstępnych wynika, że podłoże jest zbudowane przez warstwę nasypu niekontrolowanego oraz piasków (średnich i gliniastych). Otwory wykonano do głębokości 3,0 m p.p.t., przy czym do tej głębokości nie nawiercono zwierciadła wody podziemnej. W trakcie badań wstępnych ani uszczegóławiających nie nawiercono wody gruntowej. To sugeruje, że warunki wodno-gruntowe mogą być korzystne dla realizacji prac remediacyjnych, ponieważ brak wody gruntowej minimalizuje ryzyko migracji zanieczyszczeń oraz ich rozprzestrzenianie się na sąsiednie tereny.

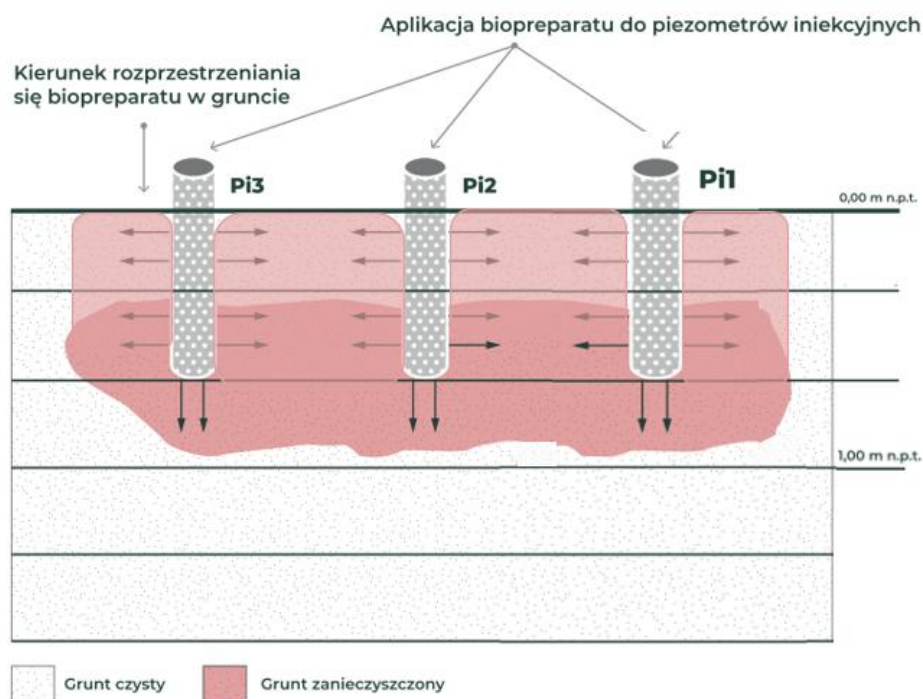
OD	DO	OPIS	CHRONOSTRATYGRAFIA
0,00	0,30	gleba	czwartorzęd
0,30	1,00	piasek średni, rdzawy	czwartorzęd
1,00	5,00	piasek średni, żółty	czwartorzęd
5,00	8,10	piasek średni żółty z przewarstwieniem żwirów	czwartorzęd
8,10	13,10	otoczki (wapienie i granity)	czwartorzęd
13,10	31,60	wapień marglisty, szary	kreda górna
31,60	31,90	piasek drobny, zapylony, jasnobrązowy	kreda górna
31,90	57,00	piasek średni, szary	kreda górna
57,00	57,80	piasek gruby, ściemnoszary	kreda górna
57,80	80,00	wapień szary	kreda górna

Rys. 7.20. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl).

- **Dobranie techniki remediacji**

W ramach metody in-situ przeprowadzono proces remediacji, który obejmował wyznaczenie obszarów zanieczyszczonych oraz cykliczne zraszanie ich mikroorganizmami w celu neutralizacji występujących zanieczyszczeń.

- Proces bioremediacji obejmował:
- Podawanie biopreparatu (rys. 7.21), biopreparat aplikowano przy użyciu pomp i systemu węży na obszary zanieczyszczone substancjami ropopochodnymi. Dopuszczalne było również wykorzystanie zraszaczy lub konewek.
 - Zraszanie powierzchniowe umożliwiało naturalną migrację pionową roztworu mikroorganizmów w głąb gruntu.
 - Roztwór mikroorganizmów, roztwór składał się z mikroorganizmów zdolnych do rozkładu węglowodorów, wzbogaconych związkami azotu i fosforu.
 - Wilgotność gruntu utrzymywana była na poziomie 10-20%.
 - Częstotliwość aplikacji roztworu, była uzależniona od stopnia zanieczyszczenia. Regularne zraszanie było ważne dla utrzymania odpowiednich warunków do aktywności mikroorganizmów.
 - Temperatura, proces bioremediacji był najbardziej efektywny przy temperaturze powyżej +15°C. Możliwy, choć mniej efektywny proces, był przy temperaturze powyżej +5°C.
 - Namnażanie mikroorganizmów, mikroorganizmy były namnażane w specjalnie przygotowanym bioreaktorze zgodnie z ściśle określoną procedurą hodowli.
 - Ilość gruntu do remediacji: szacunkowo 3 500 m³.
 - Czas prowadzenia prac: 4 miesiące.



Rys. 7.21. Aplikacja biopreparatu do piezometrów iniekcyjnych i kierunek migracji.

- **Przebieg procesu, analiza wyników badań**

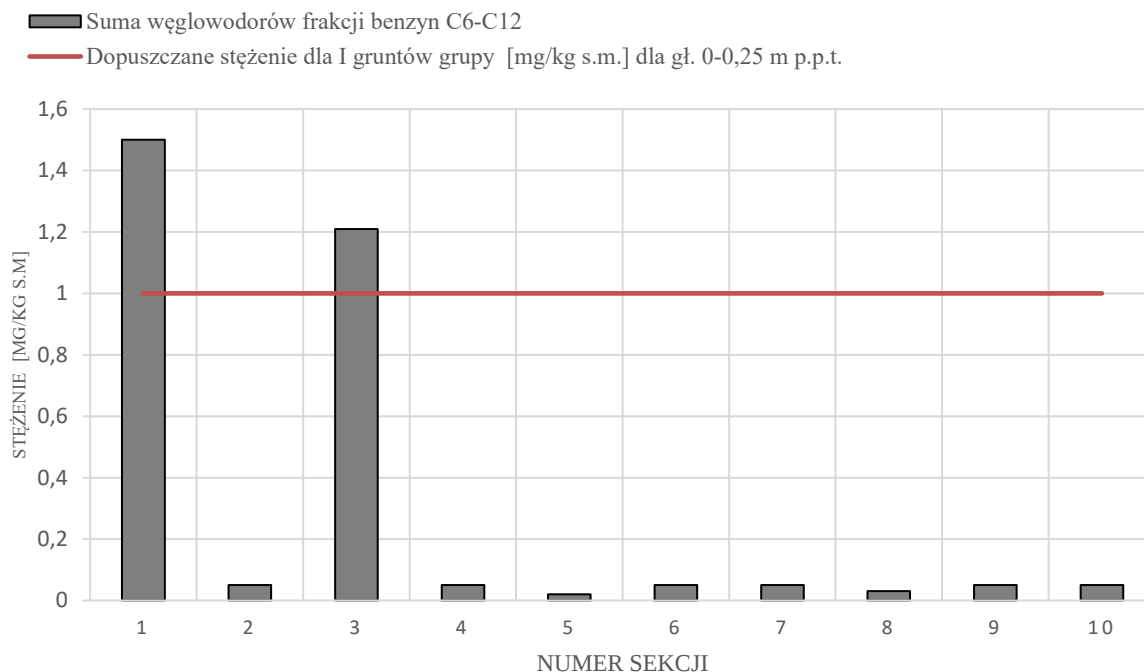
- **Badania stanu 0**, to wstępne badania przed rozpoczęciem prac remediacyjnych. Ich celem jest ocena poziomu zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie. Zestawienie badań stanowi załącznik nr 2. W tabeli 7.3 wskazano najwyższe stężenia odnotowane na terenie prac remediacyjnych. Zmiany stężenia w czasie zostały omówione dla sumy węglowodorów frakcji benzyn i sumy węglowodorów frakcji olejów.

Tab. 7.3. Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s).

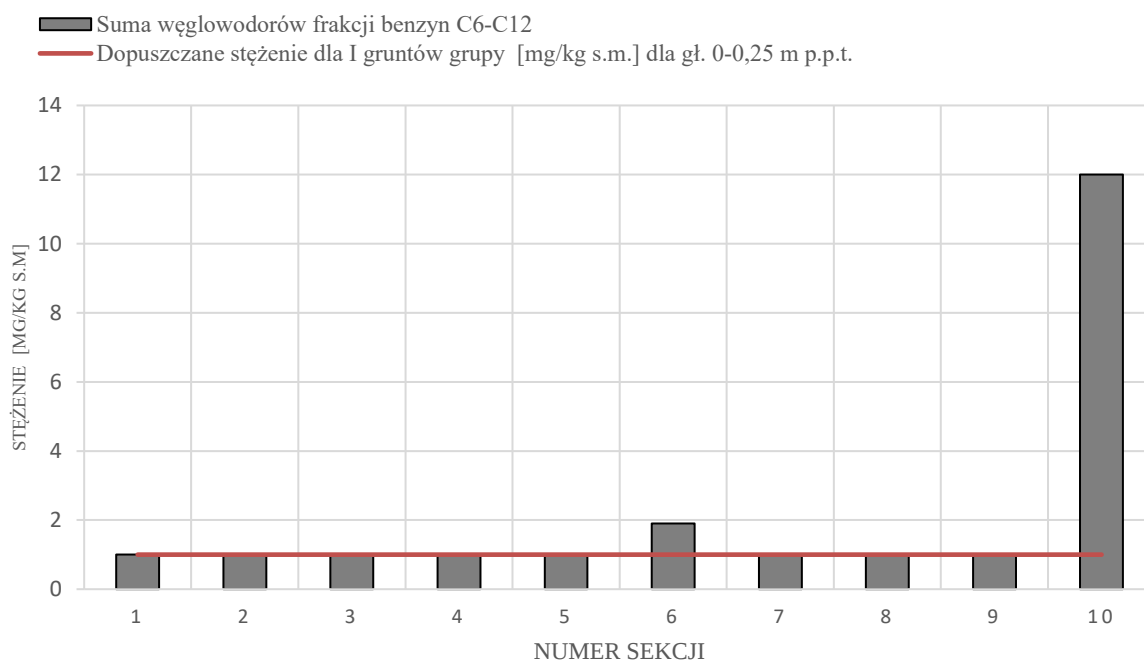
Substancja	Stężenie [mg/kg s.m.]	Dopuszczane stężenie dla gruntów grupy I [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.
Naftalen	0,28	0,1
Antracen	0,42	0,2
Chryzen	0,74	0,2
Benzo(a)antracen	7,5	0,1
Dibenzo(a,h)antracen	2	0,1
Benzo(a)piren	2,4	0,1
Benzo(b)fluoranten	0,71	0,1
Benzo(k)fluoranten	0,92	0,1
Benzo(ghi)perylene	4,9	0,2
Indeno(1,2,3-c,d)piren	7,9	0,2
suma węglowodorów frakcji benzyn (frakcje C ₆ -C ₁₂)	1	1
suma węglowodorów frakcji olejów (frakcje C ₁₂ -C ₃₅)	130	30
Substancja		Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. >0,25 m p.p.t. przy wodoprzepuszczalności 1×10^{-7} m/s
suma węglowodorów frakcji benzyn (frakcje C ₆ -C ₁₂)	34	50
suma węglowodorów frakcji olejów (frakcje C ₁₂ -C ₃₅)	2 500	1 000
Indeno(1,2,3-c,d)piren	5,9	5

- **Analiza sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂**, stężenie przekracza dopuszczalną normę (1 mg/kg s.m.) w sekcjach 1 i 3, co sugeruje lokalne źródła zanieczyszczenia w tych miejscach (rys. 7.22). Inne sekcje wykazują stężenia bliskie zeru, co oznacza brak szerokiego rozprzestrzenienia tych zanieczyszczeń w gruncie.

Wielokrotne przekroczenie normy w sekcji 10, gdzie stężenie osiąga prawie 12 mg/kg s.m., co jest znaczącym odchyleniem od normy. Sugeruje to możliwość nagromadzenia się zanieczyszczeń, które mogą pochodzić z intensywnego źródła emisji w tej okolicy. Inne sekcje wykazują stężenia w normie lub nieznacznie poniżej (rys. 7.23).



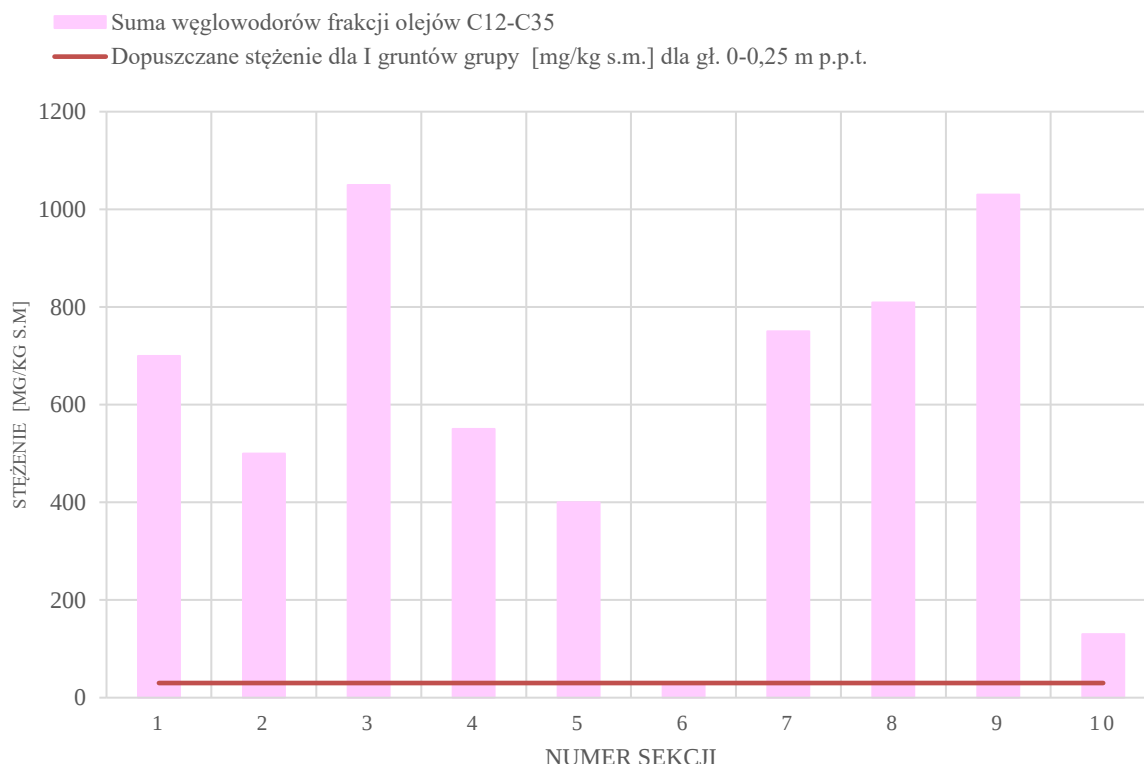
Rys. 7.22. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.



Rys. 7.23. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.

W kolejnych czterech pomiarach wartości w sekcjach 1–9 pozostawały stabilne i mieściły się w granicach normy. Sekcja 10 wykazująca przekroczenie dopuszczalnych norm została oczyszczona do wartości spełniając postawione limity w postaci wartości poniżej 10 mg/kg s.m.

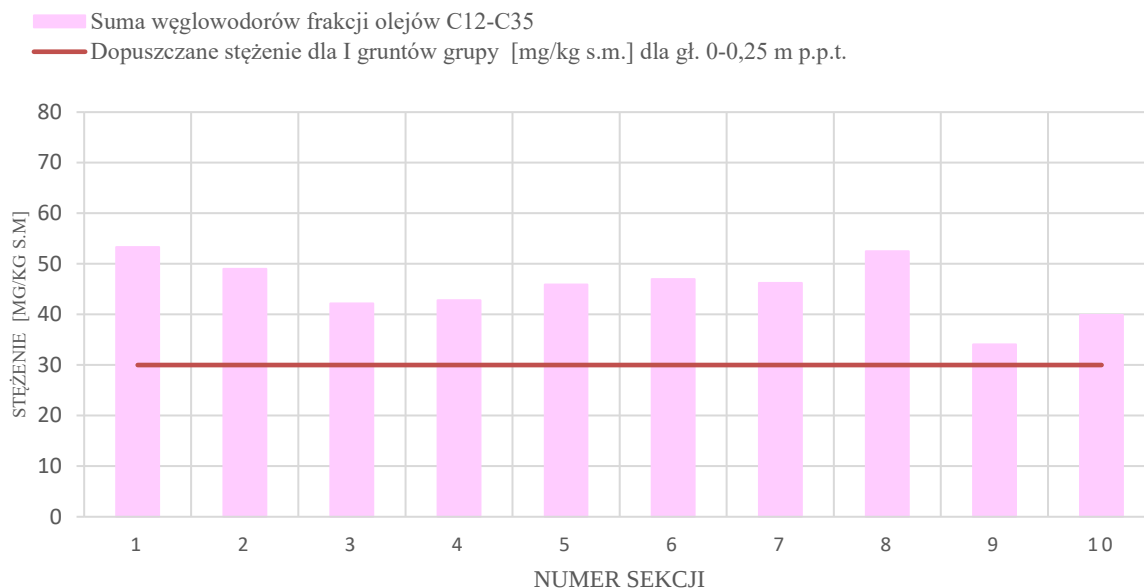
- **Analiza sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅**, w pierwszym pomiarze (rys. 7.24) w sekcjach 1, 2, 3 oraz 10 stężenie węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ znacznie przekracza dopuszczalne wartości dla danej grupy gruntów, które zostały oznaczone na wykresie poziomą linią pomarańczową. Wartości te wynoszą w niektórych przypadkach ponad 60 mg/kg s.m., a w sekcji 10 osiągają wielkość powyżej 120 mg/kg s.m., co sugeruje znaczące zanieczyszczenie węglowodorami na tym etapie.



Rys. 7.24. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.

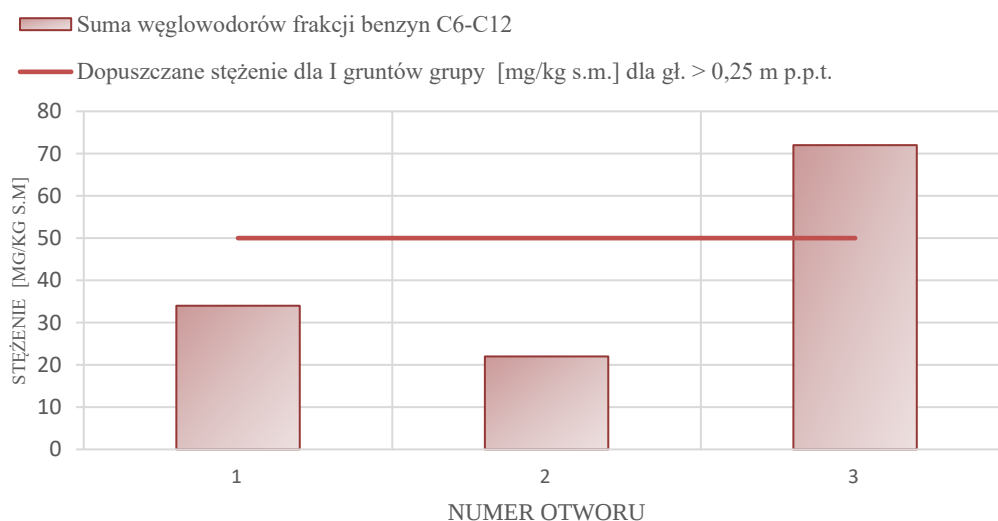
Kolejne pomiary (rys. 7.25) wskazują na wyraźny spadek stężenia węglowodorów w poszczególnych sekcjach. Stężenia były bardziej zbliżone do linii dopuszczalnych wartości, a różnice między sekcjami są już mniej wyraźne.

W pomiarach 3, 4 i 5 wszystkie sekcje wykazywały już podobne, obniżone stężenia, oscylujące wokół dopuszczalnych wartości lub minimalnie je przekraczające (załącznik nr 2). Wyniki po pomiarze 3 wskazują na dalszą stabilizację stężeń, gdzie wartości we wszystkich sekcjach są bardzo zbliżone i niewiele odbiegają od dopuszczalnego poziomu. Oznacza to, że proces oczyszczania lub naturalnej redukcji zanieczyszczeń jest skuteczny, a stężenie węglowodorów w gruncie zostało znacząco zredukowane.



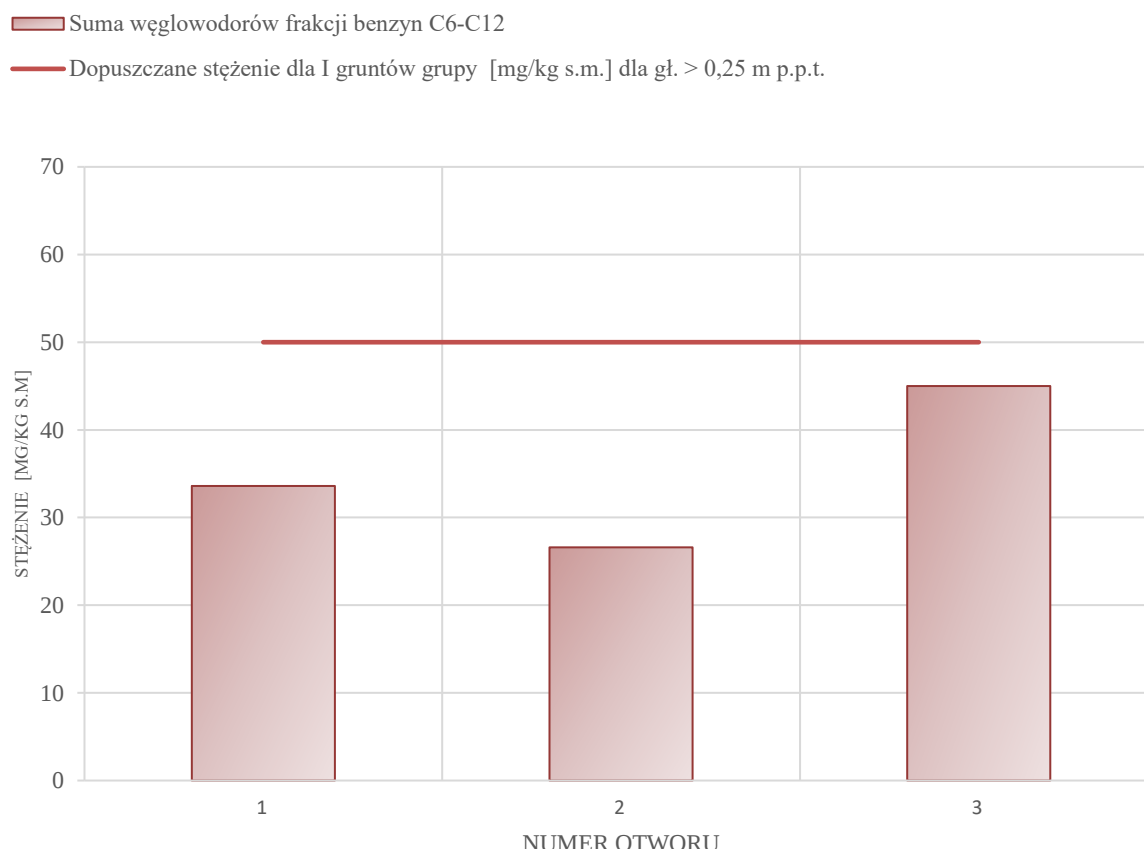
Rys. 7.25. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.

- **Analiza sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂, pomiar „0” w trzech otworach** (rys.7.26). Stężenie w otworze nr 1 wynosiło około 30 mg/kg s.m., co jest poniżej dopuszczalnego limitu przedstawionego na wykresie wynoszącego 50 mg/kg s.m. Wielkość ta jest na bezpiecznym poziomie, jednak dalszy monitoring jest zalecany, aby upewnić się, że stężenie nie wzrośnie. W otworze nr 2 stężenie wynosiło około 25 mg/kg s.m., co również jest poniżej dopuszczalnego limitu. Stężenie w punkcie nr 3 wynosiło około 60 mg/kg s.m., co wyraźnie przekraczało dopuszczalną wielkość.



Rys. 7.26. Początkowy pomiar stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości >0,25 m p.p.t.

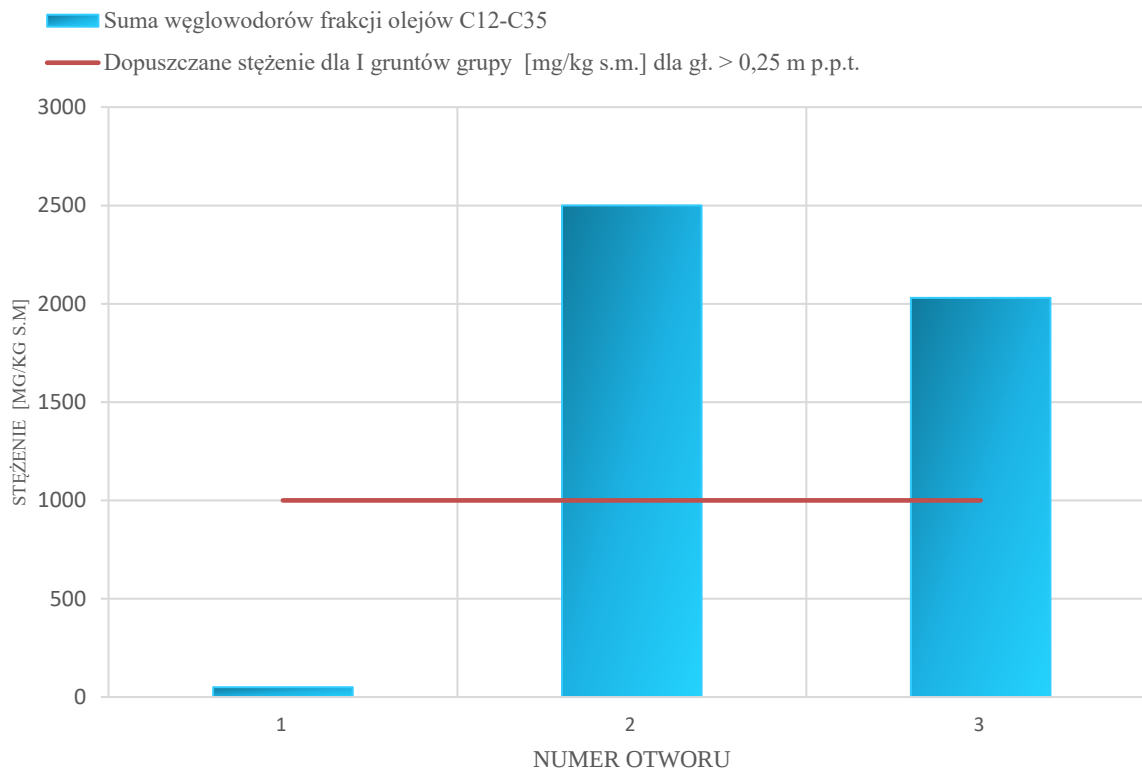
Analiza wyników pomiaru 1 dla sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ (rys.7.27), w otworze nr 1 stężenie wynosiło około 35 mg/kg s.m., co jest poniżej dopuszczalnego limitu wynoszącego 50 mg/kg s.m. W otworze nr 2 stężenie wynosiło około 30 mg/kg s.m., co jest również poniżej dopuszczalnego poziomu. Stężenie w otworze nr 3 wynosiło około 45 mg/kg s.m., co jest znacznie poniżej dopuszczalnej wartości.



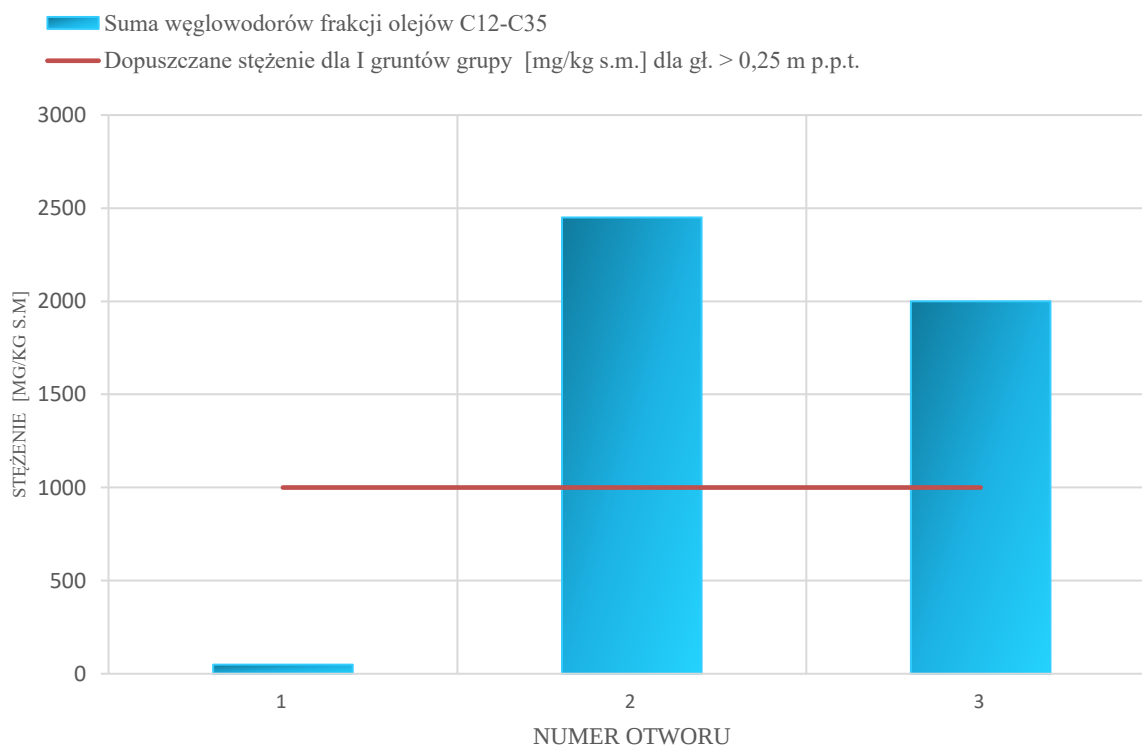
Rys. 7.27. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości >0,25 m p.p.t.

- **Analiza sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅**, rys. (7.28) najwyższe stężenie sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ odnotowano w otworze nr 2, wynosiło około 2 500 mg/kg s.m., co znacząco przekracza dopuszczalne stężenie wynoszące 1 000 mg/kg s.m. W otworze nr 3 stężenie wynosiło około 2 000 mg/kg s.m. Najniższe stężenie odnotowano w otworze nr 1, wynoszące poniżej 50 mg/kg s.m., co wskazuje na brak zanieczyszczenia w tej lokalizacji.

Analiza wyników pomiaru 1, rys. (7.29) Najwyższe stężenie sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ odnotowano w otworze nr 2, wynoszące około 2 500 mg/kg s.m. W otworze nr 3 stężenie wynosiło około 2 000 mg/kg s.m. Najniższe stężenie odnotowano w otworze nr 1, wynoszące poniżej 50 mg/kg s.m.



Rys. 7.28. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości >0,25 m p.p.t.



Rys. 7.29. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości >0,25 m p.p.t.

Proces bioremediacji przeprowadzony na obiekcie badawczym nr II, obejmujący zraszanie warstwy przypowierzchniowej oraz iniekcję biopreparatów do warstw głębszych, zakończył się zadawalającym rezultatem, prowadząc do redukcji stężeń węglowodorów ropopochodnych do poziomów zgodnych z obowiązującymi normami dla gruntów grupy I. Skuteczność zastosowanej metody była zróżnicowana w zależności od głębokości zanieczyszczeń i budowy geotechnicznej podłoża. Warstwa przypowierzchniowa, poddana procesowi zraszania, została oczyszczona w stosunkowo krótkim czasie, co wynikało z jej jednorodnej budowy geotechnicznej oraz mniejszego stopnia skomplikowania procesu w tej strefie. Homogeniczność gruntów niespoistych w tej warstwie sprzyjała równomiernemu rozprzestrzenianiu się biopreparatu i efektywnemu dotarciu do zanieczyszczeń, a także zapewniała odpowiedni dostęp tlenu, co warunkowało skuteczne przebieganie procesów biodegradacyjnych, szczególnie w odniesieniu do frakcji benzyn (C_6 – C_{12}). Pomimo początkowych przekroczeń, również frakcja olejów (C_{12} – C_{35}) została ostatecznie zredukowana do poziomu zgodnego z obowiązującymi standardami. W warstwach głębszych, poniżej 0,25 m, gdzie zastosowano technologię iniekcji biopreparatu, skuteczność remediacji uwarunkowana od budowy geotechnicznej podłoża. Występująca niejednorodna struktura wpływała na zmienną migrację zarówno substancji zanieczyszczających, jak i biopreparatu, a także modyfikowała lokalne warunki dostępu tlenu, co w sposób istotny determinowało efektywność biodegradacji. Mimo tych utrudnień, końcowe stężenia zarówno frakcji benzynowej, jak i olejowej zostały obniżone do poziomów dopuszczalnych, co potwierdza skuteczność przyjętego podejścia technologicznego. Remediacja warstw głębszych charakteryzowała się dłuższym czasem trwania i wymagała intensywniejszego monitoringu, jednak dzięki odpowiedniemu dostosowaniu parametrów iniekcji oraz wykorzystaniu właściwości gruntów niespoistych, możliwe było skuteczne oczyszczenie również tej strefy.

Ostatecznie, przeprowadzony proces bioremediacji doprowadził do przywrócenia jakości środowiska gruntowego do poziomu zgodnego z normami, a zastosowane metody okazały się efektywne w warunkach panujących na obiekcie. Różnice w czasie i dynamice oczyszczania pomiędzy warstwą przypowierzchniową a warstwami głębszymi jednoznacznie wskazują na znaczenie budowy geotechnicznej, zarówno w zakresie migracji zanieczyszczeń, jak i działania biopreparatów, co należy uwzględniać przy planowaniu i realizacji podobnych procesów remediacyjnych.

7.5. Charakterystyka obiektu nr III

• Lokalizacja terenu

Przedmiotowy teren zlokalizowany jest w województwie łódzkim, regionie o rozwiniętej infrastrukturze przemysłowej, co sprzyja zanieczyszczeniom środowiskowym, w tym substancjami ropopochodnymi. Teren badań został zlokalizowany w tym obszarze, z uwagi na charakterystykę przemysłową regionu, który historycznie związany był z działalnością produkcyjną, transportową oraz przetwórstwem.

• Historia terenu, źródło występowania zanieczyszczeń

Przedmiotowy teren stanowi obszar, na którym w przeszłości istniał zakład związany z przemysłem włókienniczym. Działalność przemysłowa na tym terenie rozpoczęła się w XIX wieku, kiedy to powstały zakłady włókiennicze, będące ważnym elementem lokalnej i krajowej gospodarki. W wyniku długoletniej działalności przemysłowej doszło do zanieczyszczenia powierzchni ziemi substancjami chemicznymi używanymi w procesach produkcyjnych.



Rys. 7.30. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr III.

- **Substancje występujące w podłożu**

W efekcie działalności prowadzonej w przeszłości, doszło do zanieczyszczenia powierzchni ziemi następującymi substancjami powodującymi ryzyko środowiskowe:

- **Dla głębokości poniżej 0,25 m p.p.t.:**

- Σ węglowodorów z zakresu (C₆-C₁₂),
- Σ węglowodorów z zakresu (C₁₂ -C₃₅),
- Antracen,
- Benzo(a)antracen,
- Benzo(a)piren,
- Benzo(b)fluoranten,
- Benzo(ghi)perylene,
- Benzo(k)fluoranten,
- Chryzen,
- Dibenzo(a,h)antracen,
- Indeno(1,2,3-c,d)piren,
- Naftalen.

- **Budowa geologiczna i warunki geotechniczne**

Omawiany teren znajduje się na styku wschodniego skrzydła kredowej niecki mogileńsko-łódzkiej i osłony wału kujawsko-pomorskiego. Na warstwach kredowych zalegają utwory trzeciorzędowe, takie jak piaski, iły, mułki oraz pokłady węgla brunatnego. Zewnętrzną warstwę podłoża stanowi płaszcz utworów czwartorzędowych, związanych ze zlodowaceniami, zwłaszcza ze stadią warciańskim zlodowacenia środkowopolskiego. Są to przede wszystkim gliny zwałowe, muły, iły, piaski, żwiry, otoczaki i głazy narzutowe. Lokalna budowa geologiczna (rys. 7.31), w miejscu przedmiotowego terenu, jest bardzo zróżnicowana. Wierzchnią warstwę stanowią na ogół nasypy, o miąższości często przekraczającej 3 m p.p.t., a o średniej grubości około 1 m p.p.t. Nasypy zbudowane są z piasków różnoziarnistych i piasków gliniastych z dużą domieszką cegieł, gruzu betonowego i większych kamieni. Poniżej nasypów zalegają warstwy piasków średnich oraz drobnych, glin piaszczystych, piasków pylastych i pyłów, miejscami tworząc nieprzepuszczalne podłoże, litologicznie należących do glin piaszczystych, a także glin zwięzłych z dużą domieszką frakcji pylastej. Wiercenia wykonane na potrzeby badań wstępnych i szczegółowych wykazały duże zróżnicowanie litologiczne w obrębie przedmiotowego terenu, co wskazuje na niejednorodność lokalnej budowy geologicznej.

OD	DO	OPIS	CHRONOSTRATYGRAFIA
0,00	0,30	gleba	czwartorzęd
0,30	4,00	piasek średni przewarstwiony żwirem, białoszary	czwartorzęd
4,00	7,00	piasek gruby z przewarstwieniem żwirów, rdzawy	czwartorzęd
7,00	13,00	piasek średni z przewarstwieniem głazów, białożółty	kreda; czwartorzęd
13,00	17,00	zwietrzelina ilasta gezy	kreda
17,00	21,00	geza szara, twarda	kreda
21,00	24,00	geza szara twarda z przewarstwieniami margla	kreda
24,00	60,00	geza szara, twarda	kreda
60,00	65,00	margiel szary	kreda
65,00	70,00	geza szara, twarda	kreda

Rys. 7.31. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl).

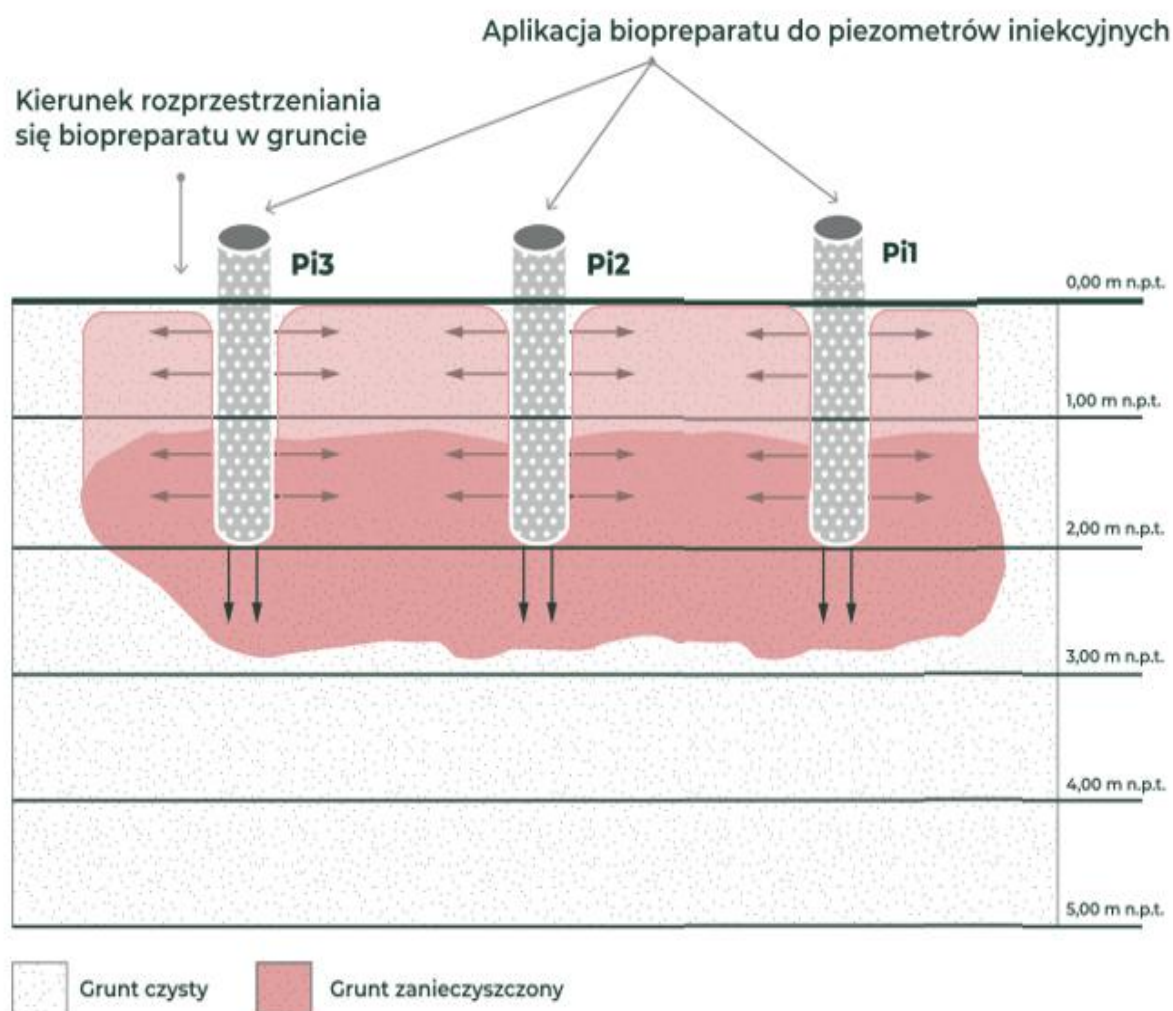
- **Dobranie techniki remediacji**

W ramach metody in-situ zastosowano bioremediację, czyli metodę biologiczną wykorzystującą mikroorganizmy do przekształcania zanieczyszczeń w formy mniej szkodliwe.

- **Proces bioremediacji:**

- Wykonanie otworów aplikacyjnych do głębokości 3 m, do których podawano biopreparat, biopreparat aplikowano przy użyciu pomp i systemu węży na obszary zanieczyszczone substancjami ropopochodnymi.
- Zraszanie powierzchniowe umożliwiała naturalną migrację pionową roztworu mikroorganizmów w głąb podłoża.
- Roztwór mikroorganizmów, roztwór składał się z mikroorganizmów zdolnych do rozkładu węglowodorów, wzbogaconych związkami azotu i fosforu.
- Wilgotność gruntu utrzymywana była na poziomie 10-20%.
- Częstotliwość aplikacji roztworu, była uzależniona od stopnia zanieczyszczenia. Regularne zraszanie było istotne dla utrzymania odpowiednich warunków do aktywności mikroorganizmów.
- Temperatura, proces bioremediacji był najbardziej efektywny przy temperaturze powyżej +15°C. Możliwy, choć mniej efektywny, był przy temperaturze powyżej +5°C.
- Namnażanie mikroorganizmów, które były namnażane w specjalnie przygotowanym bioreaktorze zgodnie z ściśle określoną procedurą hodowli.

- Instalacja dwóch tymczasowych piezometrów do monitorowania wód na napływie i odpływie wód gruntowych w celu weryfikacji postępu procesu oczyszczania.
- Ilość gruntu do remediacji: szacunkowo 3 000 m³
- Czas prowadzenia procesu: 36 miesięcy.



Rys. 7.32. Aplikacja biopreparatu do piezometrów iniekcyjnych i kierunek migracji.

- **Przebieg procesu, analiza wyników badań**

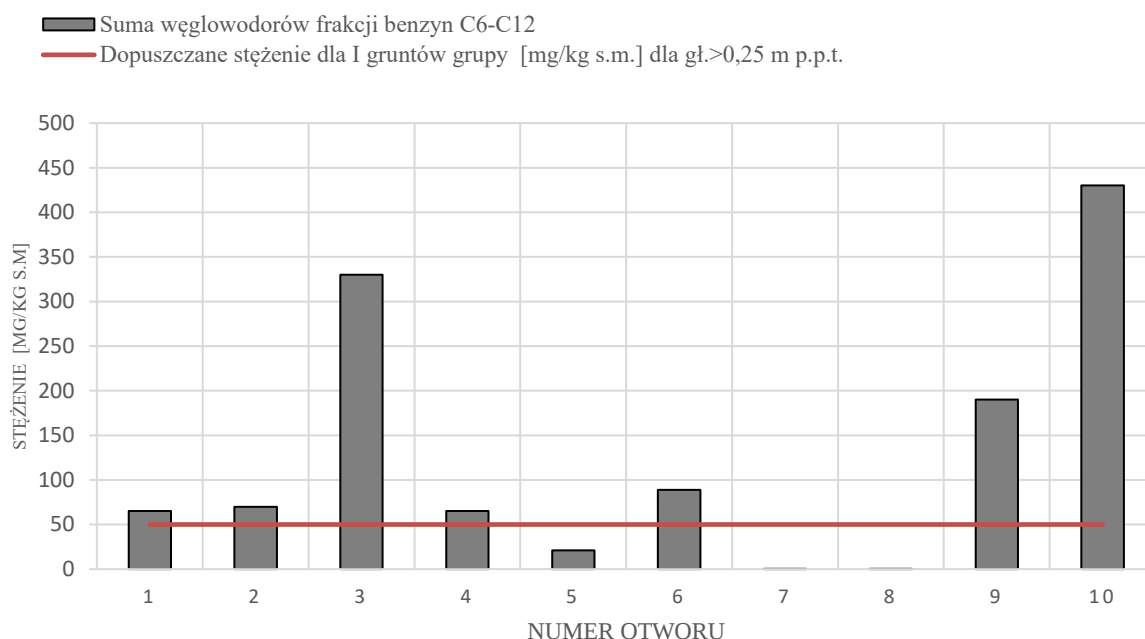
➤ **Badania stanu „0”**, to wstępne badania przed rozpoczęciem prac remedacyjnych. Ich celem jest ocena poziomu zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie. Zestawienie badań stanowi załącznik nr 2. Poniżej w tabeli 7.3 wskazano najwyższe stężenia odnotowane na terenie prac remedacyjnych. Zmiany stężenia w czasie zostały omówione dla sumy węglowodorów frakcji benzyn i sumy węglowodorów frakcji olejów.

Tab. 7.4. Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s).

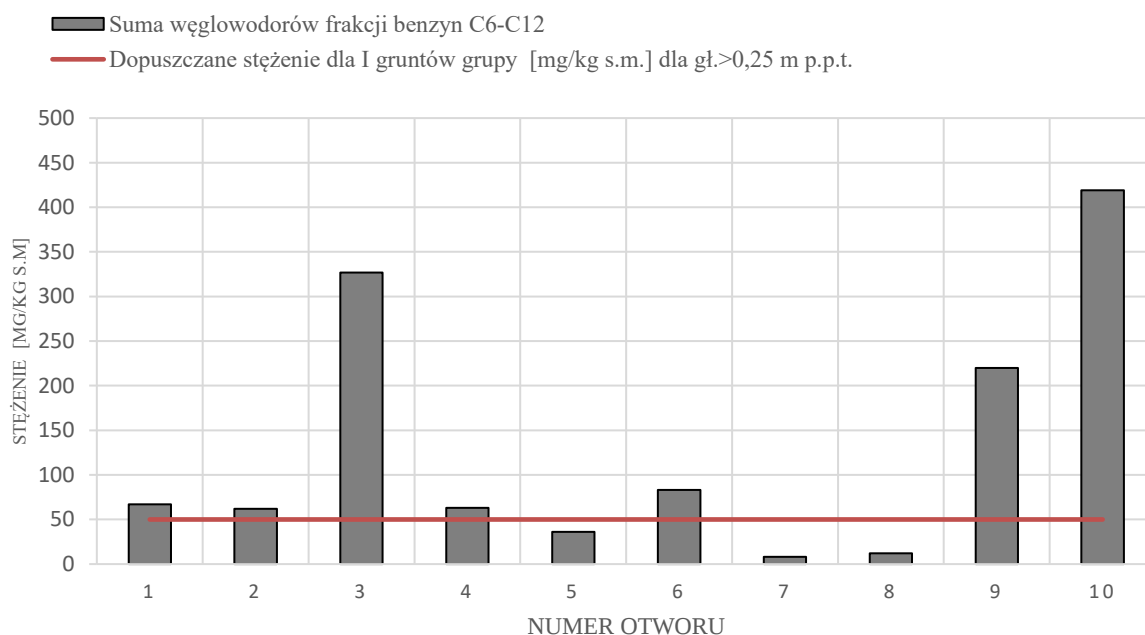
Substancja	Stężenie [mg/kg s.m.]	Dopuszczane stężenie dla gruntów grupy I [mg/kg s.m.] dla gł. > 0,25 m p.p.t. przy wodoprzepuszczalności 1×10^{-7} m/s
suma węglowodorów frakcji benzyn (frakcje C ₆ -C ₁₂)	430	50
suma węglowodorów frakcji olejów (frakcje C ₁₂ -C ₃₅)	1 050	1 000
Naftalen	6,1	5
Antracen	5,3	5
Chryzen	5,1	5
Benzo(a)antracen	6,1	5
Dibenzo(a,h)antracen	5,1	5
Benzo(a)piren	6,3	5
Benzo(b)fluoranten	5,4	5
Benzo(k)fluoranten	5,1	5
Benzo(ghi)perylen	5,5	5
Indeno(1,2,3-c,d)piren	6,3	5

➤ **Analiza sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂**, pomiar 0, rys. (7.33) najwyższe stężenie sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ odnotowano w otworach nr 10 i nr 3, wynoszące około 450 mg/kg s.m. oraz 350 mg/kg s.m., co znacznie przekracza dopuszczalne stężenie wynoszące 50 mg/kg s.m. W otworze nr 9 stężenie wynosiło około 200 mg/kg s.m., również przekraczając wartość dopuszczalną. W otworach nr 1, 2, 4 i 6 stężenia wynoszą od 50 do 100 mg/kg s.m., co oznacza umiarkowane przekroczenie dopuszczalnych wartości. Minimalne stężenia odnotowano w otworach nr 5, 7 i 8, gdzie wartości są bliskie zeru, co wskazuje na brak istotnego zanieczyszczenia w tych lokalizacjach.

Pomiar 1, rys. (7.34) najwyższe stężenie sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ odnotowano w otworach nr 10 i 3, wynoszące około 450 mg/kg s.m. oraz 350 mg/kg s.m.. Oba znacząco przekraczają dopuszczalne stężenie wynoszące 50 mg/kg s.m. W otworze nr 9 stężenie wynosiło około 200 mg/kg s.m., również wyraźnie przekraczając dopuszczalne stężenie. W otworach nr 1, 2, 4 i 6 stężenia są umiarkowanie podwyższone, wynosząc od 50 do 100 mg/kg s.m., co oznacza przekroczenie normy, choć w mniejszym stopniu. Minimalne wartości odnotowano w otworach nr 5, 7 i 8, gdzie stężenia wynoszą poniżej 50 mg/kg s.m., co wskazuje na brak istotnego zanieczyszczenia.



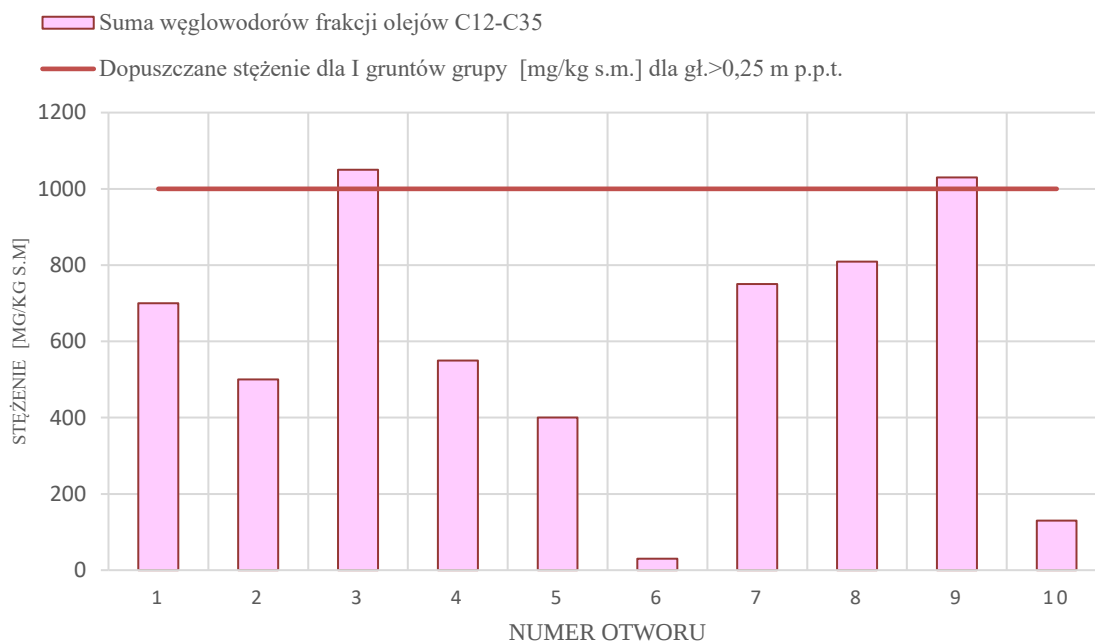
Rys. 7.33. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości > 0,25 m p.p.t.



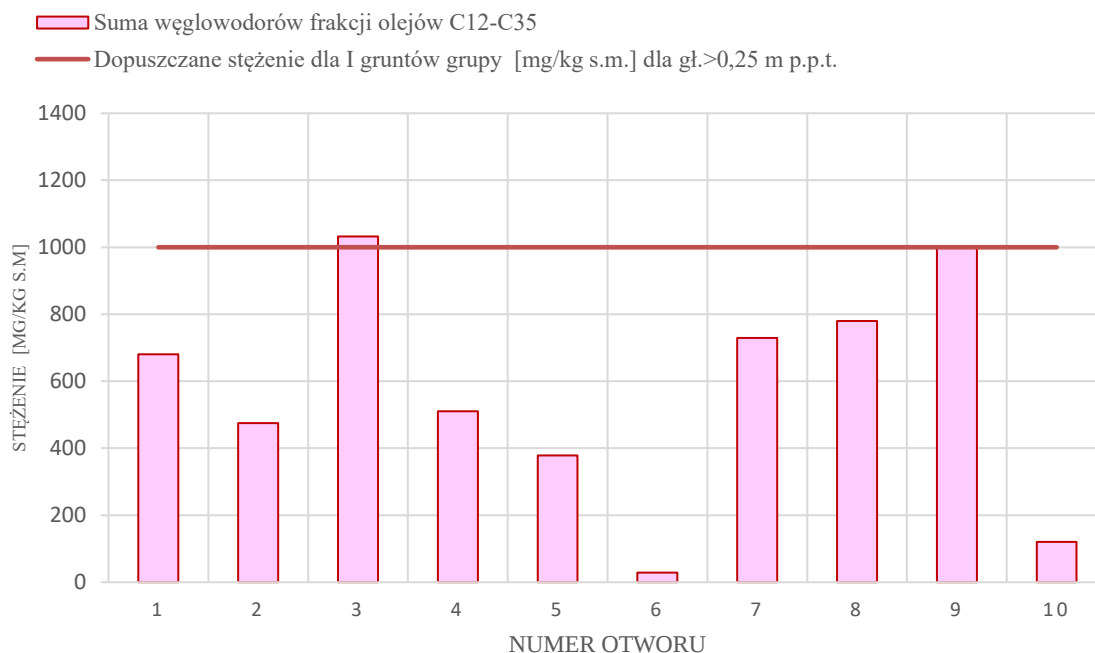
Rys. 7.34. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości > 0,25 m p.p.t.

- **Analiza sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅, pomiar 0** (rys.7.35) najwyższe stężenie sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ odnotowano w otworze nr 3 i otworze nr 9, gdzie wynosiło ono około 1 200 mg/kg s.m., co przekracza dopuszczalne stężenie wynoszące 1 000 mg/kg s.m. W otworach nr 1, 7 i 8 stężenia wynosiły od około 600 do 800 mg/kg s.m., co oznacza, że były poniżej wartości dopuszczalnej, ale były nadal

relatywnie wysokie. Najniższe stężenia odnotowano w otworach nr 6 i 10, gdzie wartości wynosiły minimalne, poniżej 200 mg/kg s.m.



Rys. 7.35. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości > 0,25 m p.p.t.



Rys. 7.36. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości > 0,25 m p.p.t.

Pomiar 1, rys. (7.36) najwyższe stężenie sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ odnotowano w otworach nr 3 i 9, gdzie wynosiły około 1 200 mg/kg s.m., przekraczając dopuszczalne stężenie wynoszące 1 000 mg/kg s.m. W otworach nr 1, 7 i 8 stężenia wynosiły od

600 do 800 mg/kg s.m., co oznaczało, że były poniżej wartości dopuszczalnej, ale nadal były relatywnie wysokie. Najniższe stężenia odnotowano w otworach nr 6 i 10, gdzie wynosiły poniżej 200 mg/kg s.m.

Na obiekcie badawczym nr III przeprowadzono proces bioremediacji, który objął zanieczyszczenia w głębszych warstwach podłoża, przy zastosowaniu iniekcji biopreparatu poprzez zastosowanie piezometrów iniekcyjnych. Występujące zanieczyszczenia obejmowały zarówno frakcje węglowodorów benzyn (C_6 – C_{12}) oraz olejów (C_{12} – C_{35}), jak i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Zastosowana metoda remediacji była dostosowana do złożonych warunków gruntowych i miała na celu obniżenie stężeń wszystkich zanieczyszczeń do poziomów dopuszczalnych dla gruntów grupy I przy wodoprzepuszczalności 1×10^{-7} m/s. Budowa geotechniczna terenu odgrywała istotną rolę w skuteczności procesu. Warstwy zanieczyszczone występowały na głębokościach od 1 do około 3 metrów p.p.t., co wymagało zastosowania iniekcji. Grunty niespoiste, obecne w strefie remediowanej, stwarzały korzystne warunki w rozprzestrzenianiu się biopreparatu, jednak ich niejednorodność, zróżnicowana przepuszczalność i lokalne zmiany budowy wpływały na migrację zarówno zanieczyszczeń, jak i środka remediacyjnego. W początkowej fazie remediacji odnotowano przekroczenia dopuszczalnych stężeń dla frakcji benzyn (C_6 – C_{12}), które wynosiły 430 mg/kg s.m. przy normatywnej wartości 50 mg/kg s.m., oraz dla frakcji olejów (C_{12} – C_{35}) – 1 050 mg/kg s.m. przy dopuszczalnym limicie 1 000 mg/kg s.m. Ponadto, stężenia wszystkich analizowanych zanieczyszczeń. Zastosowany proces iniekcji, uwzględniający budowę geotechniczną terenu, pozwolił na sukcesywne obniżanie stężeń zanieczyszczeń. Warunki gruntowe, mimo ich niejednorodności, umożliwiły odpowiednią dyfuzję biopreparatu, a korekta parametrów procesu w toku realizacji remediacji przyczyniła się do zwiększenia efektywności. Proces, choć bardziej wymagający czasowo w porównaniu do warstw przypowierzchniowych, doprowadził do osiągnięcia dopuszczalnych wartości stężeń dla wszystkich analizowanych substancji. W wielu przypadkach w środowisku gruntowym występują również dodatkowe zanieczyszczenia, które mogą wpływać na przebieg i skuteczność procesu remediacji. Obecność metali ciężkich, innych związków organicznych, a także substancji toksycznych niebędących przedmiotem bezpośredniego oczyszczania, może oddziaływać na aktywność mikroorganizmów, ograniczać biodostępność zanieczyszczeń ropopochodnych lub zaburzać transport biopreparatów w gruncie. W przypadku obiektu nr III wpływ takich zanieczyszczeń był również brany pod uwagę w toku projektowania i monitorowania procesu remediacyjnego, co pozwoliło na weryfikację strategii oczyszczania.

7.6. Charakterystyka obiektu nr IV

- **Lokalizacja terenu**

Przedmiotowy teren zlokalizowany jest w województwie mazowieckim, obszar o bogatej historii związanej z rolnictwem i hodowlą drobiu. Wybór tego obszaru do badań nad oczyszczaniem gruntów z substancji ropopochodnych jest istotny ze względu na specyfikę terenu oraz możliwe zanieczyszczenia wynikające z działalności rolniczej i transportowej.

- **Historia terenu, źródło występowania zanieczyszczeń**

Teren stanowi część techniczną fermi drobiu, na przestrzeni lat infrastruktura fermi była rozbudowywana i modernizowana, co przyczyniło się do zwiększenia jej wydajności, ale również wprowadziło nowe wyzwania związane z ochroną środowiska. Jednym z głównych źródeł zanieczyszczeń na terenie fermi jest przechowywanie paliw i olejów. Zbiorniki na paliwa oraz oleje napędowe mogły przeciekać, powodując zanieczyszczenie gruntu substancjami takimi jak: węglowodory alifatyczne i aromatyczne. Te substancje są trudne do biodegradacji i mogą kumulować się w gruncie, powodując długotrwałe zanieczyszczenie. Dodatkowo, w miejscach składowania chemikaliów stosowanych do konserwacji maszyn i budynków mogło dochodzić do przecieków lub wycieków, które prowadziły do zanieczyszczenia gruntu różnymi chemikaliami.



Rys. 7.37. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr IV.

- **Substancje występujące w podłożu**

Podczas badań gruntu na przedmiotowym terenie oznaczono następujące zanieczyszczenia:

- **Dla głębokości do 0,25 m p.p.t.:**

- Σ węglowodorów z zakresu (C₁₂ -C₃₅).

- **Budowa geologiczna i warunki geotechniczne**

Omawiany obszar położony jest w obrębie Równiny Łowicko-Błońskiej, wchodzącej w skład Niziny Mazowieckiej. Jest to rozległa, płaska wysoczyzna polodowcowa, której rzeźba została ukształtowana podczas działania lądolodu skandynawskiego w trakcie zlodowacenia środkowopolskiego oraz północnopolskiego. Wykonanymi otworami geotechnicznymi potwierdzono występowanie nasypów antropogenicznych, pod nasypami nawiercono warstwę glin morenowych (rys.7.38).

OD	DO	OPIS	CHRONOSTRATYGRAFIA
0,00	0,40	gleba	czwartorzęd
0,40	2,70	glina zwałowa, ciemnożółta, na głębokości 1,5-1,7 m nagromadzenie CaCO ₃ , HCL+	czwartorzęd
2,70	17,00	glina zwałowa, warta z glazikami i otoczkami o średnicy 8cm, szarobrazowa	czwartorzęd
17,00	23,00	piasek średni żółty z przewarstwieniem żwirów, jasnoszare, HCL+	czwartorzęd
23,00	35,00	żwir z domieszką pospółki, piasków średnich, szary, HCL+	czwartorzęd
35,00	35,20	piasek drobny, lekko zailony, HCL+	czwartorzęd
35,20	47,90	glina zwałowa, zwarta, z otoczkami, szara	czwartorzęd
47,90	50,30	ił pstry	czwartorzęd
50,30	54,00	glina zwałowa, ilasta z przewarstwieniem iłów pstrych, zwarta, ciemnoszara	czwartorzęd
54,00	57,50	ił pstry	pliocen

Rys. 7.38. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl).

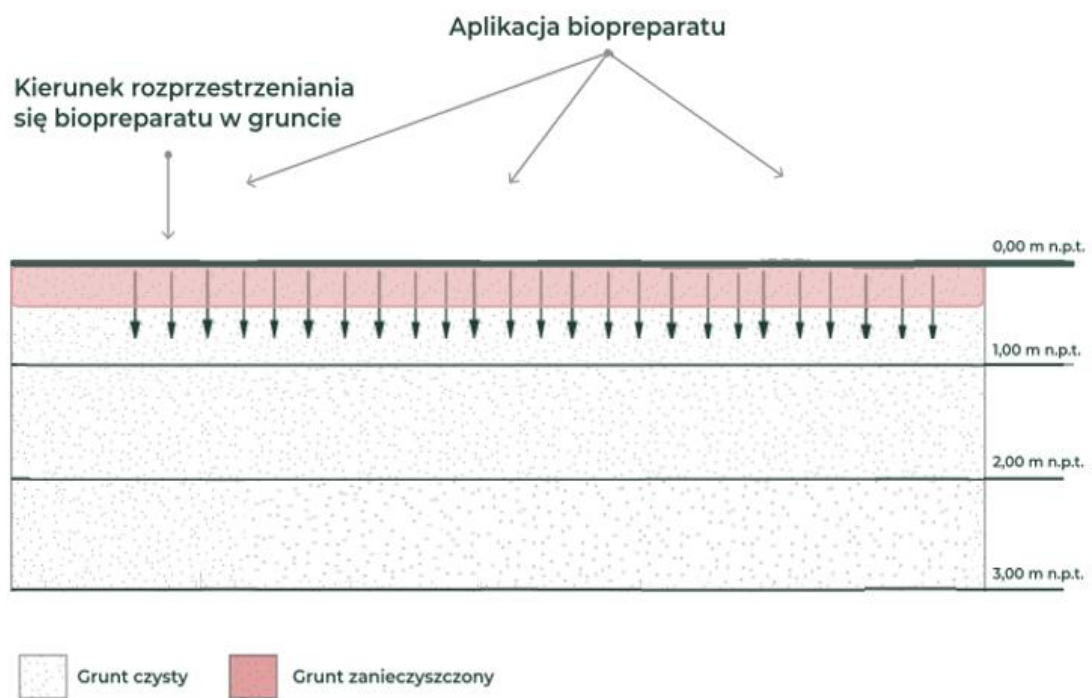
- **Dobranie techniki remediacji**

W ramach metody bioremediacji in-situ przeprowadzono proces remediacji, który obejmował wyznaczenie obszarów zanieczyszczonych oraz cykliczne zraszanie ich mikroorganizmami w celu neutralizacji występujących zanieczyszczeń (rys. 7.39).

- **Proces bioremediacji**

- Podawanie biopreparatu, biopreparat aplikowano przy użyciu pomp i systemu węży ze zraszaniem na obszary zanieczyszczone substancjami ropopochodnymi.
- Zraszanie powierzchniowe umożliwiała naturalną migrację pionową roztworu mikroorganizmów w głąb podłoża gruntowego.

- Roztwór mikroorganizmów, składał się z mikroorganizmów zdolnych do rozkładu węglowodorów, wzbogaconych żywionych związkami azotu i fosforu.
- Wilgotność gruntu utrzymywana była na poziomie 10-20%.
- Częstotliwość aplikacji roztworu, była uzależniona od poziomu zanieczyszczenia. Regularne zraszanie było istotne dla utrzymania odpowiednich warunków do aktywności mikroorganizmów.
- Temperatura, proces bioremediacji był najbardziej efektywny przy temperaturze powyżej $+15^{\circ}\text{C}$. Możliwy, choć mniej efektywny, przebiegał również przy temperaturze powyżej $+5^{\circ}\text{C}$.
- Namnażanie mikroorganizmów, mikroorganizmy były namnażane w specjalnie przygotowanym bioreaktorze, zgodnie z ściśle określoną procedurą hodowli.
- Ilość gruntu do remediacji: szacunkowo $3\,000\text{ m}^3$.
- Czas prowadzenia prac: 3 miesiące.



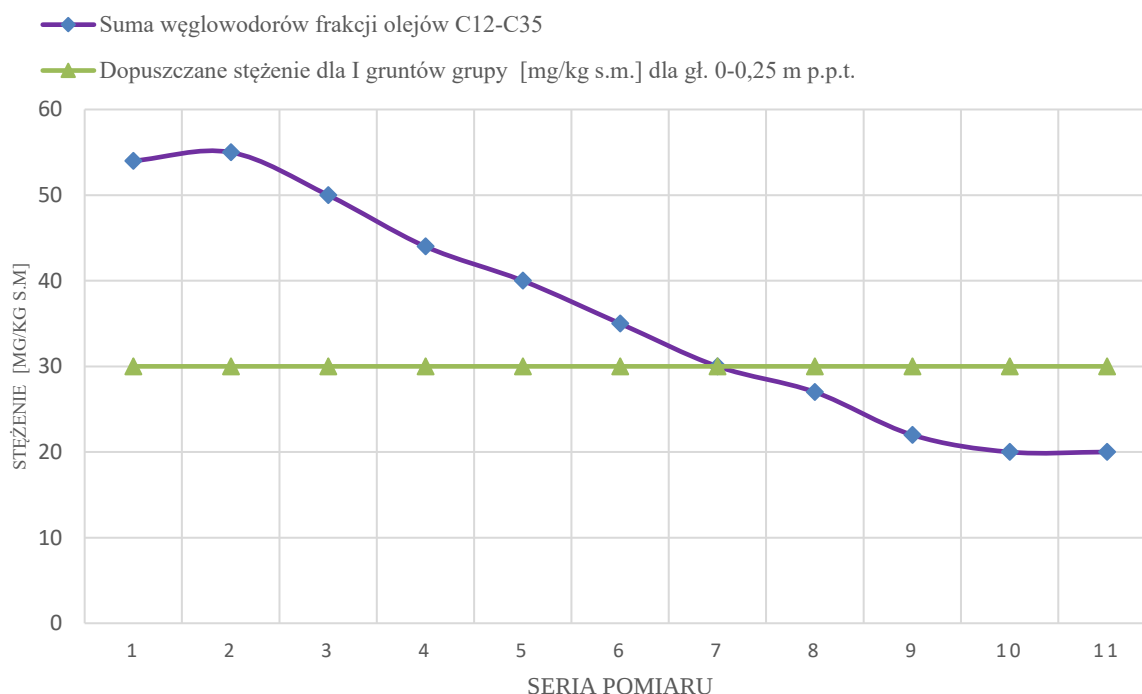
Rys. 7.39. Aplikacja biopreparatu na powierzchnię gruntu i kierunek rozprzestrzeniania się w zanieczyszczonej warstwie.

- **Przebieg procesu, analiza wyników badań**
 - **Badania stanu 0**, to wstępne badania przed rozpoczęciem prac remedacyjnych. Ich celem jest ocena poziomu zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie. Zestawienie badań stanowi załącznik nr 2. W tabeli 7.5 wskazano najwyższe stężenia odnotowane na terenie prac remedacyjnych.

Tab. 7.5. Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s).

Substancja	Stężenie [mg/kg s.m.]	Dopuszczane stężenie dla gruntów grupy I [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.
suma węglowodorów frakcji olejów (frakcje C ₁₂ -C ₃₅)	210	30

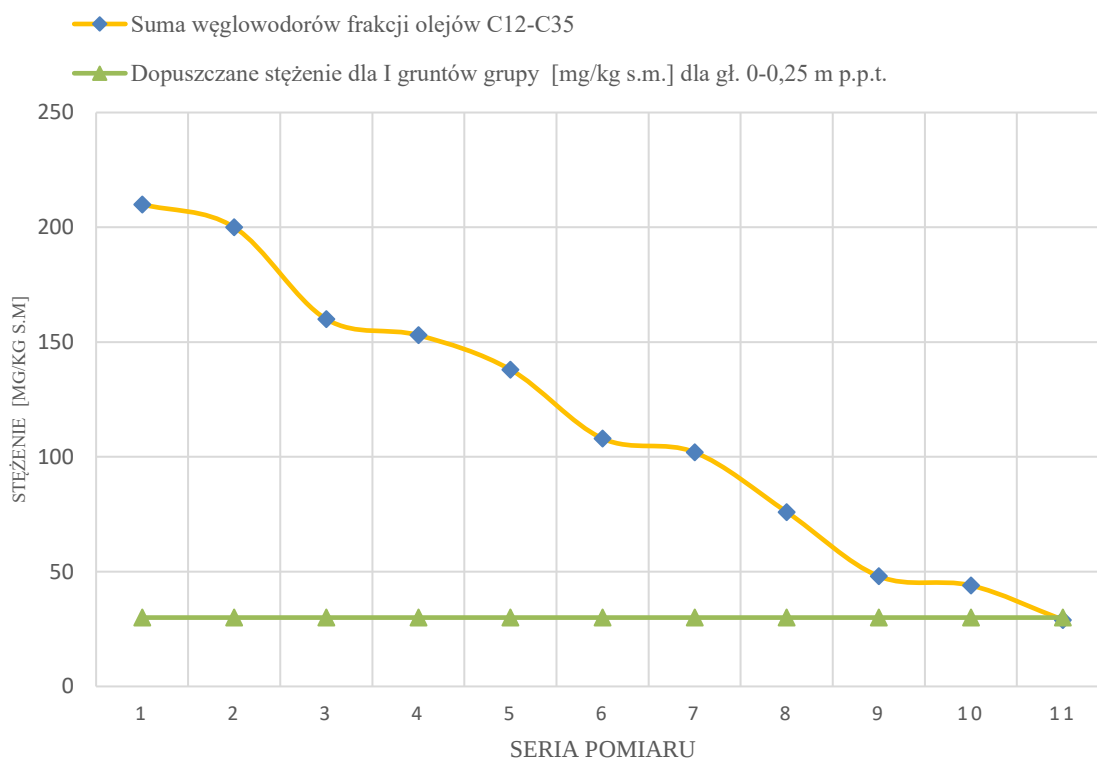
- **Analiza wyników dla olejów - obszar 2**, na wykresie (rys. 7.40) przedstawiono wyniki dla Sekcji 2, gdzie porównano sumę stężeń węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ oraz dopuszczalne stężenie dla gruntów grupy I na głębokości 0-0,25 m p.p.t. Linia niebieska przedstawia sumę stężeń węglowodorów w kolejnych seriach pomiarowych. Stężenie początkowo wynosiło około 50 mg/kg s.m. i stopniowo spadało wraz z kolejnymi seriami pomiarowymi. Zielona linia reprezentuje dopuszczalne stężenie dla gruntów grupy I, które wynosiło 30 mg/kg s.m. To zarazem wartość graniczna, której przekroczenie wskazuje na zanieczyszczenie. W początkowych seriach pomiarowych stężenie węglowodorów przekraczało dopuszczalną normę, jednak w miarę upływu czasu i wraz z kolejnymi pomiarami stężenie sukcesywnie malało. Ostatecznie, w ostatnich pomiarach od serii 8 wartość stężenia węglowodorów spadało poniżej dopuszczalnego poziomu.



Rys. 7.40. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcji nr 2 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg/ kg s.m.

- **Analiza wyników dla olejów - obszar 3**, na wykresie (7.41) dla Sekcji 3 przedstawiono podobne porównanie jak wcześniej: suma stężeń węglowodorów frakcji C₁₂-

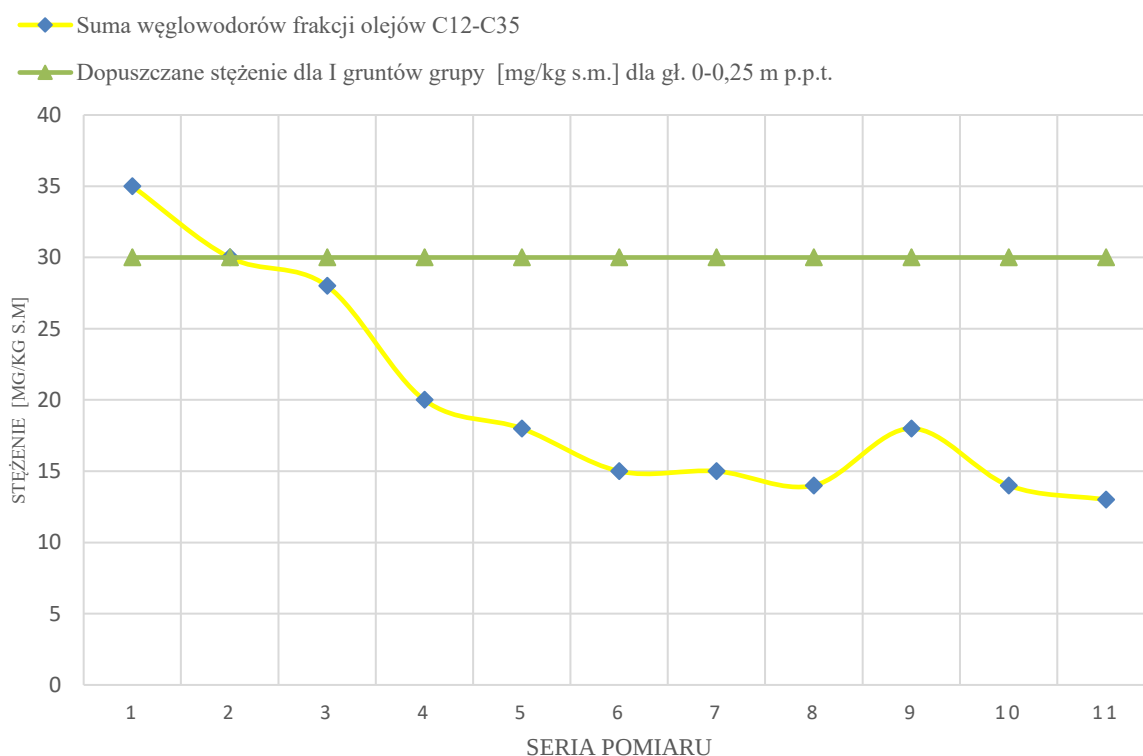
C₃₅ oraz dopuszczalne stężenie dla gruntów grupy I na głębokości 0-0,25 m p.p.t. Żółta linia reprezentuje sumę stężeń węglowodorów w kolejnych seriach pomiarowych. Stężenie początkowo jest znacznie wyższe niż w Sekcji 2 i wynosiło ponad 200 mg/kg s.m. Następnie można zaobserwować stopniowy, ale wyraźny spadek stężenia w kolejnych seriach, aż do wartości poniżej 50 mg/kg s.m. w ostatnich pomiarach. Zielona linia wskazuje dopuszczalne stężenie, wynoszące około 30 mg/kg s.m. Jest to poziom, który nie powinien być przekraczany dla tej kategorii gruntów. W początkowych seriach pomiarowych stężenie węglowodorów było znacznie wyższe niż dopuszczalne normy – kilkakrotnie przekracza dopuszczalne 30 mg/kg s.m. Z czasem jednak widać wyraźny trend spadkowy. Od serii 11 stężenia były już zgodne z dopuszczalnym limitem.



Rys. 7.41. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcji nr 3 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg s.m.

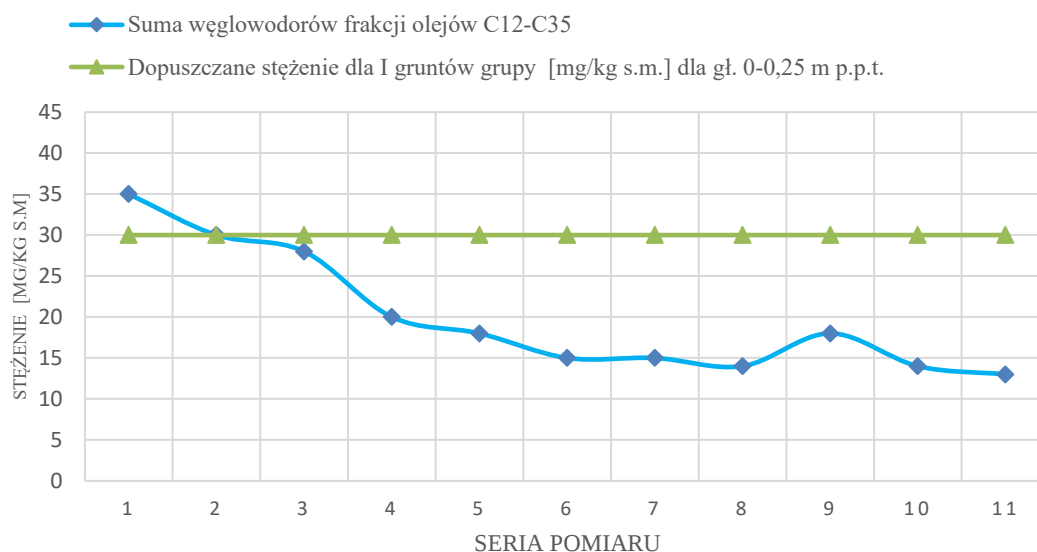
- **Analiza wyników dla olejów - obszar 4**, na wykresie (rys.7.42) dla Sekcji 4 przedstawiono wyniki stężeń węglowodorów frakcji C₁₂-C₃₅ oraz porównano je z dopuszczalnym stężeniem dla gruntów grupy I na głębokości 0-0,25 m p.p.t. Żółta linia pokazuje stężenia węglowodorów w kolejnych seriach pomiarowych. Początkowo stężenie wynosiło nieco ponad 30 mg/kg s.m., co było blisko dopuszczalnego limitu. Z czasem obserwujemy stopniowy spadek stężenia, zwłaszcza między serią 3 i 5,

kiedy to spadło do poziomu poniżej 25 mg/kg s.m. Później następowała stabilizacja z lekkimi wahaniami, aż do wartości w granicach 10-15 mg/kg s.m. w ostatnich seriach pomiarowych. Zielona linia wskazuje dopuszczalne stężenie wynoszące 30 mg/kg s.m.



Rys. 7.42. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcji nr 4 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg s.m.

➤ **Analiza wyników dla olejów - obszar 6**, na wykresie (rys.7.43) dla Sekcji 6 przedstawiono wyniki stężeń węglowodorów frakcji C₁₂-C₃₅ oraz porównano je z dopuszczalnym stężeniem dla gruntów grupy I na głębokości 0-0,25 m p.p.t. Niebieska linia przedstawia zmieniające się stężenia węglowodorów w kolejnych seriach pomiarowych. Na początku stężenie wynosiło około 35 mg/kg s.m., co wskazywało na przekroczenie dopuszczalnych norm. W miarę postępu serii pomiarowych stężenie systematycznie spada, zwłaszcza między seriami 3 a 5, gdzie wyraźnie spadło poniżej 30 mg/kg s.m. Później utrzymywało się na niższym poziomie z drobnymi wahaniami, w granicach 10-15 mg/kg s.m. w ostatnich seriach pomiarowych. Zielona linia reprezentuje dopuszczalne stężenie, które wynosiło 30 mg/kg s.m. Linia ta pozostaje płaska, wskazując stały dopuszczalny poziom przez cały czas pomiaru.



Rys. 7.43. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcji nr 6 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg s.m.

Na obiekcie badawczym nr IV proces remediacji dotyczył warstwy przypowierzchniowej, w której stwierdzono zanieczyszczenie węglowodorami frakcji olejów (C₁₂–C₃₅). Początkowe stężenie wynosiło 210 mg/kg s.m., co przekraczało dopuszczalną wartość dla gruntów grupy I wynoszącą 30 mg/kg s.m. Zastosowano bioremediację w postaci zraszania, dostosowaną do warunków płytkiego zalegania zanieczyszczeń i jednorodnej budowy geotechnicznej analizowanej warstwy. Warunki geotechniczne charakteryzujące się występowaniem gruntów niespoistych o wysokiej przepuszczalności, zapewniły dogodne warunki dla efektywnego rozprzestrzeniania się biopreparatu i wymiany gazowej, w tym dostępu tlenu, niezbędnego do procesów biodegradacyjnych. Jednorodna struktura warstwy przypowierzchniowej znacząco ułatwiała przebieg remediacji, co przełożyło się na szybkie tempo redukcji stężeń. Proces oczyszczania był mniej złożony pod względem technologicznym i czasowym w porównaniu do głębszych warstw analizowanych w innych obiektach. Na podstawie przedstawionych wykresów obserwuje się systematyczny spadek stężenia węglowodorów frakcji olejów w kolejnych seriach pomiarowych. W każdej sekcji zanieczyszczonej gruntu nastąpiła wyraźna poprawa jakości środowiska gruntowego, a końcowe wielkości stężeń dla frakcji C₁₂–C₃₅ zostały zredukowane do poziomu poniżej dopuszczalnych 30 mg/kg s.m., osiągając wartości końcowe w zakresie 20–25 mg/kg s.m. W procesie tym szczególną uwagę zwrócono również na utrzymanie odpowiedniego poziomu wilgotności, który odgrywa istotną rolę w przebiegu biodegradacji węglowodorów ropopochodnych. W warunkach przypowierzchniowych, ze względu na zwiększoną powierzchnię parowania, występuje ryzyko utraty wilgotności, co może ograniczać aktywność mikroorganizmów.

Zjawisko to zostało uwzględnione w toku prowadzenia remediacji, poprzez kontrolę i regulację intensywności nawadniania, co zapewniło optymalne warunki dla skutecznego rozkładu zanieczyszczeń. Remediacja przeprowadzona na obiekcie nr IV okazała się skuteczna i doprowadziła do osiągnięcia pełnej zgodności z normami. Proces nie był nadmiernie złożony ani czasochłonny, a efekty remediacji zostały uzyskane w krótkim okresie. Potwierdza to, że skuteczność bioremediacji w warstwach przypowierzchniowych, przy korzystnych warunkach geologicznych i zapewnieniu właściwych parametrów środowiskowych, w tym wilgotności, która może być wysoka, szczególnie w odniesieniu do zanieczyszczeń frakcji olejowej, które w tym przypadku zostały skutecznie usunięte.

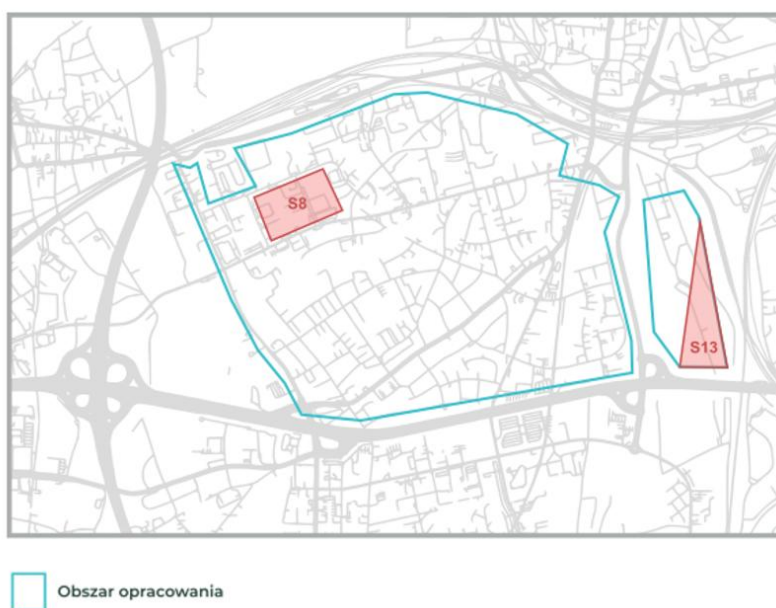
7.7. Charakterystyka obiektu nr V

- **Lokalizacja terenu**

Przedmiotowy teren zlokalizowany jest w województwie mazowieckim.

- **Historia terenu, źródło występowania zanieczyszczeń**

Prawdopodobnym źródłem zanieczyszczenia powierzchni ziemi na omawianym terenie (rys. 7.44) jest działalność obiektów należących do zajezdni trolejbusowej wraz z całą ich infrastrukturą. Składała się ona z Stacji paliw z dwoma polami zbiornikowymi, gdzie znajdowały się po dwa podziemne zbiorniki na każdym polu oraz warsztatu naprawczego dla pojazdów. Działalność tych obiektów mogła prowadzić do zanieczyszczenia gruntu substancjami ropopochodnymi oraz innymi chemikaliami używanymi do konserwacji i naprawy trolejbusów, szczególnie olejów.



Rys. 7.44. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr V.

- **Substancje występujące w podłożu**

Substancjami zanieczyszczającymi środowisko gruntowe omawianego terenu były:

- **Dla głębokości do 0,25 m p.p.t.:**

- Σ węglowodorów z zakresu (C₆-C₁₂),
- Σ węglowodorów z zakresu (C₁₂ -C₃₅),

- **Dla głębokości poniżej 0,25 m p.p.t.:**

- Σ węglowodorów z zakresu (C₆-C₁₂),
- Σ węglowodorów z zakresu (C₁₂ -C₃₅).

- **Budowa geologiczna, warunki geotechniczne**

Analizowany teren znajduje się w obrębie występowania plejstocénskich lodowcowych gruntów spoistych – glin zwałowych, przykrytych miejscami cienką warstwą osadów piaszczystych i gruntami nasypowymi (teren w przeszłości był zabudowany, prowadzono prace rozbiórkowe, w tym, przynajmniej częściowe demontaże instalacji podziemnych) i miejscami z przewarstwieniem piasków wśród glin i sporadycznie cienkimi wkładkami osadów piaszczystych. Grunty naturalne (rys.7.45) to głównie grunty spoiste (gliny piaszczyste, rzadziej gliny, gliny pylaste i pyły). Grunty nasypowe występujące w warstwie powierzchniowej do głębokości 3 m to głównie grunty piaszczyste z gruzem i cegłami pochodzące z rozbiórki znajdujących się tu wcześniej obiektów. Wykopy po usuniętych zbiornikach paliwowych zasypane są głównie glinami piaszczystymi, czasami z domieszką piasków i piasków gliniastych, rzadziej piaskami gliniastymi. Miejscami w spągu wykopów natrafiano na piaski.

OD	DO	OPIS	CHRONOSTRATYGRAFIA
0,00	0,50	mułek pylasty, płowo-żółty	czwartorzęd
0,50	2,20	piasek pylasty, szary, mułkowaty	czwartorzęd
2,20	3,40	piasek średni i drobny, jasnoszary	czwartorzęd
3,40	3,70	głina zwałowa, zwięzła z głazami, brunatno-szara, -HCL	czwartorzęd
3,70	22,00	piasek średni	czwartorzęd
22,00	22,20	piasek średni z głazami krystalicznymi, piaskowca o średnicy 6 cm	czwartorzęd
22,20	23,00	piasek średni z przewarstwieniem żwirów i otoczków granitu	czwartorzęd
23,00	25,70	żwir	czwartorzęd
25,70	26,00	muł piaszczysty, szary z pojedynczymi głazikami, -HCL	czwartorzęd
26,00	43,20	ił, zielono-żółto-szary i brązowy z plamami miejscowo wiśniowymi	trzeciorzęd

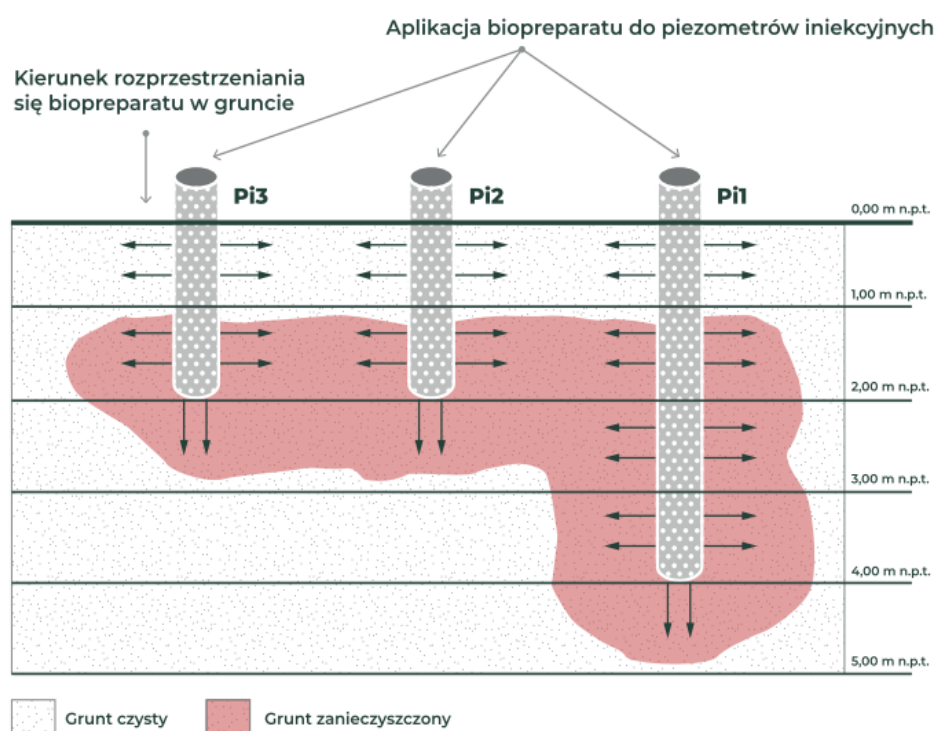
Rys. 7.45. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl).

- **Dobranie techniki remediacji**

W ramach metody bioremediacji in-situ, czyli metody biologicznej wykorzystującej mikroorganizmy do przekształcania zanieczyszczeń w formy mniej szkodliwe (rys.7.46).

➤ Proces bioremediacji obejmował:

- Wykonanie otworów aplikacyjnych do głębokości 4 m, do których podawano biopreparat, biopreparat aplikowano przy użyciu pomp i systemu węży na obszary zanieczyszczone substancjami ropopochodnymi.



Rys. 7.46. Aplikacja biopreparatu do piezometrów iniekcyjnych i rozprzestrzenianie się biopreparatu w zanieczyszczonej warstwie gruntu.

- Zraszanie powierzchniowe umożliwiało naturalną migrację pionową roztworu mikroorganizmów do środka podłoża gruntowego.
- Roztwór mikroorganizmów, roztwór składał się z mikroorganizmów zdolnych do rozkładu węglowodorów, wzbogaconych związkami azotu i fosforu.
- Wilgotność gruntu utrzymywana była na poziomie 10-20%.
- Częstotliwość aplikacji roztworu, była uzależniona od stopnia zanieczyszczenia. Regularne zraszanie było ważne dla utrzymania odpowiednich warunków do aktywności mikroorganizmów.

- Temperatura, proces bioremediacji był najbardziej efektywny przy temperaturze powyżej +15°C. Możliwy, choć mniej efektywny, był przy temperaturze powyżej +5°C.
- Namnażanie mikroorganizmów, mikroorganizmy były namnażane w specjalnie przygotowanym bioreaktorze zgodnie z ściśle określoną procedurą hodowli.
- Ilość gruntu do remediacji: szacunkowo 3 100 m³
- Czas prowadzenia prac: 4 miesiące

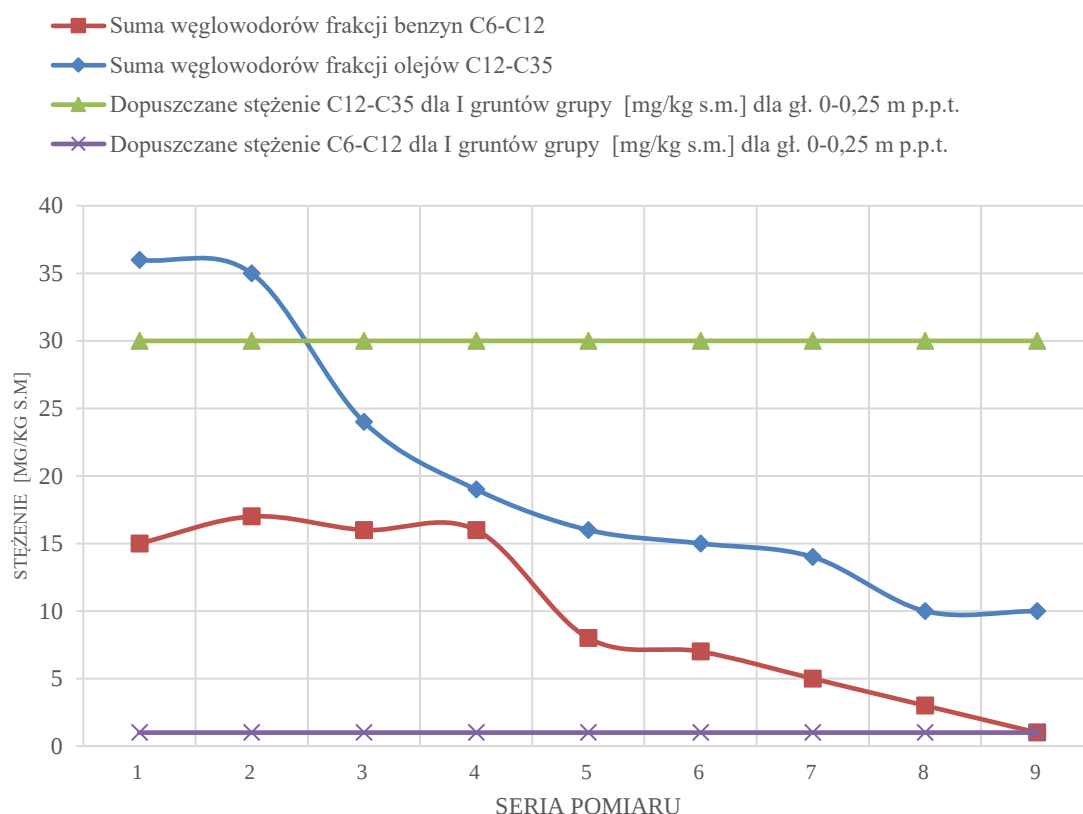
• **Przebieg procesu, analiza wyników badań**

- **Badania stanu „0”** - wstępne badania przed rozpoczęciem prac remediacyjnych. Ich celem jest ocena poziomu wyjściowego zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie. Zestawienie badań zestawiono w załączniku nr 2. W tabeli 7.6 wskazano najwyższe stężenia odnotowane na terenie prac remediacyjnych.

Tab. 7.6. Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność $<1 \times 10^{-7}$ m/s).

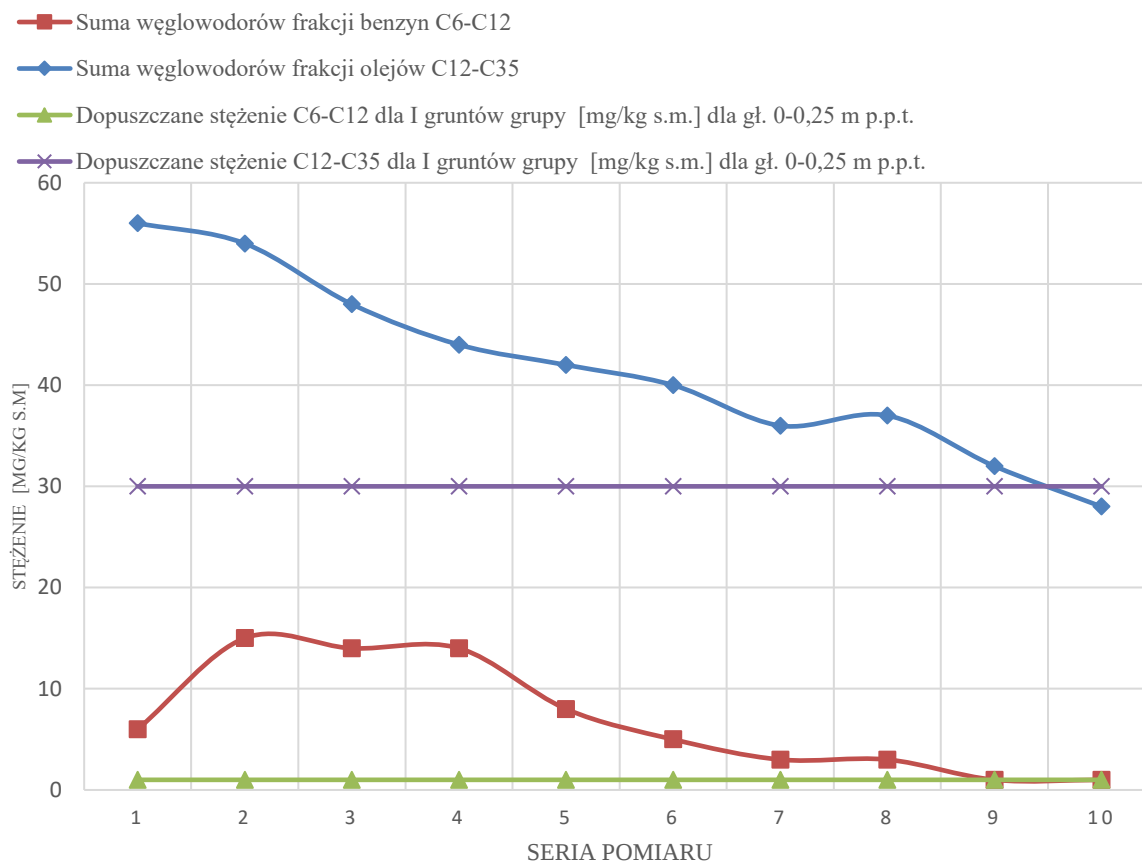
Substancja	Stężenie [mg/kg s.m.]	Dopuszczane stężenie dla gruntów grupy I [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.
suma węglowodorów frakcji benzyn (frakcje C ₆ -C ₁₂)	17	1
suma węglowodorów frakcji olejów (frakcje C ₁₂ -C ₃₅)	56	30
Substancja		Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. > 0,25 m p.p.t. przy wodoprzepuszczalności $<1 \times 10^{-7}$ m/s
suma węglowodorów frakcji benzyn (frakcje C ₆ -C ₁₂)	762	500
suma węglowodorów frakcji olejów (frakcje C ₁₂ -C ₃₅)	3 284	3 000

- **Analiza zmiany stężeń w sekcji nr 8** - na Rys.7.47 przedstawiono przebieg redukcji stężenia węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂, gdzie początkowe stężenie wynosiło 15 mg/kg s.m. i utrzymywało się na stabilnym poziomie do serii 4, oscylując w granicach 14-16 mg/kg s.m. Od serii 5 nastąpił wyraźny spadek, co wskazuje na efektywność zastosowanej metody remediacyjnej. W ostatniej serii, dziewiątej stężenie spadło do 1 mg/kg s.m., co jest równe dopuszczalnemu poziomowi dla tej frakcji zanieczyszczeń. W przypadku stężenia węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅, stężenie początkowe było na poziomie 36 mg/kg s.m. i uległo systematycznemu spadkowi już od serii 3 serii, gdzie osiągnięto poziom około 20 mg/kg s.m. Ostateczne stężenie w serii 9 wynosiło 10 mg/kg s.m., co było znacznie poniżej dopuszczalnej normy wynoszącej 30 mg/kg s.m.



Rys. 7.47. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w sekcji nr 8 z zaznaczonym limitem dla olejów 30 mg/ kg s.m. i dla benzyn 1 mg/ kg s.m.

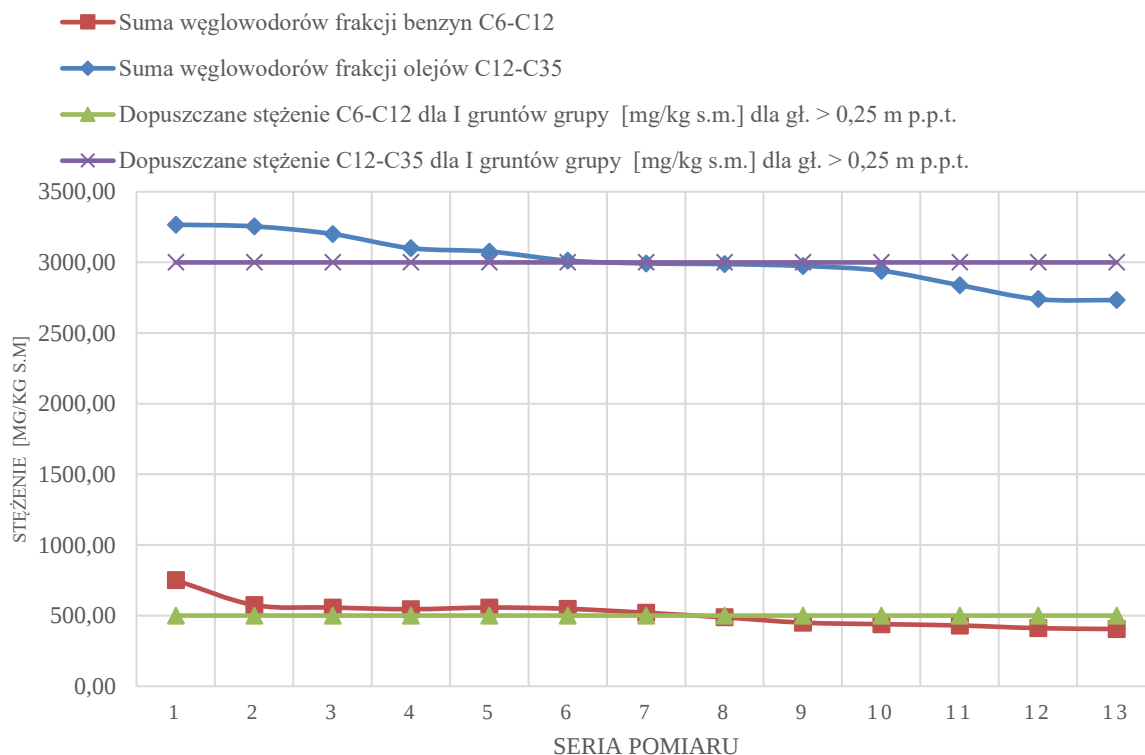
- **Analiza zmiany stężenia w sekcji nr 13** - na wykresie Rys.7.48 przedstawiono przebieg redukcji stężeń węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ oraz frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na przestrzeni dziesięciu serii pomiarowych. Stężenie węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂, początkowo wynosiło około 6 mg/kg s.m. W kolejnych seriach widoczny był stabilny wzrost poziomu stężenia od serii 1 do 4, oscylujący w zakresie 17-15 mg/kg s.m. Od serii 5 do serii 10 nastąpił stopniowy spadek, a w serii 10 stężenie osiągnęło wartość bliską 1 mg/kg s.m., co jest równe dopuszczalnemu poziomowi. Stężenia węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ początkowo wynosiło około 55 mg/kg s.m., a w trakcie serii 1 do 5 obserwowany był systematyczny spadek stężenia do około 40 mg/kg s.m. W dalszych seriach (6-10) stężenie sukcesywnie malało, aż w serii 10 w której spadło do wartości poniżej 30 mg/kg s.m., co odpowiada dopuszczalnemu poziomowi.



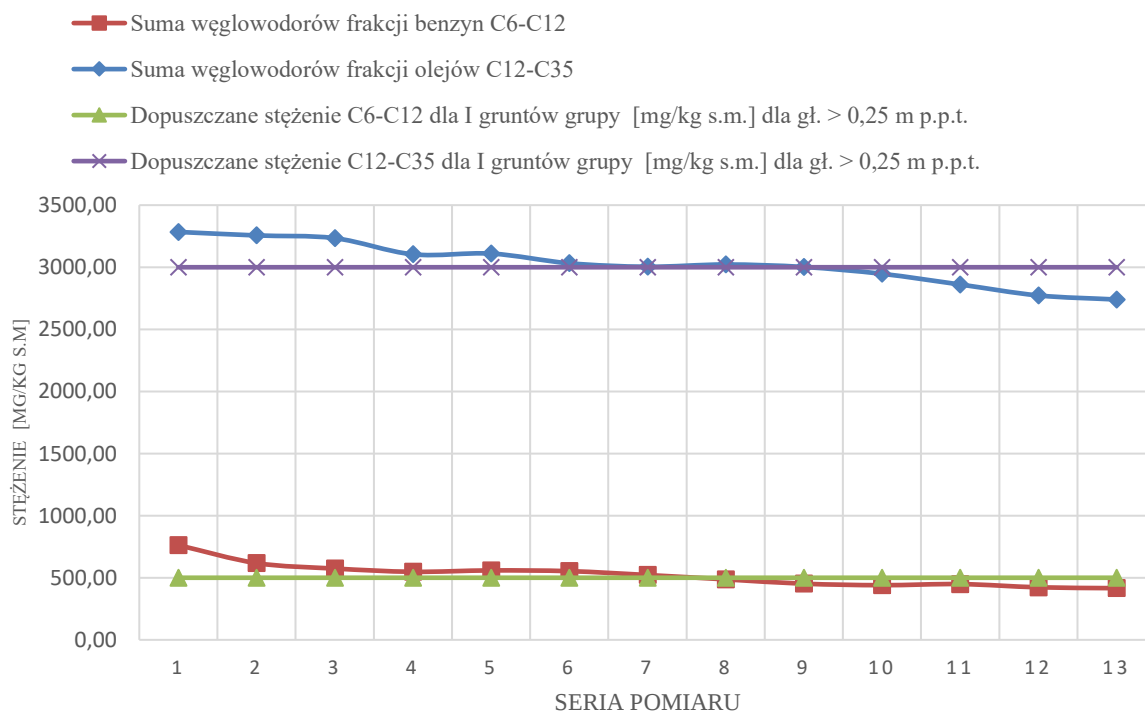
Rys. 7.48. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w sekcji nr 13 z zaznaczonym limitem dla olejów 30 mg/kg s.m. i dla benzyn 1 mg/kg s.m.

- **Analiza zmiany stężeń w punkcie nr 3,** Zanieczyszczenie występowało i było mierzone na trzech głębokościach (0,25-1,00 m, 1,00-3,00 m oraz 3,00-5,00 m p.p.t.). Głębokość 0,25 - 1,00 m p.p.t.(rys. 4.49) stężenie frakcji benzyn C₆-C₁₂ początkowo wynosiło około 500 mg/kg s.m. Widoczny był stabilny poziom stężenia przez wszystkie serie pomiarowe, z lekkimi wahaniami, ale bez znaczącego spadku. Stężenie frakcji olejów C₁₂-C₃₅ wynosiło około 3 200 mg/kg s.m. Stężenie utrzymywało się na podobnym poziomie przez cały okres pomiarowy, z niewielkim spadkiem pod koniec procesu.

Głębokość 1,00 - 3,00 m p.p.t. (rys. 7.50) ,stężenie frakcji benzyn C₆-C₁₂ początkowo wynosiło około 600 mg/kg s.m.. Widoczny był powolny, lecz zauważalny trend spadkowy w czasie, kończący się na poziomie około 400 mg/kg s.m. Stężenia frakcji olejów C₁₂-C₃₅, początkowo również wynosiło około 3 200 mg/kg s.m. i utrzymywało się stabilnie z minimalnym spadkiem.

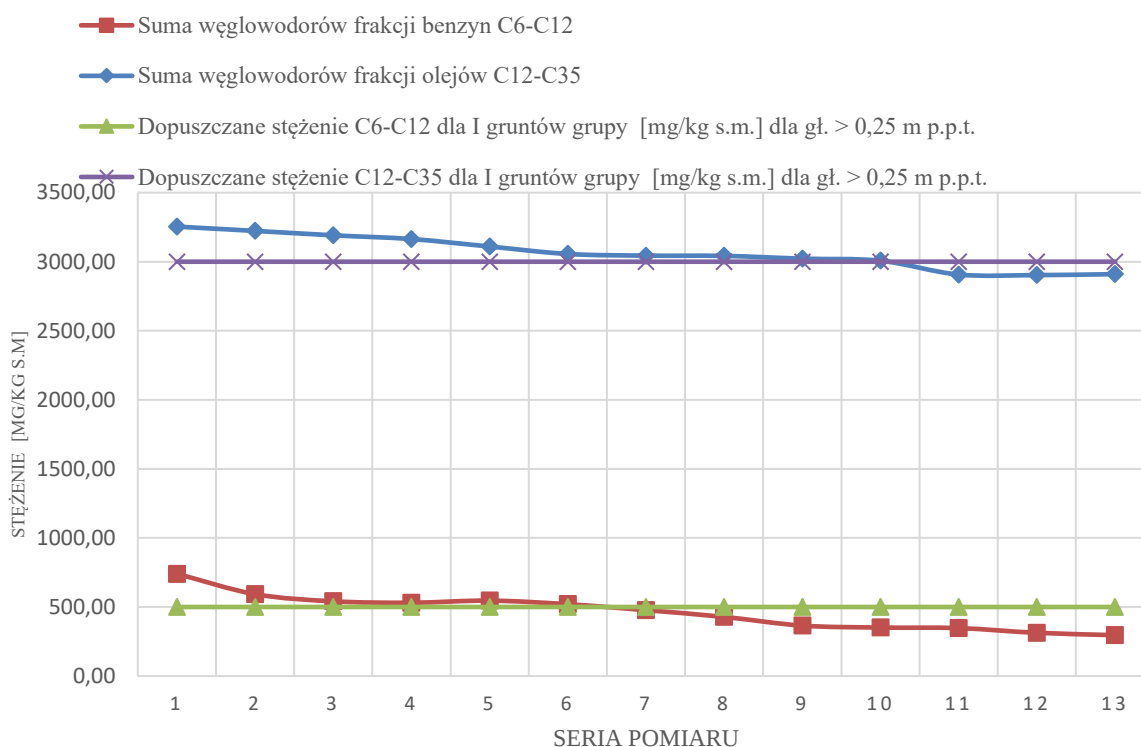


Rys. 7.49. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 3 na głębokości 0,025-1,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s.m. i dla benzyn 500 mg/ kg s.m.



Rys. 7.50. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 3 na głębokości 1,00-3,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s. m. i dla benzyn 500 mg/ kg s. m.

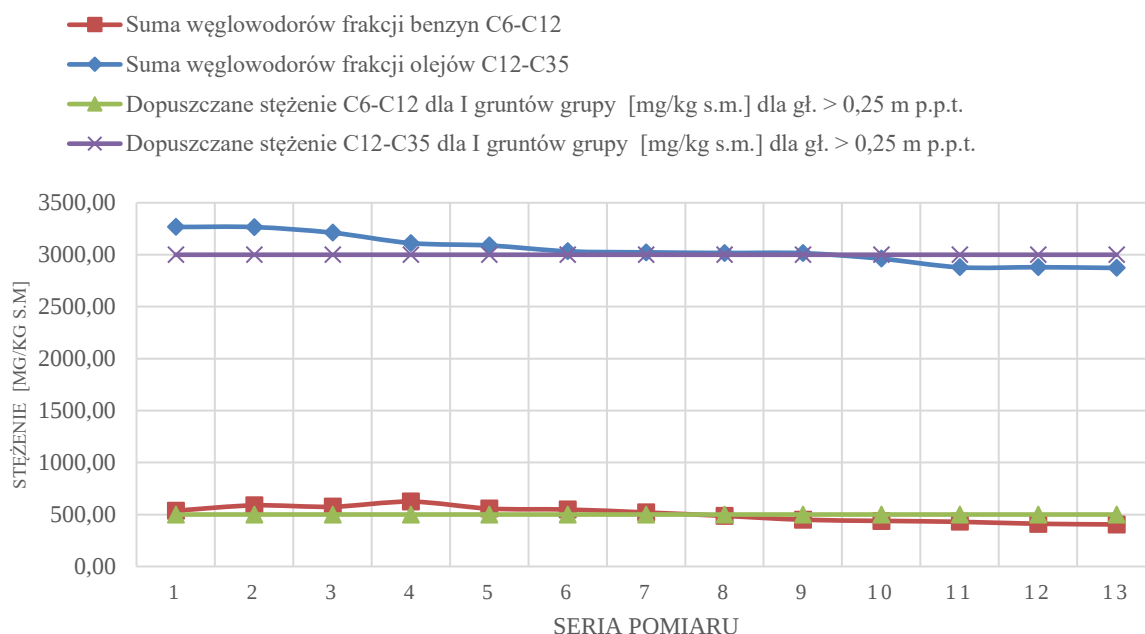
Na głębokości 3,00 - 5,00 m p.p.t. (rys. 7.51) ,stężenia frakcji benzyn C_6-C_{12} początkowo wynosiło około 500 mg/kg s.m., z trendem minimalnego spadku w czasie do poziomu około 300 mg/kg s.m. Stężenie frakcji olejów $C_{12}-C_{35}$ (linia niebieska) wynosiło około 3 250 mg/kg s.m. na początku i wykazywało bardzo powolny spadek w czasie.



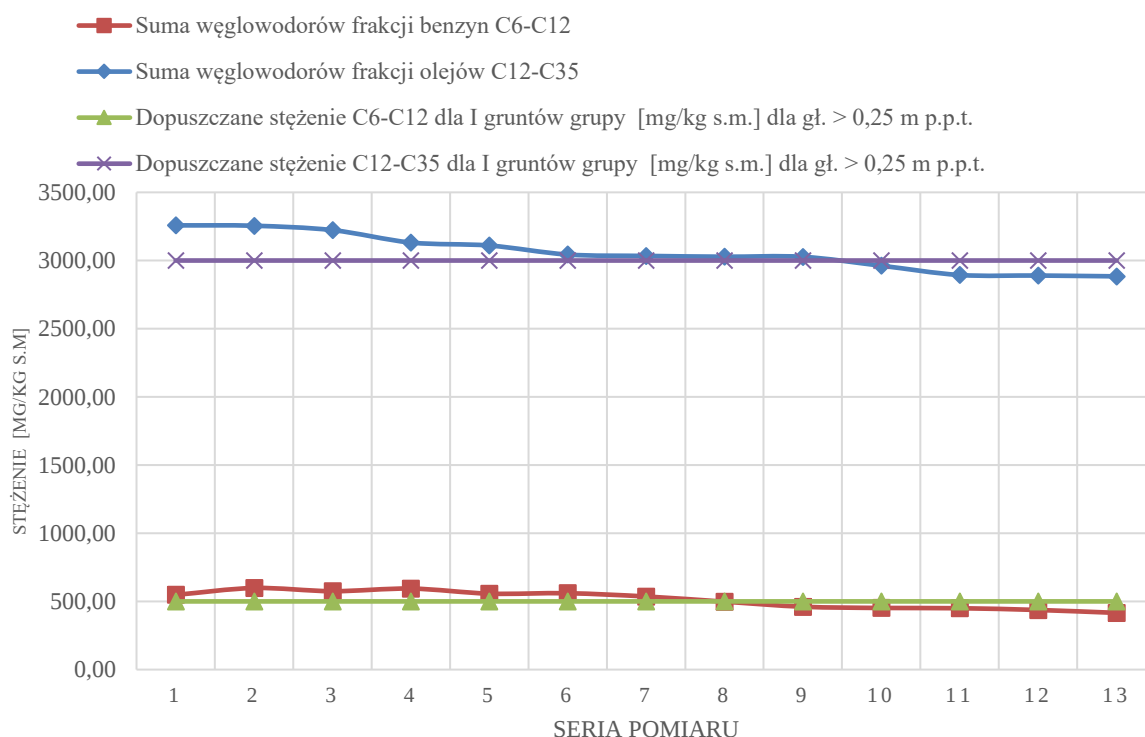
Rys. 7.51. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 3 na głębokości 3,00-5,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s.m. i dla benzyn 500 mg/kg s.m.

- **Analiza zmiany stężeń w punkcie nr 4**, przedstawiona była na trzech głębokościach (0,25-1,00 m, 1,00-3,00 m oraz 3,00-5,00 m p.p.t.). Na głębokości 0,25 - 1,00 m p.p.t. (rys. 7.52) stężenie węglowodorów frakcji benzyn C_6-C_{12} , początkowo wynosiło około 500 mg/kg s.m., a następnie wykazywało stabilny poziom z niewielkimi wahaniami przez wszystkie serie pomiarowe. Stężenia węglowodorów frakcji olejów $C_{12}-C_{35}$ początkowo wynosiło około 3 200 mg/kg s.m. i wykazywało minimalny spadek w czasie.

Na głębokości 1,00 - 3,00 m p.p.t. (rys. 7.53) stężenie węglowodorów frakcji benzyn C_6-C_{12} , początkowe wynosiło około 500 mg/kg s.m. i utrzymywało się na podobnym poziomie przez wszystkie serie pomiarowe. Stężenie węglowodorów frakcji olejów $C_{12}-C_{35}$, początkowo wynosiło również około 3 200 mg/kg s.m. i wykazywało delikatny trend spadkowy w czasie.



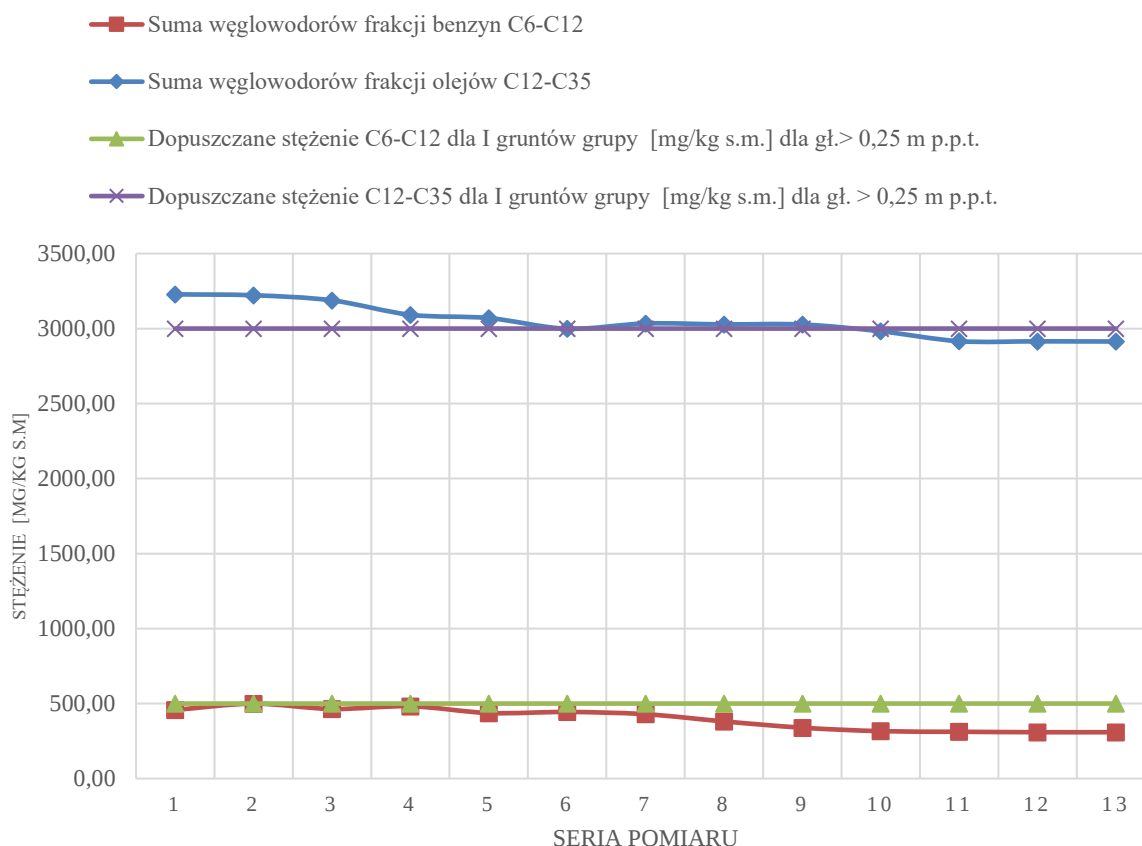
Rys. 7.52. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 4 na głębokości 0,25-1,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s. m. i dla benzyn 500 mg/ kg s. m.



Rys. 7.53. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 4 na głębokości 1,00-3,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s.m. i dla benzyn 500 mg/ kg s.m.

Na głębokości 3,00 - 5,00 m p.p.t. (rys. 7.54) stężenie węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂, początkowo było zbliżone do 500 mg/kg s.m. i pozostało stabilne z minimalnymi

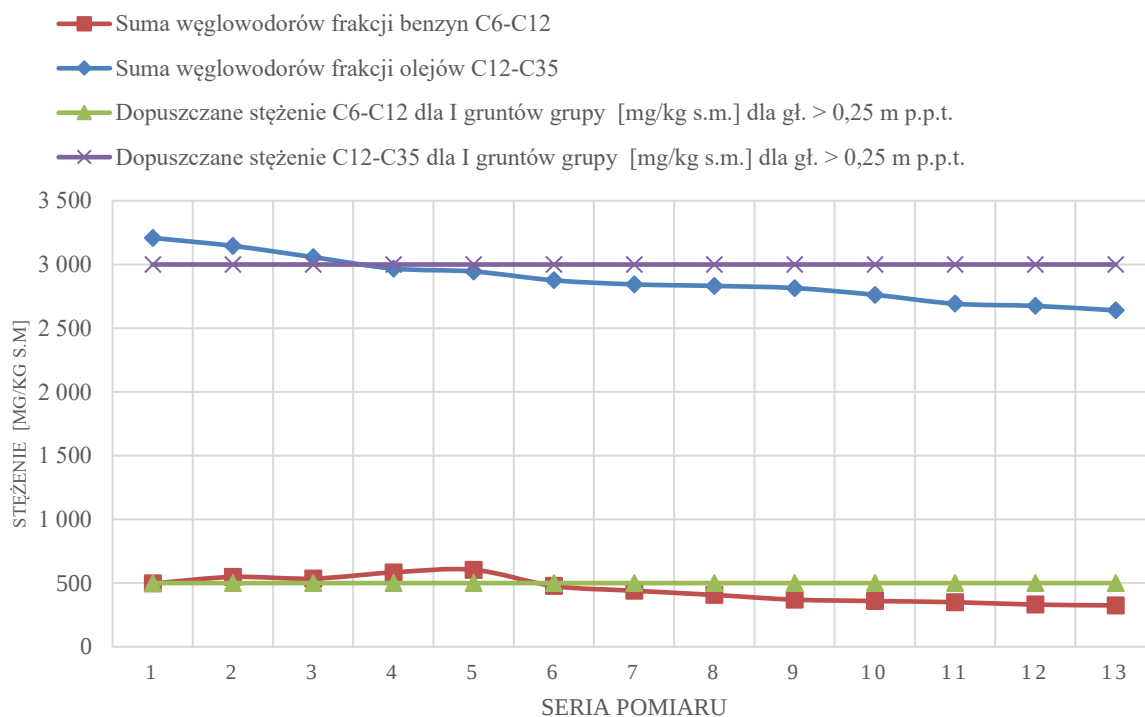
fluktuacjami. Stężenia węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ wynosiło około 3 200 mg/kg s.m. i zmniejszało się nieznacznie w kolejnych seriach pomiarowych.



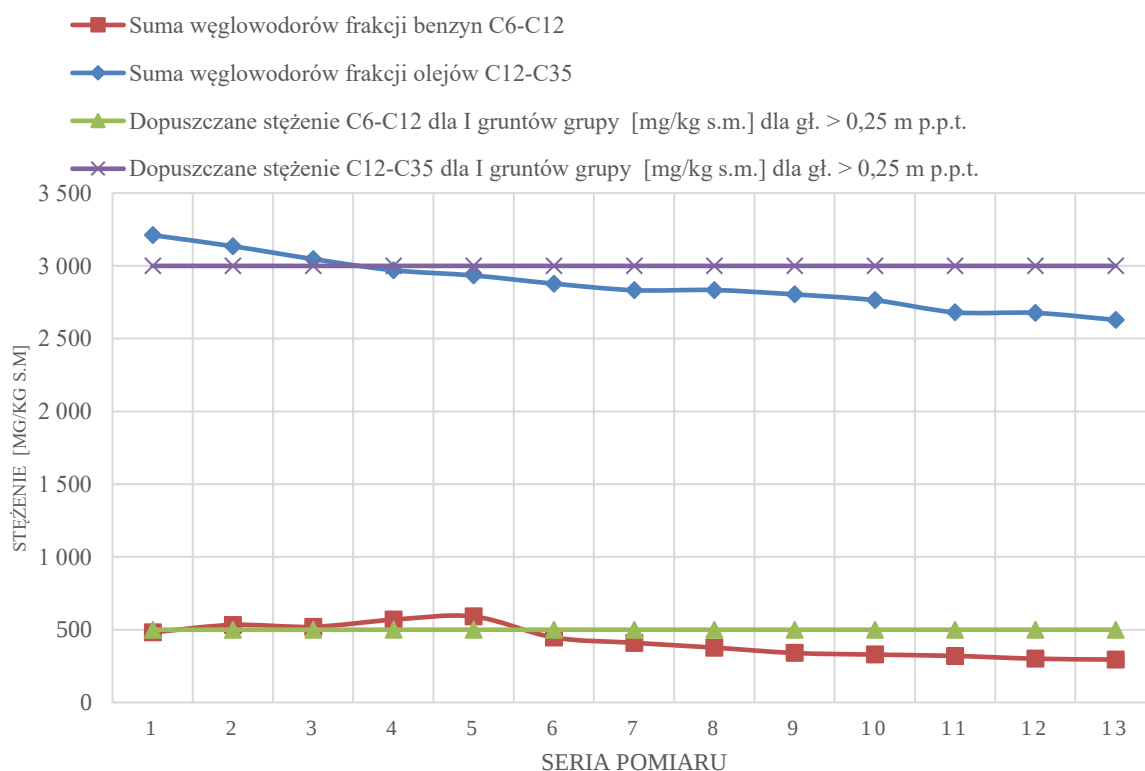
Rys. 7.54. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 4 na głębokości 3,00-5,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s.m. i dla benzyn 500 mg/kg s.m.

- **Analiza zmiany stężeń w punkcie nr 8**, zobrazowana została na trzech głębokościach (0,25-1,00 m, 1,00-3,00 m oraz 3,00-5,00 m p.p.t.). Na głębokości 0,25 - 1,00 m p.p.t. (rys. 7.55), stężenie frakcji benzyn C₆-C₁₂, początkowo wynosiło około 500 mg/kg s.m. i utrzymało się na podobnym poziomie przez wszystkie serie pomiarowe z minimalnymi fluktuacjami. Stężenie węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅, początkowo wynosiło około 3 100 mg/kg s.m. i wykazywało niewielki, powolny spadek do końca serii pomiarowych.

Na głębokości 1,00 - 3,00 m p.p.t. (rys. 7.56) stężenie węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂, początkowo oscylowało wokół 500 mg/kg s.m., a jego poziom był stabilny z niewielkimi fluktuacjami przez kolejne serie pomiarowe. Stężenie węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ wynosiło również około 3 100 mg/kg s.m. i wykazywało bardzo subtelny trend spadkowy, i był wystarczający do osiągnięcia wartości dopuszczalnych.

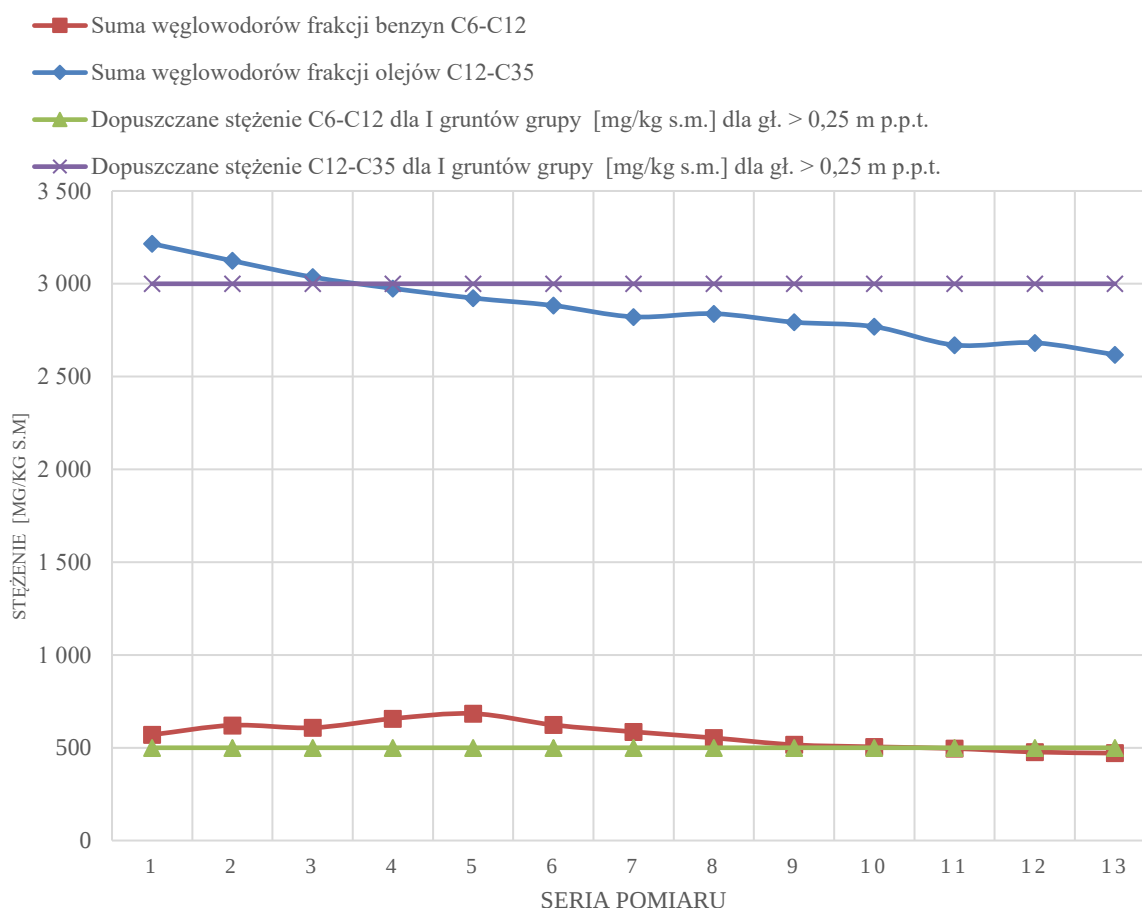


Rys. 7.55. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 8 na głębokości 0,25-1,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s.m. i dla benzyn 500 mg/ kg s. m.



Rys. 7.56. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 8 na głębokości 1,00-3,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s. m. i dla benzyn 500 mg/kg s. m.

Na głębokości 3,00 - 5,00 m p.p.t. (rys. 7.57) stężenie węglowodorów frakcji benzyn C_6-C_{12} , początkowo wynosiło około 550 mg/kg s.m. i pozostało stabilne, z niewielkimi spadkami w serii pomiarowej. Stężenie węglowodorów frakcji olejów $C_{12}-C_{35}$, wynosiło około 3 100 mg/kg s.m., z zauważalnym, ale niewielkim spadkiem w trakcie pomiaru.



Rys. 7.57. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 8 na głębokości 3,00-5,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s.m. i dla benzyn 500 mg/kg s.m.

Na obiekcie badawczym nr V zanieczyszczenia stwierdzono zarówno w warstwach przypowierzchniowych, jak i głębszych stref, gdzie stwierdzono znaczne przekroczenia dopuszczalnych stężeń węglowodorów frakcji benzyn (C_6-C_{12}) oraz olejów ($C_{12}-C_{35}$). Szczególnie istotne w tym przypadku było, że zanieczyszczenia sięgały aż do głębokości 5 metrów p.p.t., co znacząco wpłynęło na zakres i złożoność prowadzonych działań remediacyjnych. Z uwagi na głębokie zaleganie zanieczyszczeń, szczególną uwagę poświęcono analizie i precyzyjnemu określeniu zasięgu występowania poszczególnych substancji, co umożliwiło optymalne zaplanowanie rozmieszczenia punktów iniekcyjnych oraz efektywną kontrolę procesu oczyszczania. Budowa geotechniczna podłoża, obejmująca grunty niespoiste o niejednorodnej strukturze i zróżnicowanej przepuszczalności, odgrywała istotną rolę

w rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń, a także determinowała skuteczność migracji biopreparatu oraz dostępności tlenu. Dodatkowym istotnym aspektem procesu była analiza czasu zalegania zanieczyszczeń oraz próba identyfikacji ich źródła. Wiedza na temat tego, czy substancje pochodzą z jednego, czy różnych okresów eksploatacyjnych, a także określenie potencjalnego momentu i mechanizmu wprowadzenia zanieczyszczeń do środowiska, była istotna dla zaplanowania skutecznych działań remediacyjnych.

Źródło zanieczyszczeń zostało zidentyfikowane, co pozwoliło na ograniczenie dalszego ich napływu do środowiska oraz jednoznaczną ocenę skali problemu. Zróżnicowany czas zalegania poszczególnych frakcji wpływał na ich mobilność oraz stopień rozkładu, co wymagało indywidualnego podejścia do każdej strefy. Zastosowano dwutorowy proces bioremediacji: dla warstw przypowierzchniowych zastosowano metodę zraszania, natomiast dla zanieczyszczeń głębokich wdrożono iniekcję biopreparatów z wykorzystaniem piezometrów iniekcyjnych. W warstwie przypowierzchniowej, dzięki jednorodności geotechnicznej oraz korzystnym warunkom tlenowym, proces remediacji przebiegał sprawnie. Systematyczny spadek stężeń frakcji benzyn i olejów odnotowano już w początkowych seriach pomiarowych, a końcowe wartości zostały zredukowane poniżej obowiązujących limitów. Remediacja warstw głębszych była znacznie bardziej złożona z uwagi na dużą głębokość występowania zanieczyszczeń oraz niejednorodną budowę litologiczną, która wpływała na zmienność warunków ośrodka gruntowego.

Proces wymagał szczegółowej kontroli parametrów remediacyjnych, takich jak ciśnienie i częstotliwość iniekcji, a także uwzględnienia utrudnionej migracji tlenu i biopreparatów. Ciągły monitoring procesu remediacji był niezbędny do opracowania tendencji przebiegu oczyszczania, co przy tak znacznym zasięgu w profilu pionowym było wymagające i wiązało się z koniecznością wdrożenia odpowiednich procedur operacyjnych oraz adaptacyjnych. W całym procesie uwzględniono również znaczenie utrzymania właściwego poziomu wilgotności, co miało istotny wpływ na aktywność mikroorganizmów uczestniczących w biodegradacji. Szczególnie w warstwie przypowierzchniowej kontrolowano intensywność parowania i dostosowywano nawadnianie, aby zapobiec spadkowi efektywności oczyszczania. Ostatecznie, proces remediacji na obiekcie nr V okazał się efektywny, mimo znacznego zasięgu zanieczyszczeń w profilu pionowym i złożonych uwarunkowań geotechnicznych. Osiągnięto pełną zgodność końcowych stężeń z wymaganiami środowiskowymi, co potwierdza skuteczność zastosowanej technologii nawet w trudnych warunkach terenowych.

7.8. Ocena skuteczności działań remediacyjnych na obiektach badawczych

W ramach niniejszej rozprawy oceniono skuteczność procesów remediacji gruntów na pięciu różnych obiektach w Polsce. Projekty charakteryzowały się zróżnicowaniem pod względem historii powstania zanieczyszczenia, poziomów występujących stężeń substancji, zastosowanych metod remediacji oraz warunków geotechnicznych. W celu oceny skuteczności remediacji określono krotność przekroczeń dla poszczególnych frakcji zanieczyszczeń, określonej jako stosunek maksymalnie osiągniętej koncentracji do dopuszczalnego stężenia granicznego (tj. dopuszczalnej zawartości substancji w gruncie, poniżej której nie jest wymagany proces remediacji). Wzory przyjmują postać (6.1), (6.2):

$$K_{C_{6-12}} = \frac{C_{6-12}^{max}}{C_{6-12}^{gran}} \quad (6.1)$$

gdzie:

$K_{C_{6-12}}$ – krotność przekroczeń dla frakcji benzyn C_{6-12} ,

C_{6-12}^{max} – maksymalna (osiągnięta) koncentracja frakcji benzyn C_{6-12} [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$],

C_{6-12}^{gran} – stężenie graniczne frakcji benzyn C_{6-12} , wartość określona jako dopuszczalna zawartość substancji w gruncie, poniżej której nie jest wymagany proces remediacji [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$].

$$K_{C_{12-35}} = \frac{C_{12-35}^{max}}{C_{12-35}^{gran}} \quad (6.2)$$

gdzie:

$K_{C_{12-35}}$ – krotność przekroczeń dla frakcji olejów C_{12-35} ,

C_{12-35}^{max} – maksymalna (osiągnięta) koncentracja frakcji olejów C_{12-35} [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$],

C_{12-35}^{gran} – stężenie graniczne frakcji olejów C_{12-35} , wartość określona jako dopuszczalna zawartość substancji w gruncie, poniżej której nie jest wymagany proces remediacji [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$].

Skuteczność redukcji remediacji definiuje się jako procentowe zmniejszenie stężenia danej frakcji zanieczyszczenia, co wyrażono następującymi wzorami (6.3) i (6.4):

$$\eta_{C_{6-12}} = \frac{C_{6-12}^{max} - C_{6-12}^{final}}{C_{6-12}^{max}} \times 100 \quad (6.3)$$

gdzie:

$\eta_{C_{6-12}}$ – skuteczność redukcji dla frakcji benzyn C_{6-12} [%],

C_{6-12}^{max} – maksymalna (początkowa) koncentracja frakcji benzyn C_{6-12} [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$],

C_{6-12}^{final} – koncentracja finalna frakcji benzyn C_{6-12} , wartość osiągnięta po zakończeniu procesu remediacji [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$].

$$\eta_{C_{12-35}} = \frac{C_{12-35}^{max} - C_{12-35}^{final}}{C_{12-35}^{max}} \times 100 \quad (6.4)$$

gdzie:

$\eta_{C_{12-35}}$ – skuteczność redukcji dla frakcji olejów C_{12-35} [%],

C_{12-35}^{max} – maksymalna (początkowa) koncentracja frakcji olejów C_{12-35} [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$],

C_{12-35}^{final} – koncentracja finalna frakcji olejów C_{6-12} , wartość osiągnięta po zakończeniu procesu remediacji [$\frac{mg}{kg \text{ s.m.}}$].

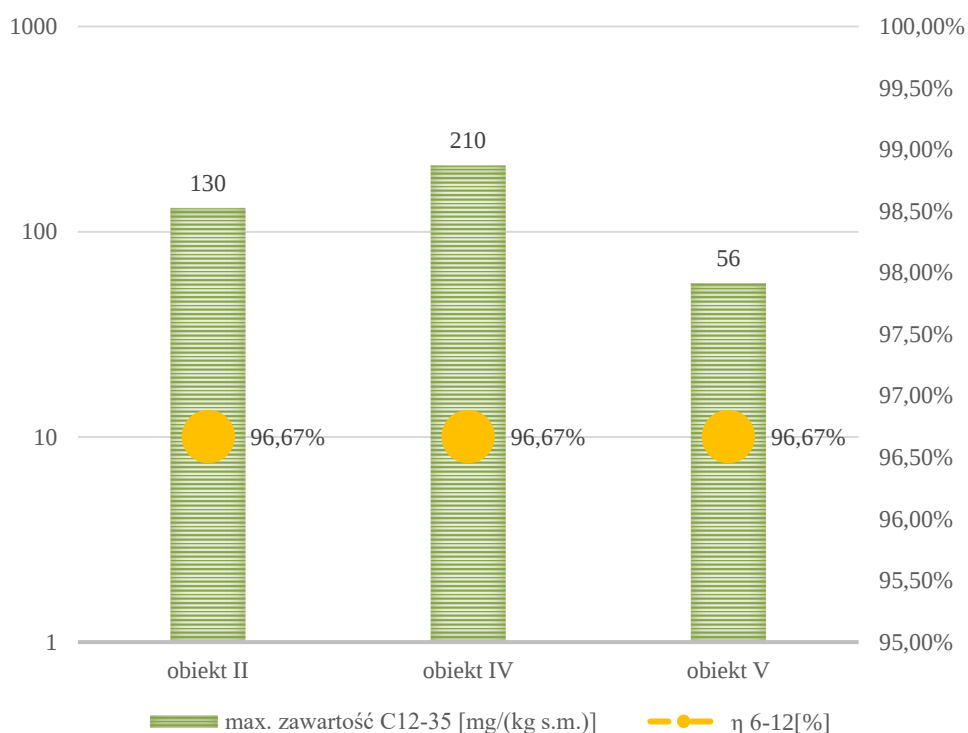
Szczegółowe wyniki badań kontrolnych przedstawiono w tabeli 7.7. Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano, że dla warstwy gruntu do 0,25 m p.p.t. w zakresie frakcji C_6 - C_{12} przekroczenia odnotowano na Obiekcie II oraz Obiekcie V. Dla frakcji C_{12} - C_{35} przekroczenia odnotowano Obiekcie II, Obiekcie IV i Obiekcie V. Dla frakcji C_6 - C_{12} warstwie poniżej 0,25 m przekroczenia odnotowano na Obiekcie I, Obiekcie II, Obiekcie III i Obiekcie V. Dla frakcji C_{12} - C_{35} w warstwie poniżej 0,25 m przekroczenia odnotowano na Obiekcie I, Obiekcie II, Obiekcie III i Obiekcie V.

Wyniki obliczeń przedstawiono graficznie na rys. 7.58-7.60.

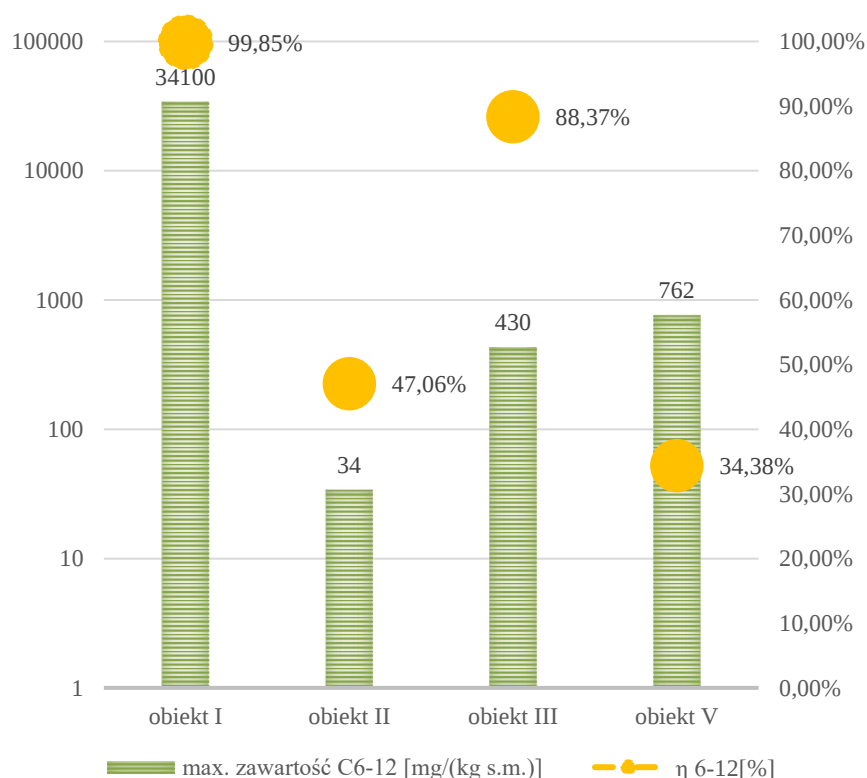
Tab. 7.7. Ocena jakości oczyszczania gruntu na wybranych obiektach.

Parametr	Jednostka	obiekt I	obiekt II	obiekt III	obiekt IV	obiekt V
Czas prowadzenia oczyszczania	[miesiące]	12	4	36	3	4
Ilość gruntu	[m ³]	7 600	3 500	3 000	3 000	3 000
Rodzaj gruntu		niespoiste	niespoiste	niespoiste	niespoiste	spoiste
Głębokość prowadzenia oczyszczania - wykryte przekroczenia do głębokości 0,25 m						
Dla frakcji C₆-C₁₂						
C_{6-12}^{max}	[mg/(kg s.m.)]	b.p.	1	b.p.	b.p.	17
C_{6-12}^{gran}	[mg/(kg s.m.)]	b.p.	1	b.p.	b.p.	1
$K_{C_{6-12}}$	-	b.p.	b.p.	b.p.	b.p.	17
C_{6-12}^{final}	[mg/(kg s.m.)]	b.p.	1	b.p.	b.p.	1
$\eta_{C_{6-12}}$	[%]	b.p.	b.p.	b.p.	b.p.	b.p.
Dla frakcji C₁₂-C₃₅						
C_{12-35}^{max}	[mg/(kg s.m.)]	b.p.	130	b.p.	210	56
C_{12-35}^{gran}	[mg/(kg s.m.)]	b.p.	30	b.p.	30	30
$K_{C_{12-35}}$	-	b.p.	4,33	b.p.	7	1,87
C_{12-35}^{final}	[mg/(kg s.m.)]	b.p.	27	b.p.	30	29
$\eta_{C_{12-35}}$	[%]	b.p.	96,67	b.p.	96,67	96,67
Głębokość prowadzenia oczyszczania - wykryte przekroczenia do głębokości > 0,25 m						
Dla frakcji C₆-C₁₂						
C_{6-12}^{max}	[mg/(kg s.m.)]	34100	34	430	b.p.	762
C_{6-12}^{gran}	[mg/(kg s.m.)]	50	50	50	b.p.	500
$K_{C_{6-12}}$	-	682	0,68	8,6	b.p.	1,52
C_{6-12}^{final}	[mg/(kg s.m.)]	50	18	50	b.p.	500
$\eta_{C_{6-12}}$	[%]	99,85	47,06	88,37	b.p.	34,38
Dla frakcji C₁₂-C₃₅						
C_{12-35}^{max}	[mg/(kg s.m.)]	5 260	2 500	1 050	b.p.	3 284
C_{12-35}^{gran}	[mg/(kg s.m.)]	1 000	1 000	1 000	b.p.	3 000
$K_{C_{12-35}}$	-	5,26	2,5	1,05	b.p.	1,09
C_{12-35}^{final}	[mg/(kg s.m.)]	650	980	890	b.p.	2 900
$\eta_{C_{12-35}}$	[%]	80,99	60,00	4,76	b.p.	8,65

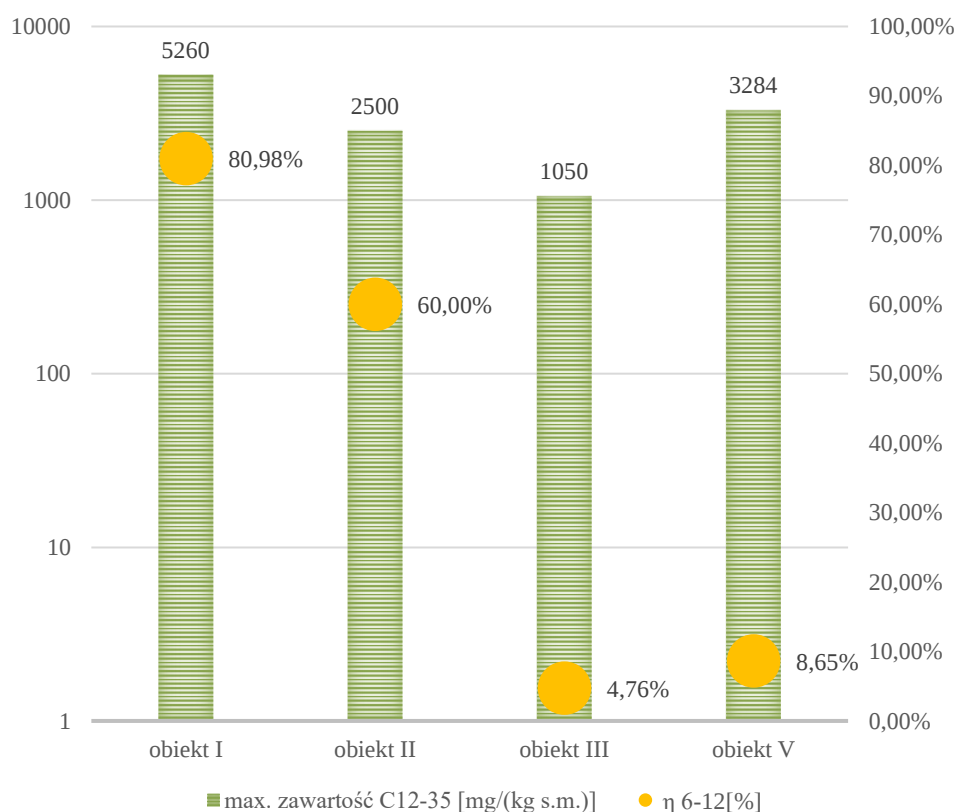
b.p. – brak przekroczeń normy



Rys. 7.58. Skuteczność redukcji C₁₂-C₃₅ w warstwie do 0,25 m p.p.t, przy granicznej zawartości substancji 30 mg/ kg s.m dla obiektu II, IV, V.



Rys. 7.59. Skuteczność redukcji C₆-C₁₂ w warstwie > 0,25 m p.p.t, przy granicznej zawartości substancji 50 mg/ kg s.m dla obiektu I, II,III i 500 mg/ kg s.m dla obiektu V.



Rys. 7.60. Skuteczność redukcji C₁₂-C₃₅ w warstwie > 0,25 m p.p.t, przy granicznej zawartości substancji 1 000 mg/ kg s.m dla obiektu I, II,III i 3 000 mg/ kg s.m dla obiektu V.

Analiza pięciu projektów remediacji wykazała, że:

- Efektywność metod remediacji zależy od rodzaju zanieczyszczeń i warunków lokalnych.
- Bioremediacja *in situ* była skuteczna w przypadku zanieczyszczeń organicznych, takich jak węglowodory.
- Wysoka krotność przekroczeń: Wyższe stężenia zanieczyszczeń wymagają bardziej intensywnych i długotrwałych działań remediacyjnych. Metody takie jak bioremediacja mogą być stosowane w połączeniu z innymi technikami (np. chemiczne utlenianie), w celu skutecznego obniżenia poziomu zanieczyszczeń.
- Niska krotność przekroczeń: Niższe stężenia zanieczyszczeń mogą być usunięte szybciej, często za pomocą mniej inwazyjnych metod remediacji, takich jak bioremediacja *in situ*.
- Wysoka przepuszczalność: Zanieczyszczenia szybko przenikają przez piaski, co może prowadzić do szybkiego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w gruncie i wodach gruntowych.

- Skuteczność remediacji: Metody remediacji w piaskach są intensywne i szybko działające. Procesy takie jak bioremediacja *in situ* z napowietrzaniem są skuteczne, ale wymagają dodatkowych działań, np. poprzez dodawanie substancji odżywczych.
- Niska przepuszczalność: Zanieczyszczenia przenikają wolniej przez gliny, co powoduje ich kumulację w górnych warstwach gruntu.
- Skuteczność remediacji: Remediacja w glinach może być bardziej skomplikowana ze względu na trudności w dostępie do skumulowanych zanieczyszczeń. Metody takie jak stabilizacja chemiczna lub elektrokinetyka mogą być stosowane, aby przyspieszyć proces oczyszczania.
- Metody biologiczne są bardziej przyjazne dla środowiska, ale mogą być mniej skuteczne przy oczekiwaniu w krótkim okresie na efekt.

Projekty remediacji analizowane w niniejszej rozprawie wskazują, że wybór odpowiedniej metody remediacji powinien być dostosowany do specyfiki zanieczyszczeń oraz warunków geotechnicznych i środowiskowych danego terenu. Istotne znaczenie ma również bilans kosztów i korzyści ekologicznych, który powinien być uwzględniony przy planowaniu działań remediacyjnych. Zrozumienie zależności między krotnością przekroczeń zanieczyszczeń, rodzajem podłoża gruntowego, a zakładanym czasem trwania remediacji jest istotne dla efektywnego planowania realizacji działań remediacyjnych. Wyższe stężenia zanieczyszczeń wymagają bardziej intensywnych i długotrwałych działań, zwłaszcza w gruntach o niskiej przepuszczalności. Efektywne zarządzanie tymi zależnościami jest istotne dla osiągnięcia sukcesu w procesie oczyszczania środowiska. Przyszłe badania powinny skupić się na rozwijaniu nowych, bardziej efektywnych i ekonomicznych metod remediacji, które będą mogły być zastosowane w różnorodnych warunkach geotechnicznych.

8. Proponowany algorytm postępowania przy doborze lub zmianie metody remediacji

8.1. Wprowadzenie

Skuteczne zaplanowanie i przeprowadzenie działań remediacyjnych jest uwarunkowane aspektami formalno-prawnymi, geotechnicznymi i technologicznymi. W praktyce często działania te prowadzone są w zakresie ograniczonym dlatego uznano za celowe opracowanie procedur prowadzenia tych prac, więc zaproponowano algorytm postępowania uwzględniający wszystkie aspekty i uwarunkowania. Proponowany algorytm postępowania ma na celu systematyzację procesu doboru lub modyfikacji metody remediacji gruntów zanieczyszczonych. Algorytm został opracowany jako odpowiedź na obserwowaną potrzebę strukturyzowanego podejścia do zarządzania zanieczyszczeniami środowiskowymi, zwłaszcza w kontekście różnorodności budowy geotechnicznej i chemicznego składu zanieczyszczeń, które są analizowane na etapie prac badawczych. Znaczenie algorytmu wynika z coraz częstszych przypadków zanieczyszczeń gruntów na całym świecie, które wymagają nie tylko skutecznych, ale także szybkich i ekonomicznie uzasadnionych metod remediacji.

Tradycyjne podejścia często okazują się niewystarczające ze względu na złożoność warunków środowiskowych i geotechnicznych, co skutkuje potrzebą opracowania bardziej zintegrowanych i elastycznych strategii postępowania. Opracowanie algorytmu było możliwe dzięki analizie wyników empirycznych przedstawionych w tej rozprawie, a także dzięki wszechstronnemu przeglądowi literatury naukowej dotyczącej nowoczesnych metod remediacji i uwarunkowań ich stosowania. W szczególności, algorytm korzysta z wiedzy z nauk geologicznych, chemii środowiskowej oraz inżynierii środowiska i lądowej, aby zapewnić podejście holistyczne i skoncentrowane na najbardziej efektywnym i bezpiecznym oczyszczaniu gruntów. Algorytm ma na celu nie tylko wybór odpowiedniej metody, ale także jej adaptację i optymalizację w czasie rzeczywistym w odpowiedzi na dynamicznie zmieniające się warunki terenowe oraz wyniki bieżących monitorowań, a w szczególnych sytuacjach rozszerzenie aplikowanej metody lub jej zamknięcie i zastąpienie inną prowadzącą do lepszych efektów działań remediacyjnych. Skupia się na integracji wiedzy multidyscyplinarnej, co pozwala na rozważenie różnorodnych aspektów ekologicznych, ekonomicznych i społecznych, które są ważne dla zrównoważonego zarządzania projektami remediacji. Dzięki takim działaniom, proponowany algorytm stanowi istotne narzędzie umożliwiające nie tylko

efektywne, ale również przemyślane i odpowiedzialne podejście do ochrony i odbudowy zdegradowanych środowisk naturalnych, które są istotne dla zdrowia publicznego oraz zachowania bioróżnorodności na lokalnym i globalnym poziomie.

8.2. Proponowany algorytm

Zaprojektowany algorytm postępowania przy wyborze lub zmianie metody remediacji zanieczyszczonego gruntu przedstawiono na schemacie blokowym (rys. 8.1). Algorytm obejmuje szereg kroków, poczynwszy od analizy historycznej i wstępnych badań gruntów, aż po ocenę skuteczności wybranej metody i podjęcie decyzji o modyfikacji metody lub końcowych o zakończeniu prac. Każdy etap został zaprojektowany w taki sposób, aby zapewnić kompleksowe podejście do problemu zanieczyszczeń gruntowych i pozwolić na wybór najodpowiedniejszej metody remediacji, z uwzględnieniem specyficznych warunków lokalnych i geotechnicznych. Procedura przejścia przez algorytm została ustrukturyzowana w postaci ośmiu zasadniczych etapów.

Celem pierwszego etapu, analizy historycznej terenu, jest zebranie wszystkich dostępnych informacji na temat historii użytkowania terenu, na którym wystąpiło zanieczyszczenie. Na tym etapie przeprowadzana jest analiza działalności historycznej na danym obszarze, uwzględniając rodzaj i intensywność procesów przemysłowych lub innej działalności, która mogła prowadzić do skażenia gruntu. Określany jest rodzaj substancji, które mogą występować na zanieczyszczonym obszarze oraz identyfikowane są źródła zanieczyszczenia, co stanowi podstawę do zaplanowania dalszych działań.

Drugi etap obejmuje analizę lokalnych uwarunkowań, takich jak: plan zagospodarowania terenu, ograniczenia terenowe (np. obecność budynków i infrastruktury podziemnej) oraz specyficzne warunki hydrogeologiczne. Na tym etapie przeprowadzana jest ocena dostępnych zasobów infrastrukturalnych, a także identyfikowane są potencjalne ograniczenia, które mogą wpłynąć na wybór metod remediacyjnych.

Po analizie historycznej i ocenie lokalnych uwarunkowań przeprowadza się wstępne badania gruntu i wód podziemnych, aby zidentyfikować rodzaj i poziom zanieczyszczeń. W tym celu stosuje się geotechniczne i chemiczne metody badawcze, które pozwalają na dokładne określenie właściwości fizycznych i chemicznych zanieczyszczeń oraz charakterystyk gruntu.

Wyniki wstępnych badań są analizowane, aby ocenić zakres i rozprzestrzenienie się zanieczyszczeń. Tworzona jest mapa zanieczyszczeń, uwzględniająca ich stężenie i rodzaj

substancji oraz zasięg przestrzenny. W przypadku konieczności dalszej weryfikacji planowane są dodatkowe badania gruntów i wód, które dostarczają bardziej szczegółowych informacji na temat właściwości fizycznych, chemicznych i hydrogeologicznych.

Analiza budowy geologicznej i warunków hydrogeologicznych, na tym etapie dokonuje się szczegółowej analizy profilu geologicznego oraz warunków hydrogeologicznych badanego obszaru, co pozwala na identyfikację przeszkód geologicznych, takich jak warstwy wodonośne i nieprzepuszczalne (izolacja). Etap ten ma na celu zrozumienie dynamiki przepływu wód gruntowych i migracji zanieczyszczeń, co jest podstawą dla dalszego planowania procesu remediacji.

Jeżeli po wstępnych analizach pojawiają się wątpliwości co do pełnego zakresu zanieczyszczenia, przeprowadzane są dodatkowe szczegółowe badania gruntu i wód. W ramach tych badań może być również wykonywana ponowna ocena powierzchni zanieczyszczenia, co pozwala na bardziej precyzyjną weryfikację granic skażenia i przygotowanie szczegółowego planu działań.

Na podstawie zebranych danych, przeprowadzana jest analiza dostępnych metod remediacyjnych, uwzględniając ich ograniczenia, efektywność oraz koszty. Ocena dotyczy m.in. możliwości zastosowania metody na specyficznych gruntach, a także wpływu na środowisko i skuteczności w odniesieniu do specyficznego rodzaju rozproszonych zanieczyszczeń.

Zanim zostanie podjęta decyzja o wdrożeniu pełnego zakresu remediacji, zalecane jest przeprowadzanie testów pilotażowych. Pozwalają one na ocenę skuteczności i stabilności działania wybranych metod w rzeczywistych warunkach terenowych. Na tym etapie monitoruje się efektywność usuwania zanieczyszczeń, stabilność procesu oraz ewentualne efekty uboczne. Badania pilotażowe mają szczególne znaczenie przy remediacji gruntów na dużym obszarze i zróżnicowanych warunkach gruntowo-wodnych. Monitoring, to jeden z bardzo istotnych zadań całego procesu.

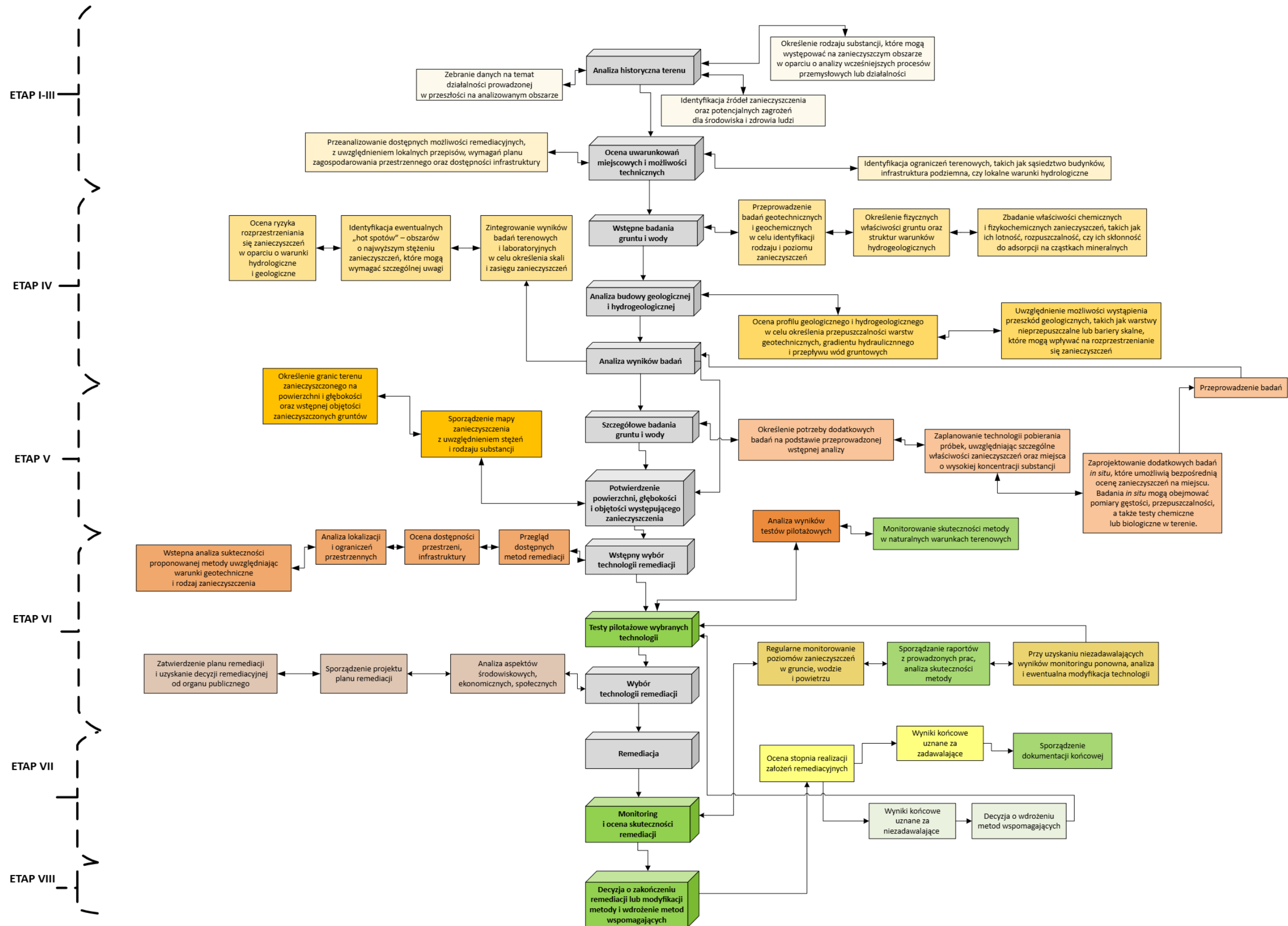
Na podstawie wyników testów pilotażowych oraz analizy aspektów środowiskowych, ekonomicznych i społecznych, dokonuje się wyboru optymalnej metody remediacji. Uwzględniane są zarówno efektywność metody, jak i koszty wdrożenia, oraz potencjalne jej ograniczenia.

Wdrożenie metody remediacji pozwala na przeprowadzenie działań zgodnie z ustalonym planem. Zasadniczym elementem tego etapu jest monitorowanie procesu remediacji, które obejmuje regularne pomiary poziomu zanieczyszczeń w gruncie, wodach podziemnych i ewentualnie również w powietrzu. Celem monitorowania jest bieżąca ocena

skuteczności remediacji oraz identyfikacja ewentualnych problemów, które mogą wymagać modyfikacji zaaplikowanej metody. Badania powinny być prowadzone przez wybrane jednostki lub laboratoria akredytowane.

Po zakończeniu działań remediacyjnych przeprowadzana jest ocena skuteczności, mająca na celu weryfikację osiągnięcia założonych celów oczyszczania gruntu. Tworzony jest raport końcowy, który dokumentuje cały proces, wyniki oraz wyciągnięte wnioski, co stanowi istotne źródło informacji dla przyszłych projektów remediacyjnych. W przypadku nieosiągnięcia zakładanych efektów oraz remediacji, może być wstrzymany lub wdrożona inna metoda.

Proponowany algorytm postępowania pozwala na systematyczne i szczegółowe podejście do procesu wyboru i wdrażania metod remediacyjnych, uwzględniając warunki geotechniczne, złożoność zanieczyszczenia oraz dostępne metody



Rys. 8.1. Algorytm postępowania przy doborze lub zmianie metody remediacji .

8.3. Podsumowanie

Korzyści wynikające z wdrożenia proponowanego algorytmu w praktyce, nie tylko podnosi efektywność procesów remediacji, ale również przyczynia się do szeregu pozytywnych zmian na poziomie ekologicznym, społecznym i ekonomicznym. Algorytm zapewnia efektywniejsze wykorzystanie dostępnych zasobów zarówno materialnych, jak i ludzkich. Poprzez dokładne analizy wstępne i selekcję odpowiednich metody, ograniczane są niepotrzebne wydatki i marnotrawstwo. Zarządzanie zasobami oparte na danych z rzetelnych badań pozwala na świadome decyzje o alokacji funduszy, co jest ważne w projektach, gdzie budżety są często ograniczone. Stosując algorytm, możliwe jest znaczące zmniejszenie ryzyka negatywnego wpływu działań remediacyjnych na środowisko. Strategia ta zakłada ciągłe monitorowanie i modyfikację metody, co pozwala na szybką reakcję na potencjalne zagrożenia ekologiczne. Taka proaktywna postawa zapewnia ochronę bioróżnorodności oraz naturalnych funkcji ekosystemów, co jest istotne w kontekście globalnych zmian klimatycznych i degradacji środowisk naturalnych.

Realizacja projektów remediacji z wykorzystaniem opisanego algorytmu przyczynia się do poprawy warunków życia lokalnych społeczności. Oczyszczanie gruntów i eliminacja zagrożeń związanych z zanieczyszczeniami wpływa na zdrowie publiczne, dostępność czystej wody i możliwości gospodarcze. Społeczności, które wcześniej cierpiały z powodu zanieczyszczonych terenów, zyskują nowe perspektywy rozwoju i lepsze warunki do życia. Algorytm postępowania wpisuje się w szeroko rozumianą strategię zrównoważonego rozwoju na terenach przemysłowych. Dzięki zastosowaniu metodyki opartej na dowodach naukowych i ciągłym doskonaleniu praktyk, projekty remediacji mogą wspierać trwały rozwój, jednocześnie minimalizując negatywne wpływy na środowisko. Jest to zgodne z globalnymi celami zrównoważonego rozwoju, które zakładają harmonijną interakcję między człowiekiem a przyrodą.

Przemyślane wdrożenie opisanego algorytmu nie jest jedynie techniczną koniecznością, ale strategicznym wyborem, który ma długoterminowe konsekwencje dla ekologii, ekonomii i społeczeństwa. Jest to krok w kierunku nie tylko technologicznego, ale także społecznego postępu, umożliwiający budowanie lepszej przyszłości na zrównoważonych, zdrowych i produktywnych gruntach. W związku z tym, dalsze badania i rozwój algorytmu postępowania przy remediacji zanieczyszczonych terenów są podstawą dla osiągnięcia tych globalnych celów.

9. Podsumowanie i wnioski

9.1. Podsumowanie

Rozprawa doktorska dotyczy problemu skuteczności prowadzonych prac związanych z oczyszczaniem terenów zanieczyszczonych wskutek wcześniejszego użytkowania, które doprowadziło do przedostania się substancji zanieczyszczających do podłoża. Zagadnienie to ma globalny charakter, ponieważ do środowiska uwalniane są różne toksyczne substancje, mające bardzo negatywny wpływ na wiele elementów środowiska. W pracy zakres analiz został ograniczony do substancji ropopochodnych, stanowiących jedno z większych zagrożeń, z którymi należy sobie poradzić. Substancje ropopochodne są jednymi z najpowszechniej występujących i stosowanych związków niebezpiecznych w gospodarce i życiu codziennym, dlatego często dostają się one również do środowiska. Wyniki badań przedstawione w niniejszej pracy wskazują, że istotne znaczenie dla skuteczności działań naprawczych mają takie czynniki, jak głębokość występowania substancji zanieczyszczającej, właściwości fizykochemiczne gruntu oraz warunki rozprzestrzeniania się substancji w podłożu gruntowym, w tym głównie przepuszczalności gruntów. W ramach rozprawy dokonano przeglądu dostępnych metod remediacji, uwzględniając ich skuteczność w różnych warunkach geotechnicznych. Wyniki badań pozwoliły na identyfikację ograniczeń stosowanych dotychczas kryteriów oraz wskazanie konieczności ich modyfikacji. W odpowiedzi na te wyzwania opracowano algorytm wspomagający proces przy doborze, zmianie lub optymalizacji metod remediacji. Algorytm uwzględnia zasadnicze parametry warunkujące efektywność oczyszczania podłoża gruntowego. Zastosowanie zaproponowanego algorytmu umożliwia kompleksową ocenę i dostosowanie technologii remediacyjnych do lokalnych uwarunkowań terenu inwestycyjnego, oraz kontrolę procesu na każdym jego etapie. W szczególności uwzględnia on wyniki testów pilotażowych, które stanowią podstawę do określenia optymalnej metody remediacyjnej, rodzaj substancji zanieczyszczających, ich mobilność oraz interakcje z podłożem gruntowym, a także uwarunkowania środowiskowe, w których proces oczyszczania jest realizowany. Ponadto, istotnym czynnikiem wpływającym na skuteczność działań jest jakość danych dostarczonych na etapie projektowania prac remediacyjnych, co ma bezpośredni wpływ na możliwość precyzyjnego określenia skali zanieczyszczenia, rodzaju i ilości substancji zanieczyszczającej oraz dobrania odpowiedniej metody oczyszczania.

Hipoteza postawiona w pracy została udowodniona, ponieważ na podstawie wykonanych analiz wybranych obiektów badawczych stwierdzono, że przeprowadzenie efektywnych działań remediacyjnych uzależnione jest od głębokości występowania zanieczyszczenia, rodzaju gruntu który jest zanieczyszczony i odpowiednio przeprowadzonych prac związanych z określeniem zasięgu występującego zanieczyszczenia, a także zapewnieniu odpowiednich procedur monitoringu i kontroli przebiegu procesu.

Cel naukowy pracy został osiągnięty, ponieważ opracowano algorytm postępowania przy doborze lub zmianie metody remediacji zanieczyszczonych gruntów.

9.2. Wnioski

9.2.1. Wnioski ogólne

1. Efektywność oczyszczania gruntów zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi jest uzależniona od warunków geotechnicznych podłoża, w tym występowaniem gruntów spoistych i niespoistych, warunkujących wnikanie substancji do gruntu i ich migracji.
2. Precyzyjne dane uzyskane z odpowiedniej jakości wykonanych badań geosrodowiskowych na etapie projektowania działań remediacyjnych są ważne przy projektowaniu działań naprawczych.
3. Obowiązujące akty prawne w zakresie prowadzenia prac remediacyjnych powinny być aktualizowane i dostosowane do warunków geotechnicznych podłoża, aby zapewnić skuteczność prowadzonych działań remediacyjnych.
4. Testy pilotażowe stanowią istotny element przy wyborze optymalnej metody oczyszczania podłoża gruntowego, dostosowanej do rodzaju zanieczyszczenia i warunków geotechnicznych.
5. Dobranie odpowiedniej metody oczyszczania gruntów powinno być rozpatrywane indywidualnie, przy uwzględnieniu charakterystyki substancji zanieczyszczającej, warunków jej migracji w podłożu i uwarunkowań lokalnej budowy geotechnicznej podłoża gruntowego.

9.2.2. Wnioski szczegółowe z analizy obiektów badawczych

1. Efektywność metod remediacji na wybranych obiektach była dostosowana do wstępnego rozpoznania warunków geotechnicznych.
2. Bioremediacja *in situ* była skuteczna w przypadku zanieczyszczeń organicznych, takich jak węglowodory, jednakże zakładane efekty rekultywacyjne uzyskano w różnym czasie na różnych obiektach.
3. Wysoka krotność przekroczeń: Wyższe stężenia zanieczyszczeń wymagają bardziej intensywnych i długotrwałych działań remediacyjnych. Metody takie jak bioremediacja mogą być stosowane w połączeniu z innymi technikami (np. chemiczne utlenianie), w celu skutecznego obniżenia poziomu zanieczyszczeń.
4. Niska krotność przekroczeń: Niższe stężenia zanieczyszczeń mogą być usunięte szybciej, często za pomocą mniej inwazyjnych metod remediacji, takich jak bioremediacja *in situ*.
5. Wysoka przepuszczalność: Zanieczyszczenia szybko przenikają przez piaski, co może prowadzić do szybkiego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w gruncie i wodach gruntowych, co wpływa na zasięg obszaru prac remediacyjnych.
6. Skuteczność remediacji: Metody remediacji w piaskach muszą być intensywne i szybko działające. Procesy takie jak bioremediacja *in situ* z napowietrzaniem mogą być skuteczne, ale mogą wymagać dodatkowego wsparcia, np. poprzez dodawanie substancji odżywczych.
7. Niska przepuszczalność: Zanieczyszczenia przenikają wolniej przez grunty drobnoziarniste, co powoduje ich kumulację w górnych warstwach podłoża.
8. Skuteczność remediacji: Remediacja w glinach może być bardziej skomplikowana ze względu na trudności w dostępie do skumulowanych zanieczyszczeń. Metody takie jak stabilizacja chemiczna lub elektrokinetyka mogą być stosowane, aby wymusić ruch wody i przyspieszyć proces oczyszczania.
9. Metody biologiczne są bardziej przyjazne dla środowiska, ale mogą być mniej skuteczne przy oczekiwaniu na efekt w krótkim okresie.

9.2.3. Wnioski z proponowanego algorytmu postępowania przy doborze lub zmianie metody remediacji

1. Wprowadzenie algorytmu w praktyce może usprawnić planowanie i kontrolę przebiegu procesu remediacji w długoterminowej perspektywie, co wpływa na skuteczność tego procesu.
2. Zaproponowane podejście ogranicza ryzyko niepowodzenia procesu poprzez dokładną analizę procesu przed jej ostatecznym wdrożeniem oraz kontrolę, która w krótkim czasie może wymóc na wykonawcy remediacji zmianę zaproponowanej metody oczyszczania lub wspomaganie jej inną metodą.
3. Algorytm minimalizuje ryzyko opracowywania projektów remediacji bez uprzedniej analizy warunków środowiskowych i technologicznych na konkretnym obiekcie.

9.3. Kierunki dalszych badań

Prowadzone prace należy rozszerzyć o:

1. Integracja zaproponowanego algorytmu z narzędziami wykorzystującymi sztuczną inteligencję.
2. Opracowanie kryteriów zmiany właściwości geotechnicznych gruntów po przeprowadzonym procesie oczyszczania.
3. Ocenę wpływu prac remediacyjnych na środowisko naturalne.
4. Rozwój metod monitoringu procesu remediacji i ocena jego skuteczności.

Literatura

- [1] Abdulkarim A.Y., Bello A.A., Abdulsalam S., Umar S.A., Sadiq M.B. (2019). Bioremediation of soil contaminated with spent motor oil. *Iconic Research and Engineering Journals*, 3, 16–22.
- [2] Abdullah W., Aljarallah R., Alrashidi A. (2014). Hydrocarbon oil-contaminated soil assessment using electrical resistivity topography. *Journal of Engg. Research*, 2, 67–85.
- [3] Abioye O.P. (2011). Biological remediation of hydrocarbon and heavy metals contaminated soil. *Soil Contamination*. InTech Europe, Rijeka, 127–142.
- [4] Abousnina R.M., Manalo A., Lokuge W., Shiau J. (2015). Oil contaminated sand: an emerging and sustainable construction material. *Procedia Engineering*, 118, 1119–1126.
- [5] Adamski, W. (1993). *Nowoczesne technologie rekultywacji skażonych gleb*. Ochrona Środowiska, 1–2, 7–17.
- [6] Adipah S. (2019). Introduction of petroleum hydrocarbons contaminants and its human effects. *Journal of Environmental Science and Public Health*, 3, 1–9.
- [7] Adynkiewicz-Piragas M., Kryza J., Pitzschke S., Witkoś J. (2014). *Gospodarka starymi zanieczyszczeniami na terenie lotniska powojkowego – od badań historycznych do koncepcji rewitalizacji (lotniska Krzywa, Polska)*. Wrocław: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy.
- [8] Adynkiewicz-Piragas M., Lejcuś I., Pitzschke S., Witkoś J. (2013). *Polsko-Niemiecki podręcznik teoretyczno-metodyczny do tworzenia systemów identyfikacji obszarów zanieczyszczonych*. Wrocław: Wrocławska Drukarnia Naukowa PAN im. St. Kulczyńskiego.
- [9] Agarry S.E., Ogunleye O.O. (2012). Factorial designs application to study enhanced bioremediation of soil artificially contaminated with weathered Bonny Light crude oil through biostimulation and bioaugmentation strategy. *Journal of Environmental Protection*, 3, 748–759.
- [10] Agostini P., Vega A. (2009). Decision Support Systems (DSSs) for Contaminated Land Management – Gaps and Challenges. W: Marcomini A., Suter II G.W., Critto A. (red.), *Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites*. Boston, MA: Springer US.
- [11] Akinwumi I.I., Diwa D., Obianigwe N. (2014). Effects of crude oil contamination on the index properties, strength and permeability of lateritic clay. *International Journal of Applied Sciences and Engineering Research*, 3(4), 816–824.
- [12] Akpokodje O.I., Juwah H.O., Uguru H. (2022). Impacts of petroleum spills on geotechnical properties of soils: a review. *Journal of Engineering Innovations and Applications*, 1, 1–6.
- [13] Al-Aghbari M.Y., Dutta R.K., Mohamedzeini Y.E.A. (2011). Effect of diesel and gasoline on the properties of sands – a comparative study. *International Journal of Geotechnical Engineering*, 5(1), 61–68.

- [14] Al-Khyat S., Munaff Naji D., Hamad H.T., Onyeaka H. (2023). A review on soil contamination sources: impact on engineering properties and remediation techniques. *Journal of Engineering and Sustainable Development*, 3, 292–307.
- [15] Al-Sanad H.A., Eid W.K., Ismael N.F. (1995). *Geotechnical properties of oil-contaminated Kuwaiti sand*. *Journal of Geotechnical Engineering*, 121(5), 407–412.
- [16] Al-Sanad, H. A., & Ismael, N. F. (1997). Aging effects on oil-contaminated Kuwaiti sand. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(3), 290–293.
- [17] Al-Shayea, N. A. (2001). *Effects of oil contamination on geotechnical properties of sand*. *Engineering Geology*, 60(1–4), 1–28.
- [18] Al-Obaidy A.H.M.J., Al-Shujairi M.A., Al-Khateeb A.Y. (2019). Assessment of soil contamination with petroleum hydrocarbons around fuel stations. *Environmental Earth Sciences*, 78(9), 1–10.
- [19] Albergaria J.T., Alvim-Ferraz M.d.C.M., Delerue-Matos C. (2012). Remediation of sandy soils contaminated with hydrocarbons and halogenated hydrocarbons by soil vapour extraction. *Journal of Environmental Management*, 104, 195–201.
- [20] Alfach M.T., Wilkinson S. (2020). Effect of crude-oil-contaminated soil on the geotechnical behaviour of piles foundation. *Geotechnical Research*, 7, 76–89.
- [21] Ali Rahman Z., Hamzah U., Taha M.R., Ithnain N.S., Ahmad N. (2010). Influence of oil contamination on geotechnical properties of basaltic residual soil. *American Journal of Applied Sciences*, 7, 954–961.
- [22] Ali W.A., Farid W.A., Al-Salman A.N.K. (2020). Bioremediation of agricultural soil contaminated by a crude oil spill. *Applied Ecology and Environmental Research*, 1, 237–252.
- [23] Amir, A., Amir, B. (2021). Determination of Atterberg limits and their correlation with soil properties. *International Journal of Geotechnical Engineering*, 15(3), 245–252.
- [24] Aouf M., Dounit S. (2022). Remediation of aged hydrocarbon contaminated soil by washing in fluidized bed column. *Archives of Environmental Protection*, 48, 15–23.
- [25] Bagińska I. (2009). Rozpoznawanie i badanie podłoża gruntowego metodami polowymi w ujęciu Eurokodu 7. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 1, 39–46.
- [26] Bałachowski, L. (2015). Interpretacja sondowania statycznego w pełnym zakresie głębokości. *Inżynieria Morska I Geotechnika*, 36, 5.
- [27] Batog A., Hawrysz M. (2010). Wartości charakterystyczne parametrów geotechnicznych gruntów wyznaczane według Eurokodu 7. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 2, 77–85.
- [28] Batog A., Hawrysz M., Stróżyk J. (2010). *Zasady nowej klasyfikacji gruntów zalecanej przez Eurokod 7*. Wrocław.
- [29] Alori E.T., Gabasawa A.I., Elenwo C.E., Agbeyegbe O.O. (2022). Bioremediation techniques as affected by limiting factors in soil environment. *Frontiers in Soil Science*, 1, 1–13.
- [30] Barr D., Finnamore J.R., Bardos R.P., Weeks J.M., Nathanail C.P. (2002). Biological methods for assessment and remediation of contaminated land: Case studies. London: CIRIA.

- [31] Bażyński J., Drągowski A., Frankowski Z., Kaczyński R., Rybicki S., Wysokiński L. (1999). *Zasady sporządzania dokumentacji geologiczno-inżynierskich*. Warszawa: Państwowy Instytut Geologiczny.
- [32] Bear J., Verruijt A. (1987). *Modeling groundwater flow and pollution, theory and applications of transport in porous media*. D. Reidel Publishing Company.
- [33] Bochenek D., Dawgiałło U., Gorzkowska E., Hejne J., Karpińska K., Kielczykowska A., Kruszewska D., Pawłowska T., Sulik J., Wichniewicz A., Wrzosek A. (2020). *Ochrona środowiska 2020*. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny.
- [34] Bochenek D., Dawgiałło U., Gorzkowska E., Hejne J., Kielczykowska A., Kruszewska D., Nieszła A., Nowakowska B., Sulik J., Wichniewicz A., Wrzosek A. (2022). *Ochrona środowiska 2022*. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny.
- [35] Bojakowska I., Sokołowska G. (2003). Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) w glebach zmienionych antropogenicznie. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 405, 29–60.
- [36] Borowik A., Wyszowska J. (2018). Remediation of soil contaminated with diesel oil. *Journal of Elementology*, 2, 767–788.
- [37] Borowska-Stefańska M., Wiśniewski S. (2018). Rozmieszczenie i zróżnicowanie przestrzenne terenów przemysłowych w województwie mazowieckim na tle rozmieszczenia i zróżnicowania przestrzennego terenów przemysłowych w Polsce. *Mazowsze. Studia Regionalne*, 24, 11–30.
- [38] Brown D.M., Okoro S., van Gils J., van Spanning R., Bonte M., Hutchings T., Linden O., Egbuche U., Bruun K.B., Smith J.W.N. (2017). Comparison of landfarming amendments to improve bioremediation of petroleum hydrocarbons in Niger Delta soils. *Science of the Total Environment*, 596–597, 284–292.
- [39] Bubak A., Gruszecka-Kosowska A., Wdowin M., Irmiński W., Rodzoch A., Zaleski T., Sławiński T., Rutkowska-Subocz E., Piela K. (2019). Opracowanie propozycji rozwiązań dotyczących procedury oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych oraz zasad wyboru właściwego sposobu i technologii przeprowadzania remediacji. Opracowanie eksperckie, Konsorcjum Remedium.
- [40] Chen M., Xu P., Zeng G., Yang C., Huang D., Zhang J. (2015). Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. *Biotechnology Advances*, 33, 745–755.
- [41] Chew, S., Lee, C. (2006). Simple shear behaviour of palm biodiesel contaminated soil. *Journal of Engineering and Applied Sciences*, 5, 12.
- [42] Chorom M., Sharifi H.S., Motamedi H. (2010). Bioremediation of a crude oil-polluted soil by application of fertilizers. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 4, 319–326.
- [43] Chowdhury, S., Sarkar, D., Datta, R., Sharma, S. (2012). *Remediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil by surfactant-enhanced bioremediation: A review*. *Environmental Technology & Innovation*, 1–2, 1–15.

- [44] Chukwuma C.C., Ikewuchi J.C., Monanu M.O. (2019). Removal of hydrocarbons from oil contaminated agricultural soil by phytoremediation using *Mariscus alternifolius* and *Fimbristylis ferruginea*. *European Journal of Biological Research*, 1, 34–44.
- [45] Ciesielczuk T., Rosik-Dulewska C., Poluszyńska J. (2014). Migracja WWA w warstwie ornej gleb zalanych wodami powodziowymi – doświadczenie modelowe. *Ecol Chem*, 21, 35–50.
- [46] Colten C.E. (1990). Historical hazards: the geography of relict industrial wastes. *The Professional Geographer*, 42, 143–156.
- [47] Czado B., Korzeniowska-Rejmer E., Pietras J.S. (2011). Wpływ zanieczyszczeń olejowych na wytrzymałość na ścinanie i nośność gruntów piaszczystych. *Środowisko. Czasopismo Techniczne*, 6, 79–88.
- [48] Dave D., Alharathi R., Ghaly A. (2011). Sequential remediation processes for effective removal of oil from contaminated soils. *American Journal of Environmental Sciences*, 7, 477–491.
- [49] Dąbrowska, J., Sobota, M., Świąder, M., Borowski, P., Moryl, A., Stodolak, R., Kucharczak, E., Zięba, Z., & Kazak, J. K. (2021). Marine waste—Sources, fate, risks, challenges and research needs. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (2), 433.
- [50] Denis M. (2020). Odzyskiwanie terenów przemysłowych nadrzecznych na przykładzie Frankfurtu nad Menem i Warszawy. *Przestrzeń i Forma*, 43, 147–162.
- [51] Denis M. (2017). Tereny przemysłowe w dobie zrównoważonego rozwoju. *Studia Miejskie*, 26, 25–37.
- [52] Deptuła H., Lipska M., Wiejak A. (2019). Analiza zastosowania naturalnych technologii biologicznych do usuwania zanieczyszczeń ropopochodnych z wód powierzchniowych. *Przegląd Budowlany*, 10, 62–65.
- [53] Deska I., Łacisz K. (2015). Możliwości rozprzestrzeniania się lekkich cieczy organicznych w ośrodku porowatym o budowie warstwowej. *Proceedings of ECOpole*, 1, 185–192.
- [54] Dindar E., Topac Sagban F.O., Baskaya H.S. (2013). Bioremediation of petroleum-contaminated soil. *Journal of Biology and Environmental Science*, 7, 39–47.
- [55] Dmochowska A., Dmochowski D., Biedugnis S. (2016). Charakterystyka biorekultywacji gleb skażonych produktami ropopochodnymi metodą pryzmowania ex situ. *Rocznik Ochrony Środowiska*, 18, 759–771.
- [56] Dobak P., Izdebska-Mucha D., Stajszczak P., Wójcik E., Kiełbasiński K., Gawriuczenkow I., Szczepański T., Zawrzykraj P., Bąkowska A. (2022). Effects of hydrocarbon contamination on the engineering geological properties of Neogene clays and Pleistocene glacial tills from Central Poland. *Acta Geologica Polonica*, 72, 529–555.
- [57] Domański B. (2000). Restrukturyzacja terenów przemysłowych w miastach. [w:] Ziobrowski Z., Ptaszycka-Jackowska D., Rębowska A., Geissler A. (red.), *Rewitalizacja, rehabilitacja i restrukturyzacja – odnowa miast*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Oddział w Krakowie, Kraków.
- [58] Domański B. (2001). Przekształcenia terenów przemysłowych w województwie śląskim i małopolskim – prawidłowości i uwarunkowania. *Prace Komisji Geografii i Przemysłu PTG*, 3, 51–59.

- [59] Domański W. (2011). Benzen, cykloheksan, etylobenzen, *n*-heksan, metylcykloheksan, toluen – metoda oznaczania. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy*, 67, 35–44.
- [60] Dudzińska-Jarmolińska A. (2018). Rekultywacja i rewitalizacja jako sposoby przekształcania terenów przemysłowych na tereny parkowo-rekreacyjne. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego*, 39, 117–132.
- [61] Dżidowska K., Puła O. (2009). Warunki geotechniczne i jakość gruntów na terenie przemysłowym a planowanie przestrzenne. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 1, 153–159.
- [62] Eliel E.L., Wilen S.H. (1994). *Stereochemistry of Organic Compounds*. New York: Wiley.
- [63] Eni Rewind S.p.A. (2021) *Remediation Technologies Handbook*. Stantec S.p.A. (współpraca techniczna i naukowa). Rzym.
- [64] Ernst i Young. (2013). Evaluation of expenditure and jobs for addressing soil contamination in Member States. Final report to the European Commission, Directorate-General Environment.
- [65] Evgin E., Das B.M. (1992). Mechanical behavior of an oil-contaminated sand. In: Usmen M.A., Acar Y.B. (Eds.), *Environmental Geotechnology: Proceedings of the Mediterranean Conference*, Balkema, Rotterdam, 101–108.
- [66] Fan T., Yan J., Wang S., Ruan S. (2012). The environment and the utilization status of the subsidence area in Xu Zhou, Yan Zhou and Huainan and Huaibei region of China. *AGH Journal of Mining and Geoengineering*, 3, 127–133.
- [67] Fąfara Z. (2007). Analiza wpływu wybranych parametrów na wyniki symulacji procesu filtracji substancji ropopochodnej w ośrodku gruntowym. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 24, 177–184.
- [68] Fąfara Z., Borysławska E. (2011). Badania laboratoryjne sorpcji produktów naftowych w gruntach ilastych. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 28, 137–147.
- [69] Fąfara Z., Miska W. (2005). Rozpraszanie zanieczyszczeń ropopochodnych w gruncie w świetle badań laboratoryjnych. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 22, 127–134.
- [70] Fąfara Z., Miska W. (2007). Dyskusja wpływu zawilgocenia gruntu na prędkość filtracji węglowodorów na podstawie wyników eksperymentalnych. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 24, 193–203.
- [71] Fąfara Z. (2006). Porównanie filtracji wybranych substancji ropopochodnych w fizycznym modelu gruntu. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 23, 183–189.
- [72] Fąfara Z. (2007). Porównanie wyników badań eksperymentalnych i analizy numerycznej migracji substancji ropopochodnej w ośrodku gruntowo-wodnym. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 24, 185–192.
- [73] Fąfara Z. (2011). Pozioma dyspersja strumienia węglowodorów w gruncie według badań laboratoryjnych. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 28, 127–136.
- [74] Fąfara Z., Rychlicki S. (2005). Wpływ właściwości gruntu na migrację węglowodorów na podstawie badań laboratoryjnych. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 22, 135–143.
- [75] Frankowski Z., Godlewski T., Irmiński W., Łukasik S., Majer E., Nałęcz T., Sokołowska M., Wołkowicz W., Chada K., Choromański D., Gałkowski P., Jaśkiewicz K., Jurys L., Kaczyński Ł., Madej M., Majer K., Pietrzykowski P., Samel I., Wszędyrówny

- Nast M. (2012). *Zasady dokumentowania warunków geologiczno-inżynierskich dla potrzeb rekultywacji terenów zdegradowanych*. Warszawa: Zakład Publikacji Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy.
- [76] Furdyn G., Kawala Z. (1996). Odnowa zanieczyszczonych gruntów metodami in situ. *Ochrona Środowiska*, 2, 27–34.
- [77] Gajec M., Król A., Kukulska-Zajac E., Mostowska-Stąsiek J. (2018). Pobieranie próbek gleby w kontekście prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. *Nafta-Gaz*, 3, 215–225.
- [78] Galer-Tatarowicz K., Littwin M., Pazikowska-Sapota G., Dembska G., Radke B. (2017). Optymalizacja metody oznaczania węglowodorów ropopochodnych techniką chromatografii gazowej z detekcją płomieniowo-jonizacyjną (GC-FID) w środowiskowych próbkach stałych (gleba, osad denny, osad ściekowy, odpady). *Aparatura Badawcza i Dydaktyczna*, 4, 277–284.
- [79] Gałązka A. (2009). Przegląd biologicznych metod oczyszczania gleb skażonych wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 535, 103–110.
- [80] Gałązka A. (2015). Zanieczyszczenia gleb substancjami ropopochodnymi z uwzględnieniem biologicznych metod ich oczyszczenia. *Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych*, 1, 145–164.
- [81] Gałązka A., Król M., Perzyński A. (2010). Bioremediation of crude oil derivatives in soils naturally and artificially polluted with the use of maize as the test plant part II crop yield. *Agricultura*, 9, 25–35.
- [82] Garbulewski K., Lech M. (2013). Znaczenie badań in situ w projektowaniu geotechnicznym. *Architektura*, 4, 61–73.
- [83] Gasidło K. (1998). Problemy przekształceń terenów przemysłowych. *Zeszyty Naukowe. Architektura, Politechnika Śląska*, 37, 1–199. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej.
- [84] Gasidło K. (2008). Przekształcenia terenów przemysłowych – efekty i perspektywy badań i działań. *Problemy Ekologii*, 2, 76–80.
- [85] Gasidło K., Gorgoń J. (1999). *Modelowe przekształcenia terenów przemysłowych i zdegradowanych*. Program UNDP, UNCHS (Habitat) „Zarządzanie Zrównoważonym Rozwojem Aglomeracji Katowickiej”, Katowice.
- [86] Gawdzik J. (2010). Model transportu węglowodorów ropopochodnych w gruncie porowatym. *Proceedings of ECOpole*, 1, 29–35.
- [87] General guidance for geotechnical investigation. (2016). Indian Geotechnical Society, New Delhi.
- [88] Geotechnical Investigations. (2001). US Army Corps of Engineers, Engineering and Design.
- [89] GHD (2021). *Review of Environmental Factors, The Cooks to Cove GreenWay (In-Corridor Works), Appendix B: Geotechnical Investigation (GHD, 2020)*.
- [90] Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (2021). *Zanieczyszczenie powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi na stacjach tła miejskiego w 2020 roku*. Warszawa.

- [91] Głuszek Z. (2020). Bioremedicja gleb zanieczyszczonych benzyną z wykorzystaniem czerwonej hybrydy kalifornijskiej (*Eisenia Fetida*). *Acta Juvenum*, 5, 41–46.
- [92] Gmitrzuk N. (2013). Związki ropopochodne w olejach różnego typu. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 4, 477–486.
- [93] Gonda-Soroczyńska E., Kubicka H. (2016). Znaczenie rekultywacji i zagospodarowania gruntów w Polsce w kontekście ochrony środowiska. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1, 163–175.
- [94] Golani M., Hajela K. (2020). Bioremediation of diesel oil contaminated soil by a novel isolated potential oil degrading *Staphylococcus argenteus* MG2 bacteria using biostimulation method. *Nature Environment and Pollution Technology*, 4, 1567–1576.
- [95] Góra I., Wilde K. (2022). Sprawozdanie ze stanu bezpieczeństwa ruchu kolejowego. Warszawa: Urząd Transportu Kolejowego.
- [96] Greinert A. (2009). Gleby obszarów zurbanizowanych – nowe podejście na nowe czasy. *Inżynieria Środowiska*, 16, 13–27.
- [97] Greinert H., Greinert A., (1999). Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego. Wydawnictwo Politechniki Zielonogórskiej.
- [98] Gruszecka A. (2010). Praktyczne zastosowanie oceny ryzyka środowiskowego i zdrowotnego na przykładzie obszarów składowania odpadów przemysłowych w Bukownie k. Olkusza i w Mansfeld. W: Rajchel J. (red.), *Jubileusz Katedry Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki Akademii Górniczo-Hutniczej 1920–2010: praca zbiorowa* (s. 61–72). Wydawnictwo AGH, Kraków.
- [99] Gruszecka A., Helios-Rybicka E. (2009). Pb, Tl i As w wodach, osadach i glebach w otoczeniu składowisk odpadów poflotacyjnych w rejonie Bukowna – ocena ryzyka ekologicznego. *Geologia: kwartalnik Akademii Górniczo-Hutniczej im. Stanisława Staszica w Krakowie*, 35, 233–242.
- [100] Gronowicz J. (2003). Zagrożenie środowiska przewozem towarów niebezpiecznych w transporcie kolejowym. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*, 1605, 139–150.
- [101] Gwoździwicz M., Kuna P., Lubowicz A. (2011). Migracja zanieczyszczeń ropopochodnych w gruntach piaszczystych na granicy stref aeracji i saturacji. *Przegląd Geologiczny*, 1, 69–73.
- [102] Hallmann E. (2008). Fizykochemiczne aspekty oczyszczania zaolejonych gruntów z wykorzystaniem surfaktantów syntetycznych i biosurfaktantów. Rozprawa doktorska, Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Technologii Tłuszczów i Detergentów, Gdańsk.
- [103] Hammond E.B., Coulon F., Hallett S.H., Thomas R., Hardy D., Kingdon A., Beriro D.J. (2021). A critical review of decision support systems for brownfield redevelopment. *Science of The Total Environment*, 785, 147132.
- [104] Hewelke E., Gozdowski D. (2020). Hydrophysical properties of sand clay contaminated by petroleum hydrocarbon. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 9697–9706.
- [105] Huang, W., Yu, H., Wang, L. (2000). *Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils*. *Environmental Geotechnics*, 7(2), 145–152.

- [106] Hussain S., Ali D., Khan S., Ali Sewar Y.Y., Pialuang B. (2019). A review of soil contamination and remediation on basis of case studies. *International Journal of Agriculture and Biological Sciences*, 77–87.
- [107] Howard P., Meylan W. (1997). Handbook of physical properties of organic chemicals. Lewis Publishers, Boca Raton,
- [108] Huysegoms L., Cappuyns V. (2017). Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. *Journal of Environmental Management*, 196, 278–296.
- [109] Iloeje, A. F., & Aniago, V. (2016). *Effect of Crude Oil on Permeability Properties of the Soil*. International Journal of Trend in Scientific Research and Development, 1(1), 39–43.
- [110] Irmiński W. (2002). Badania i zagospodarowanie terenów przemysłowych. *Przegląd Geologiczny*, 8, 680–683.
- [111] Irmiński W. (1998). *Identyfikacja i badania starych składowisk zlokalizowanych w różnych warunkach geologicznych na obszarze środkowej części zlewni rzeki Pilicy – implikacje geosozologiczne*. Praca doktorska, Centr. Arch. Geol. PIG-PIB, Warszawa.
- [112] Irmiński W. (1996). *Podręcznik badań starych składowisk – ocena, podstawy badawcze*. Biblioteka Monitoringu Środowiska PIOŚ, Warszawa.
- [113] Izdebska-Mucha D., Korzeniowska-Rejmer E. (2009). Wpływ zanieczyszczeń ropopochodnych na właściwości fizyczne gruntów stosowanych do budowy mineralnych barier uszczelniających składowiska odpadów. *Środowisko. Czasopismo Techniczne*, 3, 39–54.
- [114] Izdebska-Mucha D., Szyszko C., Trzeciński J. (2011). Właściwości geologiczno-inżynierskie i mikrostrukturalne glin lodowcowych zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 446, 459–468.
- [115] Izdebska-Mucha D., Trzeciński J., Klein M. (2021). Wpływ zanieczyszczenia olejem napędowym na uziarnienie i plastyczność mad z rejonu Warszawa-Siekierki. *Przegląd Geologiczny*, 12, 800–810.
- [116] Izdebska-Mucha D., Korzeniowska-Rejmer E. (2009). Wpływ zanieczyszczeń ropopochodnych na właściwości fizyczne gruntów stosowanych do budowy mineralnych barier uszczelniających składowiska odpadów. *Środowisko. Czasopismo Techniczne*, 3, 39–54.
- [117] Jasiewicz C., Szczerbińska-Byrska M. (2008). Prawno-ekonomiczne aspekty rewitalizacji terenów zdegradowanych. *Państwo i Społeczeństwo*, 3, 73–86.
- [118] Jewulski J., Zagrajczuk D. (2005). Dobór parametrów usuwania zanieczyszczeń z gruntu metodą chemiczną w oparciu o badania laboratoryjne. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 22, 157–169.
- [119] Jiménez Beltrán D., Toepfer K. (2000). Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. Wyd. 16, European Environment Agency, Copenhagen.
- [120] Joo H.S., Ndegwa P.M., Shoda M., Phae C.G. (2008). Bioremediation of oil-contaminated soil using *Candida catenulata* and food waste. *Environmental Pollution*, 156, 891–896.
- [121] Kalediene L., Giedraityte G. (2003). Effectiveness of bioremediation process in hydrocarbon-contaminated soils. *Kalmar Eco-Tech*, 25-27, 101–108.

- [122] Kamiński B. (1990). Najwięksi truciele. *Rzeczpospolita*, 12, 4.
- [123] Karczewska A., Kabała C. (2017). Analiza ryzyka środowiskowego jako nowa podstawa oceny stanu zanieczyszczenia gleb w polskim prawie. *Soil Science Annual*, 2, 67–80.
- [124] Karczewska A., Kabała C., Gałka B., Dradrach A. (2010). Zawartość metali ciężkich w glebach miejskich Wrocławia w zależności od ich użytkowania. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 12, 101–110.
- [125] Kawęcka A. (2021). Prawno-środowiskowa problematyka inwestycji typu brownfield. Nieruchomości przemysłowe, na których wystąpiło zanieczyszczenie powierzchni ziemi. *Folia Iuridica Universitatis Wratislaviensis*, 10, 106–126.
- [126] Kauppi S. (2011). *Bioremediation of diesel oil contaminated soil and water*.
- [127] Kaya A., Fang H.Y. (2000). The effects of organic fluids on physicochemical parameters of fine-grained soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 37(5), 943–950.
- [128] Kaya A., Fang H.Y. (2005). The effects of organic fluids on physicochemical parameters of fine-grained soils. *Environmental Geology*, 48(4–5), 434–444.
- [129] Kelly R.B., Drechsler M., Goldsmith R. (2020). Connecting geotechnical investigations with project risk. *Australian Geomechanics*, 1, 127–136.
- [130] Kermani, M., Ebadi, T. (2012). *The Effect of Oil Contamination on the Geotechnical Properties of Fine-Grained Soils*. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 21(5), 655–671.
- [131] Khamehchiyan M., Charkhabi A.H., Tajik M. (2007). *Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils*. *Engineering Geology*, 89, 220–229.
- [132] Khan F.I., Husain T., Hejazi R. (2004). An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, 71, 95–122.
- [133] Khosravi E., Ghasemzadeh H., Sabour M.R., Yazdani H. (2013). Geotechnical properties of gas oil-contaminated kaolinite. *Engineering Geology*, 166, 11–16.
- [134] Kiełbasiński K., Zawrzykraj P. (2011). Ocena właściwości mechanicznych iłów zastoi-
skowych okolic Radzyna na podstawie sondowań sejsmicznych SCPTU. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 446, 361–368.
- [135] Kiepas-Kokot A. (2003). Efektywność remediacji gleb piaszczystych zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 492, 123–131.
- [136] Kiersnowska, A., Trach, Y., Fabianowski, W., & Koda, E. (2025). Recycling PET bottles to produce building materials as a step towards a circular economy. In *Waste Management*. 149–154.
- [137] Kim, J., Lee, S., Park, H. (2010). *Case Study on Influences of Oil Contamination on Geotechnical Properties of Coastal Sediments in the Yellow River Delta*. In: Chen, Y., Zhan, L., & Tang, X. (Eds.), *Proceedings of the 5th International Congress on Environmental Geotechnics*, 1234–1240.
- [138] Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B. (2013). Metody oceny ryzyka ekologicznego terenów narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń organicznych. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 35, 155–179.

- [139] Kłojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J., Kucharska A. (2005). Rtęć i związki BTX w środowisku gruntowo-wodnym zagrożonym zanieczyszczeniem substancjami ropopochodnymi. *Polityka Energetyczna*, 8, 603–611.
- [140] Kłuk D., Steliga T., Jakubowicz P. (2022). Badanie efektywności metod usuwania substancji ropopochodnych i osadów z wód w procesach ich oczyszczania. *Nafta-Gaz*, 2, 128–140.
- [141] Kłuk D., Steliga T. (2017). Efektywna metoda identyfikacji zanieczyszczeń ropopochodnych (TPH) i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w glebach. *Nafta-Gaz*, 7, 488–495.
- [142] Koda E. 1994: Adwekcyjne modelowanie przepływu i migracji na terenie zanieczyszczonym. VI. Konferencja Naukowa nt. "Problemy Komputeryzacji w Obliczeniach Budowli. Hydrotechnicznych", Korbielów, s. 23-32.
- [143] Koda E. (2011). Stateczność rekultywowanych składowisk odpadów i migracja zanieczyszczeń przy wykorzystaniu metody obserwacyjnej. *Rozprawy Naukowe i Monografie* Nr 384 (hab.). Wydawnictwo SGGW. Warszawa.
- [144] Kołwzan B. (2009). Usuwanie zanieczyszczeń naftowych z gruntu metodą pryzmowania. *Ochrona Środowiska*, 2, 3–10.
- [145] Konieczko K. (2006). Pochodne ropy naftowej – zagrożenia dla zdrowia człowieka I. Klasyfikacja substancji ropopochodnych w wykazie substancji niebezpiecznych a ocena rzeczywistych zagrożeń. *Medycyna Pracy*, 57, 381–387.
- [146] Konon A. (2022). Kartografia geochemiczna – zobrazowanie danych o stanie środowiska. *Państwowy Instytut Geologiczny*.
- [147] Kopczewski R., Nowacki G., Zakrzewski B. (2017). Zagrożenia chemiczne i ekologiczne podczas przewozu drogowego towarów niebezpiecznych. *Autobusy*, 9, 85–92.
- [148] Kopytko M., Ibarra Mojica D.M. (2009). Możliwość biodegradacji węglowodorów ropopochodnych w glebach zanieczyszczonych przez przemysł naftowy. *Inżynieria Mineralna*, 31–48.
- [149] Korneykova M.V., Myazin V.A., Fokin N.V., Chaporgina A.A. (2021). Bioremediation of soil of the Kola Peninsula (Murmansk Region) contaminated with diesel fuel. *Geography, Environment, Sustainability*, 1, 171–176.
- [150] Korzeniowska-Rejmer E., Izdebska-Mucha D. (2006). Ocena wpływu zanieczyszczeń ropopochodnych na uziarnienie i plastyczność gruntów spoistych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 9, 89–103.
- [151] Koshlaf E., Ball A. (2017). Soil bioremediation approaches for petroleum hydrocarbon polluted environments. *AIMS Microbiology*, 3, 25–49.
- [152] Kosicka-Dziechciarek D., Wolna-Maruwka A., Diatta J.B. (2018). Znaczenie mikroorganizmów w rozkładzie związków ropopochodnych w glebie. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 1, 57–68.
- [153] Kozacki L., Macias A. (2004). Opracowania ekofizjograficzne a mapy sozologiczne. *Studia Ekologiczno-Krajobrazowe w Programie Rozwoju Zrównoważonego*, 79–87.
- [154] Kozielska B. (2017). Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w glebach w pobliżu ciągów komunikacyjnych. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 1, 1–10.

- [155] Kozłowska O., Sołomacha M., Walentek I. (2015). Mapa geośrodowiskowa Polski dla racjonalnego zarządzania zasobami środowiska. *Przegląd Geologiczny*, 12, 1373–1380.
- [156] Krinke J. (2001). Identifying similar code with program dependence graphs. In *Proceedings of the 8th Working Conference on Reverse Engineering*. IEEE, 303–309.
- [157] Kruszyńska, E., Saloni, J., Janiszewska, S., & Koda, E. (2018). *Badania geośrodowiskowe terenów przemysłowych na potrzeby rekultywacji i projektów zagospodarowania*. Inżynieria Morska i Geotechnika, 4, 302–305.
- [158] Kukulska M. (2012). Transport drogowy towarów niebezpiecznych ze szczególnym uwzględnieniem paliw płynnych. Praca dyplomowa, Studia podyplomowe *Logistyka dla nauczycieli*, Wyższa Szkoła Logistyki w Poznaniu.
- [159] Kubicka H. (2014). *Planowanie działań rekultywacyjnych w świetle polskich i niemieckich regulacji prawnych* (praca magisterska). Politechnika Wrocławska, Wrocław.
- [160] Kukulska-Zajac E., Król A., Dobrzańska M. (2017). Prowadzenie oceny stanu środowiska glebowego pod kątem występowania zanieczyszczeń węglowodorami w aspekcie obowiązujących uregulowań prawnych. *Nafta-Gaz*, 5, 350–359.
- [161] Kukuła K. (2019). Stopień zanieczyszczeń środowiska w Polsce – ranking województw w 2016 roku. *Studia Ekonomiczne i Regionalne*, 1, 23–32.
- [162] Kulynych V. (2015). The influence of wettability on oil recovery. *AGH Drilling, Oil, Gas*, 3, 493–502.
- [163] Lapčík V., Lapčíková M. (2011). Ocena wpływu górnictwa odkrywkowego na środowisko. *Inżynieria Mineralna*, 12, 1–10.
- [164] Li Z., Rosenzweig R., Chen F., Qin J., Li T., Han J., Istvan P., Diaz-Reck D., Gelman F., Arye G., Ronen Z. (2022). Bioremediation of petroleum-contaminated soils with biosurfactant-producing degraders isolated from the native desert soils. *Microorganisms*, 10, 1–17.
- [165] Lipiński M.J., Wdowska M. (2014). Wybrane standardy określania parametrów geotechnicznych na podstawie badań laboratoryjnych. *Architektura*, 13, 73–89.
- [166] Look B.G. (2007). *Handbook of Geotechnical Investigation and Design Tables*. London: Taylor & Francis.
- [167] Maciejewska A., Turek A. (2018). Rewitalizacja i jej znaczenie w kontekście realizacji polityki przestrzennej na terenie województwa mazowieckiego. *Mazowsze. Studia Regionalne*, 25, 71–89.
- [168] Macuda J., Solecki T. (2005). Zanieczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi w rejonie rafinerii. *Inżynieria Środowiska*, 10, 89–97.
- [169] Maitra S. (2018). In situ bioremediation – an overview. *Research Journal of Life Sciences, Bioinformatics, Pharmaceutical and Chemical Sciences*, 4, 576–598.
- [170] Majchrzycka K., Okrasa M., Dąbrowska A., Irzmańska E., Owczarek G. (2022). Dobór środków ochrony indywidualnej do zagrożeń chemicznych i pyłowych – prezentacja internetowej bazy wiedzy. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy*, 3, 5–20.

- [171] Majer E., Sokołowska M. (2015). Problemy badań geologiczno-inżynierskich i geotechnicznych a procedury administracyjne. *Przegląd Geotechniczny*, 12/1, 1381–1387.
- [172] Majer E., Sokołowska M., Frankowski Z., Pacanowski G. (2019). *Katalog optymalnych metod badań podłoża gruntowego na potrzeby drogownictwa*. Państwowy Instytut Geologiczny.
- [173] Malewski J. (1999). *Zagospodarowanie wyrobisk*. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- [174] Malina G. (2007). *Likwidacja zagrożenia środowiska gruntowo-wodnego na terenach zanieczyszczonych*. Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- [175] Margesin R., Schinner F. (2001). Biodegradation and Bioremediation of Hydrocarbons in Extreme Environments. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56, 650–663.
- [176] Markuszewska I. (2009). Możliwości i ograniczenia zagospodarowania nieużytków przemysłowych. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 24, 17–23.
- [177] McCall W., Christy T.M., Pipp D., Terkelsen M., Christensen A., Weber K., Engelsen P. (2014). Field application of the combined Membrane-Interface Probe and Hydraulic Profiling Tool (MiHpt). *Groundwater Monitoring & Remediation*, 10, 1–11.
- [178] Mekkiyah H.M., Al-Hamadani Y.A.J., Abdulhamees A.A., Resheq A.S., Mohammed Z.B. (2023). Effect of crude oil on the geotechnical properties of various soils and the developed remediation methods. *Applied Sciences*, 13, 1–16.
- [179] Mikołajków J. (2006). Badania przepuszczalności gruntów piaszczystych dla typowych zanieczyszczeń ropopochodnych. *Przegląd Geologiczny*, 11, 993–995.
- [180] Mohammadi L., Rahdar A., Bazrafshan E., Dahmardeh H., Md. Abu Bin Hasan Susan, Kyzas G.Z. (2020). Petroleum hydrocarbon removal from wastewaters: a review. *Processes*, 8, 1–34.
- [181] Mracnova R., Sojak L., Kubinec R., Kraus A., Eszenyiova A., Ostrovsky I. (2002). Analysis of petroleum hydrocarbons in soil from view bioremediation process. In *Proceedings of the First International Conference on Environmental Recovery of Yugoslavia*, 435–454.
- [182] Nasehi, S. A., Uromeihy, A., Nikudel, M. R., & Morsali, A. (2016). *Influence of Gas Oil Contamination on Geotechnical Properties of Fine and Coarse-Grained Soils*. *Geotechnical and Geological Engineering*, 34(1), 333–345.
- [183] Nazir, R. (2011). Effect of motor oil contamination on geotechnical properties of over-consolidated clay. *Alexandria Engineering Journal*, 50(4), 331–335
- [184] Ngozi V.E., Wirnkor V.A., Ebere E.C. (2017). Pollution assessment models of surface soils in Port Harcourt city, Rivers State, Nigeria. *World News of Natural Sciences*, 12, 1–20.
- [185] Niedźwiecka-Filipiak I., Gubański J., Bocheńska-Skałicka A., Kuriata Z. (2018). Rola wyróżników krajobrazu wiejskiego w procesie rewitalizacji wsi. *Studia Obszarów Wiejskich*, 49, 93–108.
- [186] Niklińska M. (2010). Wpływ zanieczyszczeń na funkcje gleby w środowisku i w życiu człowieka. *Wszelchświat*, 1–3, 44–55.
- [187] Nkeng G.E., Nkwelang G., Matthew O. (2012). Bioremediation of petroleum refinery oily sludge in tropical soil. *Open Access Scientific Reports*, 2, 1–4.

- [188] Nowak J. (2008). Bioremediacja gleb z ropy i jej produktów. *Biotechnologia*, 1, 97–108.
- [189] Ojewumi M.E., Anenih E.V., Taiwo O.S., Adekeye B.T., Awolu O.O., Ojewumi E.O. (2018). A bioremediation study of raw and treated crude petroleum oil polluted soil with *Aspergillus niger* and *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Ecological Engineering*, 2, 226–235.
- [190] Okonofua H.O., Edemhanria L., Alagbaoso C.A., Osubor C.C. (2022). Fertilizer-assisted bioremediation of sandy and silty clay soils contaminated with crude oil. *Bulgaria Journal of Soil Science*, 1, 49–66.
- [191] Okrański, K. (2002). *Migracja zanieczyszczeń w gruncie*. Warszawa: Dziennikarska Agencja Wydawnicza Środowisko.
- [192] Okrański K. (2002). Remediacja gruntu skażonego produktami ropopochodnymi. *Środowisko*, 21, 29–32.
- [193] Olah G.A., Molnár Á. (2003). *Hydrocarbon Chemistry*. New York: Wiley.
- [194] Oliver L., Ferber U., Grimski D., Millar K., Nathanail P. (2005). The scale and nature of European brownfields. *CABERNET – Concerted Action on Brownfield and Economic Regeneration Network*, Nottingham: University of Nottingham.
- [195] Ostovar, M., Ghiassi, R., Mehdizadeh, M. J., & Shariatmadari, N. (2020). *Effects of Crude Oil on Geotechnical Specification of Sandy Soils*. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 30(1), 58–73.
- [196] Ostrycharz D., Mikołajczyk A., Żyniewicz Ś. (2020). Ocena jakości powietrza na terenie województwa dolnośląskiego w 2019 roku. *Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*, Departament Monitoringu Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska we Wrocławiu, Wrocław.
- [197] Pałasz J. (2012). Uwarunkowania organizacyjno-prawne procesów rekultywacji i rewitalizacji terenów przemysłowych w Polsce. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*, 62, 5–23.
- [198] Panagos P., Tomaz V., Custovic H., Vrscaj B. (2011). *Soil protection activities and soil quality monitoring in South Eastern Europe*. Italy.
- [199] Papliński A., Piros M. (2016). Wykrywanie i neutralizacja skażenia gleby w przypadku awaryjnego wpływu substancji ropopochodnych z rurociągu przemysłowego. *Chemik*, 6, 326–335.
- [200] Pasetto R., Mattioli B., Marsili D. (2019). Environmental Justice in Industrially Contaminated Sites. A Review of Scientific Evidence in the WHO European Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 998.
- [201] Pasieczna A., Konon A., Kostrz-Sikora P. (2020). Geologia środowiska w PiG. *Przegląd Geologiczny*, 5, 364–369.
- [202] Payá Pérez A., Peláez Sánchez S., Van Liedekerke M. (2015). *Remediated sites and brownfields success stories in Europe*. European Union, Luxembourg.
- [203] Payá Pérez A., Rodríguez Eugenio N. (2018). *Status of local soil contamination in Europe*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

- [204] Pediaditi K., Doick K.J., Moffat A.J. (2010). Monitoring and evaluation practice for brownfield regeneration to greenspace initiatives: A meta-evaluation of assessment and monitoring tools. *Landscape and Urban Planning*, 97, 22–36.
- [205] Perez Vargas J., Vigueras Carmona S.E., Zamudio Moreno E., Riviera Casado N.A., Calva Calva G. (2017). Bioremediation of soils from oil spill impacted sites using bioaugmentation with biosurfactants producing, native, free-living nitrogen fixing bacteria. *International Journal of Environmental Pollution*, 33, 105–114.
- [206] Peryt S., Wnuk R., Berent-Kowalska G., Nowakowski P. (2021). Efektywność wykorzystania energii w latach 2009–2019. *Analizy Statystyczne GUS*.
- [207] Pierri D., Czop M., Borczak S. (2017). Warunki występowania i migracji WWA w utworach czwartorzędowych w rejonie składowiska odpadów przemysłowych „Zielona” w Bydgoszczy. *Przegląd Geologiczny*, 11/1, 1144–1148.
- [208] Piętka K. (2001). Wpływ substancji ropopochodnych na efektywność uszczelnień gruntowych. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 20, 81–88.
- [209] Podsiadło Ł., Krzyśko-Łupicka T. (2013). Techniki bioremediacji substancji ropopochodnych i metody oceny ich efektywności. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 4, 459–476.
- [210] Poluszyńska J. (2013). Ocena możliwości zanieczyszczenia środowiska glebowo-gruntowego wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA) z zawartymi w popiołach lotnych pochodzących z kotłów energetycznych. *Prace. Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych*, 12, 60–71.
- [211] Puri, V. K. (2000). *Geotechnical Aspects of Oil-Contaminated Sands*. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 9(4), 359–374.
- [212] Puri, V.M. (2010). Geotechnical properties of contaminated soils: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1–3), 1–15.
- [213] Puri, V. K., Das, B. M., Cook, E. E., & Shin, E. C. (1994). *Geotechnical Properties of Crude Oil Contaminated Sand*. ASTM Special Technical Publication No. 1221, 75–88.
- [214] Qin X., Tang J.C., Li D.S., Zhang Q.M. (2012). Effect of salinity on the bioremediation of petroleum hydrocarbons in a saline-alkaline soil. *Letters in Applied Microbiology*, 55, 210–217.
- [215] Onyelowe, K. C. (2015). *Pure Crude Oil Contamination on Amaoba Lateritic Soil*. Electronic Journal of Geotechnical Engineering, 20(3), 1129–1142.
- [216] Radwan K., Ślosarz Z., Rakowska J. (2012). Efekty środowiskowe usuwania zanieczyszczeń ropopochodnych. *Bezpieczeństwo i Technika Pożarnicza*, 27(3), 107–114.
- [217] Rahman, Z. A., Hamzah, U., Taha, M. R., Ithnain, N. S., & Ahmad, N. (2010). *Influence of Oil Contamination on Geotechnical Properties of Basaltic Residual Soil*. American Journal of Applied Sciences, 7(7), 954–961.
- [218] Rahman M.U., Ullah G., Tayyib M., Kallem N., Shujaat Ali Shah S., Zaman F. (2019). Geotechnical investigation of soil building construction. *Global Scientific Journals*, 7, 1241–1253.
- [219] Rajabi H., Sharifipour M. (2018). Geotechnical properties of hydrocarbon-contaminated soils: a comprehensive review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 77(4), 1517–1530.

- [220] Rakowska J., Radwan K., Śłosorz Z., Pietraszek E., Łudzik M., Suchorab P. (2012). *Usuwanie substancji ropopochodnych z dróg i gruntów*. Józefów: Centrum Naukowo-Badawcze Ochrony Przeciwpowodziowej.
- [221] Ransome D.M. (2015). Geotechnical properties of oil contaminated soil. The University of Manchester.
- [222] Rasheed Z.N., Ahmed F.R., Jassim H.M. (2014). Effect of crude oil products on the geotechnical properties of soil. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 186, 353–362.
- [223] Ratnaweera P., Meegoda J.N. (2006). Shear strength and stress–strain behavior of contaminated soils. *Geotechnical Testing Journal*, 29(2), 133–140.
- [224] Reddy, K. R., Adams, J. A., & Tekola, L. (2006). *Remediation of DNAPL source zones in groundwater using air sparging*. *Land Contamination & Reclamation*, 14(3), 685–700.
- [225] Rey, M., Nowak, A., & Kowalski, P. (2022). Zagospodarowanie terenów przemysłowych w kontekście zrównoważonego rozwoju miast. *Przegląd Urbanistyczny*, 28(3), 45–58.
- [226] Reischer M., Christensen A.G., De Weirtd F., Bruns S., Dideriksen K. (2020). Capabilities of an optical direct push probe for 2D-subsurface imaging. *Journal of Contaminant Hydrology*, 232, 103-636.
- [227] Rizzo E., Pesce M., Pizzol L., Alexandrescu F.M., Giubilato E., Critto A., Marcomini A., Bartke S. (2015). Brownfield regeneration in Europe: Identifying stakeholder perceptions, concerns, attitudes and information needs. *Land Use Policy*, 48, 437–453.
- [228] Robichaud K., Lebeau M., Martineau S., Amyot M. (2019). Bioremediation of engine-oil contaminated soil using local residual organic matter. *PeerJ*, 1–21.
- [229] Rodríguez Eugenio N., McLaughlin M., Pennock D. (2018). Soil pollution: a hidden reality. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- [230] Rogge M., Christy T.M., De Weirtd F. (2001). Site contamination fast delineation and screening using the membrane interface probe. *Field Screening Europe*, 91–98.
- [231] Rojas J.C., Roy A., Waller T.E. (2003). Influence of hydrocarbon contamination on the geotechnical properties of clayey soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 129(2), 158–163.
- [232] Roy S., Bhalla S.K. (2017). Role of geotechnical properties of soil on civil engineering structures. *Resources of Environment*, 7, 103–109.
- [233] Ruberto L., Martinez Alvarez L., Massot F., Mac Cormack W. (2020). Management and bioremediation of hydrocarbon-polluted soils in Antarctica. *Antarctic Affairs*, 7, 53–64.
- [234] Rusin M., Gospodarek J., Nadgórska-Socha A. (2021). Time-delayed effect of petroleum-derived products in soil and their bioremediation of plant – herbivore interaction. *Archives of Environmental Protection*, 3, 71–81.
- [235] Rusin M., Marchwińska-Wyrwał E. (2014). Zagrożenia zdrowotne związane ze środowiskowym narażeniem na wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). *Medycyna Środowiskowa*, 3, 7–13.

- [236] Safehian H., Rajabi A.M., Ghasemzadeh H. (2018). Effect of diesel-contamination on geotechnical properties of illite soil. *Engineering Geology*, 241, 55–63.
- [237] Saha R.C., Reza A., Hasan M.S., Saha P. (2019). A review – bioremediation of oil sludge contaminated soil. *E3S Web of Conferences*, 96, 1–6.
- [238] Sarauskas T. (1999). *The effects of freezing and thawing on the bioremediation of a diesel fuel contaminated soil*.
- [239] Sari G.L., Trihadiningrum Y., Ni'matuzahroh. (2019). Bioremediation of petroleum hydrocarbons in crude oil contaminated soil from Wonocolo public oilfields using aerobic composting with yard waste and rumen residue amendments. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water, and Environment Systems*, 3, 482–492.
- [240] Sayara T.A.S. (2010). Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated soil: Process evaluation through composting and anaerobic digestion approach.
- [241] Semboung Lang F., Destain J., Delvigne F., Druart P., Ongena M., Thonart P. (2016). Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in mangrove sediments under different strategies: Natural attenuation, biostimulation, and bioaugmentation with *Rhodococcus erythropolis* T902.1. *Water Air Soil Pollution*, 227–297.
- [242] Sendkowski J., Tkaczyk A., Tkaczyk Ł. (2014). Rozpoznanie jako podstawa projektowania geotechnicznego. *Przegląd Budowlany*, 12, 30–36.
- [243] Sęk J., Dziubiński M., Błaszczuk M., Padyk A. (2011). Badanie procesu przesiąkania roztworów olejów roślinnych i substancji ropopochodnych przez ośrodek porowaty. *Inżynieria Ekologiczna*, 26, 48–58.
- [244] Shah, S. J., Shroff, A. V., Patel, J. V., Tiwari, K. C., & Ramakrishnan, D. (2003). *Stabilization of Fuel Oil Contaminated Soil—A Case Study*. *Geotechnical & Geological Engineering*, 21(4), 415–427.
- [245] Shin, E. C., Das, B. M. (2000). *Some Physical Properties of Unsaturated Oil-Contaminated Sand*. In *Advances in Unsaturated Geotechnics*, 142–152.
- [246] Shin E.C., Das B.M. (2001). Bearing capacity of unsaturated oil-contaminated sand. *Geotechnical and Geological Engineering*, 19(2), 137–157.
- [247] Simmons K. (2023). Operating procedure. *Soil Sampling*.
- [248] Sitarek K. (2006). Naftalen. Dokumentacja dopuszczalnych wielkości narażenia zawodowego. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy*, 2, 143–158.
- [249] Site Characterization for Subsurface Remediation. (1991). EPA Seminar Publication.
- [250] Sui X., Wang X., Li Y., Ji H. (2021). Remediation of petroleum-contaminated soils with microbial and microbial combined methods: advances, mechanisms, and challenges. *Sustainability*, 13, 1–28.
- [251] Siuta J., Bednarski S., Gaca J., Hupka J. (2000). *Inżynieria ekologiczna nr 2: Technologie odolejania gruntów, odpadów, ścieków*. Wysowa Zdrój: Wydawnictwo Ekoinżynieria.
- [252] Siuta J., Filipek-Mazur B., Rogalski L., Mioduszewski W., Warych J., Krzywy E., Nyc K., Rosik-Dulewska C. (2002). *Inżynieria ekologiczna nr 7: Ekoinżynieria dla ekorozwoju*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe Gabriel Borowski.

- [253] Sivapullaiah P.V. (2009). Effects of soils pollution on geotechnical behaviour of soils. *ICG*, 933–940.
- [254] Skalny A., Białecka B. (2015). Kierunki przekształceń terenów przemysłowych – analiza przypadków. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*, 1940, 227–239.
- [255] Składowska M. (2023). Metody remediacji, in situ z wykorzystaniem naturalnych właściwości skał oraz organizmów żywych. Rozprawa doktorska, Sosnowiec.
- [256] Skowronek J. (2016). *Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych, tom 8*. Katowice: Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych.
- [257] Słomczyńska, B., Załęska-Radziwiłł, M., & Łebkowska, M. (1999). *Toksykologia środowiska: Ćwiczenia laboratoryjne: Praca zbiorowa*. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
- [258] Snelgrove J. (2010). *Biopile bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soils from a sub-arctic site*.
- [259] Soćko R. (2010). Etylobenzen. Dokumentacja dopuszczalnych wielkości narażenia zawodowego. Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, 64, 109–130.
- [260] Solecki T. (2011). Zanieczyszczenie podłoża gruntowego i wody gruntowej węglowodorami ropopochodnymi na terenie lokalizacji stacji paliw naftowych w Książu Wielkim. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 28, 719–727.
- [261] Solecki T., Macuda J. (2004). Metody wykrywania i identyfikacji substancji ropopochodnych w środowisku gruntowo-wodnym. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 21, 325–331.
- [262] Soltani-Jigheh H., Azarnia A. (2017). Effect of liquid polymeric and lime additives on the behavior of fine-grained soil at unfrozen and freeze–thaw conditions. *Indian Geotechnical Journal*, 47(4), 529–536.
- [263] Speight J.G. (1999). The chemical and physical structure of petroleum: effects on recovery operations. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 22, 3–15.
- [264] Speight J.G. (2007). *The Chemistry and Technology of Petroleum*. Fourth edition. Boca Raton, Florida: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- [265] Speight J.G. (2000). *The Desulfurization of Heavy Oils and Residua*. Marcel Dekker Inc., New York.
- [266] Stachowski P., Szafrński C., Kozaczyk P. (2005). Właściwości fizyczne i wodne gruntów pogórnich po rekultywacji technicznej. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 506, 439–445.
- [267] Stuczyński T., Siebielec G., Maliszewska-Kordybach B., Smreczyk B., Gawrysiak L. (2004). Wyznaczanie obszarów na których przekroczone są standardy jakości gleb. Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska.
- [268] Steliga T., Jakubowicz P., Kapusta P., Wojtowicz K. (2018). Efektywność biodegradacji zanieczyszczeń ropopochodnych w zestarzałym odpadzie z dołu urobkowego. *Nafta-Gaz*, 10, 752–758.
- [269] Steliga T., Kluk D. (2017). *Ocena składu zanieczyszczeń gleb skażonych TPH i WWA pod kątem opracowania technologii ich bioremediacji*. Kraków: Instytut Nafty i Gazu – Państwowy Instytut Badawczy.
- [270] Stepanova A.Y., Gladkov E.A., Osipova E.S., Gladkova O.V., Tereshonok D.V. (2022). Bioremediation of soil from petroleum contamination. *Processes*, 10, 1–17.

- [271] Stepnowski P., Synak E., Szafranek B., Kaczyński Z. (2010). Monitoring i analityka zanieczyszczeń w środowisku. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- [272] Stoker H.S. (2008). *General, Organic, and Biological Chemistry*. Brooks/Cole, Cengage Learning.
- [273] Stopa J., Rychlicki S., Wojnarowski P. (2006). Wpływ ciśnienia kapilarnego na efektywność usuwania zanieczyszczeń ropopochodnych z warstw wodonośnych w świetle modelowania komputerowego. *Wiertnictwo Nafta Gaz*, 23, 421–429.
- [274] Strizhenok A.V., Korelskiy D.S., Choi Y. (2021). Assessment of the efficiency of using organic waste from the brewing industry for bioremediation of oil-contaminated soils. *Journal of Ecological Engineering*, 4, 66–77.
- [275] Suszczewicz M., Dołzbłasz S. (2019). Rola poradzieckich lotnisk w kształtowaniu nowych przestrzeni gospodarczych Polski Zachodniej. *Studia Miejskie*, 33, 127–139.
- [276] Szruba M. (2021). Budownictwo wspiera ekologię. *Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne*, 2, 12–30.
- [277] Tanaka H., Sharma P., Tsuchida T., Tanaka M. (1996). Comparative study on sample quality using several types of samplers. *Soils and Foundations*, 2, 57–68.
- [278] Traczewska T.M. (2011). *Biologiczne metody oceny skażenia środowiska*. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- [279] Trejos-Delgado C., Cadavid-Restrepo G.E., Hormaza-Anaguano A., Agudelo E.A., Barrios-Ziolo L., Loaiza-Usuga J.C., Cardona-Gallo S.A. (2020). Oil bioremediation in a tropical contaminated soil using a reactor. *An Acad Bras Cienc*, 2, 1–18.
- [280] Trębacz P., Duda M. (2021). Projektowanie struktury przestrzeni publicznej jednostek urbanistycznych jako warunek skutecznego przekształcania terenów przemysłowych na przykładzie obszaru Pelcowizny w Warszawie. *Housing Environment. Przestrzeń, Architektura, Natura*, 34, 96–111.
- [281] Tse A.C., Eshiemomo A.U. (2016). Geotechnical properties of soils in a crude oil impacted site in the Niger Delta, Nigeria. *IOSR Journal of Applied Geology and Geophysics*, 4, 69–76.
- [282] Udonne, J. D., Onwuma, H. O. (2014). *A study of the effects of waste lubricating oil on the physical/chemical properties of soil and the possible remedies*. *Journal of Petroleum and Gas Engineering*, 5(1), 1–9.
- [283] Ulanicka-Raczyńska M. (2022). *Metodyka wyznaczania kierunków zagospodarowania przestrzennego obszarów przemysłowych ze szczególnym uwzględnieniem historycznego użytkowania*. Rozprawa doktorska, Wydział Inżynierii Lądowej i Transportu, Politechnika Warszawska.
- [284] Uloaku M.-I., Abbey S.J., Ifelebuegu A.O. (2022). A systematic review on the effectiveness of remediation methods for oil contaminated soils. *Environmental Advances*, 9.
- [285] Van Genuchten M.T., Wagenet R.J. 1989. Two-site region models for pesticide transport and degradation: Theoretical development and analytical solutions. *Soil Sciences AM Journal*. No. 53, 1303-1310.
- [286] Verruijt A. 1991a. Finite element modeling of transport in porous media. *Applied Scientific Research*, No 48, 129-139.

- [287] Vestlund H. (2014). Development of a method for GC/MS analysis of PAHs and alkylated PAHs for use in characterization and source identification of PAH contaminated sites. Praca dyplomowa, Örebro University, Örebro.
- [288] Villalba Primitz J., Vazquez S., Ruberto L., Lo Balbo A., Mac Cormack W. (2021). Bioremediation of hydrocarbon-contaminated soil from Carlini Station, Antarctica: effectiveness of different nutrient sources as biostimulation agents. *Polar Biology*, 44, 289–303.
- [289] Waraczewska Z., Niewiadomska A., Grzyb A. (2018). Wybrane metody bioremediacji in situ z wykorzystaniem mikroorganizmów. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 3, 65–78.
- [290] Vogel T.E., Grbić-Galić D. (1986). Incorporation of oxygen into toluene and benzene during anaerobic fermentative transformation. *Applied and Environmental Microbiology*, 52, 200–202.
- [291] Waszczuk T. (2017). Przekształcenia zdegradowanych terenów przemysłowych w okresie recesji gospodarczej. Iluzja „Efektu Bilbao”. *Przestrzeń i Forma*, 30, 217–240.
- [292] Waszczuk T. (2015). Przekształcenia zdegradowanych terenów przemysłowych zlokalizowanych przy zbiornikach wodnych – adaptacja do polskich warunków. *Przestrzeń i Forma*, 24, 113–128.
- [293] Verruijt A., Koda E. 1994: Analysis of Pollution Control by Finite Elements. Chapt. In Computational Methods in Water Resources X. Vol. 2. Water Science and Technology Library, 12. Kluwer Academic Publisher, 1489-1495.
- [294] Wiłkomirski B. (2010). Stoi na stacji lokomotywa, czyli zanieczyszczenia środowiska związane z transportem kolejowym. *Rocznik Świętokrzyski. Seria B – Nauki Przyrodnicze*, 31, 85–94.
- [295] Wiśniewska M., Pusz A. (2017). Postępowanie z zanieczyszczonymi terenami przemysłowymi w aspekcie nowych przepisów prawnych – część I. Historyczne zanieczyszczenie powierzchni ziemi. *Inżynieria Ekologiczna*, 1, 227–234.
- [296] Wiśniewska M., Pusz A. (2017). Zanieczyszczenia powierzchni ziemi na terenach przemysłowych w aspekcie nowych przepisów prawnych. Część II: sposób prowadzenia oceny. *Inżynieria Ekologiczna*, 3, 261–268.
- [297] Włodarczyk-Makuła M. (2021). Zagrożenie zanieczyszczenia środowiska wodnego związkami ropopochodnymi. *Lab*, 1, 12–16.
- [298] Wolniewicz A., Czechowski J., Kaliszewski T., Marecik R. (2018). Przegląd metod remediacji i praktyczne zastosowanie bioremediacji w likwidacji zanieczyszczeń węglowodorami. *Inżynieria Ekologiczna*, 5, 47–52.
- [299] World Health Organization (2021). *Urban redevelopment of contaminated sites*. WHO, Geneva.
- [300] Wójcik A.J. (2009). Mapy okręgów górniczych Królestwa Polskiego. *Analecta*, 18, 331–348.
- [301] Wójcik P., Tomaszewska B. (2005). Biotechnologia w remediacji zanieczyszczeń organicznych. *Biotechnologia*, 4, 156–172.
- [302] Wrights J.K., Ansari A.A. (2022). Bioremediation of petroleum hydrocarbon from soil using earthworm species *Eisenia fetida* in a vermiwash system. *Journal of Indian Association for Environmental Management*, 42, 27–42.

- [303] Wu D., Ye L., Zhao H., Wu L., Guo J., Ji B. (2022). Study on correlation of physical and mechanical properties indexes of cohesive soil in hilly and plain region along the Yangtze River in Anhui Province. *Journal of Physics: Conferences Series*, 2148.
- [304] Wydro U., Łapiński D., Ofman P., Struk-Sokołowska J. (brak daty). *Wspomaganie procesów bioremediacji gleb zanieczyszczonych*. Politechnika Białostocka.
- [305] Wyszowski M., Ziółkowska A. (2007). Właściwości fizykochemiczne gleby zanieczyszczonej związkami ropopochodnymi po aplikacji substancji neutralizujących. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 520, 433–440.
- [306] Yang L. (2021). Research on geotechnical investigation and construction technology of construction engineering. *Earth and Environmental Science*, 783, 1–4.
- [307] Yazdi A., Sharifi Teshnizi E. (2021). Effects of contamination with gasoline on engineering properties of fine-grained silty soils with an emphasis on the duration of exposure. *SN Applied Sciences*, 3(7), 704.
- [308] Youdeowei P.O. (2008). The effect of crude oil pollution and subsequent fire on the engineering properties of soils in the Niger Delta. *Journal of Environmental Geotechnics*, 15(2), 123–130.
- [309] Yuan H., Ge T., Chen C., O'Donnell A.G., Wu J. (2012). Significant role for microbial autotrophy in the sequestration of soil carbon. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(7), 2328–2336.
- [310] Zaharia C., Simion M., Volf I. (2022). Ex-situ remediation of a petroleum hydrocarbons contaminated soil. *Buletinul Institutului Politehnic din Iasi*, 68, 91–102.
- [311] Zahermand S., Vafaeian M., Bazayr M.H. (2020). Analysis of the physical and chemical properties of soil contaminated with oil (petroleum) hydrocarbons. *Earth Sciences Research Journal*, 2, 163–168.
- [312] Zbroński D., Górecka-Zbrońska A. (2017). Krajowe poziomy wydobycia i zużycia pierwotnych nośników energii nieodnawialnej. *Rynek Energii*.
- [313] Zdarta A.J. (2019). Wpływ zanieczyszczeń węglowodorowych na zdolności adaptacyjne mikroorganizmów do biodegradacji związków alifatycznych i aromatycznych. Rozprawa doktorska, Wydział Technologii Chemicznej, Politechnika Poznańska, Poznań.
- [314] Zhou Q., Hua T. (2005). Bioremediation: A review of applications and problems to be resolved. *Progress in Natural Science*, 11, 937–944.
- [315] Żelezik M. (2015). Analiza monitoringu składowiska odpadów komunalnych w Promniku w latach 2011–2012. *Proceedings of ECOpole*, 9, 365–372.

NORMY, AKTY PRAWNE

- [316] ASTM D7012-10, Standard Test Method for Compressive Strength and Elastic Moduli of Intact Rock Core Specimens under Varying States of Stress and Temperatures. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2010.
- [317] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna).
- [318] Dyrektywa 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu (Dyrektywa Wód Podziemnych).
- [319] PN-ISO 10381-1:2007, Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 1: Zasady opracowywania programów pobierania próbek.
- [320] PN-ISO 10381-2:2007, Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 2: Zasady dotyczące technik pobierania.
- [321] PN-ISO 10381-3:2007, Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 3: Zasady dotyczące bezpieczeństwa.
- [322] PN-ISO 10381-4:2007, Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 4: Zasady dotyczące postępowania podczas badań terenów naturalnych, zbliżonych do naturalnych oraz uprawnych.
- [323] PN-ISO 10381-5:2007, Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 5: Zasady podczas prowadzenia badań terenów miejskich oraz przemysłowych pod kątem zanieczyszczenia gleby.
- [324] Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Socjalnej z dnia 26 września 1997 r. w sprawie ogólnych przepisów bezpieczeństwa i higieny pracy. (Dz.U. 1997 nr 129 poz. 844).
- [325] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. (Dz.U. 2016 poz. 1395).
- [326] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie działań naprawczych. (Dz.U. 2016 poz. 1396).
- [327] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie rejestru historycznych zanieczyszczeń powierzchni ziemi. (Dz.U. 2016 poz. 1397).
- [328] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie rejestru szkód w środowisku. (Dz.U. 2016 poz. 1398).
- [329] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie kryteriów oceny wystąpienia szkody w środowisku. (Dz.U. 2016 poz. 1399).
- [330] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów. (Dz.U. 2014 poz. 1923).
- [331] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 Nr 165, poz. 1359).
- [332] Rozporządzenie Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej z dnia 25 kwietnia 2012 r. w sprawie ustalania geotechnicznych warunków posadawiania obiektów budowlanych. (Dz.U. 2012 poz. 463).

- [333] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 30 grudnia 2004 r. w sprawie bezpieczeństwa i higieny pracy związanej z występowaniem w miejscu pracy czynników chemicznych. (Dz.U. 2016 poz. 1488).
- [334] Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie. (Dz.U. 2020 poz. 2187).
- [335] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach. (Dz.U. 2023 poz. 1587).
- [336] Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne. (Dz.U. 2023 poz. 1478).
- [337] Ustawa z dnia 25 lutego 2011 r. o substancjach chemicznych i ich mieszaninach. (Dz.U. 2022 poz. 1816).
- [338] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska. (Dz.U. 2024 poz. 54).
- [339] Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych. (Dz.U. 2024 poz. 82).
- [340] Ustawa z dnia 30 sierpnia 2002 r. o systemie oceny zgodności. (Dz.U. 2023 poz. 215).
- [341] Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. – Prawo budowlane. (Dz.U. 2023 poz. 682).

STRONY INTERNETOWE

- [342] Abousina, R.M., Manalo, A., Shiau, J., & Lokuge, W. (2015). *Effects of light crude oil contamination on the physical and mechanical properties of fine sand*. Soil and Sediment Contamination: An International Journal. Dostęp: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15320383.2015.1058338>, data dostępu: 30.03.2025 r., godz. 10:23.
- [343] Barr, D., Finnamore, J.R., Bardos, R.P., Weeks, J.M., & Nathanail, C.P. (2002). *Biological methods for assessment and remediation of contaminated land: Case studies*. London: CIRIA. Dostęp: <https://www.authorea.com/users/485661/articles/570974-in-fluence-of-contamination-with-diesel-oil-on-sandy-loam-soil-sorptivity>, data dostępu: 30.03.2024 r., godz. 10:15.
- [344] Caetano, G., de Matos Machado, R., Neiva Correia, M.J., & Marrucho, I.M. (2023). *Remediation of soils contaminated with total petroleum hydrocarbons through soil washing with surfactant solutions*. Environmental Technology. Dostęp: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2023.2198733>, data dostępu: 30.03.2025 r., godz. 10:21.
- [345] Czarnomski, K., & Izak, E. (2008). *Trwałe zanieczyszczenia organiczne w środowisku. Rozporządzenie Wspólnoty Europejskiej nr 850/2004*. Wyd. Ministerstwo Środowiska, s. 28. Dostęp: https://www.mos.gov.pl/g2/big/2009_07/013a31bb9070cff3a4b018cc4490beee.pdf, data dostępu: 27.04.2022 r.
- [346] US – Bank Danych Lokalnych. Dostęp: <https://www.bankdanych.io>, data dostępu: 31.07.2023 r., godz. 09:24.
- [347] Geoserwis GDOŚ. Dostęp: <https://www.geoserwis.gdos.gov.pl>, data dostępu: 04.03.2023 r., godz. 12:41.

- [348] European Environment Agency. *Remediation technologies*. Dostęp: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/remediation-technologies>, data dostępu: 04.03.2023 r., godz. 12:41.
- [349] European Environment Agency. *Progress in management of contaminated sites*. Dostęp: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites/progress-in-management-of-contaminated-1>, data dostępu: 04.03.2023 r., godz. 12:41.
- [350] Urząd Transportu Kolejowego. Dostęp: <https://www.utk.gov.pl/pl>, data dostępu: 04.03.2023 r., godz. 12:41.
- [351] Zhang, S., Li, R., Bai, W., & Yang, Q. (2021). *Effects of oil contamination on the physical-mechanical behavior of loess and its mechanism analysis*. *Geofluids*. Dostęp: <https://www.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2021/3691549>, data dostępu: 30.03.2025 r., godz. 10:25.

Spis rysunków

- Rys. 1.1. Mapa obszarów chronionych w Polsce, uwzględniająca użytki ekologiczne, rezerwy, parki krajobrazowe, parki narodowe, obszary chronionego krajobrazu, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe, a także obszary Natura 2000, obszary ptasie i siedliskowe (GeoSerwis GDOŚ - Mapy obszarów chronionych w Polsce, 2024)
- Rys. 1.2. Powierzchnia gruntów zdewastowanych i zdegradowanych wymagających rekultywacji w 2022 roku w Polsce (oprac. własne na podstawie danych GUS Bank Danych Lokalnych z 2023 r.)
- Rys. 1.3. Obszar przemysłowy zanieczyszczony substancjami ropopochodnymi i odpadami przemysłowymi wymagający remediacji
- Rys. 2.1. Podział substancji zanieczyszczających występujących w Europie zgłoszone do 2011 (oprac. własne na podstawie European Environment Agency)
- Rys. 2.2. Scenariusz zapotrzebowania na paliwa płynne w latach 2011-2030 w mln m³ (oprac. własne na podstawie POPIHN)
- Rys. 2.3. Struktury chemiczne wybranych Wielopierścieniowych Węglowodorów Aromatycznych (WWA) oraz innych związków aromatycznych (opracowanie własne)
- Rys. 2.4. Schemat mechanizmów migracji węglowodorów w gruncie (Fąfara i Rychlicki 2005, PN-EN ISO 10318-1:2015-12/A1:2018-09)
- Rys. 2.5. Formy występowania zanieczyszczeń ropopochodnych związanych cząstką mineralną gruntu: jako błona zaadsorbowana na powierzchni cząstki mineralnej, w mikroszczelinach i mikroporach gruntu, zaabsorbowane przez cząstkę mineralną, zaadsorbowane na powierzchni cząstki (Czado i in., 2011)
- Rys. 2.6. Formy występowania zanieczyszczeń ropopochodnych w środowisku gruntowo-wodnym (Okrański, 2002)
- Rys. 3.1. Lokalizacje historycznych zanieczyszczeń (geoserwis.gdos.gov.pl)
- Rys. 3.2. Lokalizacje szkód w środowisku (geoserwis.gdos.gov.pl)
- Rys. 4.1. Schemat minimalnej liczby sekcji badawczych dla obszarów grupy I i IV w zależności od wielkości obszaru, opracowany na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi
- Rys. 4.2. Schemat minimalnej liczby sekcji badawczych dla obszarów grupy II i III w zależności od wielkości obszaru, opracowany na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi
- Rys. 4.3. Schemat pobierania próbek z sekcji badawczych
- Rys. 4.4. Schemat pobierania próbek gruntu z otworów badawczych

- Rys. 4.5. Schemat wizualizacji zanieczyszczenia po wykonaniu badań szczegółowych
- Rys. 5.1. Schemat strategii badań środowiska gruntowo-wodnego na terenach potencjalnie zanieczyszczonych (Irmiński, 1996)
- Rys. 5.2. Sposoby rozmieszczenia otworów badawczych: a) regularna siatka kwadratów; b) strefowe przypadkowe rozmieszczenie; c) strefowe systematyczne rozmieszczenie; d) pojedyncze przypadkowe rozmieszczenie (Kruszyńska i in., 2018)
- Rys. 5.3. Schemat pobierania próbek do badań laboratoryjnych
- Rys. 5.4. Pobieranie próbek do badań przy wierceniu świdrem spiralnym
- Rys. 5.5. Próbkę do badań pobrana w technologii *direct-push*
- Rys. 5.6. Próbniki z materiałem pobranym w technologii *direct push*
- Rys. 5.7. Przykłady właściwej i niewłaściwej lokalizacji otworów badawczych wód podziemnych w przypadku wystąpienia ognisk zanieczyszczeń środowiska gruntowo-wodnego (Irmiński, 1998, zmodyfikowane)
- Rys. 5.8. Zestaw do sondowań OIP (Remea Sp. z o.o.)
- Rys. 5.9. Sonda do sondowań OIP (Remea Sp. z o.o.)
- Rys. 5.10. Zestaw do sondowań MIP (Remea Sp. z o.o.)
- Rys. 5.11. Kalibracja sondy przed wykonaniem sondowania MIP (Remea Sp. z o.o.)
- Rys. 5.12. Diagram przyczynowo skutkowy dla źródeł niepewności pobierania próbek
- Rys. 5.13. Schemat eksperymentu replikującego wyniki ze zbalansowanym podwójnym podziałem
- Rys. 5.14. Rodzaje próbek gruntu pobranych różnymi technikami
- Rys. 5.15. Rodzaje próbników do pobierania próbek do badań
- Rys. 5.16. Wpływ zanieczyszczenia ropą naftową na właściwości geotechniczne gruntów
- Rys. 5.17. Zmiana parametrów geotechnicznych gruntu zanieczyszczonego na różnych głębokościach
- Rys. 6.1. Bioremediacja gruntu zanieczyszczonego na przyzmacach (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.2. Schemat procesu fitoremediacji (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.3. Schemat termicznej ekstrakcji parowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.4. Schemat stabilizacji zanieczyszczonego urobku (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.5. Schemat bariery pionowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.6. Schemat procesu elektroremediacji (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.7. Schemat procesu przemywania gruntu (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.8. Schemat procesu kompostowania gruntu (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)

- Rys. 6.9. Schemat procesu spalania (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.10. Schemat procesu desorpcji termicznej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.11. Schemat procesu ekstrakcji parowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.12. Schemat procesu dehalogenacji (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.13. Schemat procesu ekstrakcji rozpuszczalnikowej (Zaleska i Zielińska-Jurek, 2013)
- Rys. 6.14. Analiza porównawcza metod remediacji
- Rys. 7.1. Lokalizacja wybranych obiektów badawczych na mapie Polski
- Rys. 7.2. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr I
- Rys. 7.3. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl)
- Rys. 7.4. Pryzma bioremediacyjna – rzut z góry
- Rys. 7.5. Przekrój przez pryzmę bioremediacyjną – A-A
- Rys. 7.6. Przekrój przez pryzmę bioremediacyjną – B-B
- Rys. 7.7. Przygotowanie podłoża pod pryzmę bioremediacyjną
- Rys. 7.8. Formowanie pryzmy bioremediacyjnej
- Rys. 7.9. Schemat lokalizacji wykonywania pomiarów monitoringowych na pryzmach bioremediacyjnych
- Rys. 7.10. Zmiana stężenia benzyn i olejów w czasie w pryzmie nr 1
- Rys. 7.11. Zmiana stężenia benzyn w czasie w pryzmie nr 1 z zaznaczonym limitem 50 mg/kg s.m.
- Rys. 7.12. Zmiana stężenia olejów w czasie w pryzmie nr 1 z zaznaczonym limitem 1 000 mg/kg s.m.
- Rys. 7.13. Zmiana stężenia benzyn i olejów w czasie w pryzmie nr 2
- Rys. 7.14. Zmiana stężenia benzyn w czasie w pryzmie nr 2 z zaznaczonym limitem 50 mg/kg s.m.
- Rys. 7.15. Zmiana stężenia olejów w czasie w pryzmie nr 3 z zaznaczonym limitem 1 000 mg/kg s.m.
- Rys. 7.16. Zmiana stężenia benzyn i olejów w czasie w pryzmie nr 3
- Rys. 7.17. Zmiana stężenia benzyn w czasie w pryzmie nr 3 z zaznaczonym limitem 50 mg/kg s.m.
- Rys. 7.18. Zmiana stężenia olejów w czasie w pryzmie nr 3 z zaznaczonym limitem 1 000 mg/kg s.m.
- Rys. 7.19. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr II
- Rys. 7.20. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl)

- Rys. 7.21. Aplikacja biopreparatu do piezometrów iniekcyjnych i kierunek migracji
- Rys. 7.22. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.23. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.24. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.25. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości 0-0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.26. Początkowy pomiar stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości >0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.27. Początkowy pomiar stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości >0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.28. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości >0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.29. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości >0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.30. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr III
- Rys. 7.31. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl)
- Rys. 7.32. Aplikacja biopreparatu do piezometrów iniekcyjnych i kierunek migracji
- Rys. 7.33. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości > 0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.34. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji benzyn C₆-C₁₂ na głębokości > 0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.35. Pomiar 0 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości > 0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.36. Pomiar 1 stężenia sumy węglowodorów frakcji olejów C₁₂-C₃₅ na głębokości > 0,25 m p.p.t.
- Rys. 7.37. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr IV
- Rys. 7.38. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl)
- Rys. 7.39. Aplikacja biopreparatu na powierzchnię gruntu i kierunek rozprzestrzeniania się w zanieczyszczonej warstwie
- Rys. 7.40. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcji nr 2 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg/ kg s.m.
- Rys. 7.41. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcji nr 3 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg s.m.

- Rys. 7.42. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcji nr 4 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg s.m.
- Rys. 7.43. Zmiana stężenia olejów w czasie w czasie w sekcji nr 6 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg s.m.
- Rys. 7.44. Mapa ogólna obszaru badań obiektu nr V
- Rys. 7.45. Litologia sąsiedztwa terenu projektowanych prac (www.otworywiertnicze.pgi.gov.pl)
- Rys. 7.46. Aplikacja biopreparatu do piezometrów iniekcyjnych i rozprzestrzenianie się biopreparatu w zanieczyszczonej warstwie gruntu
- Rys. 7.47. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w sekcji nr 8 z zaznaczonym limitem dla olejów 30 mg/ kg s.m. i dla benzyn 1 mg/ kg s.m.
- Rys. 7.48. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w sekcji nr 13 z zaznaczonym limitem dla olejów 30 mg/kg s.m. i dla benzyn 1 mg/kg s.m.
- Rys. 7.49. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 3 na głębokości 0,025-1,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s.m. i dla benzyn 500 mg/ kg s.m.
- Rys. 7.50. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 3 na głębokości 1,00-3,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s. m. i dla benzyn 500 mg/ kg s. m.
- Rys. 7.51. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 3 na głębokości 3,00-5,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s.m. i dla benzyn 500 mg/kg s. m.
- Rys. 7.52. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 4 na głębokości 0,25-1,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s. m. i dla benzyn 500 mg/ kg s. m.
- Rys. 7.53. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 4 na głębokości 1,00-3,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s.m. i dla benzyn 500 mg/ kg s.m.
- Rys. 7.54. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 4 na głębokości 3,00-5,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s.m. i dla benzyn 500 mg/kg s.m.
- Rys. 7.55. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 8 na głębokości 0,25-1,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/ kg s.m. i dla benzyn 500 mg/ kg s. m.
- Rys. 7.56. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 8 na głębokości 1,00-3,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s. m. i dla benzyn 500 mg/kg s.m.
- Rys. 7.57. Zmiana stężenia olejów i benzyn w czasie w punkcie nr 8 na głębokości 3,00-5,00 m p.p.t. z zaznaczonym limitem dla olejów 3 000 mg/kg s.m. i dla benzyn 500 mg/ kg s.m.
- Rys. 7.58. Skuteczność redukcji C₁₂-C₃₅ w warstwie do 0,25 m p.p.t, przy granicznej zawartości substancji 30 mg/ kg s.m. dla obiektu II, IV, V

- Rys. 7.59. Skuteczność redukcji C_6 - C_{12} w warstwie $> 0,25$ m p.p.t, przy granicznej zawartości substancji 50 mg/ kg s.m. dla obiektu I, II,III i 500 mg/ kg s.m. dla obiektu V
- Rys. 7.60. Skuteczność redukcji C_{12} - C_{35} w warstwie $> 0,25$ m p.p.t, przy granicznej zawartości substancji 1 000 mg/ kg s.m. dla obiektu I, II,III i 3 000 mg/ kg s.m. dla obiektu V

Spis tabel

- Tab. 2.1. Podział ryzyka dla zdrowia ludzi (Gruszecka i Helios-Rybicka, 2009; Gruszecka 2010)
- Tab. 2.2. Podział ryzyka środowiskowego (Gruszecka i Helios-Rybicka, 2009; Gruszecka 2010)
- Tab. 5.1. Poziomy wykrywalności przy użyciu detektorów (Geoprobe System)
- Tab. 5.2. Przykład użycia algorytmu ANOVA do obliczenia s_{anal} na podstawie wyników badań zawartości benzenu w gruncie. Badanie replikujące wyniki z udziałem dwóch próbkobiorców S1 i S2, którzy pobierali po dwie próbki A1 i A2 w 10 różnych lokalizacjach.
- Tab. 5.3. Przykład użycia algorytmu ANOVA do obliczenia U_{samp} na podstawie wyników badań zawartości benzenu w gruncie. Badanie replikujące wyniki z udziałem dwóch próbkobiorców S1 i S2, którzy pobierali po dwie próbki A1 i A2 w 10 różnych lokalizacjach.
- Tab. 5.4. Wyniki obliczeń przeprowadzone w programie RANOVA, klasyczne podejście obliczeniowe, z przykładowymi zawartościami benzenu w gruncie z tabeli 5.2.
- Tab. 5.5. Wyniki obliczeń przeprowadzone w programie RANOVA, podejście obliczeniowe oparte na solidnej średniej, z przykładowymi zawartościami benzenu w gruncie z tabeli 5.2.
- Tab. 6.1. Zakres stosowania - bioremediacja (Gworek i in., 2004)
- Tab. 6.2. Zakres stosowania - fitoremediacja (Gworek i in., 2004)
- Tab. 6.3. Zakres stosowania - ekstrakcja parowa (Gworek i in., 2004)
- Tab. 6.4. Zakres stosowania - wspomaganie termiczne ekstrakcja parowa (Gworek i in., 2004)
- Tab. 6.5. Zakres stosowania – izolacja zanieczyszczonego terenu (Gworek i in., 2004)
- Tab. 6.6. Zakres stosowania - stabilizacja (Gworek i in., 2004)
- Tab. 6.7. Zakres stosowania - ściany szczelinowe (Gworek i in., 2004)
- Tab. 6.8. Zakres stosowania - elektroremediacja (Gworek i in., 2004)

Tab. 6.9.	Zakres stosowania - przemywanie gruntu (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.10.	Zakres stosowania - kompostowanie (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.11.	Zakres stosowania - bioreaktory (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.12.	Zakres stosowania - spalanie (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.13.	Zakres stosowania - desorpcja termiczna (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.14.	Zakres stosowania – ekstrakcja parowa (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.15	Zakres stosowania - dehalogenacja (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.16	Zakres stosowania - ekstrakcja rozpuszczalnikowa (Gworek i in., 2004)
Tab. 6.17	Zakres stosowania - utlenianie i redukcja (Gworek i in., 2004)
Tab. 7.1	Charakterystyka zanieczyszczeń oraz warunków remediacyjnych na wybranych obiektach
Tab. 7.2.	Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy IV (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s)
Tab. 7.3.	Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s)
Tab. 7.4.	Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s)
Tab. 7.5.	Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność 1×10^{-7} m/s)
Tab. 7.6.	Porównanie stężeń substancji w zanieczyszczonym gruncie z pomiaru 0 z dopuszczalnymi stężeniami dla gruntów grupy I (wodoprzepuszczalność $< 1 \times 10^{-7}$ m/s)
Tab. 7.7.	Ocena jakości oczyszczania gruntu na wybranych obiektach

ZAŁĄCZNIKI

ZAŁĄCZNIK 1

Wykaz obiektów badawczych

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
1	Południowa Polska/ Przemysłowy					X		X		X			X			X
2	Wschodnia Polska/ Rolniczy	X	X			X		X	X	X			X		X	X
3	Wschodnia Polska/ Miejski	X	X	X	X	X		X	X	X			X			X
4	Południowa Polska/ Poprzemysłowy		X	X		X	X	X	X	X	X		X		X	
5	Północna Polska/ Leśny	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X			X
6	Zachodnia Polska/ Poprzemysłowy	X		X	X	X		X	X	X	X		X		X	X
7	Północno-wschodnia Polska/ Rolniczy		X	X	X	X			X	X			X		X	X
8	Zachodnia Polska/ Military			X	X				X			X	X			X
9	Zachodnia Polska/ Rolniczy	X	X			X	X		X		X		X		X	X
10	Centralna Polska/ Miejski	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	
11	Środkowo- wschodnia Polska/ Poprzemysłowy	X		X	X			X	X		X		X			X

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
12	Południowo-zachodnia Polska/ Poprzemysłowy		X		X	X	X	X	X	X			X		X	X
13	Wschodnia Polska/ Miejski	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X		X	X
14	Centralna Polska/ Przemysłowy					X		X		X			X			X
15	Północno-zachodnia Polska/ Leśny		X	X	X			X			X		X			X
16	Północna Polska/ Rolniczy	X	X					X			X		X			X
17	Centralna Polska/ Leśny			X	X		X		X	X	X		X			X
18	Południowa Polska/ Poprzemysłowy		X	X	X			X	X	X	X		X		X	X
19	Południowo-zachodnia Polska/ Poprzemysłowy	X	X	X		X		X	X	X			X		X	X
20	Południowo-zachodnia Polska/ Poprzemysłowy	X	X					X	X	X		X			X	
21	Centralna Polska/ Poprzemysłowy	X	X	X	X				X		X		X			X
22	Południowa Polska/ Miejski	X		X		X		X	X	X					X	X

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
23	Południowa Polska/ Przemysłowy	X	X	X	X	X		X		X			X			X
24	Centralna Polska/ Miejski		X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	X
25	Zachodnia Polska/ Miejski	X		X	X	X		X	X	X			X			X
26	Południowo- zachodnia Polska/ Przemysłowy		X	X	X	X		X		X			X			X
27	Centralna Polska/ Rolniczy	X	X			X		X	X	X			X		X	
28	Południowa Polska/ Miejski	X		X				X			X		X			X
29	Południowa Polska/ Przemysłowy					X		X		X			X			X
30	Centralna Polska/ Poprodukcyjny						X	X		X			X		X	
31	Centralna Polska/ Miejski		X	X	X	X		X		X			X			X
32	Południowa Polska/ Przemysłowy	X			X		X			X			X			X
33	Południowa Polska/ Przemysłowy			X					X		X		X			X
34	Południowa Polska/ Przemysłowy	X				X		X		X			X		X	
35	Zachodnia Polska/ Przemysłowy			X	X			X			X		X			X
36	Południowo- zachodnia Polska/ Miejski		X					X			X		X			X

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
37	Południowa Polska/ Przemysłowy		X					X		X			X			X
38	Centralna Polska/ Rolniczy				X			X			X		X			X
39	Południowa Polska/ Rolniczy	X						X			X		X			X
40	Południowo- zachodnia Polska/ Przemysłowy		X	X	X	X		X	X	X			X		X	X
41	Centralna Polska/ Przemysłowy		X					X			X		X			X
22	Centralna Polska/ Przemysłowy	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	X
43	Centralna Polska/ Miejski					X		X		X			X			X
44	Południowo- zachodnia Polska/ Miejski		X						X		X		X			X
45	Północno- zachodnia Polska/ Miejski					X			X				X		X	X
46	Zachodnia Polska/ Przemysłowy	X		X	X	X		X		X			X		X	
47	Południowa Polska/ Przemysłowy							X		X			X		X	
48	Centralna Polska/ Przemysłowy	X	X			X			X	X			X		X	X
49	Centralna Polska/ Przemysłowy		X						X	X			X		X	X

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
50	Południowo-wschodnia Polska/ Poprzemysłowy		X							X			X		X	
51	Wschodnia Polska/ Miejski					X	X		X	X			X		X	
52	Centralna Polska/ Miejski	X	X					X		X			X		X	
53	Zachodnia Polska/ Leśny		X	X	X				X	X			X			X
54	Zachodnia Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X		X	X
55	Centralna Polska/ Przemysłowy						X		X		X		X		X	X
56	Centralna Polska/ Miejski		X		X		X		X	X	X		X		X	X
57	Centralna Polska/ Miejski	X	X	X	X	X		X	X	X			X		X	X
58	Zachodnia Polska/ Leśny	X						X			X		X			X
59	Centralna Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X			X
60	Północna Polska/ Poprzemysłowy	X	X					X		X			X			X

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
61	Zachodnia Polska/ Rolniczy	X	X			X		X		X			X		X	
62	Zachodnia Polska/ Przemysłowy					X		X		X			X			X
63	Wschodnia Polska/ Rolniczy	X	X	X	X	X		X		X			X			X
64	Północno- Wschodnia Polska/ Poprzemysłowy	X					X	X	X	X	X		X		X	X
65	Północno- zachodnia Polska/ Miejski		X					X		X			X			X
66	Centralna Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X			X
67	Północno- zachodnia Polska/ Militaryny			X	X			X			X		X			X
68	Centralna Polska/ Miejski	X	X	X			X	X	X	X	X		X		X	X
69	Zachodnia Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X			X
70	Zachodnia Polska/ Miejski			X					X		X		X			X
71	Północno- zachodnia Polska/ Miejski	X				X		X		X			X			X

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
72	Zachodnia Polska/ Rolniczy			X		X	X	X	X	X			X		X	X
73	Centralna Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X			X
74	Centralna Polska/ Poprzemysłowy	X	X					X		X	X		X		X	X
75	Zachodnia Polska/ Rolniczy					X		X		X			X		X	X
76	Południowo- Zachodnia Polska/ Poprzemysłowy	X	X	X	X	X				X			X		X	X
77	Południowo- Zachodnia Polska/ Poprzemysłowy					X				X			X			X
78	Północno- wschodnia Polska/ Poprzemysłowy		X					X			X		X			X
79	Centralna Polska/ Rolniczy		X			X	X	X	X	X			X			X
80	Centralna Polska/ Miejski					X		X	X	X			X			X
81	Centralna Polska/ Poprzemysłowy	X				X	X	X	X	X			X			X
82	Północno- zachodnia Polska/ Militarny	X	X			X		X	X	X	X		X			X

Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoiste	niespoiste
83	Północno-zachodnia Polska/ Poprzemysłowy	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	X
84	Centralna Polska/ Poprzemysłowy			X	X			X	X	X	X	X	X		X	X
85	Południowo-Wschodnia Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X		X	X
86	Południowo-Wschodnia Polska/ Rolniczy				X			X		X	X		X			X
87	Wschodnia Polska/ Przemysłowy					X		X		X			X			X
88	Centralna Polska/ Miejski	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	X
89	Północna Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X			X
90	Wschodnia Polska/ Rolniczy	X					X	X		X			X		X	X
91	Wschodnia Polska/ Poprzemysłowy					X		X		X			X			X
92	Południowo-zachodnia Polska/ Miejski					X	X	X	X	X			X			X
93	Zachodnia Polska/ Rolniczy	X						X		X			X		X	X

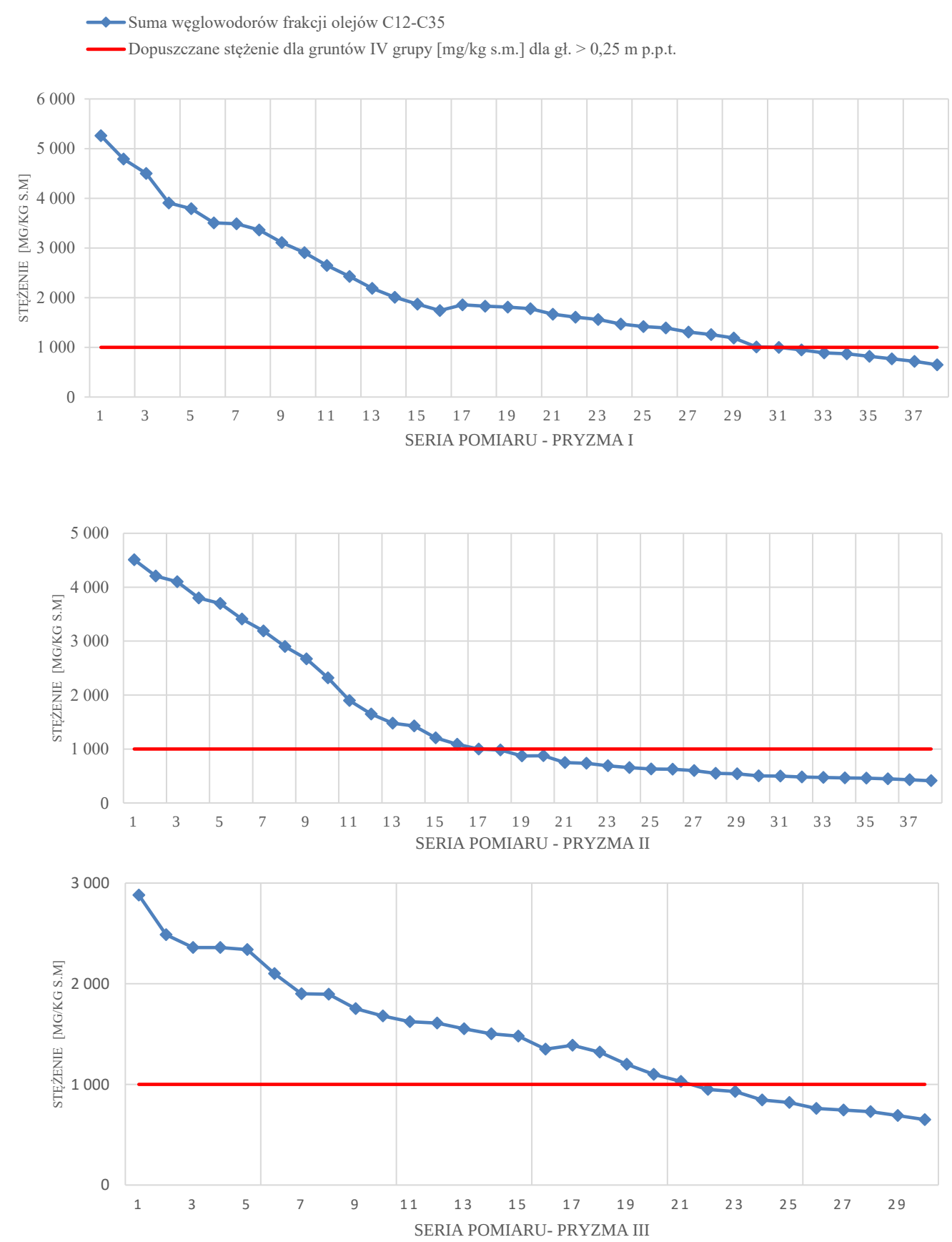
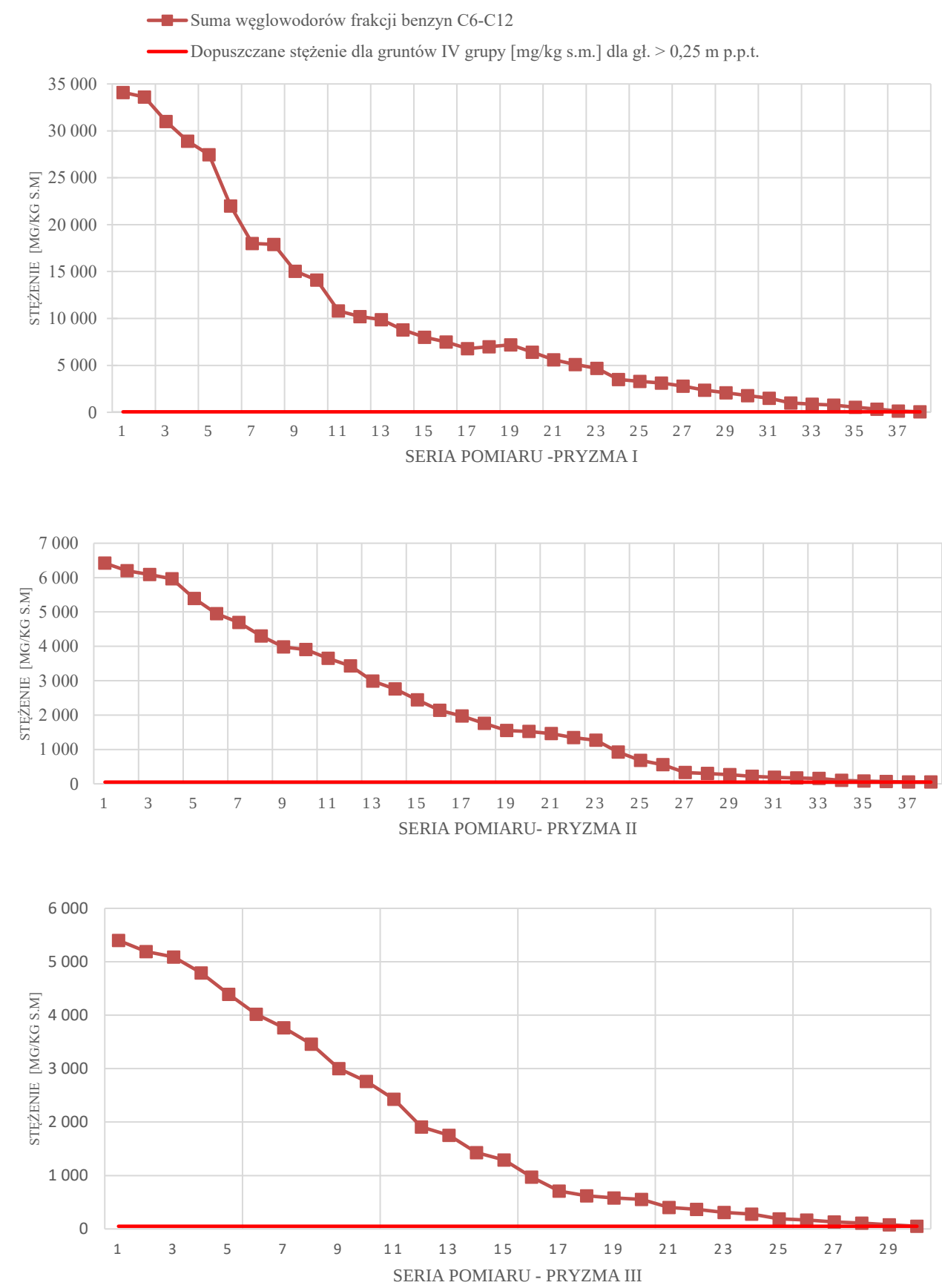
Lp.	Lokalizacja (Region/typ terenu)	Rodzaj substancji						Głębokość występowania zanieczyszczenia		Technologia remediacji			Powstanie zanieczyszczenia 2007 rok		Rodzaj gruntu	
		WWA	BTEX	C ₆ -C ₁₂	C ₁₂ -C ₃₅	metale	niemetale	do 0,25 m	poniżej 0,25 m	Ex situ	In situ	On situ	do 30 IV	po 30 IV	spoisłe	niespoisłe
94	Zachodnia Polska/ Miejski	X		X	X	X		X	X	X			X		X	X
95	Centralna Polska/ Przemysłowy	X	X		X		X	X	X	X			X		X	
96	Północna Polska/ Przemysłowy		X		X	X	X	X	X	X	X		X		X	
97	Południowo-wschod- nia Polska/ Przemysłowy	X			X			X		X			X			X
98	Wschodnia Polska/ Miejski	X	X	X		X	X	X		X			X			X
99	Południowo- Zachodnia Polska/ Rolniczy	X	X		X			X		X			X			X
100	Południowa Polska/ Przemysłowa	X	X			X		X		X			X			X

ZAŁĄCZNIK 2

Wyniki prowadzonych badań na wybranych obiektach badawczych

ZAWARTOŚĆ:

- 1. Obiekt I**
- 2. Obiekt II**
- 3. Obiekt III**
- 4. Obiekt IV**
- 5. Obiekt V**

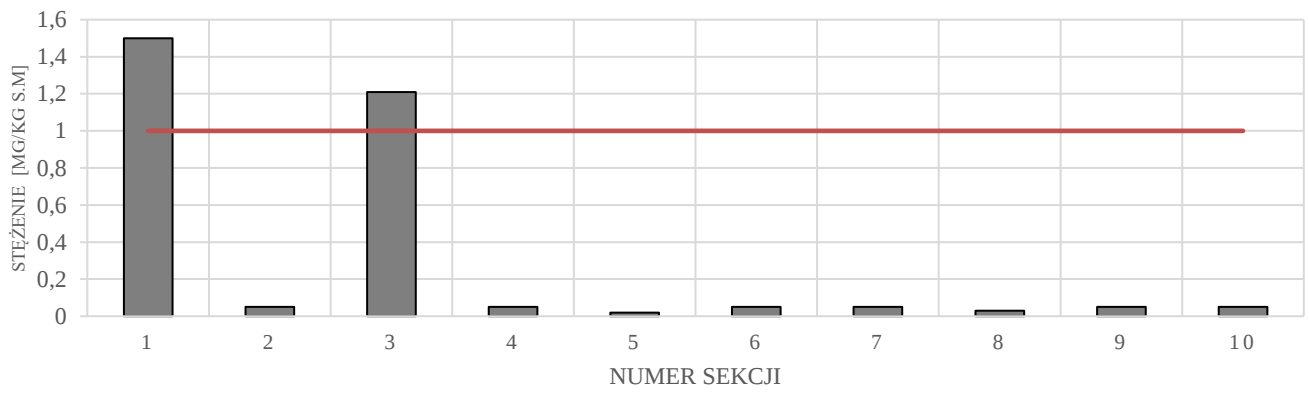


Rys. Z.2.1. Zmiana stężenia benzyn w czasie w pryzmach nr 1, 2 i 3 z zaznaczonym limitem 50 mg/kg s.m. i olejów na pryzmach 1, 2 i 3 z zaznaczonym limitem 1000 mg/kg s.m. na obiekcie nr I.

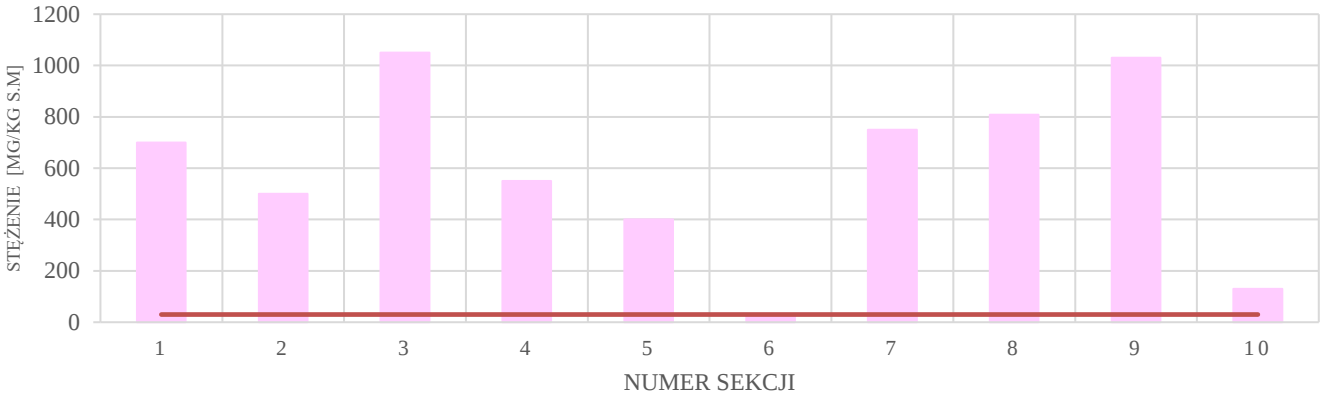


Rys. Z.2.2.1. Zawartość substancji zanieczyszczających w sekcjach badawczych (0-0,25 m p.p.t.) z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr II.

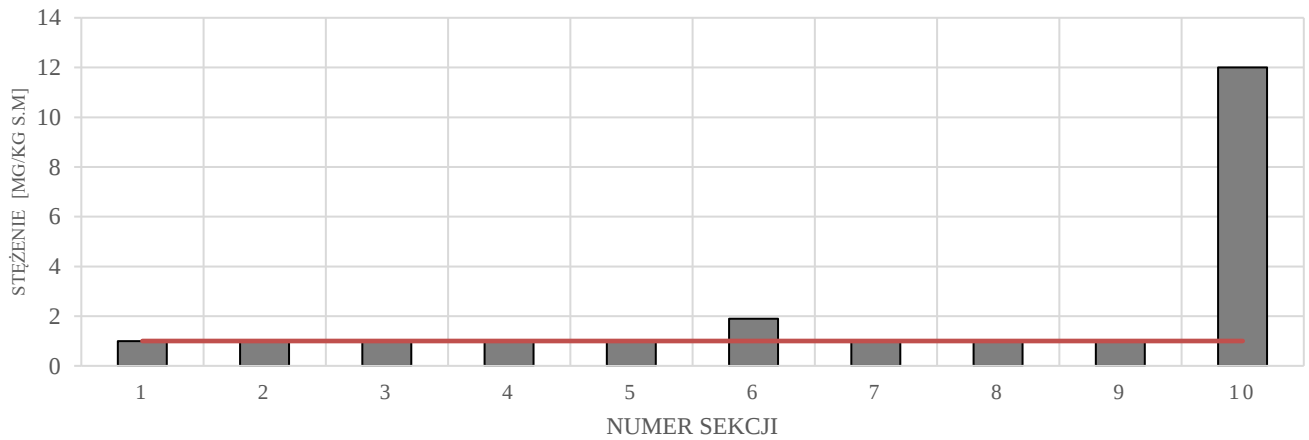
Suma węglowodorów frakcji benzyn C6-C12 Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.



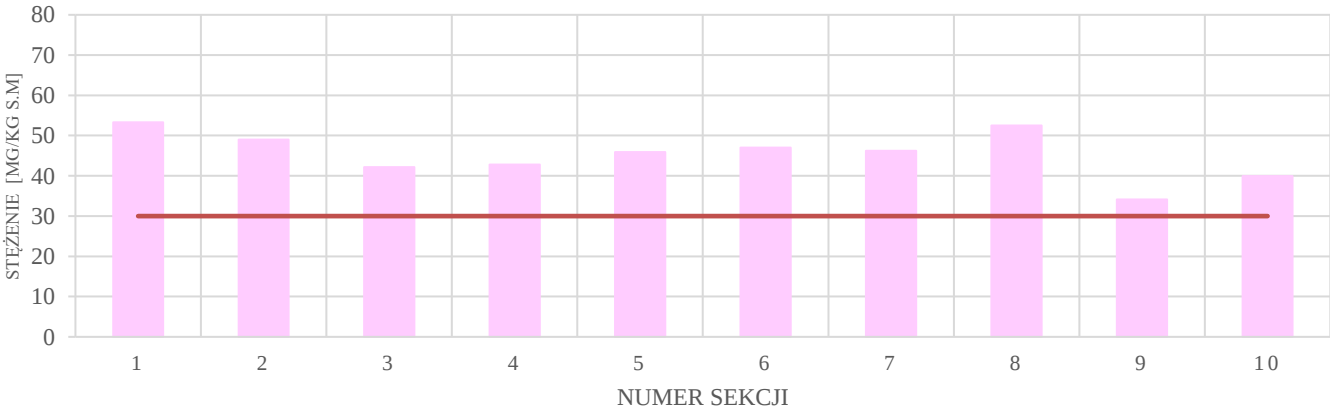
Suma węglowodorów frakcji olejów C12-C35 Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.



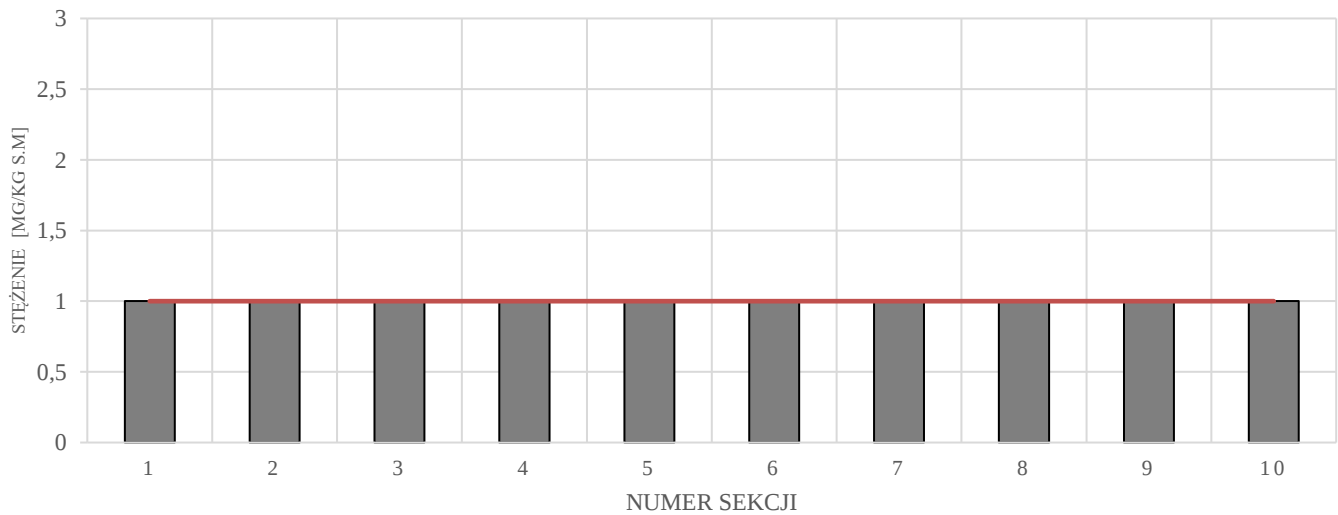
Suma węglowodorów frakcji benzyn C6-C12 Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.



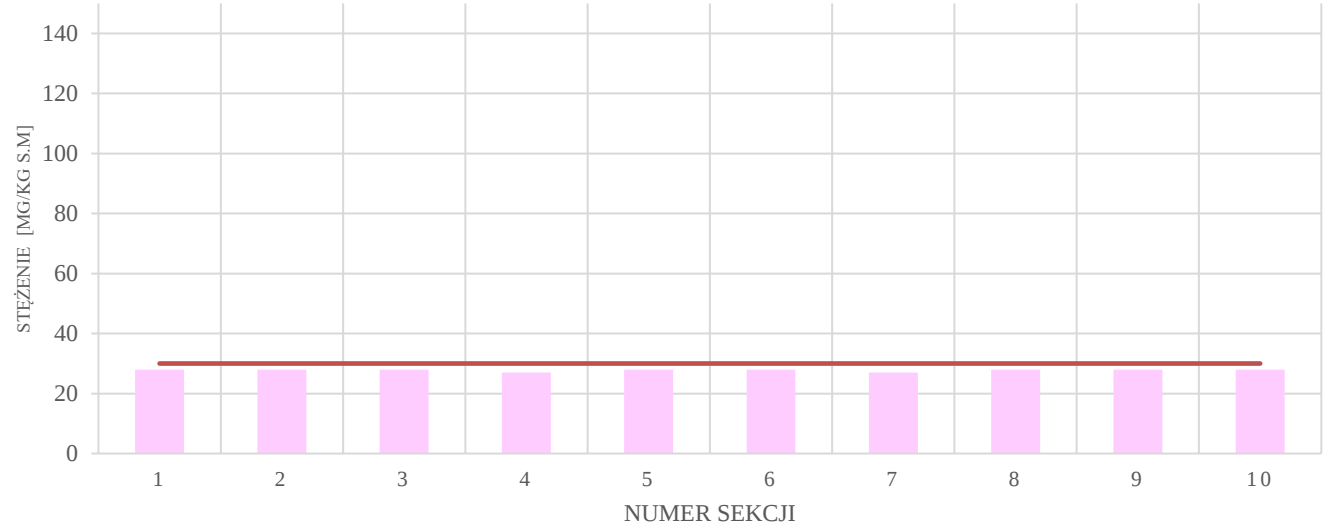
Suma węglowodorów frakcji olejów C12-C35 Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.



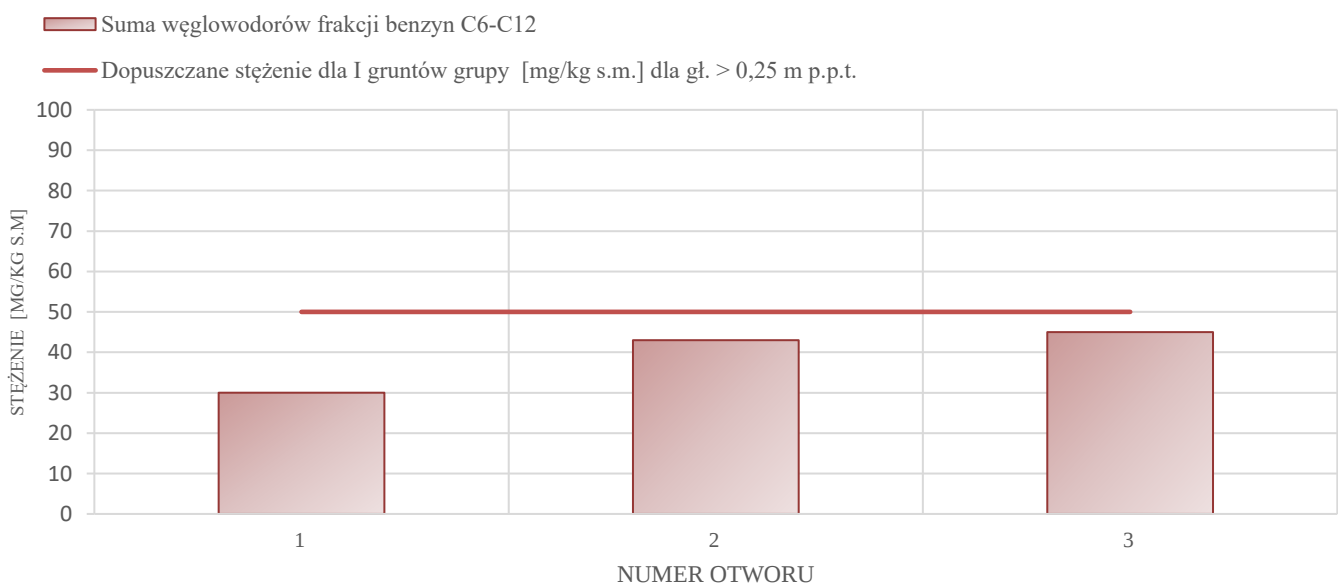
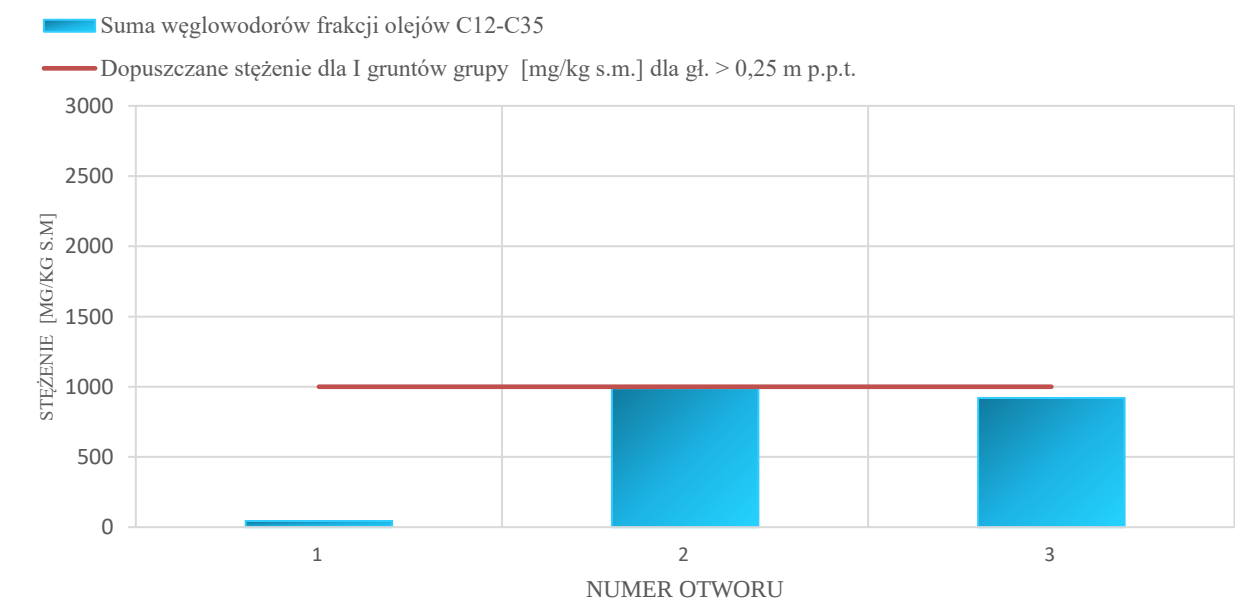
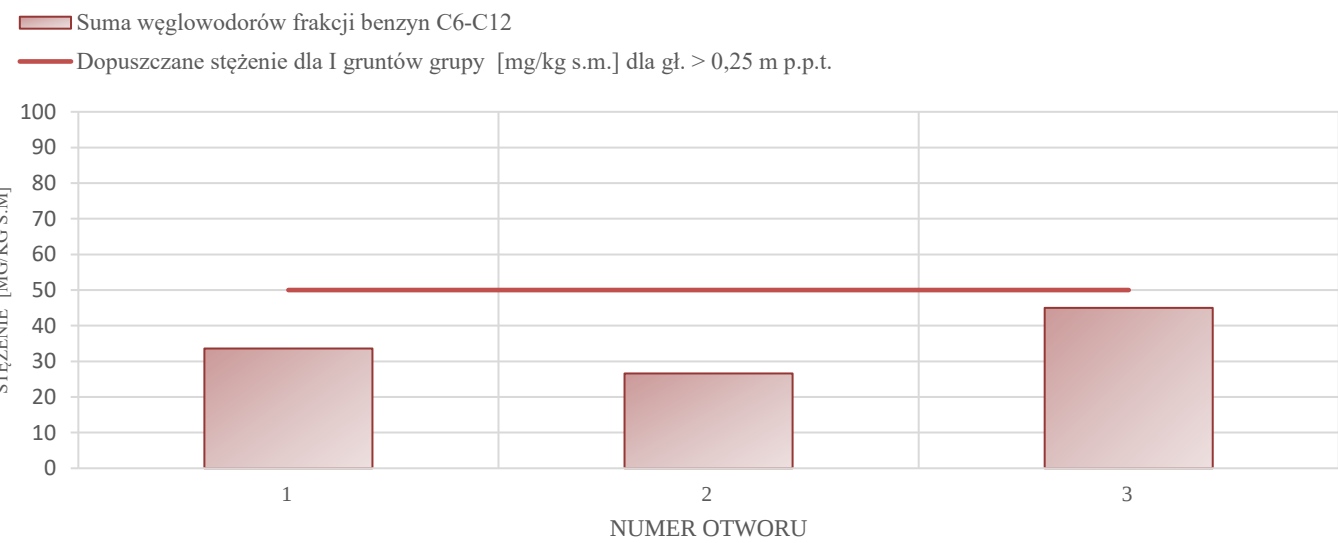
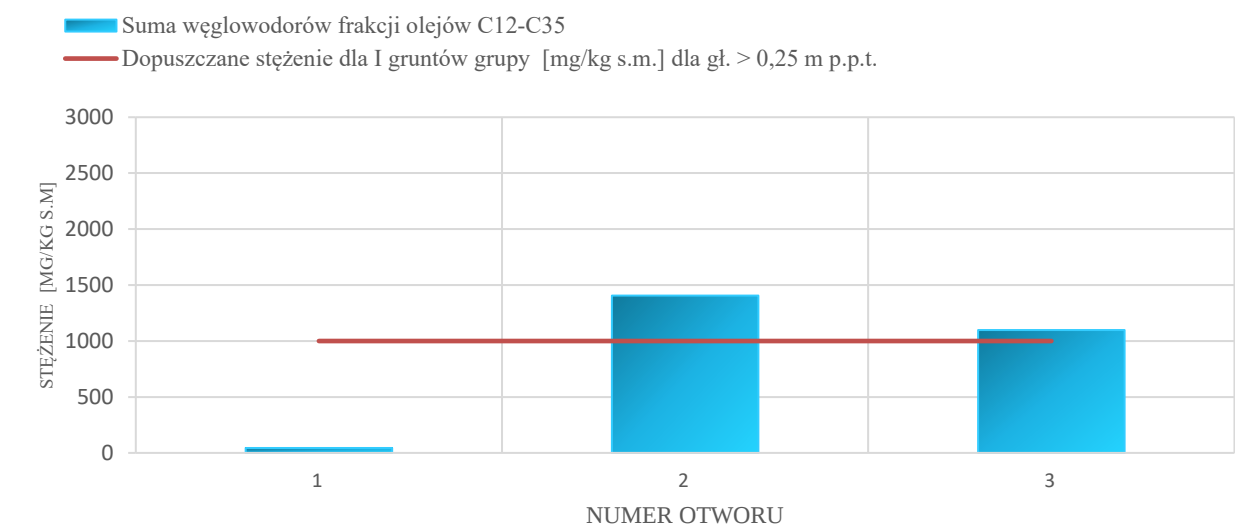
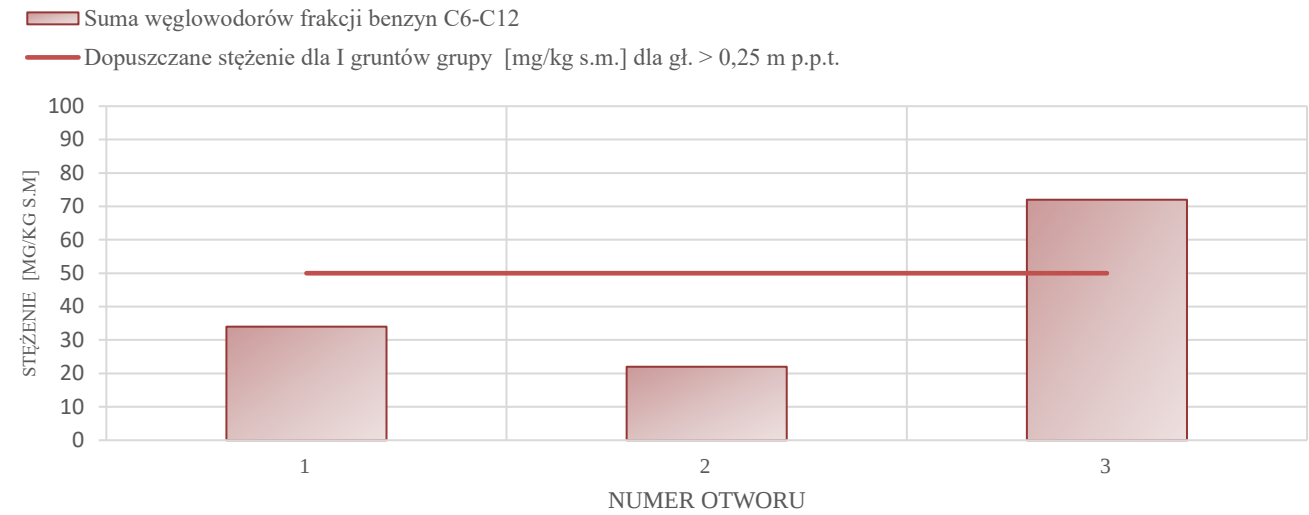
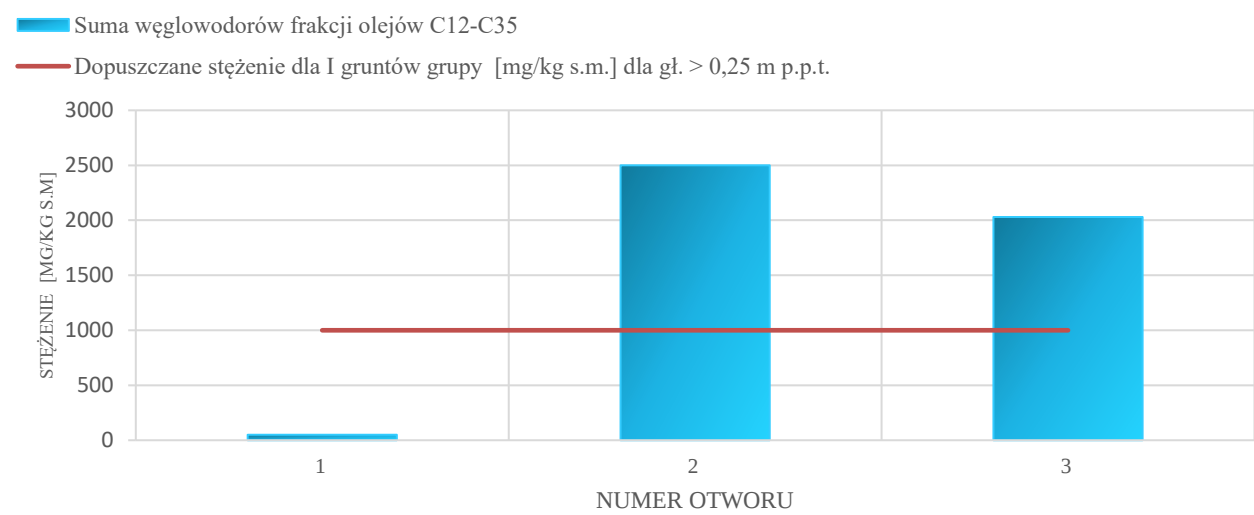
Suma węglowodorów frakcji benzyn C6-C12 Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.



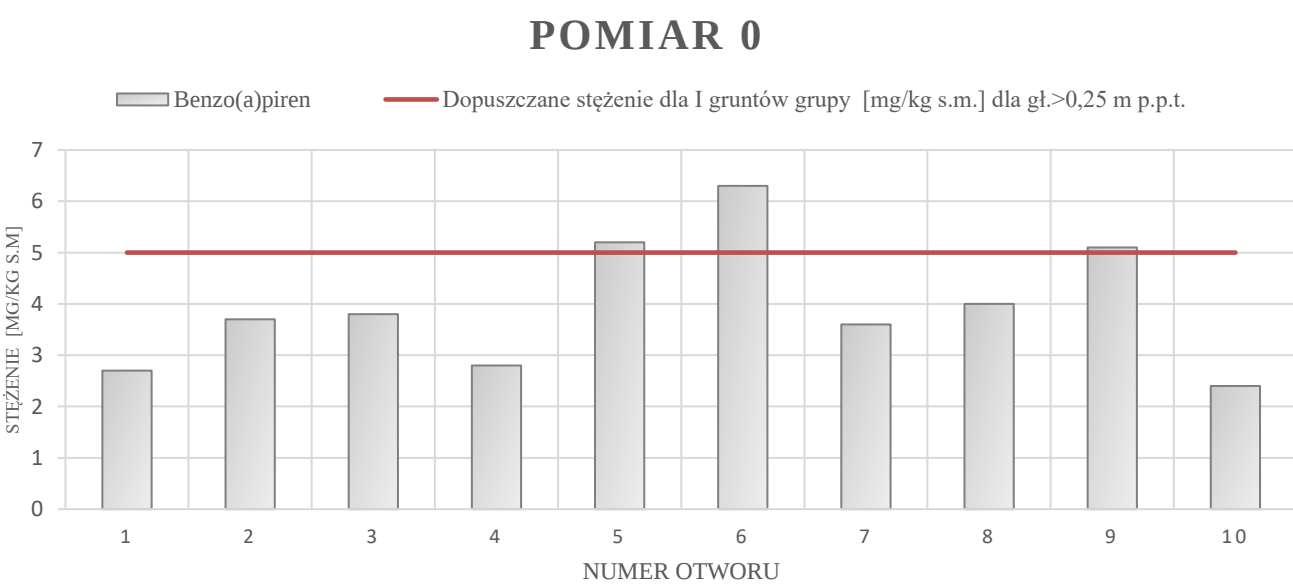
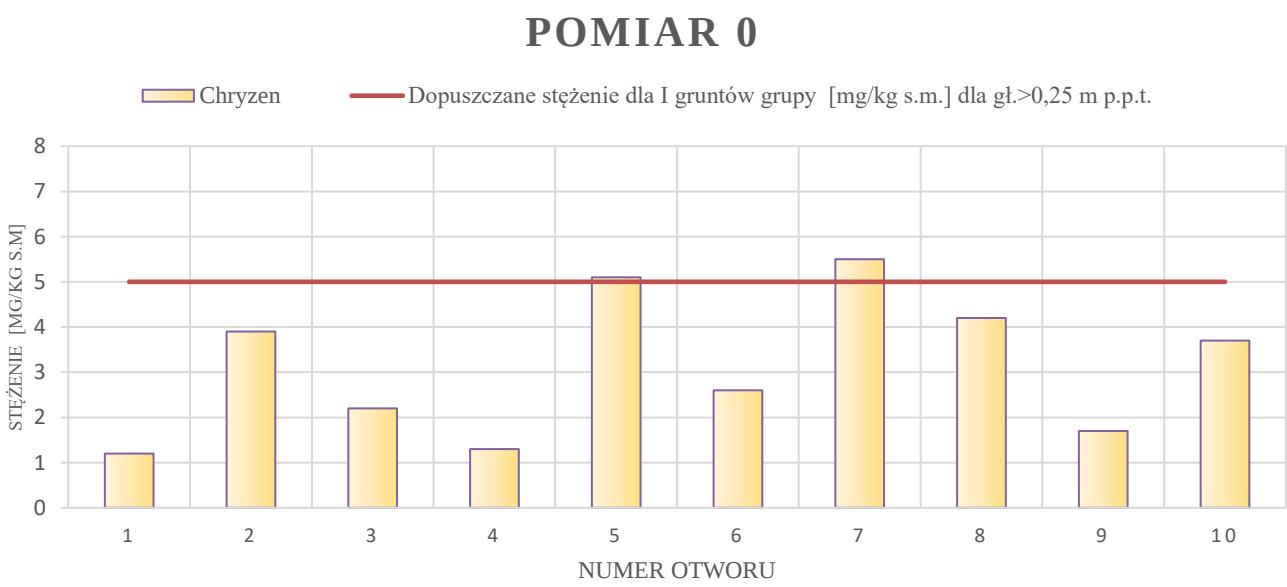
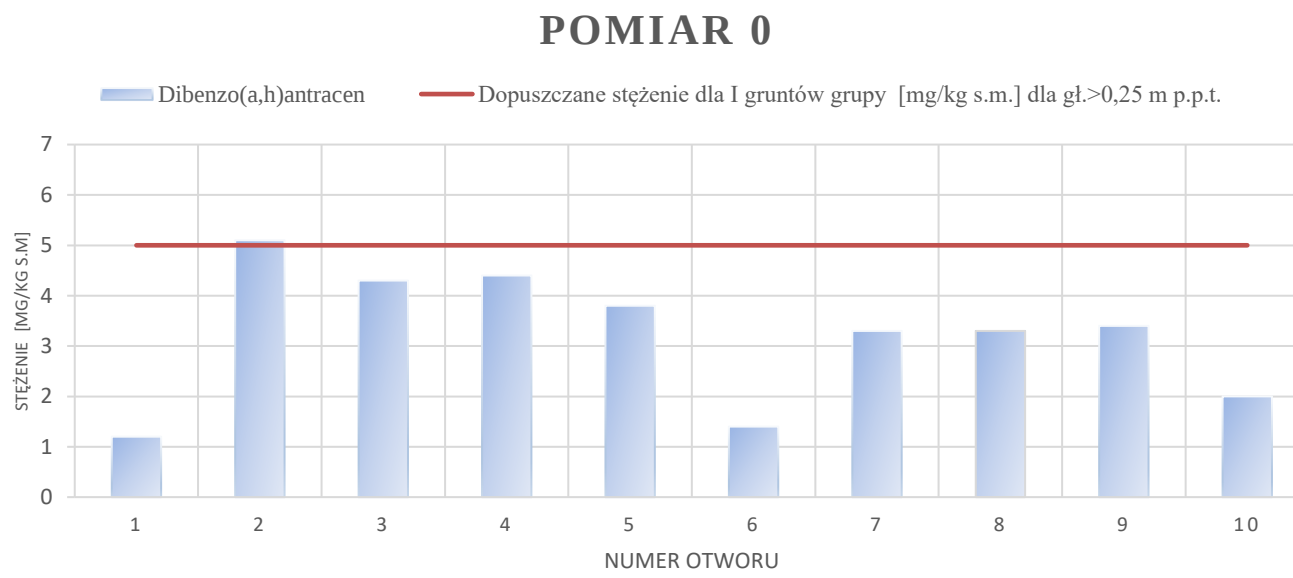
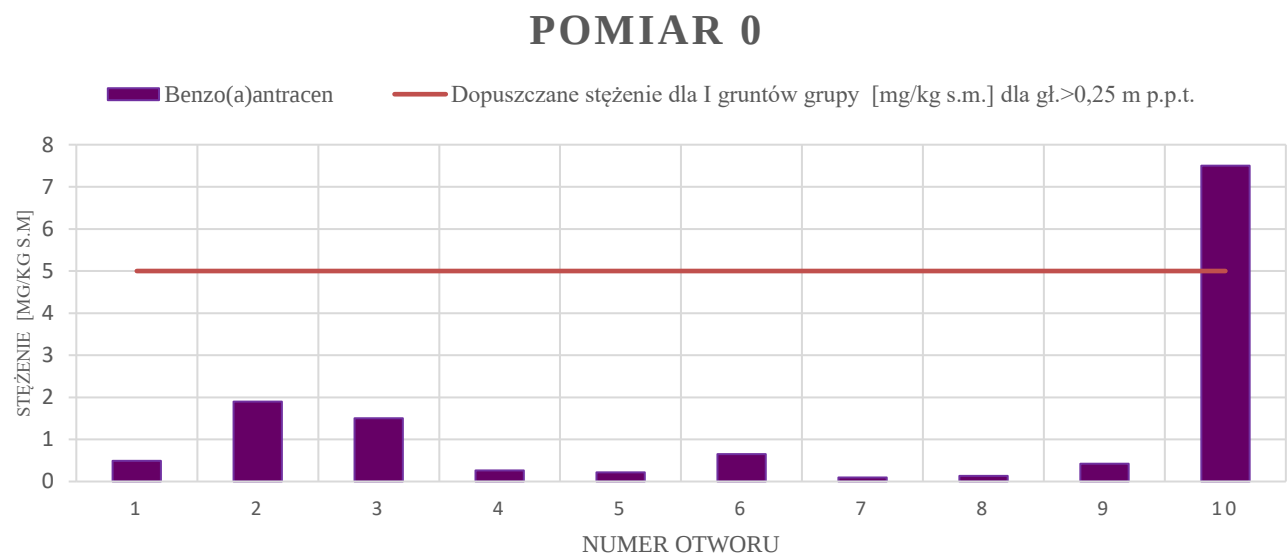
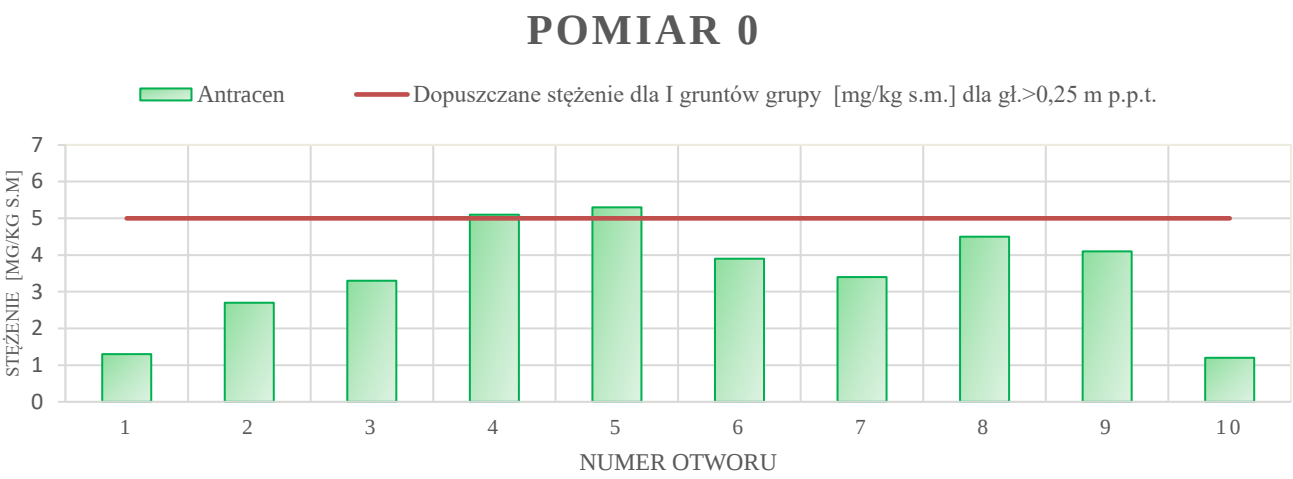
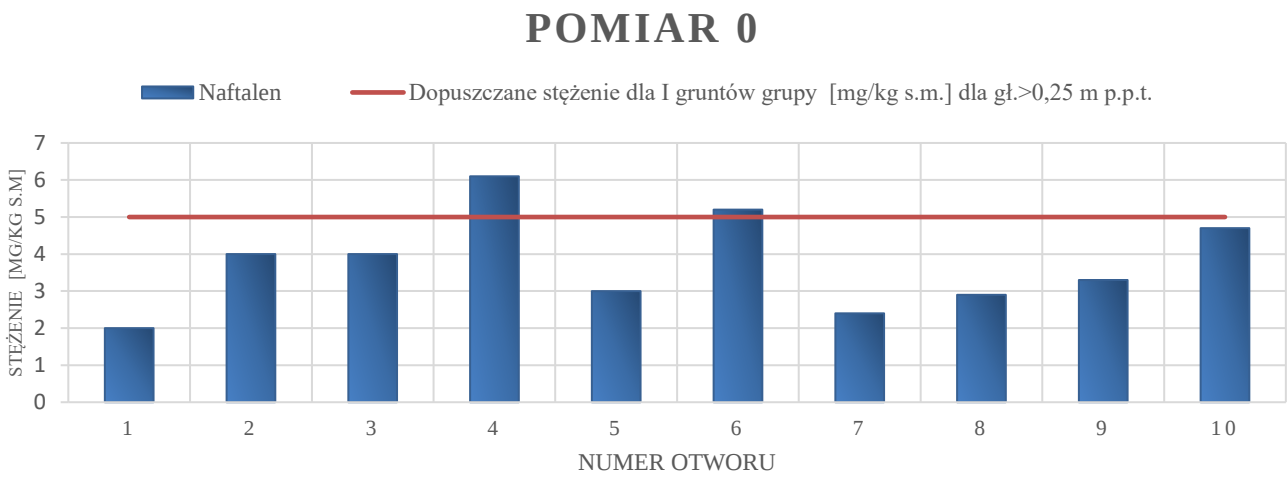
Suma węglowodorów frakcji olejów C12-C35 Dopuszczane stężenie dla I gruntów grupy [mg/kg s.m.] dla gł. 0-0,25 m p.p.t.



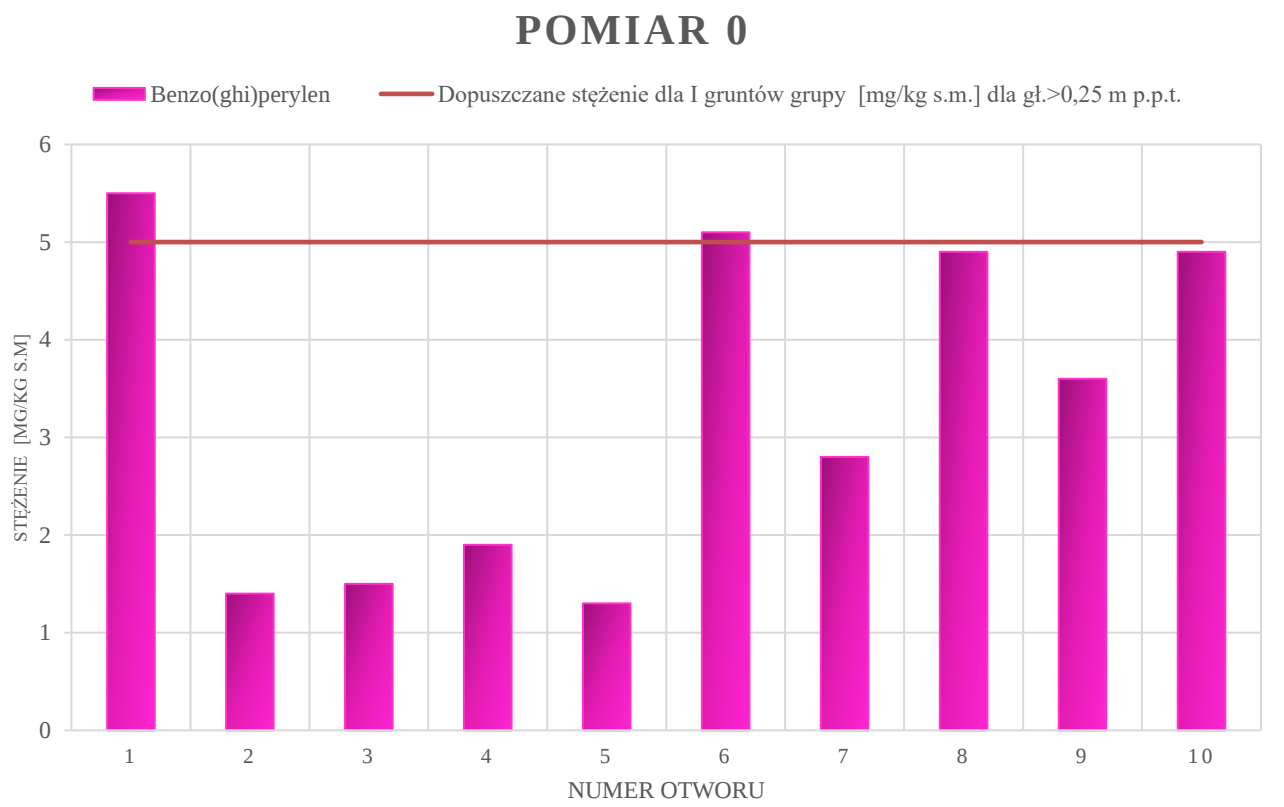
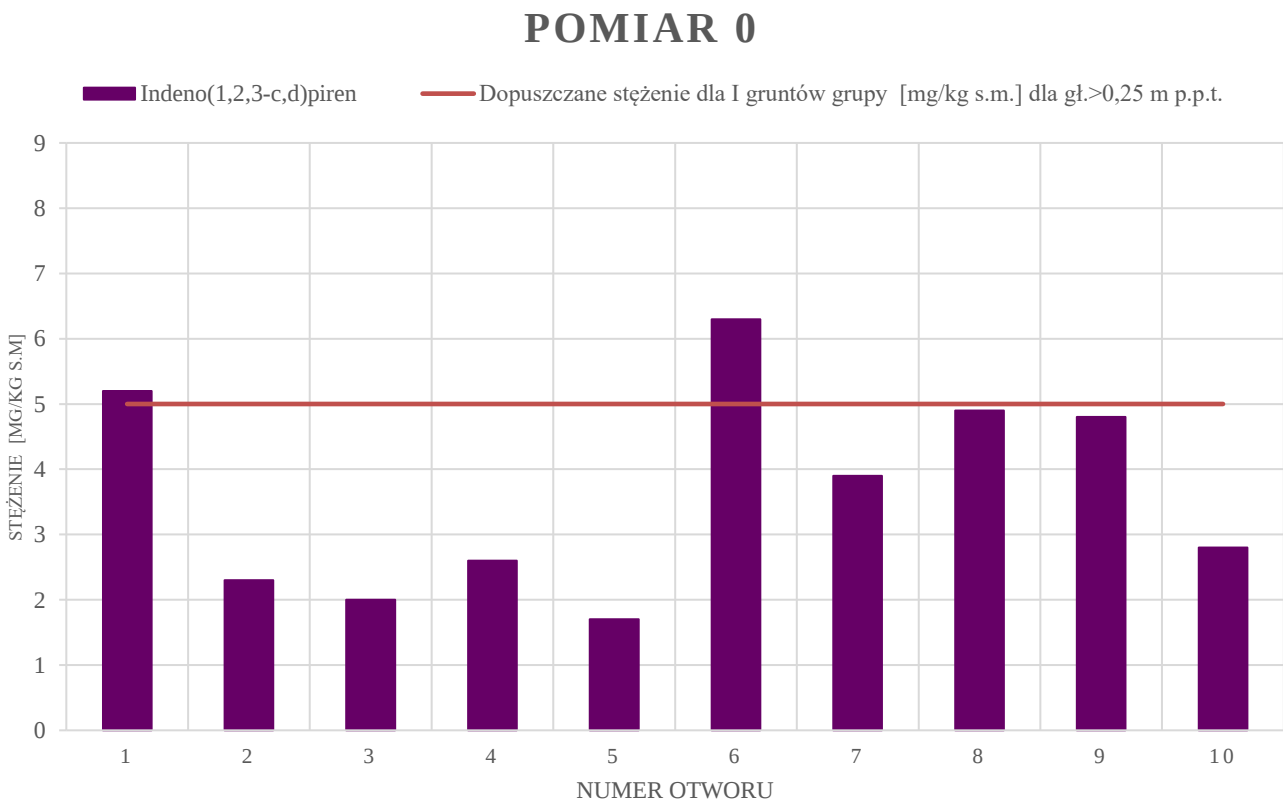
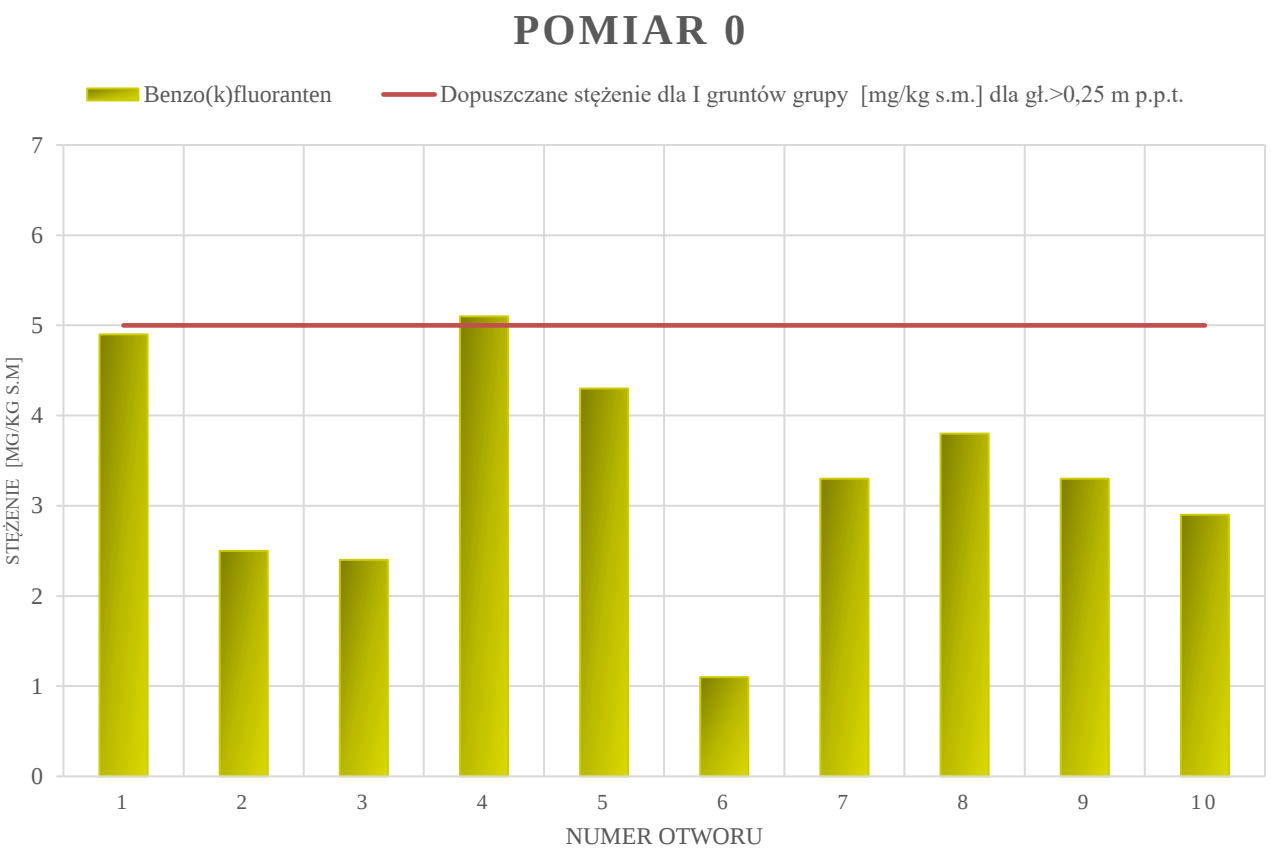
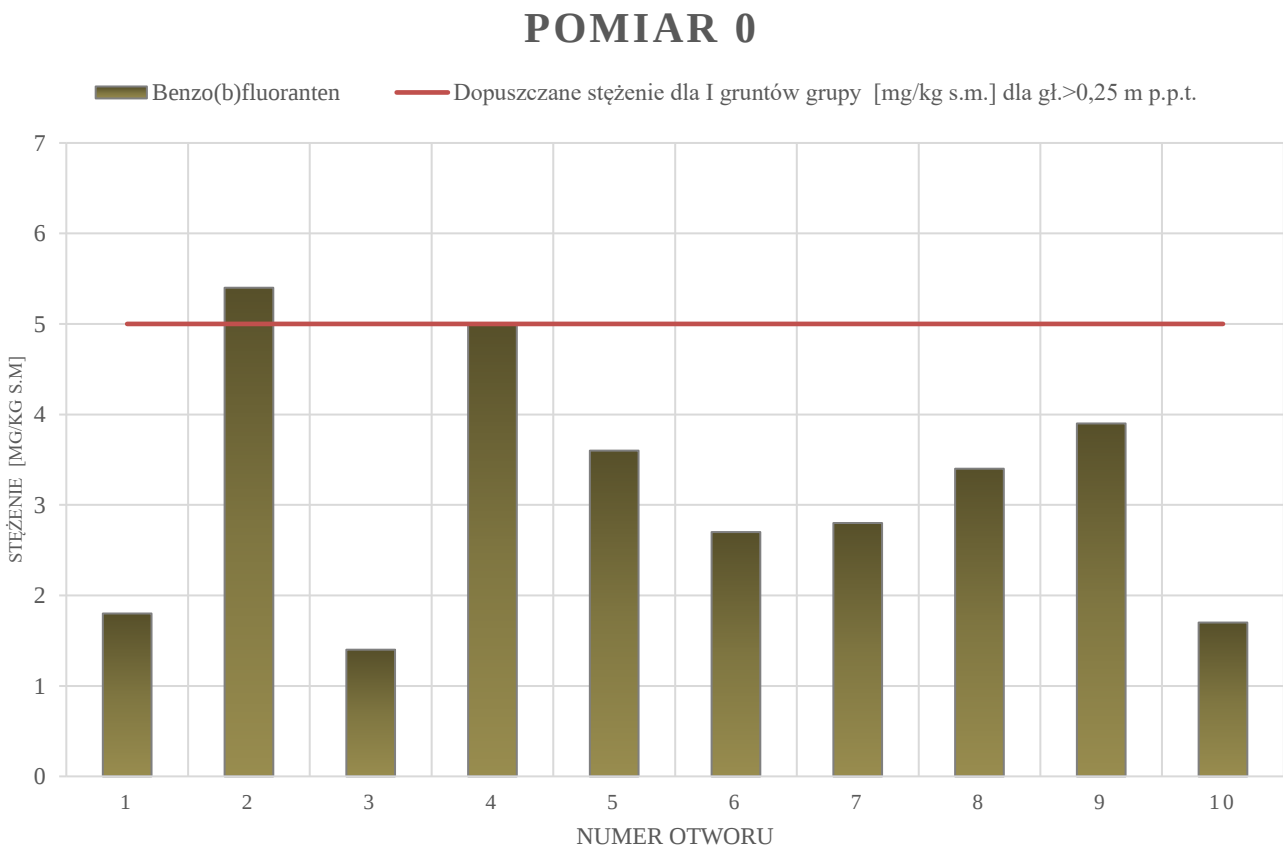
Rys. Z.2.2.2. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w sekcjach badawczych (0-0,25 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr II.



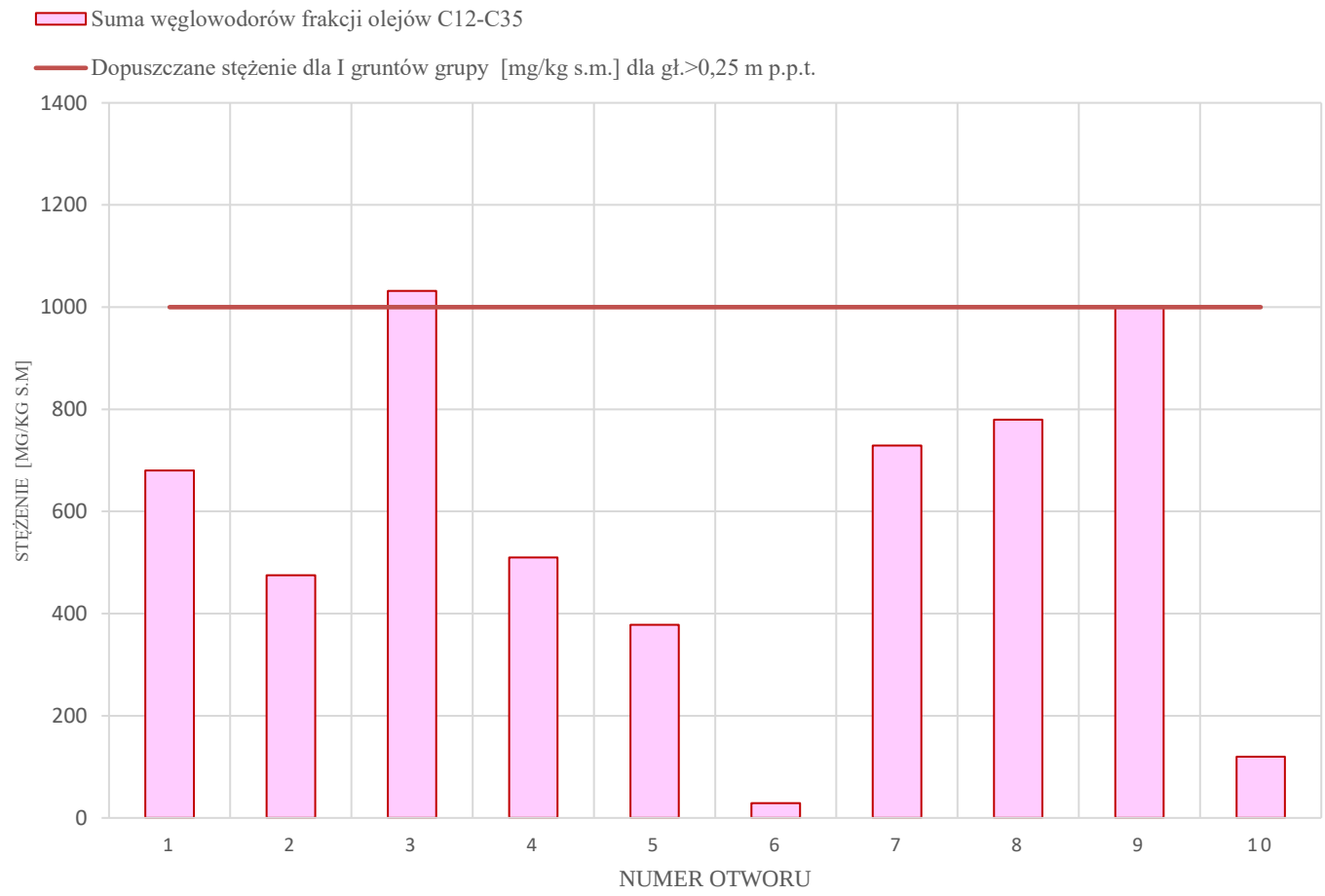
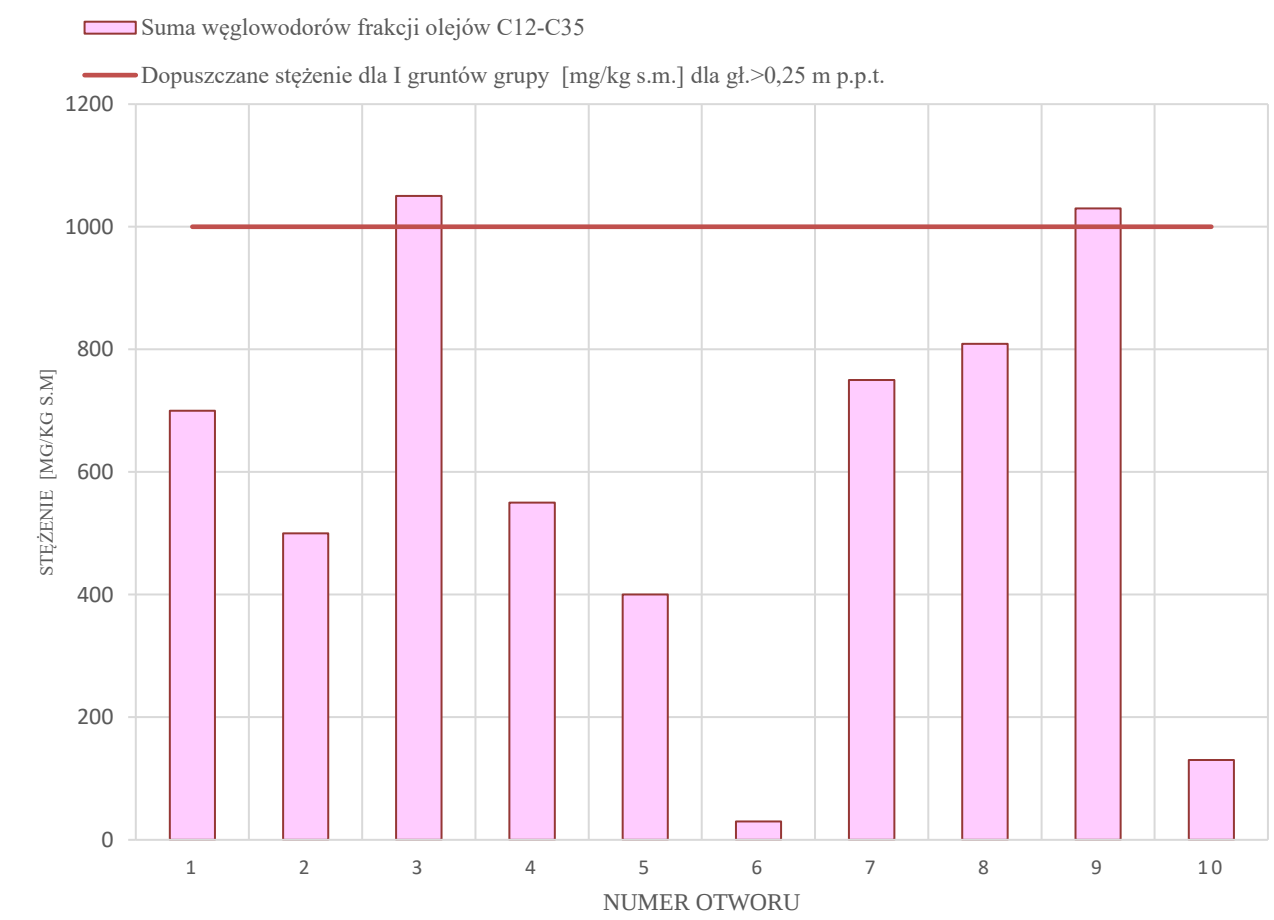
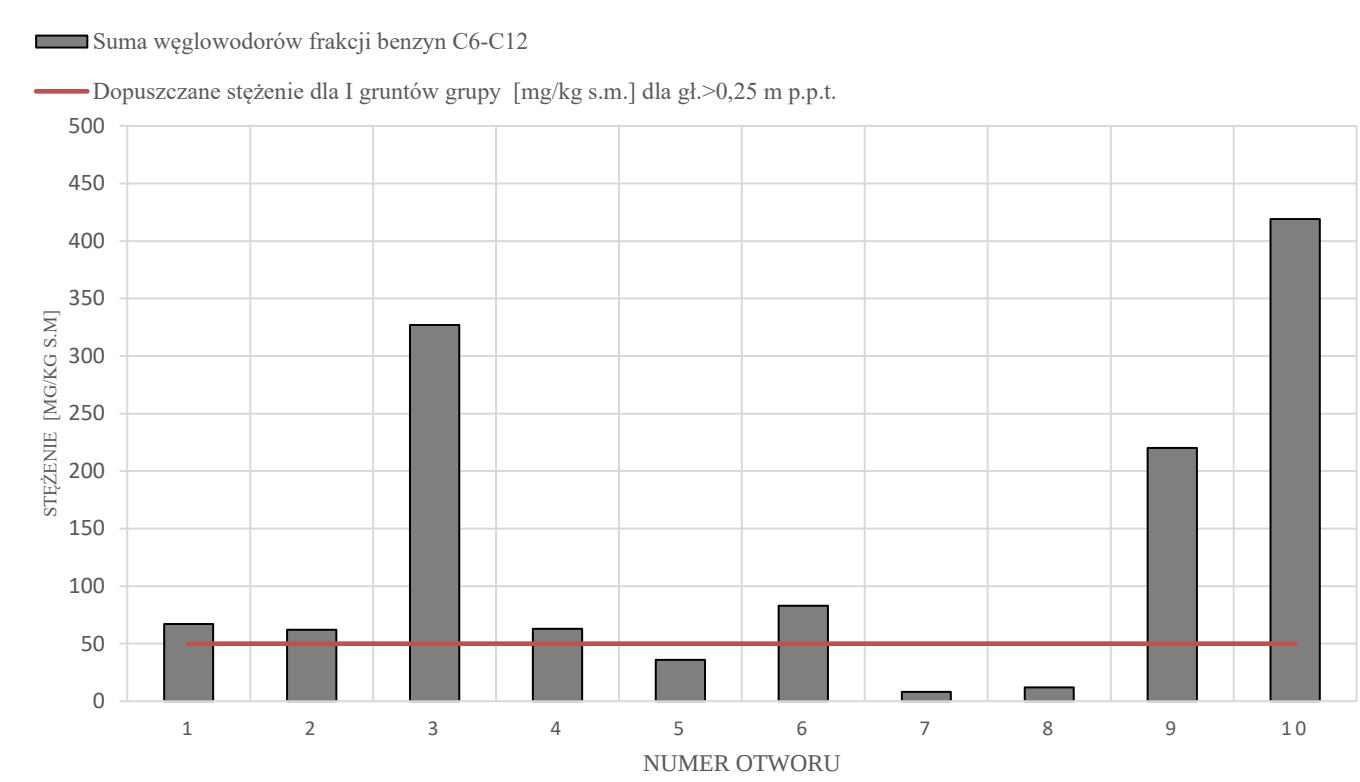
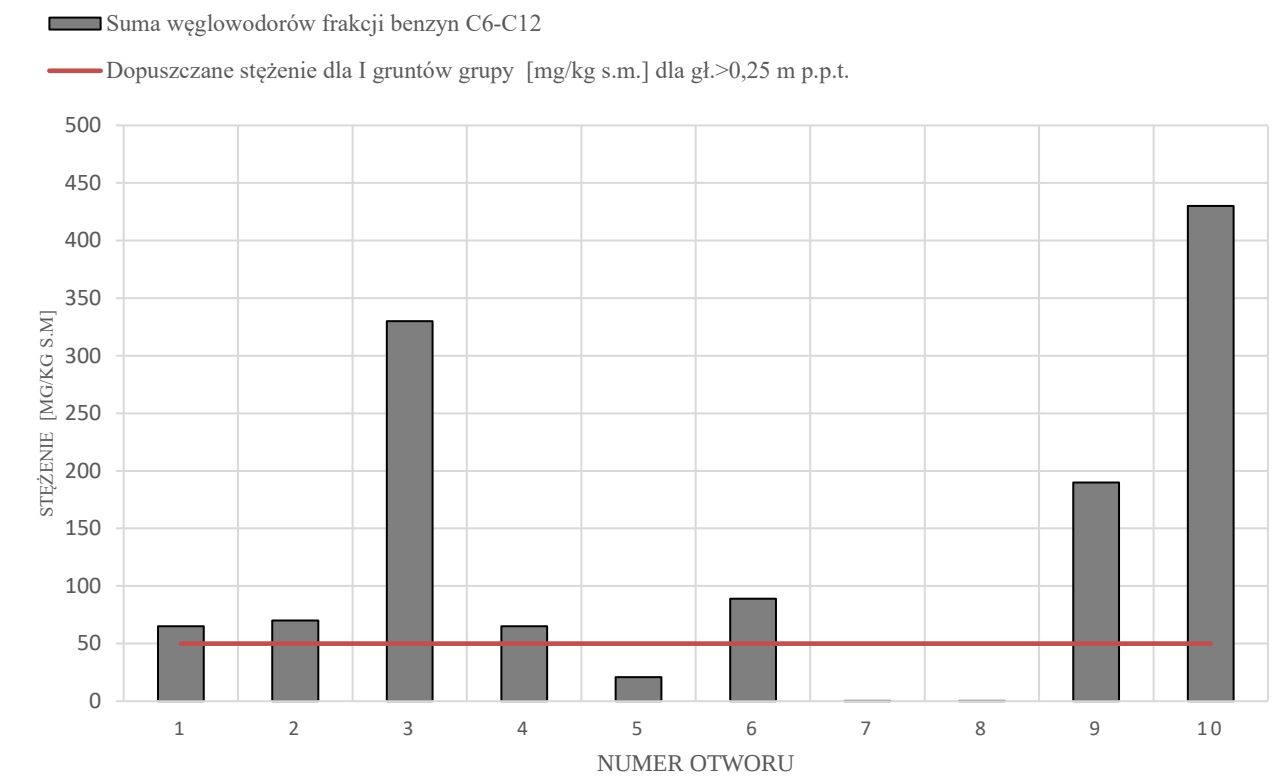
Rys. Z.2.2.3. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (>0,25 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr II.



Rys. Z.2.3.1. Zawartość substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (>0,25 m p.p.t.) z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr III.

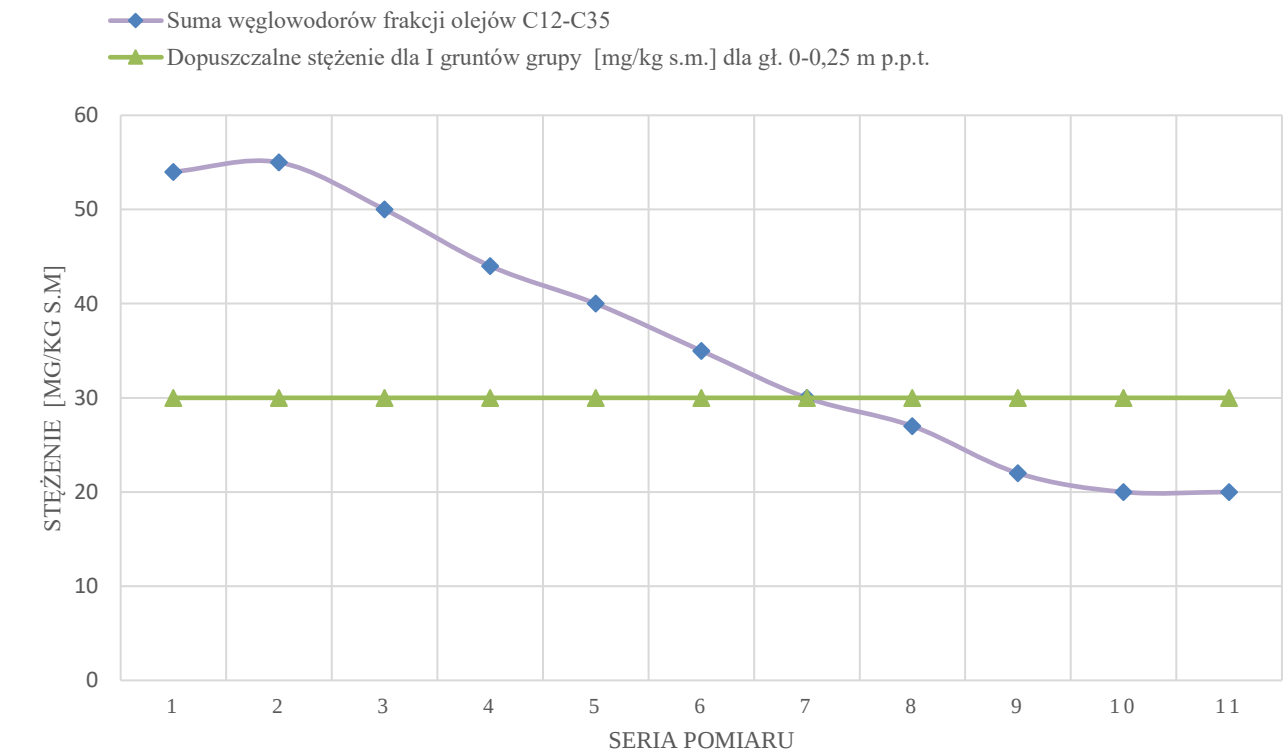


Rys. Z.2.3.2. Zawartość substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (>0,25 m p.p.t.) z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr III.

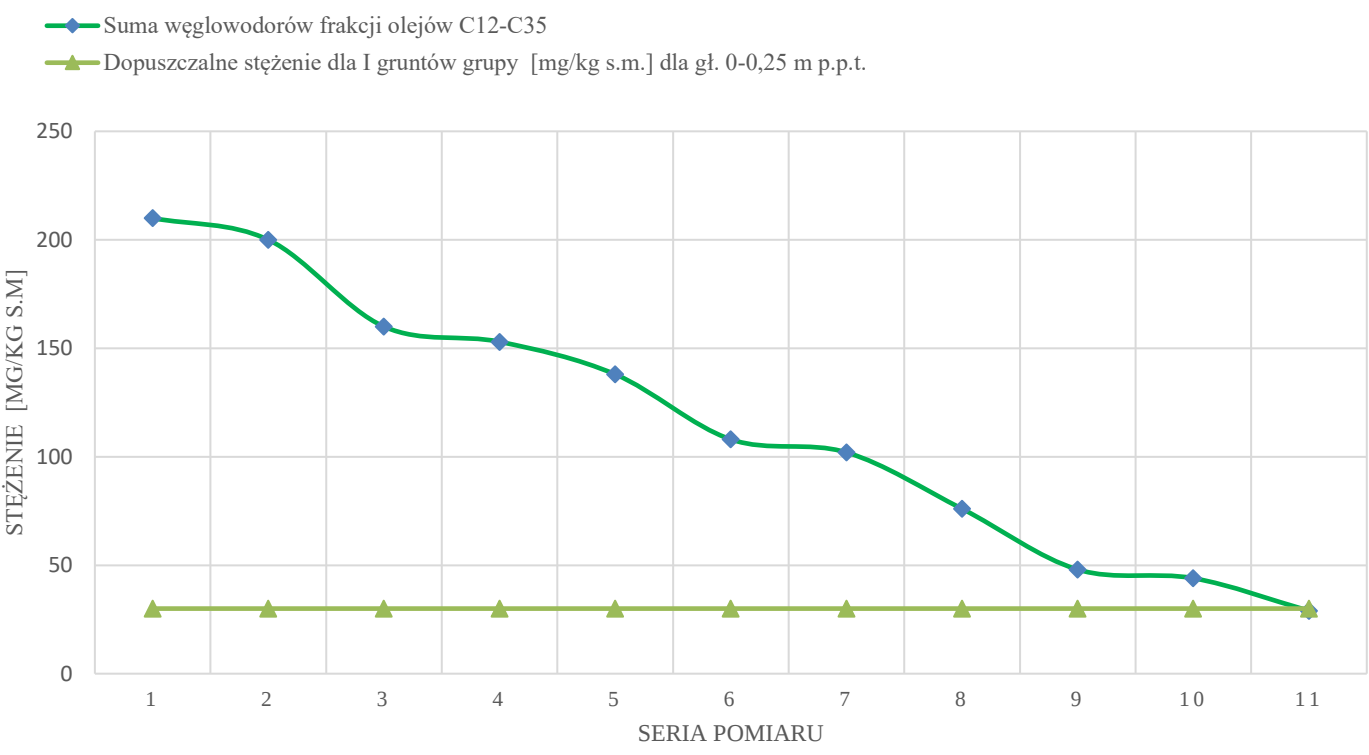


Rys. Z.2.3.3. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (>0,25 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr III.

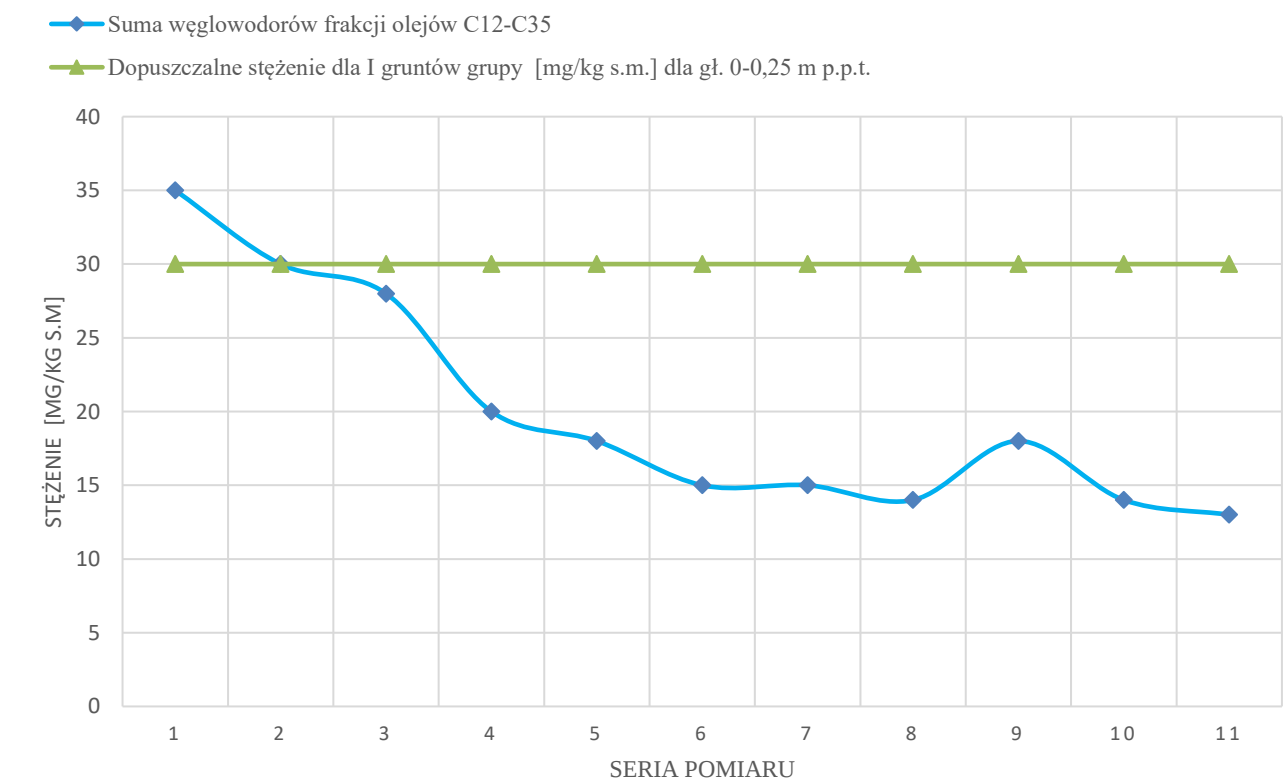
SEKCJA 2



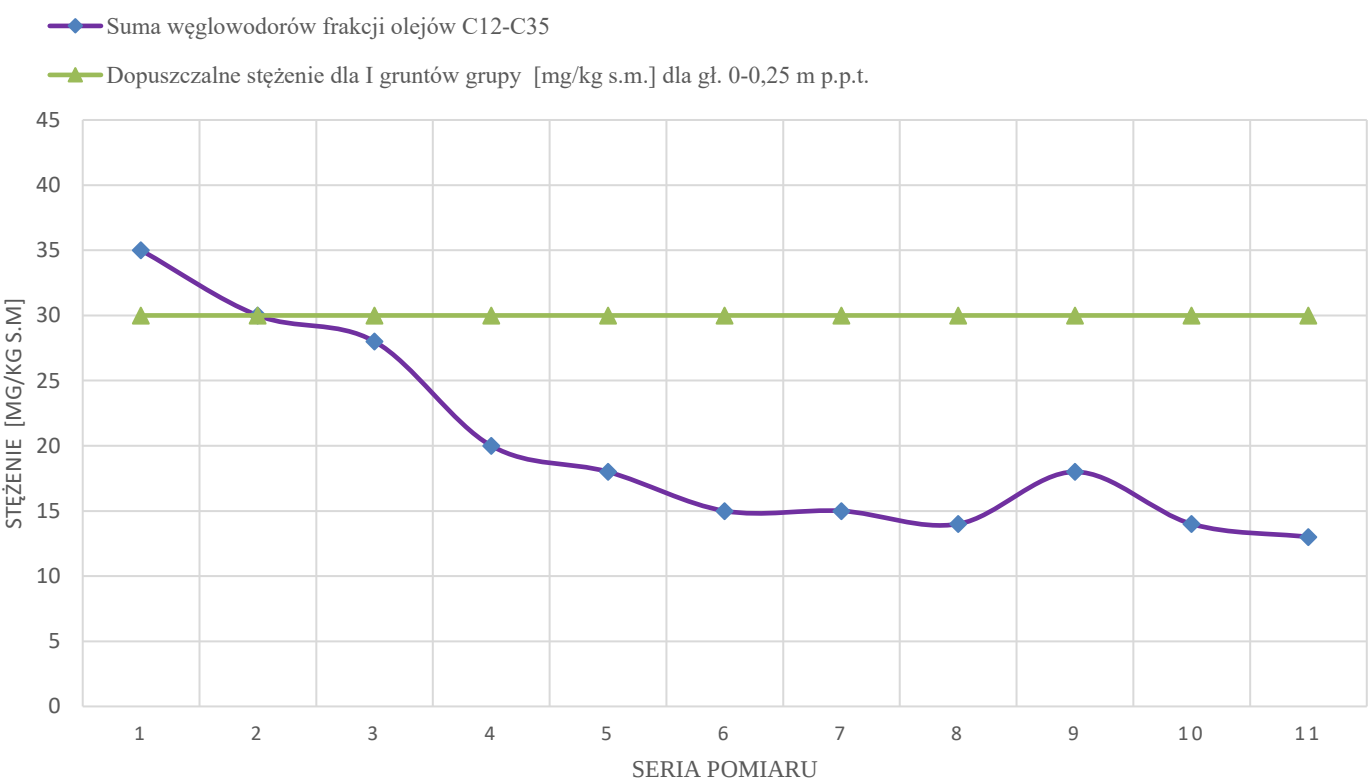
SEKCJA 3



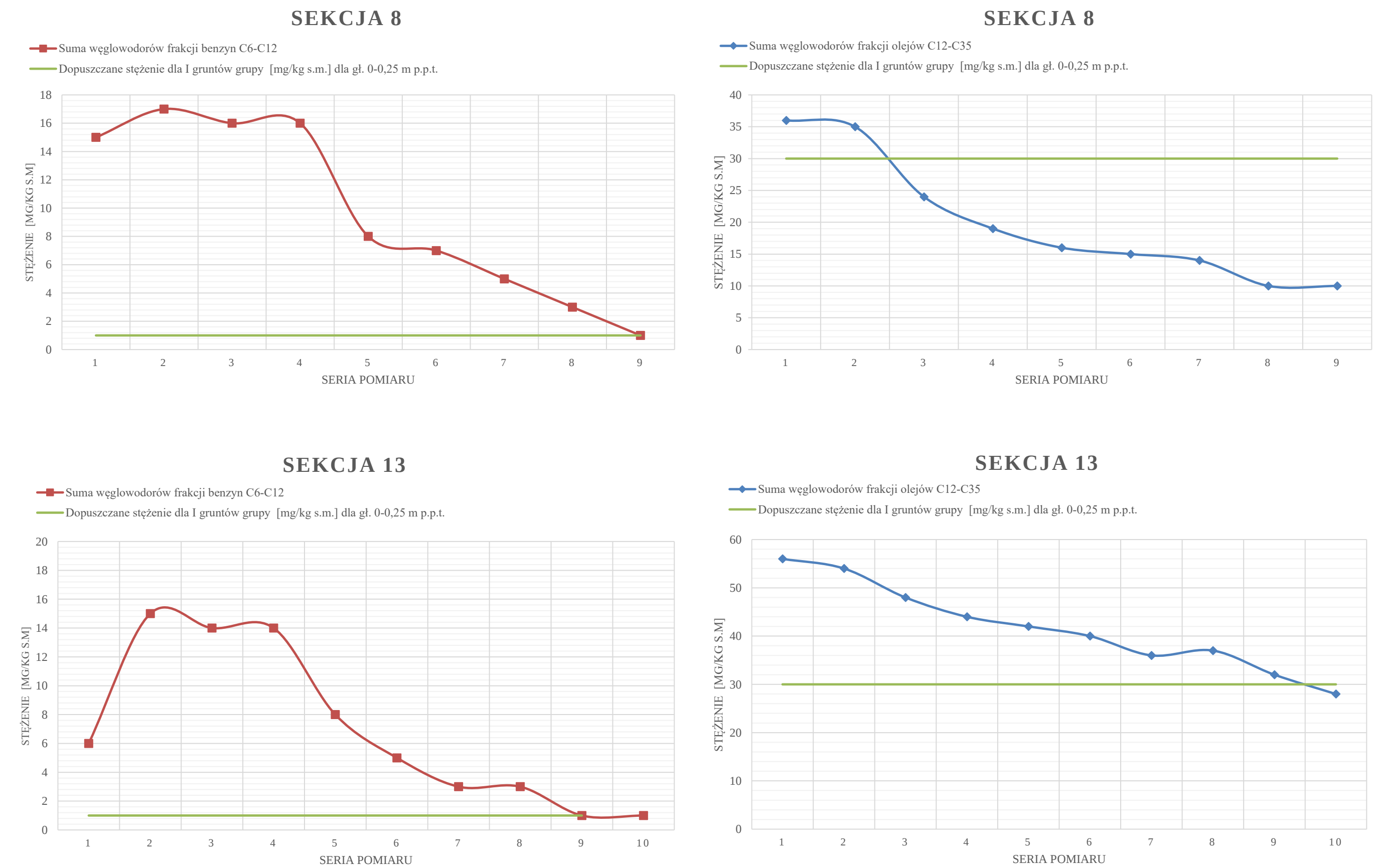
SEKCJA 4



SEKCJA 6

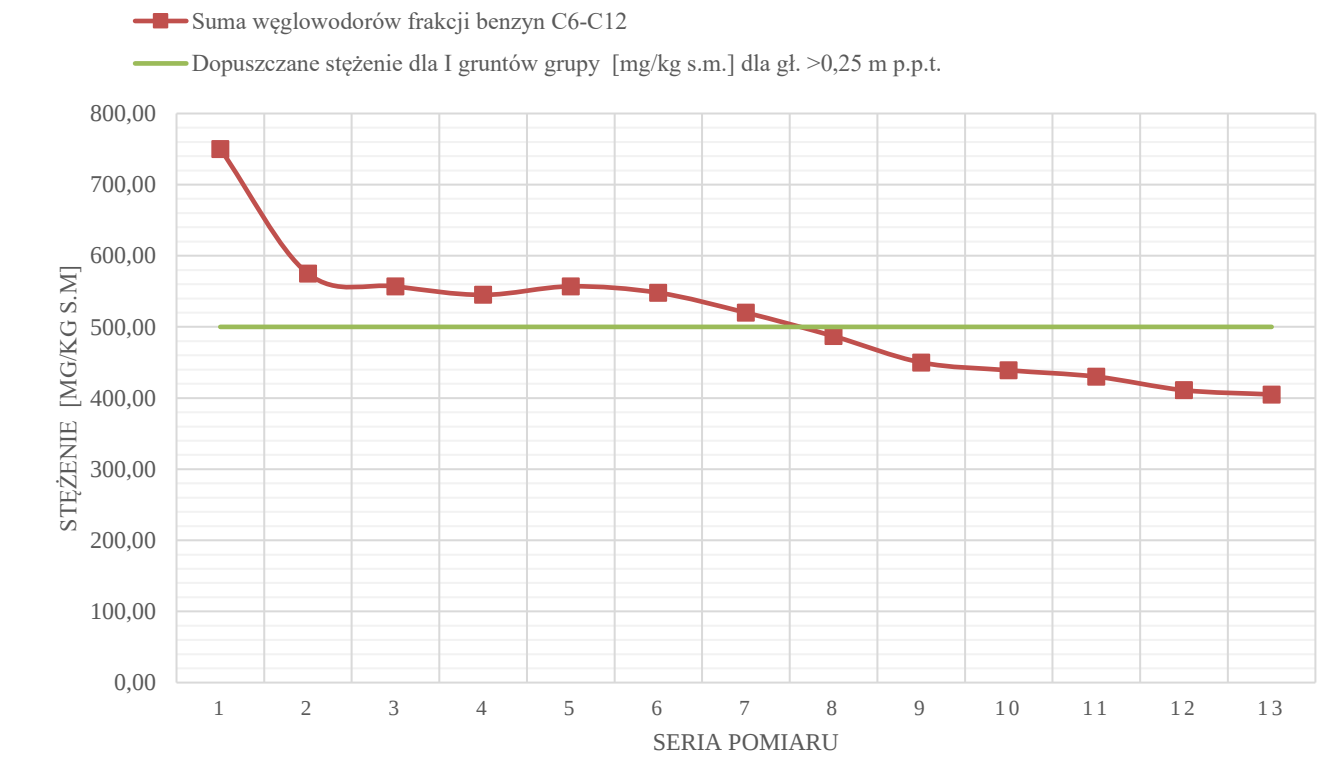


Rys. Z.2.4. Zmiana stężenia olejów w czasie w sekcjach nr 2, 3, 4 i 6 z zaznaczonym limitem 30 mg/kg s.m. na obiekcie nr IV.

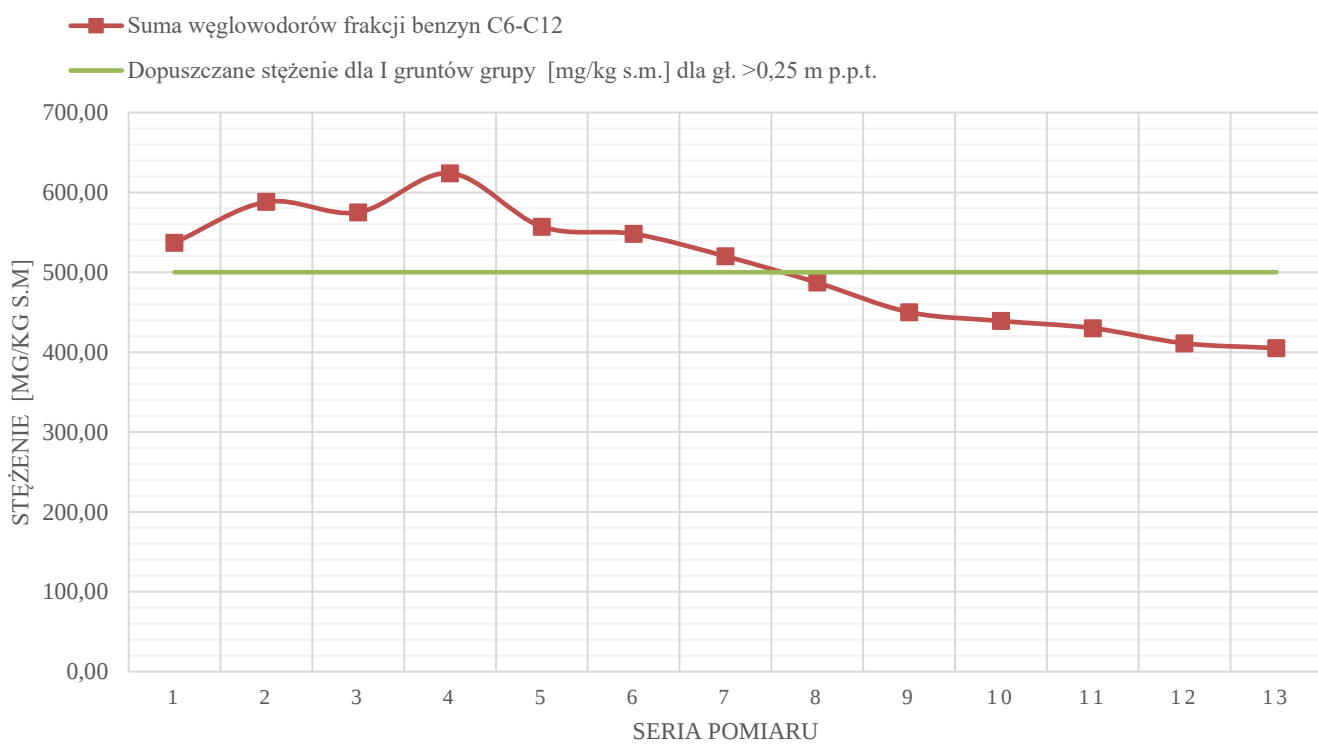


Rys. Z.2.5.1. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w sekcjach badawczych (0-0,25 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

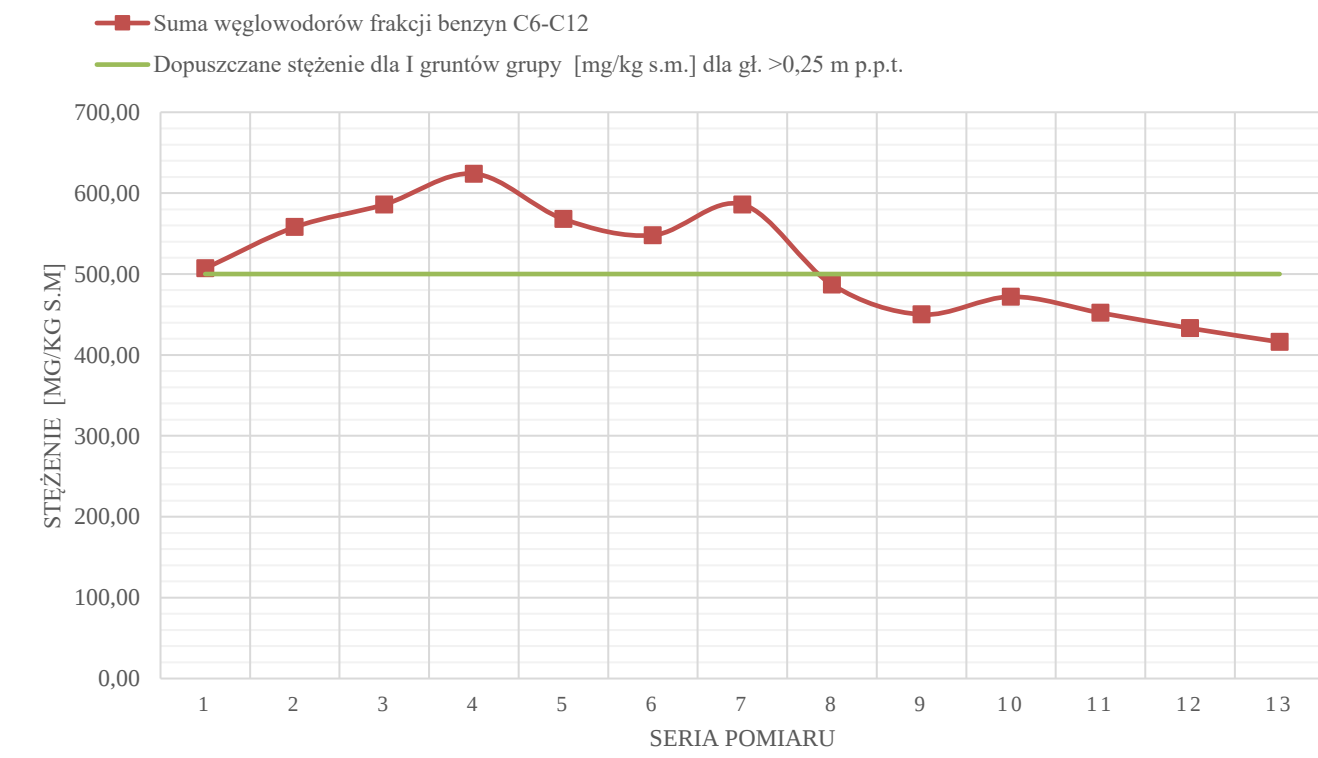
PUNKT NR 3



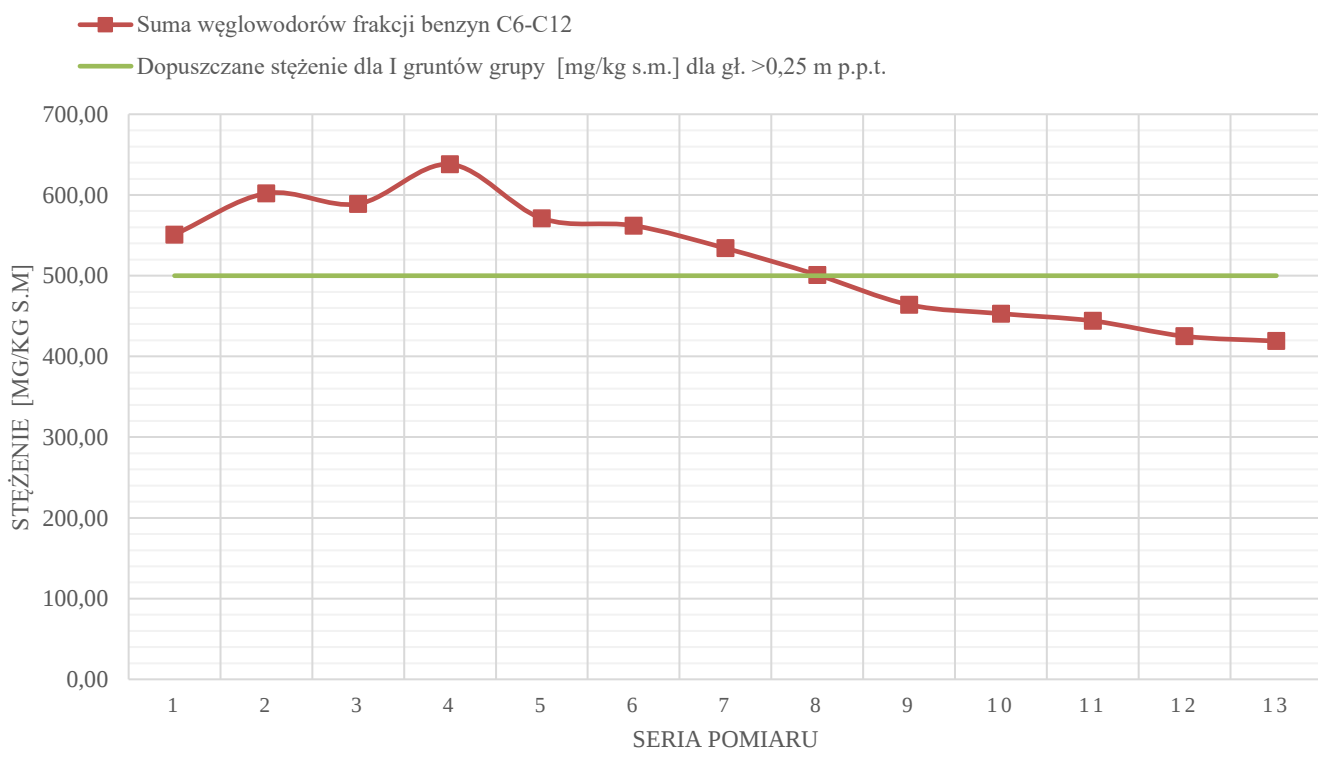
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5

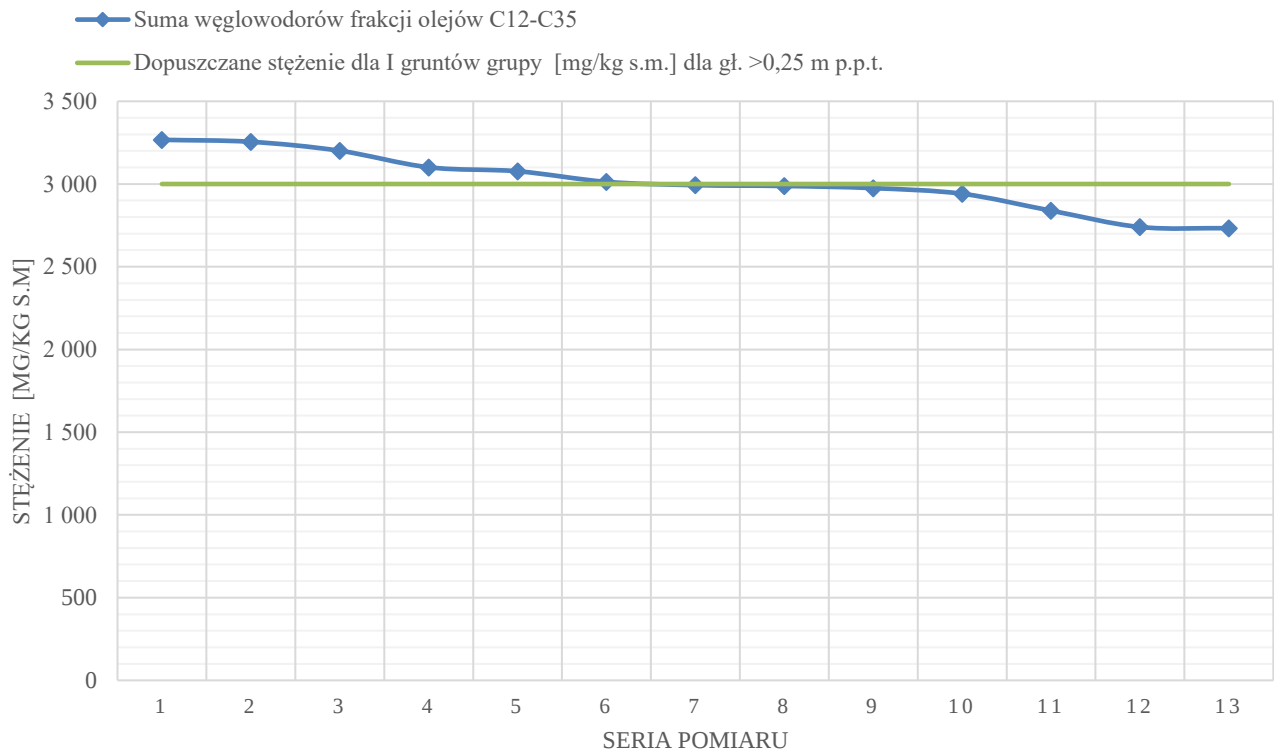


PUNKT NR 6

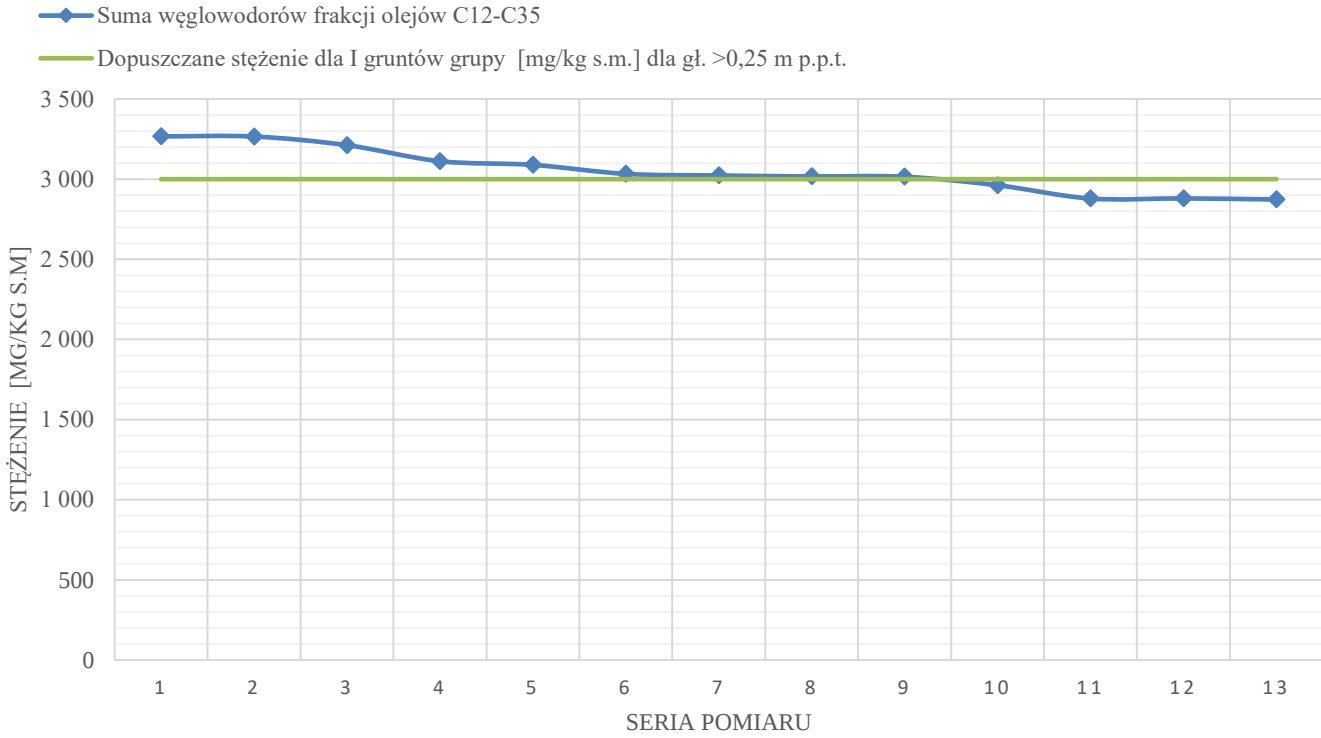


Rys. Z.2.5.2. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (0,25-1,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

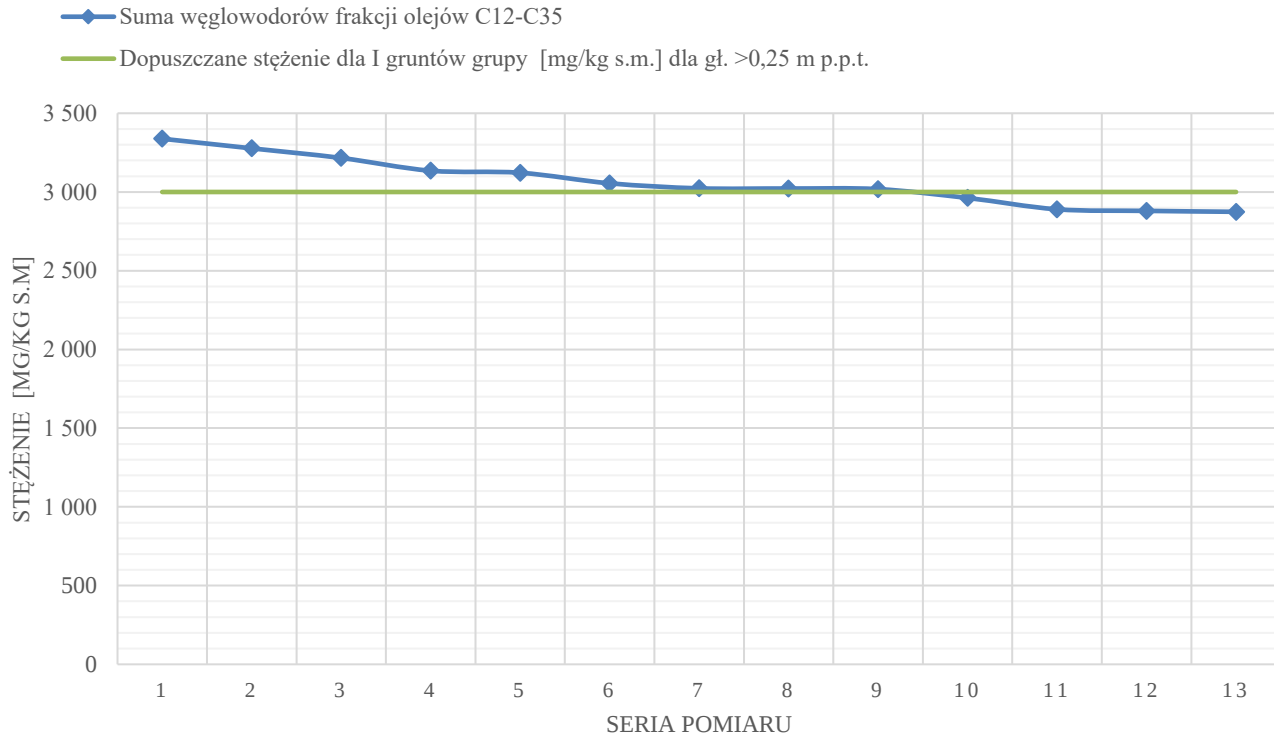
PUNKT NR 3



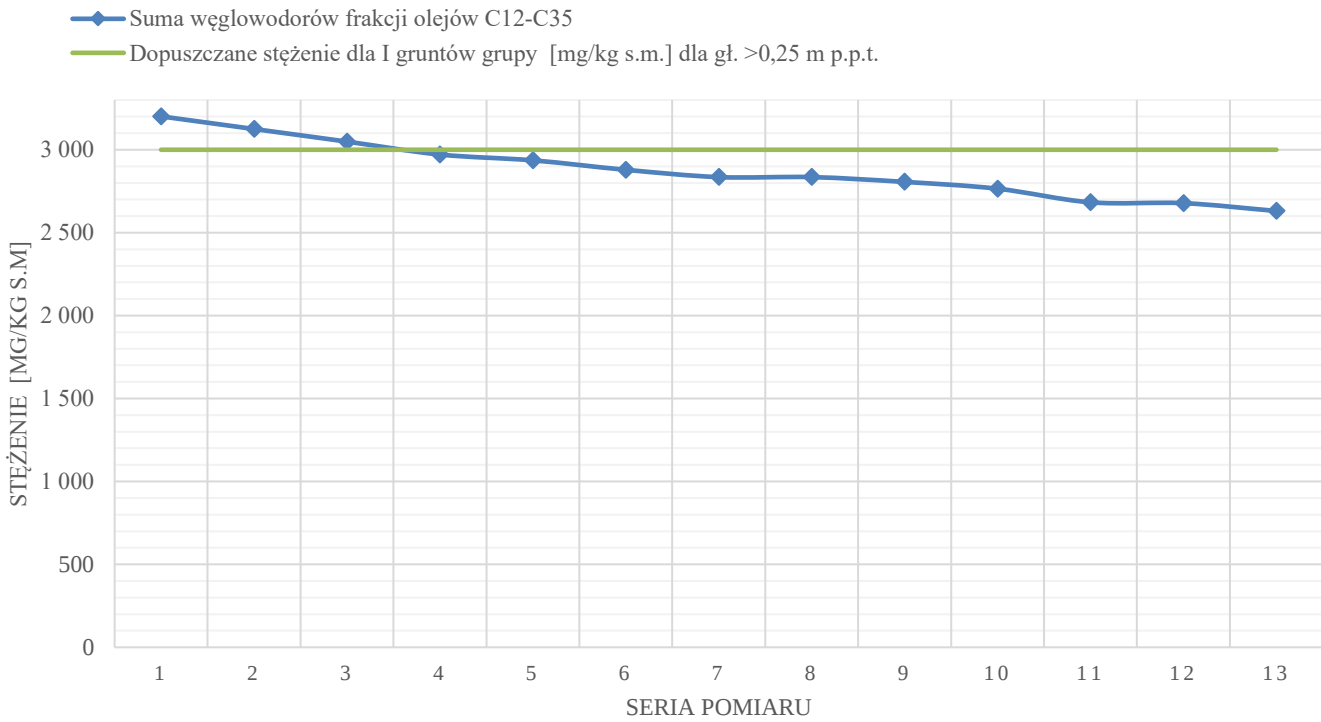
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5

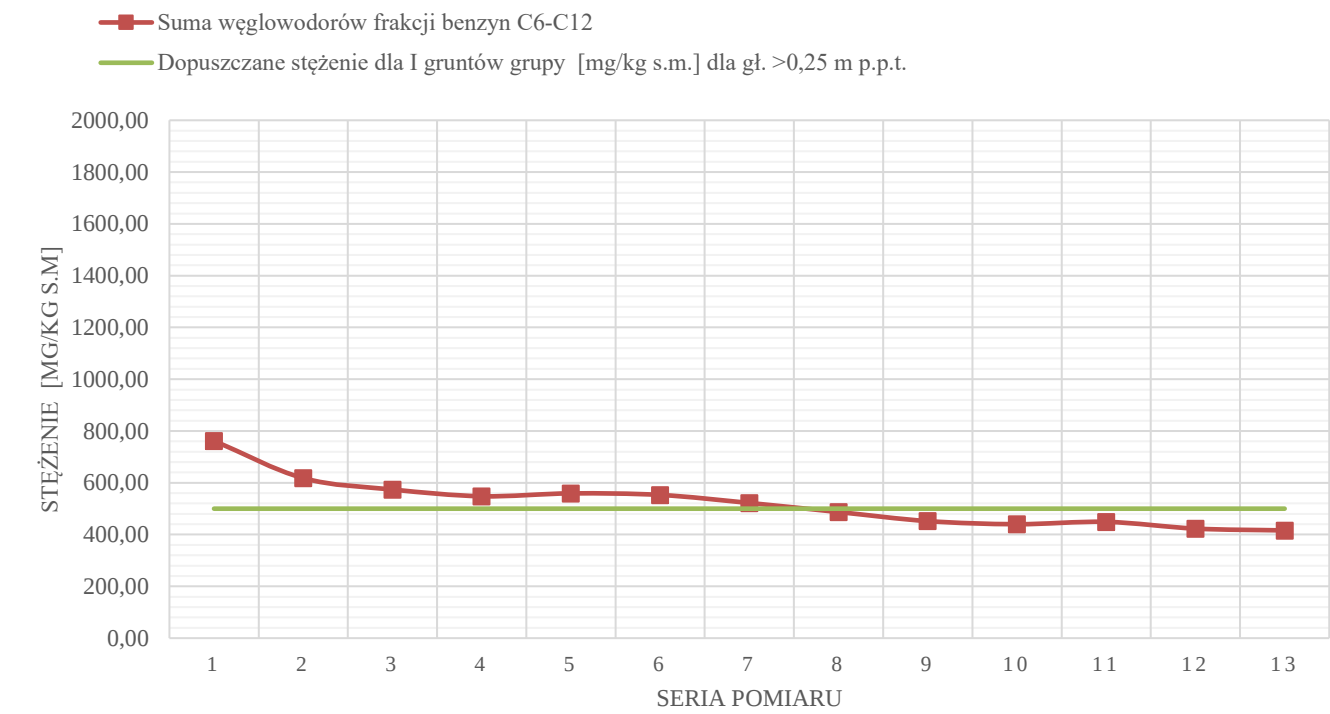


PUNKT NR 6



Rys. Z.2.5.3. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (0,25-1,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

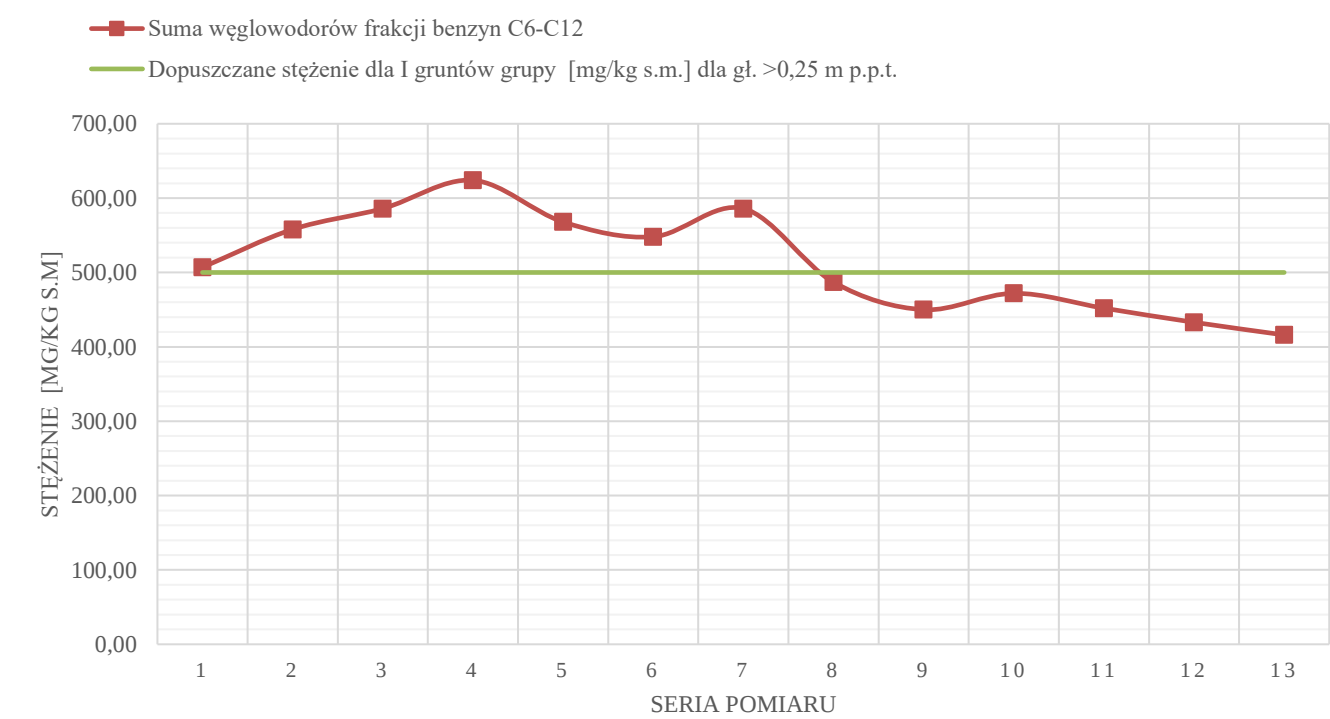
PUNKT NR 3



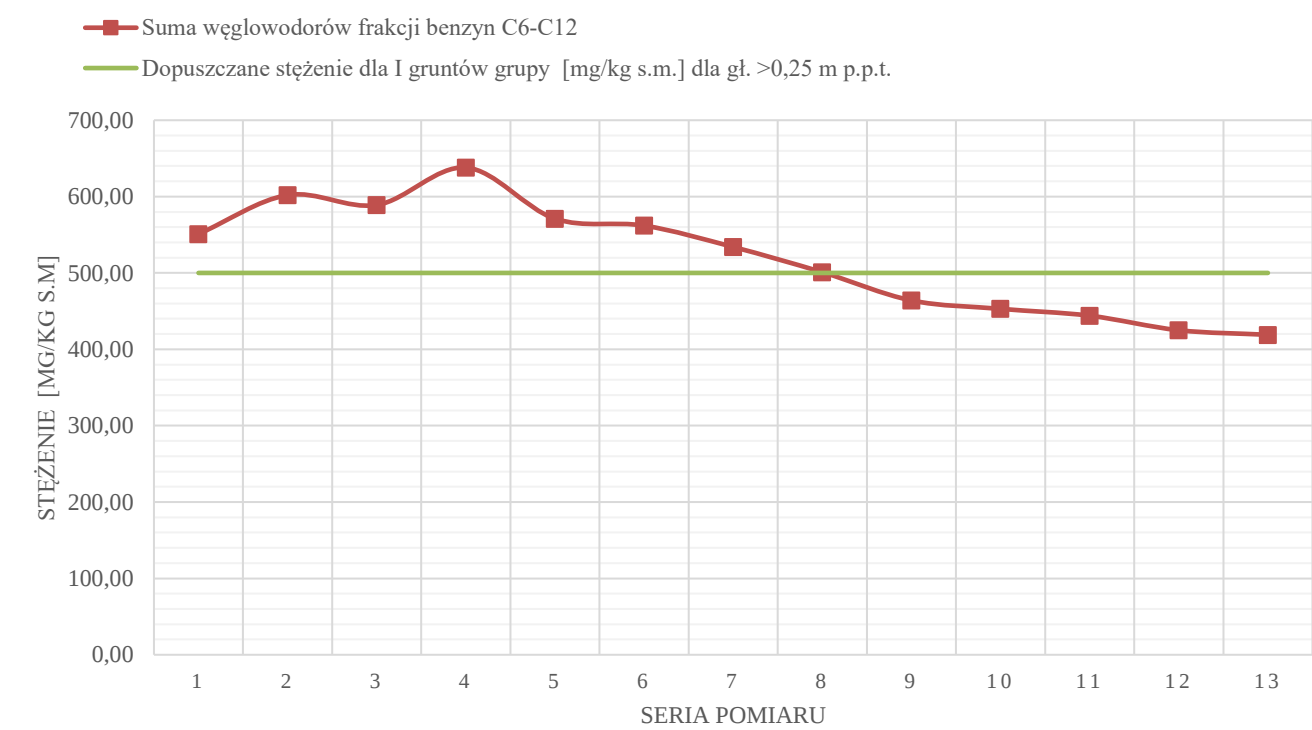
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5

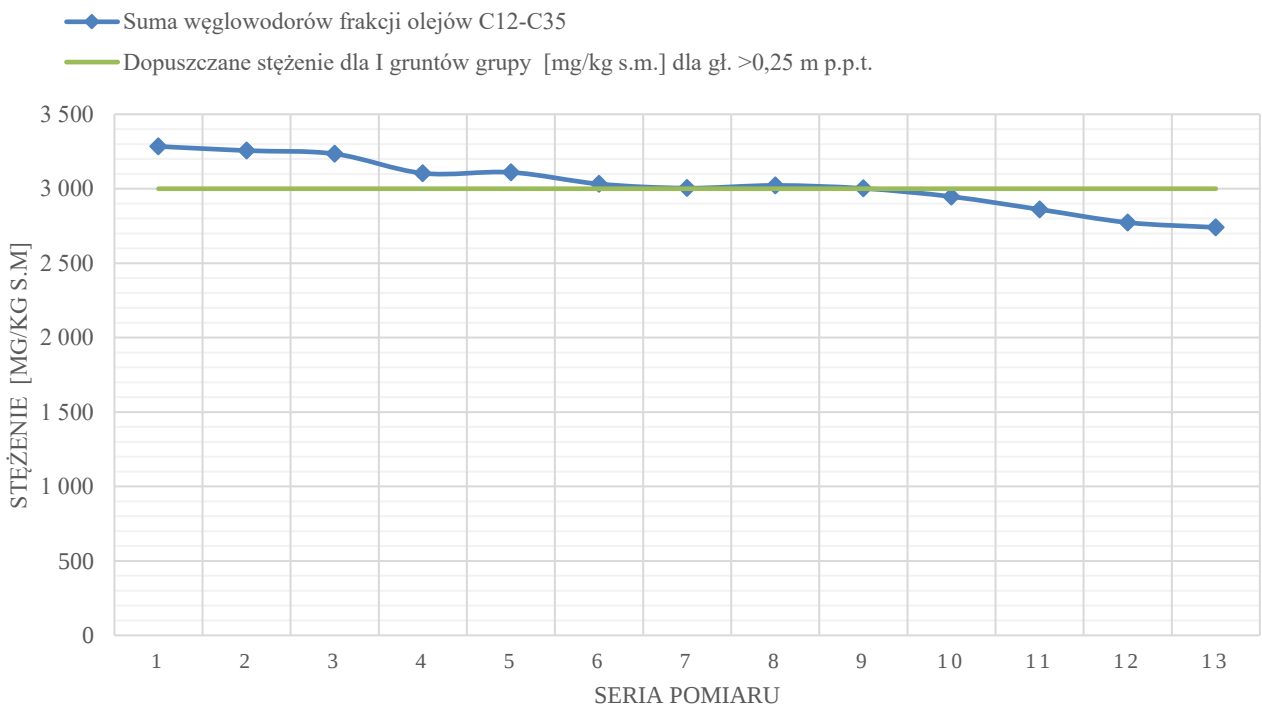


PUNKT NR 6

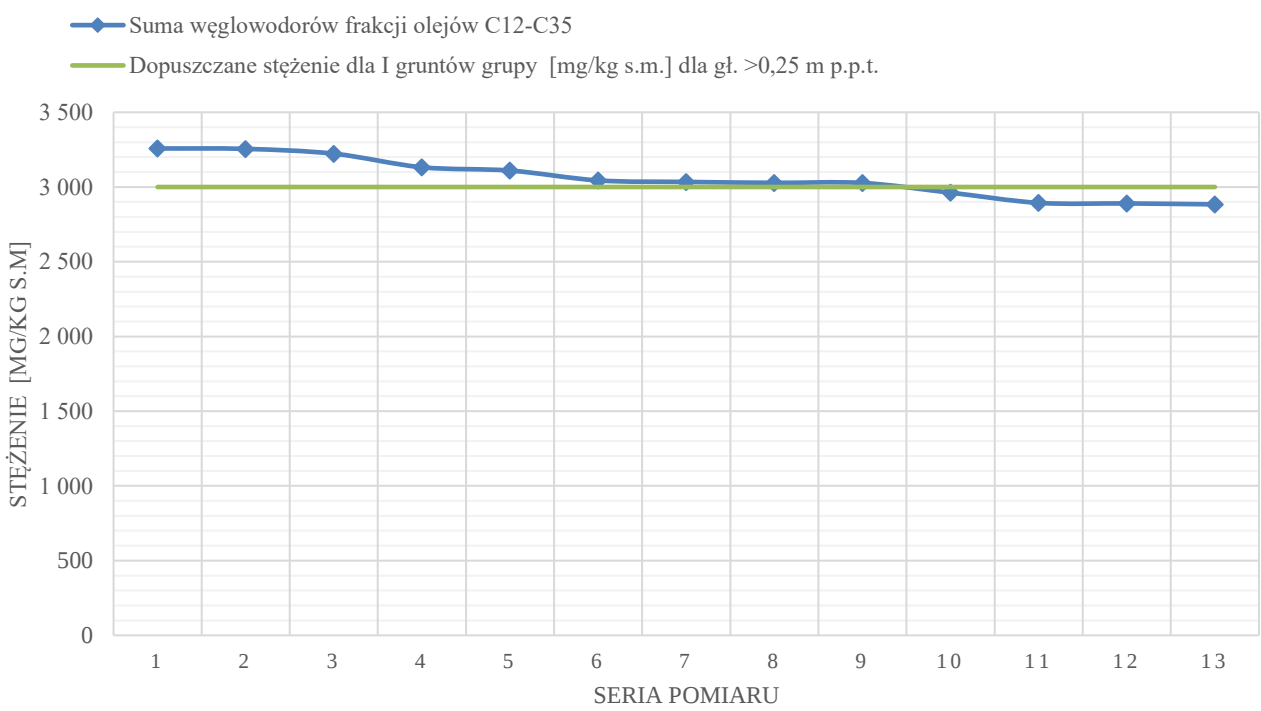


Rys. Z.2.5.4. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (1,00-3,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

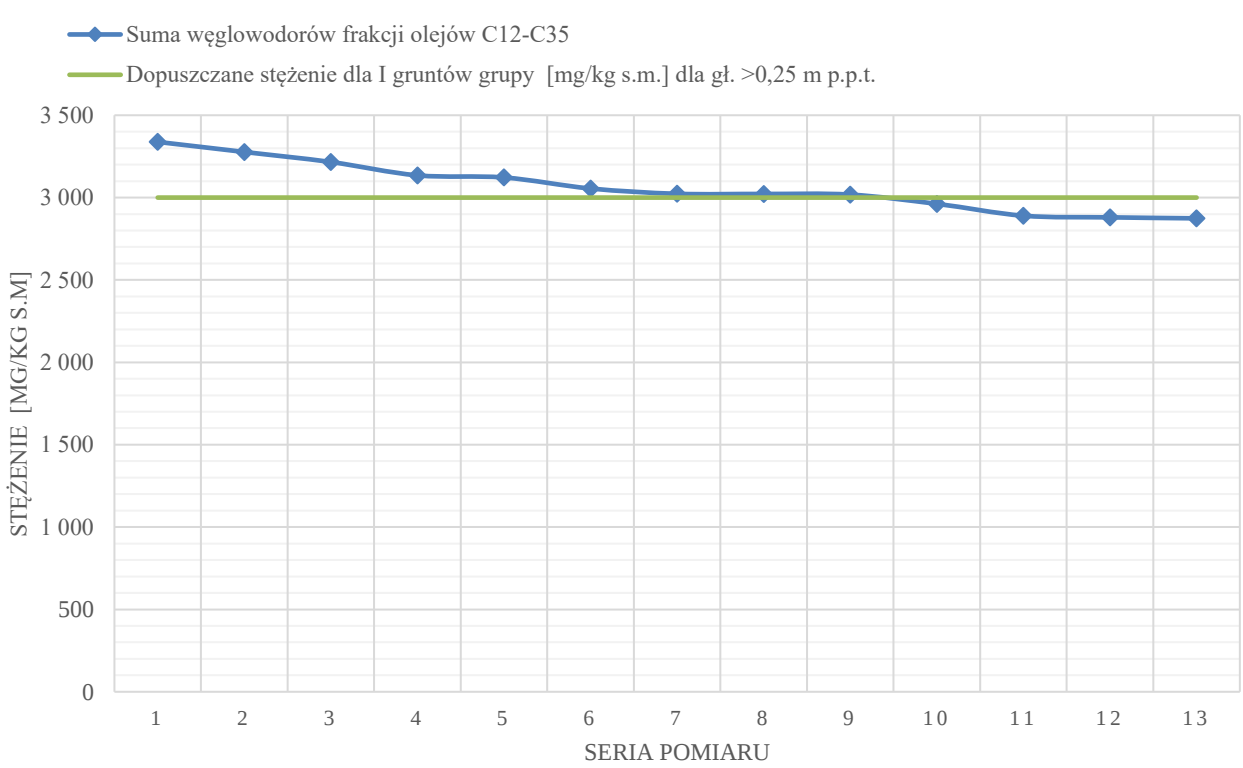
PUNKT NR 3



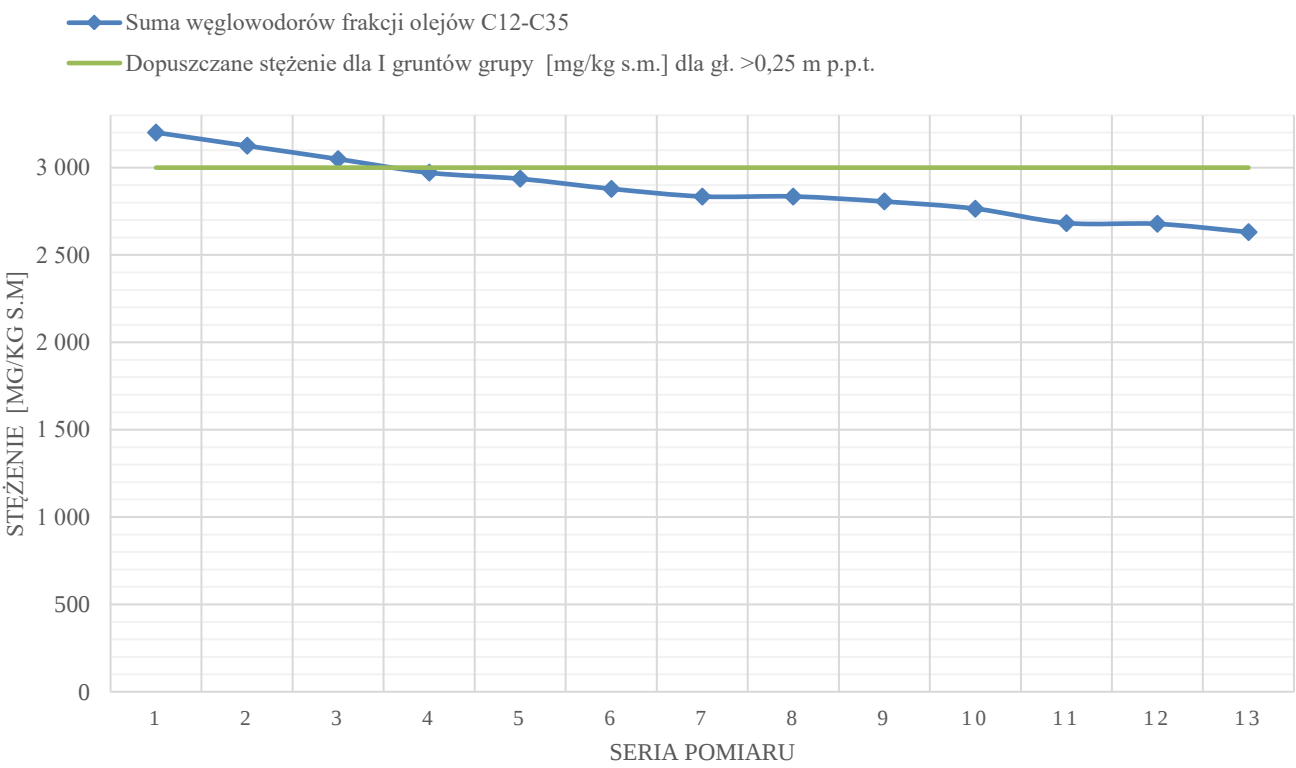
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5



PUNKT NR 6

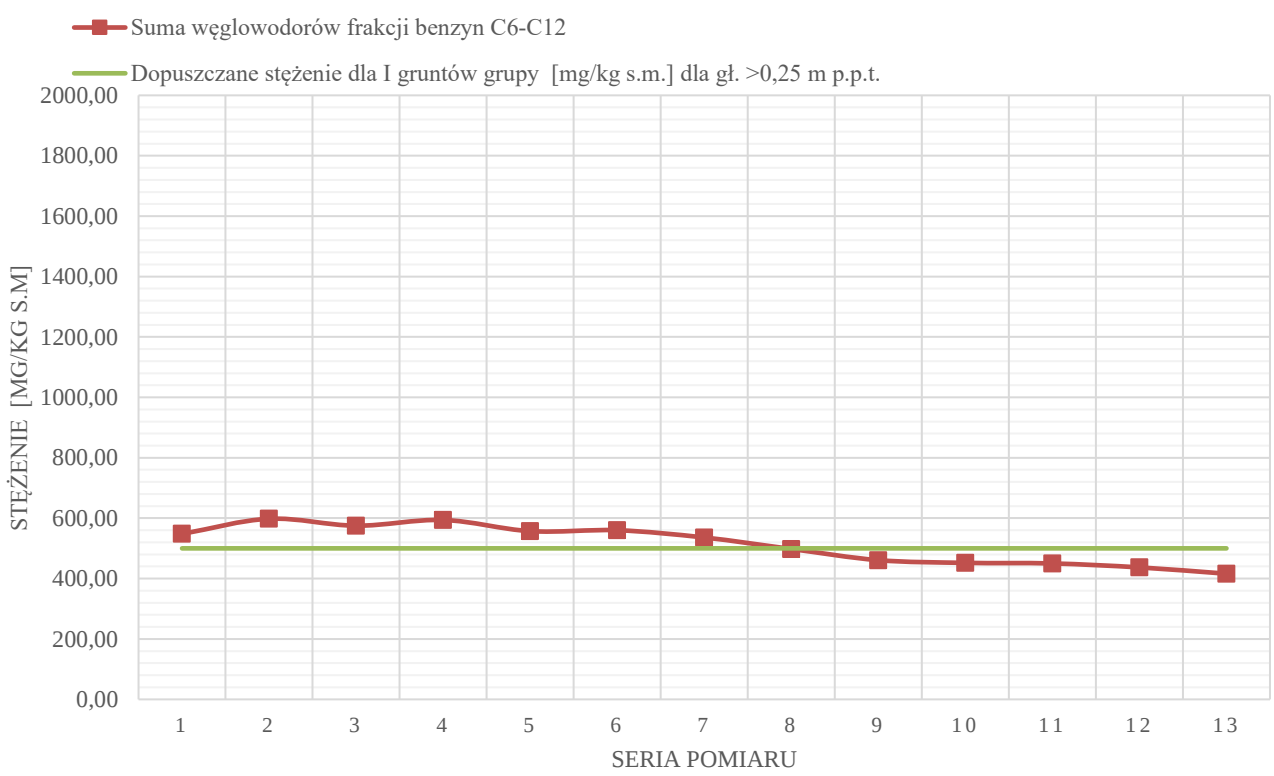


Rys. Z.2.5.5. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (0,25-1,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

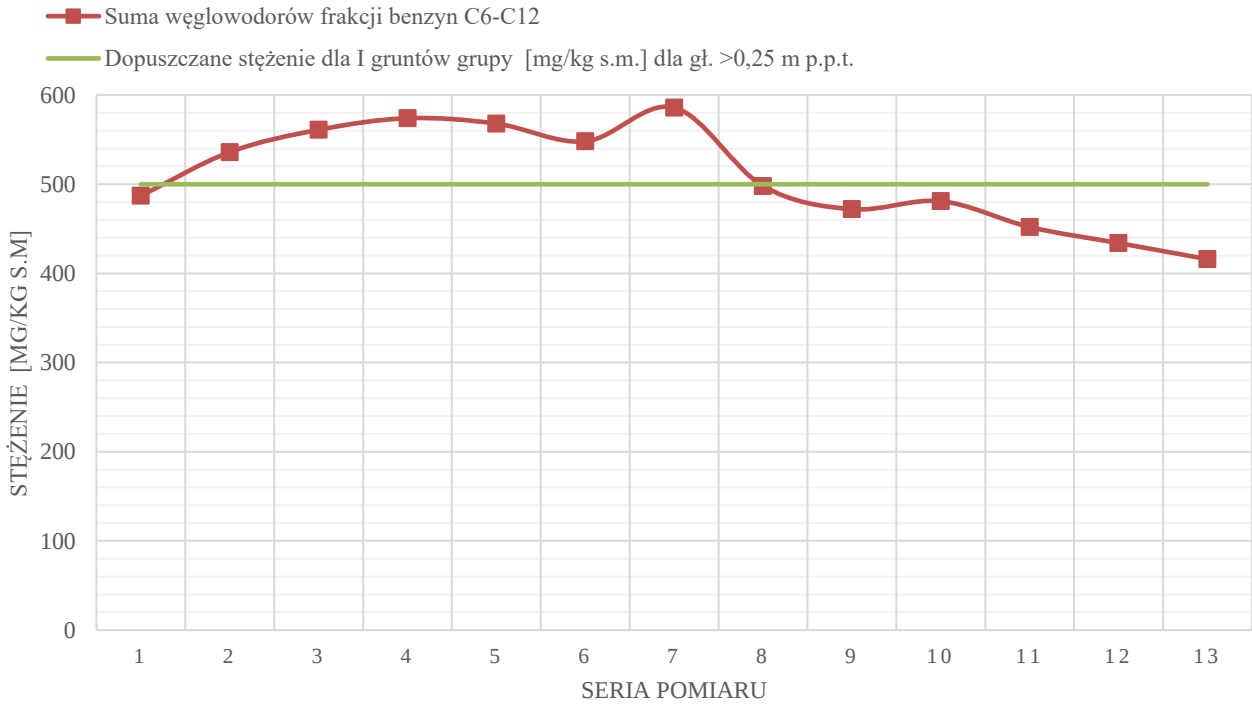
PUNKT NR 3



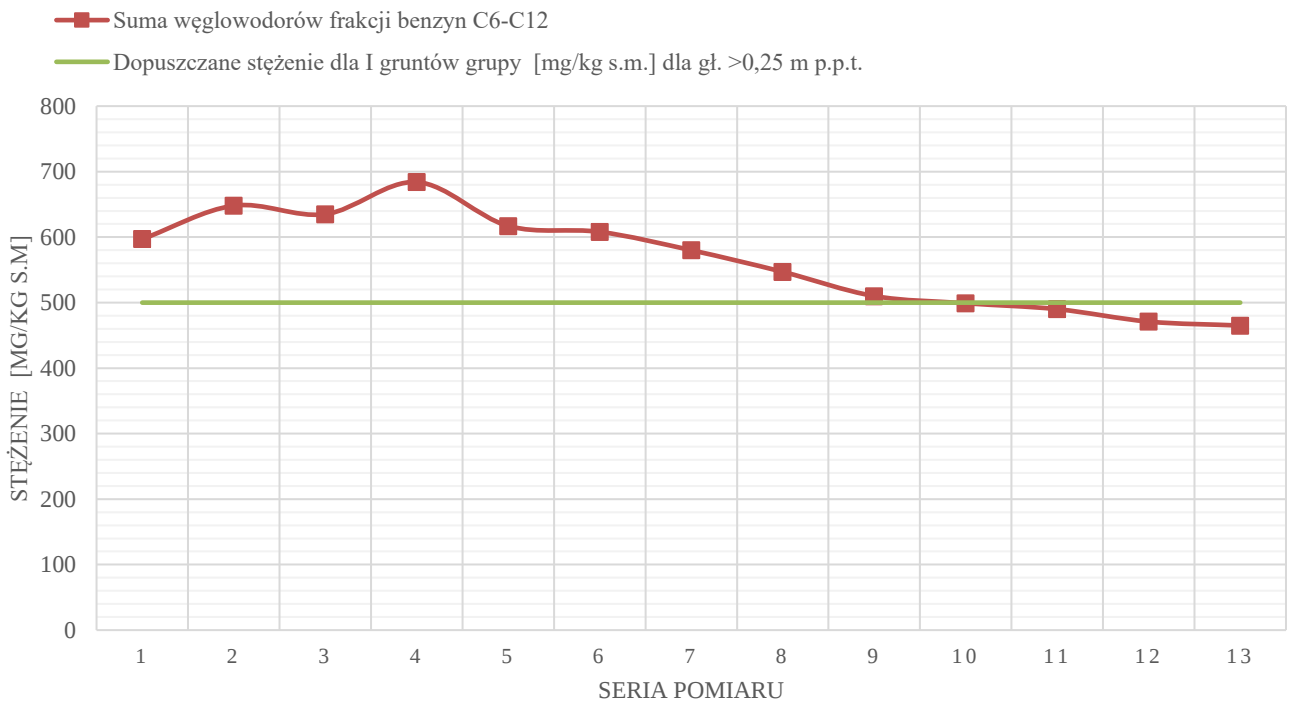
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5

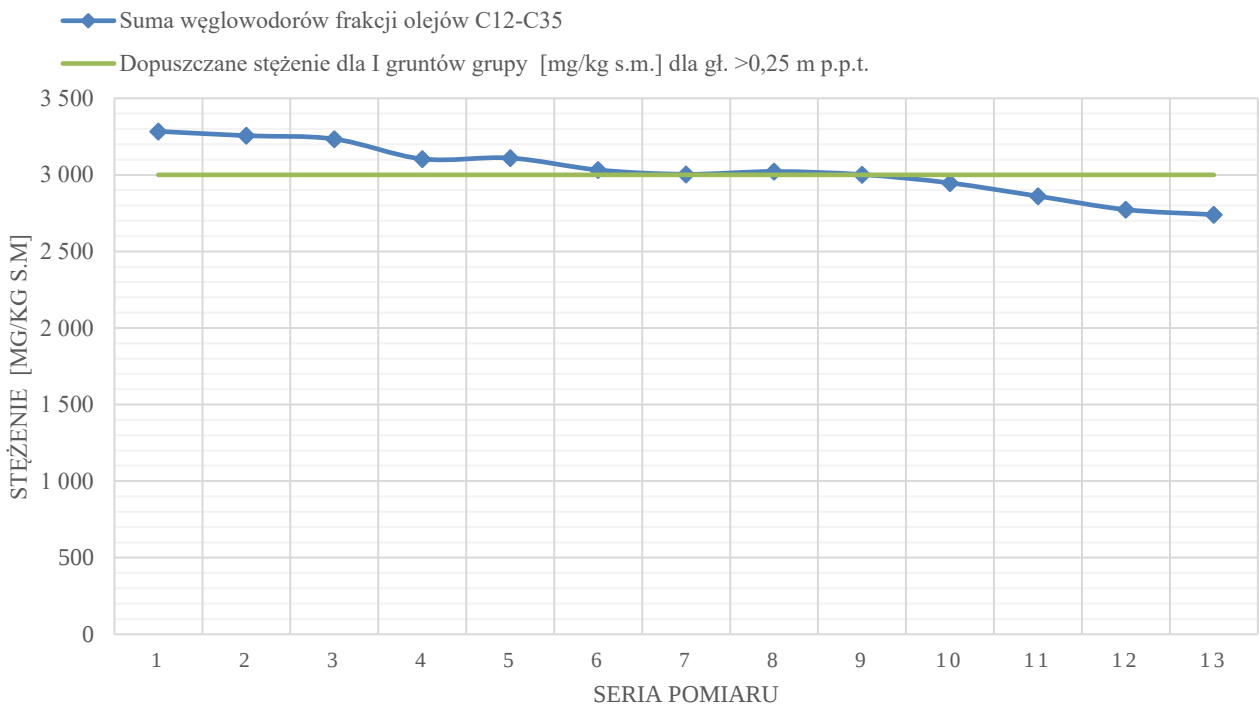


PUNKT NR 6

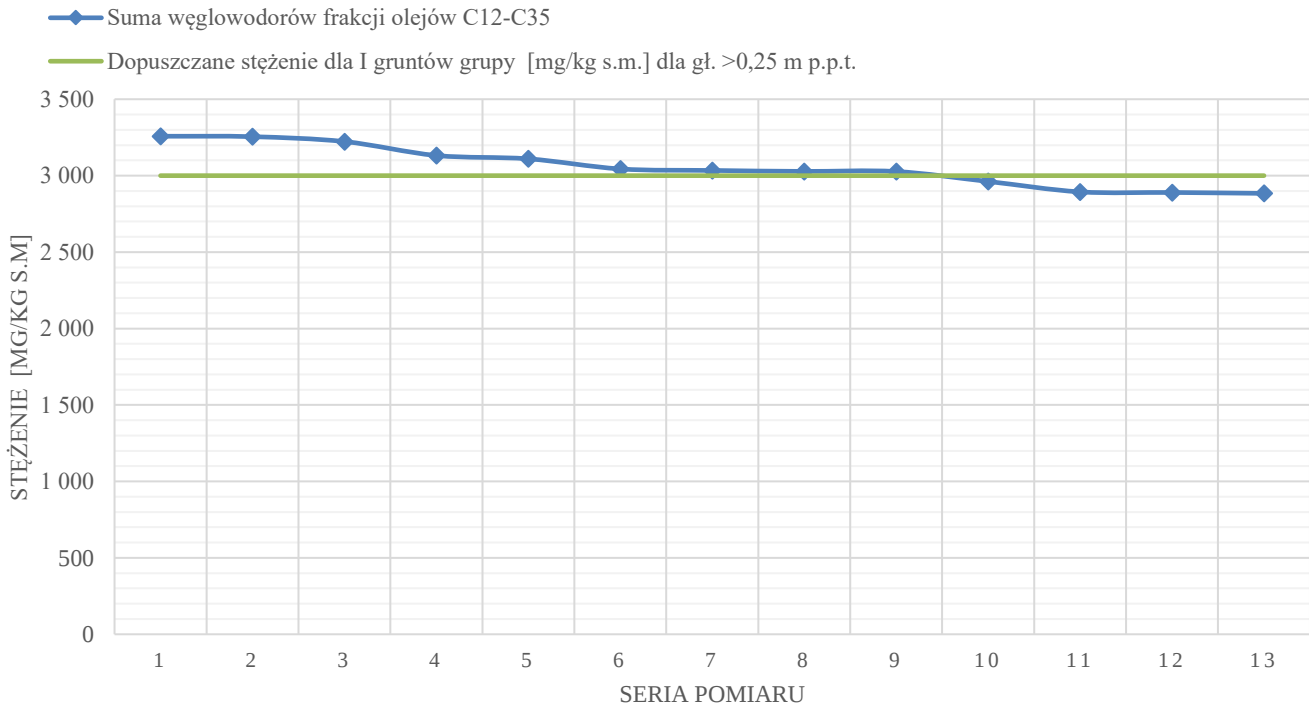


Rys. Z.2.5.6. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (1,00-3,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

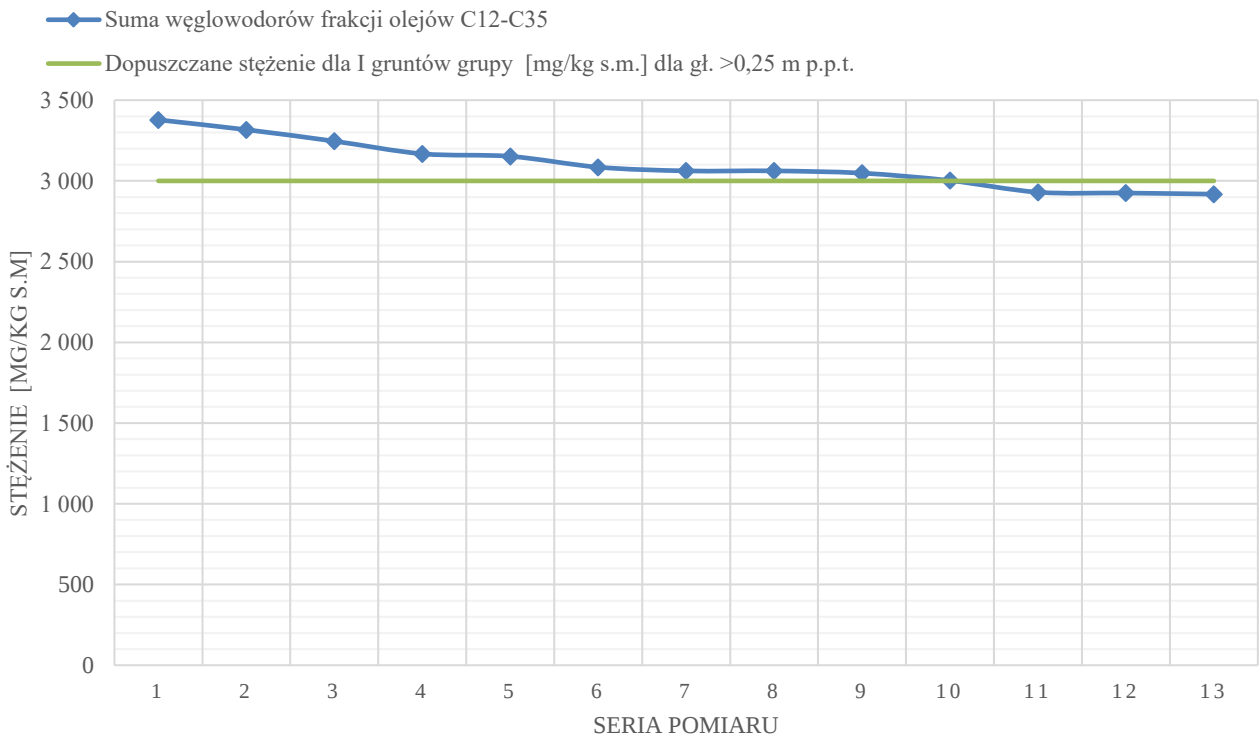
PUNKT NR 3



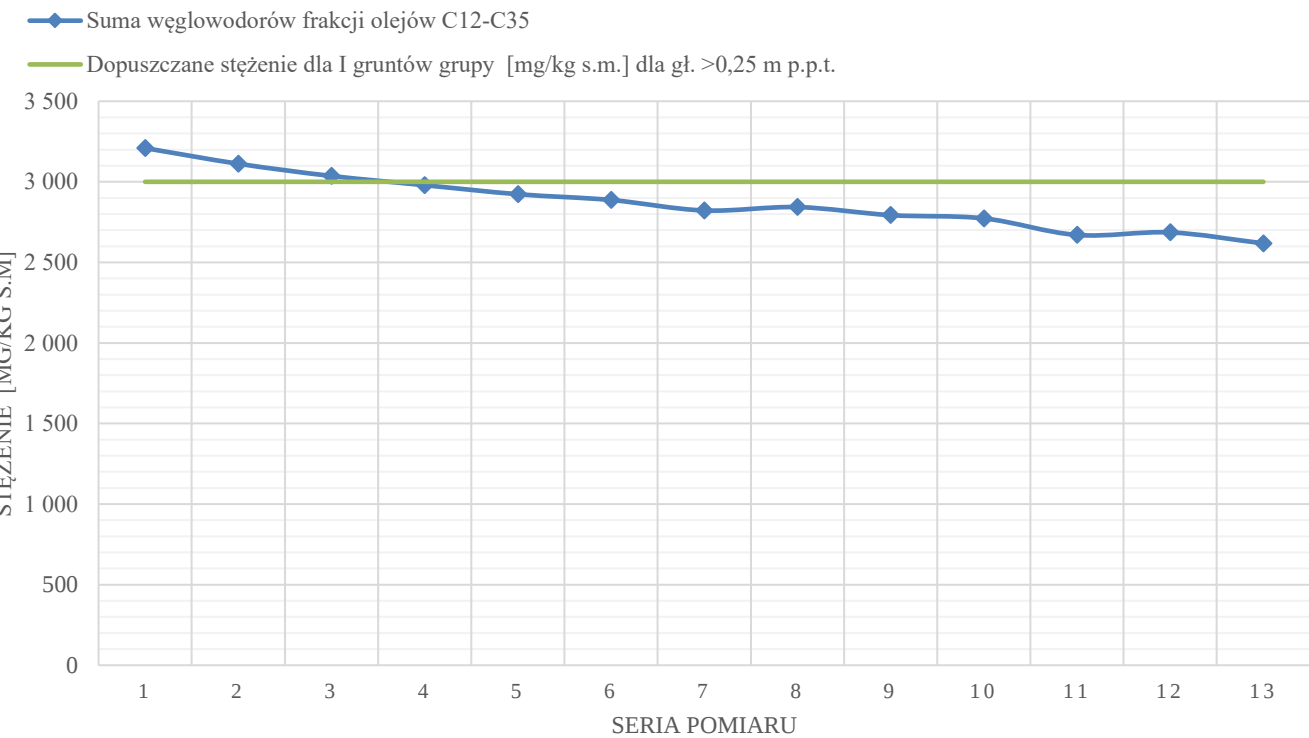
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5

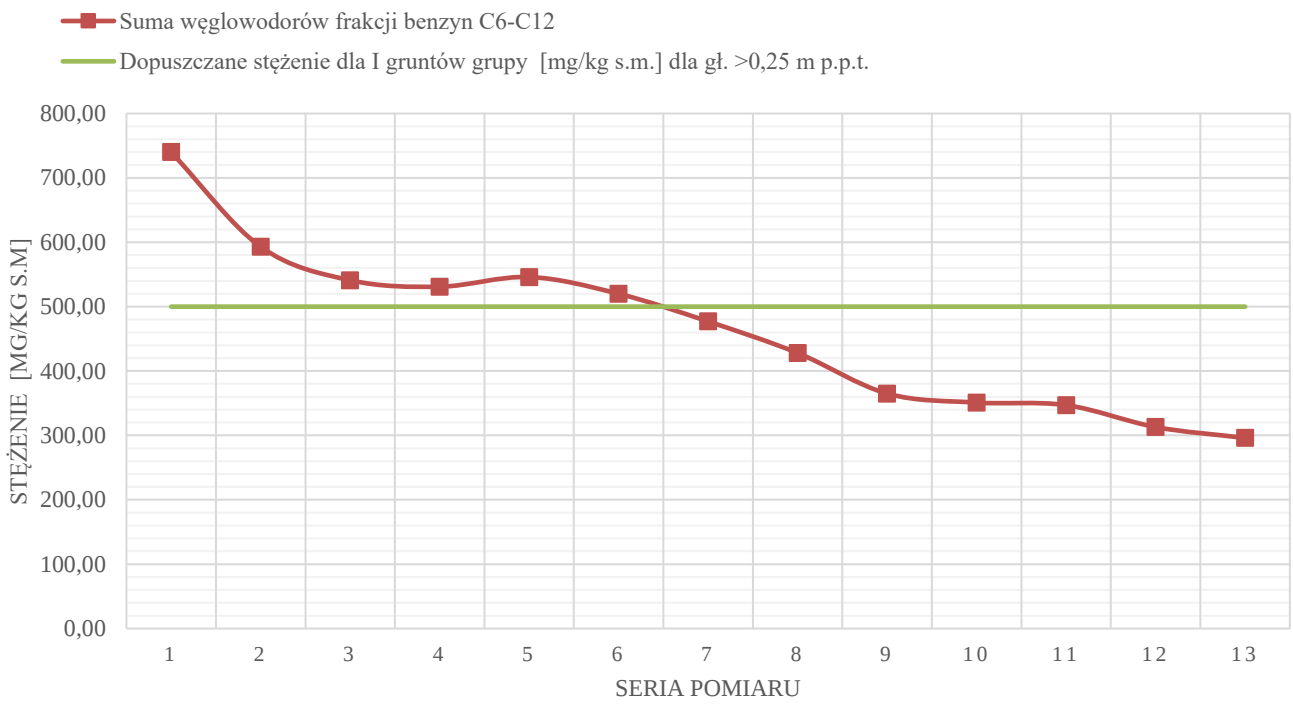


PUNKT NR 6

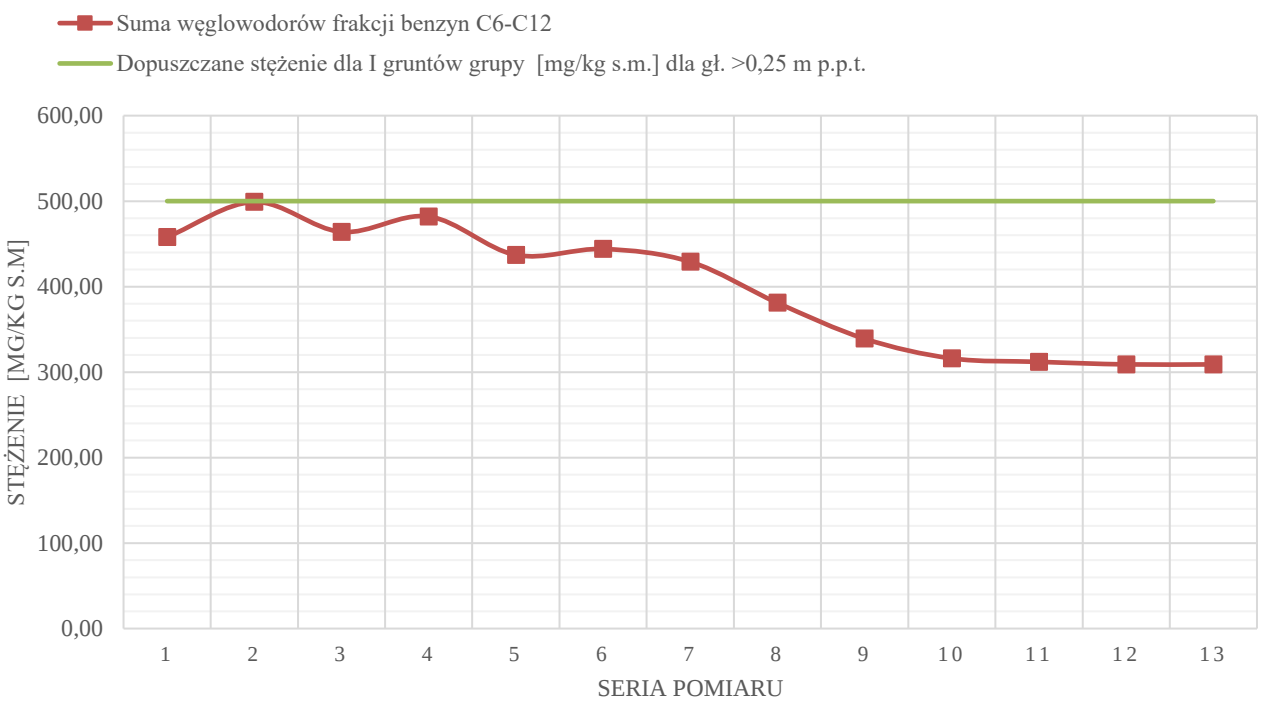


Rys. Z.2.5.7. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (1,00-3,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

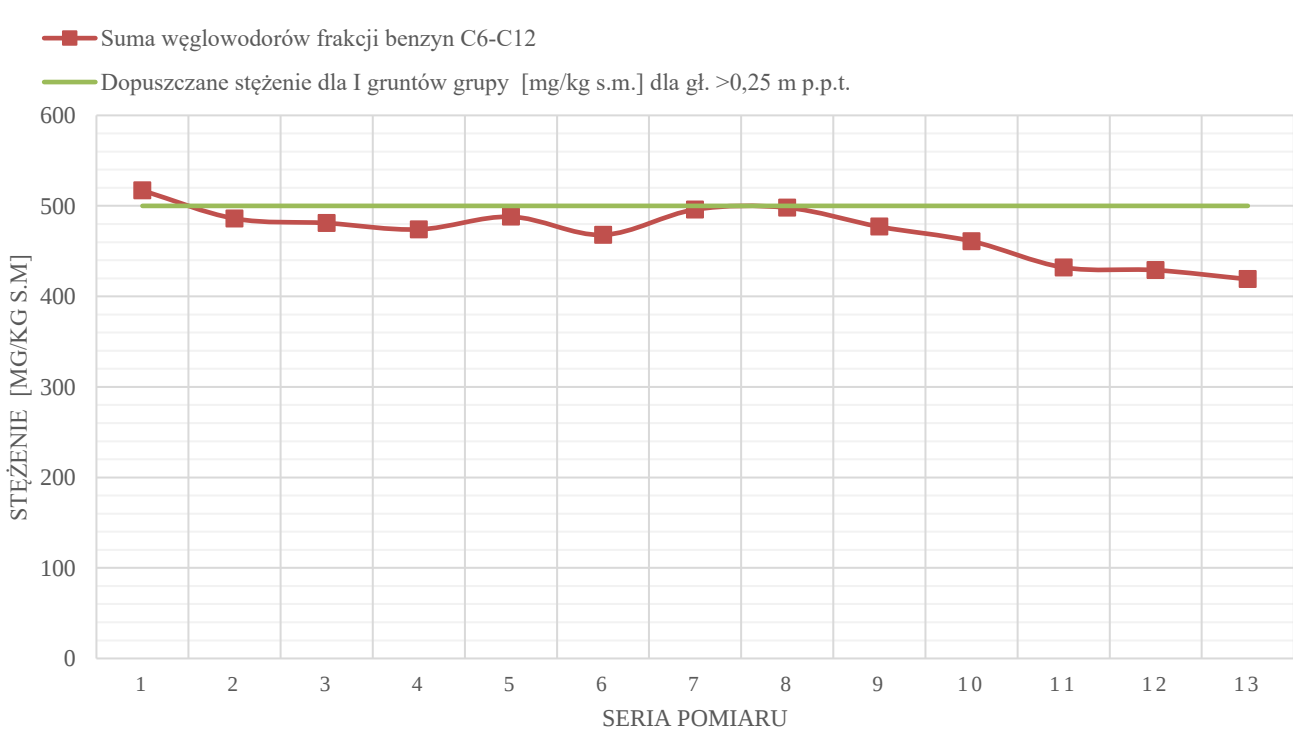
PUNKT NR 3



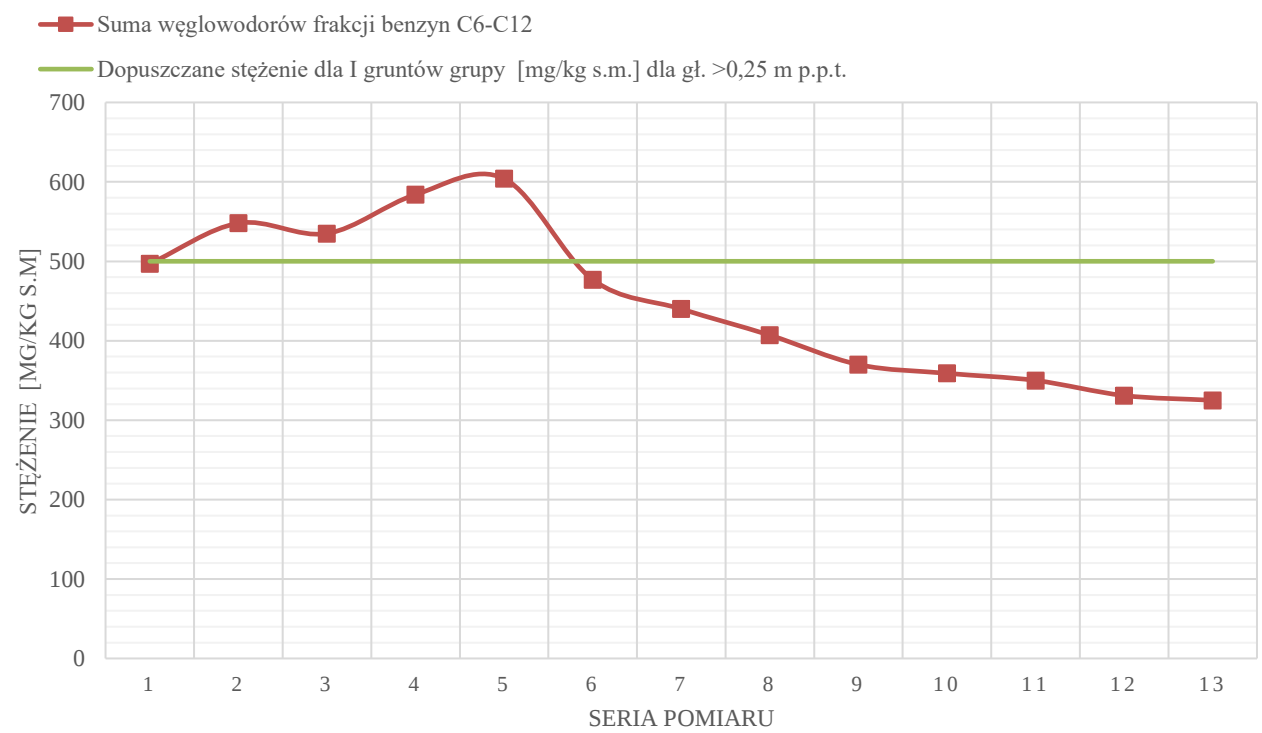
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5

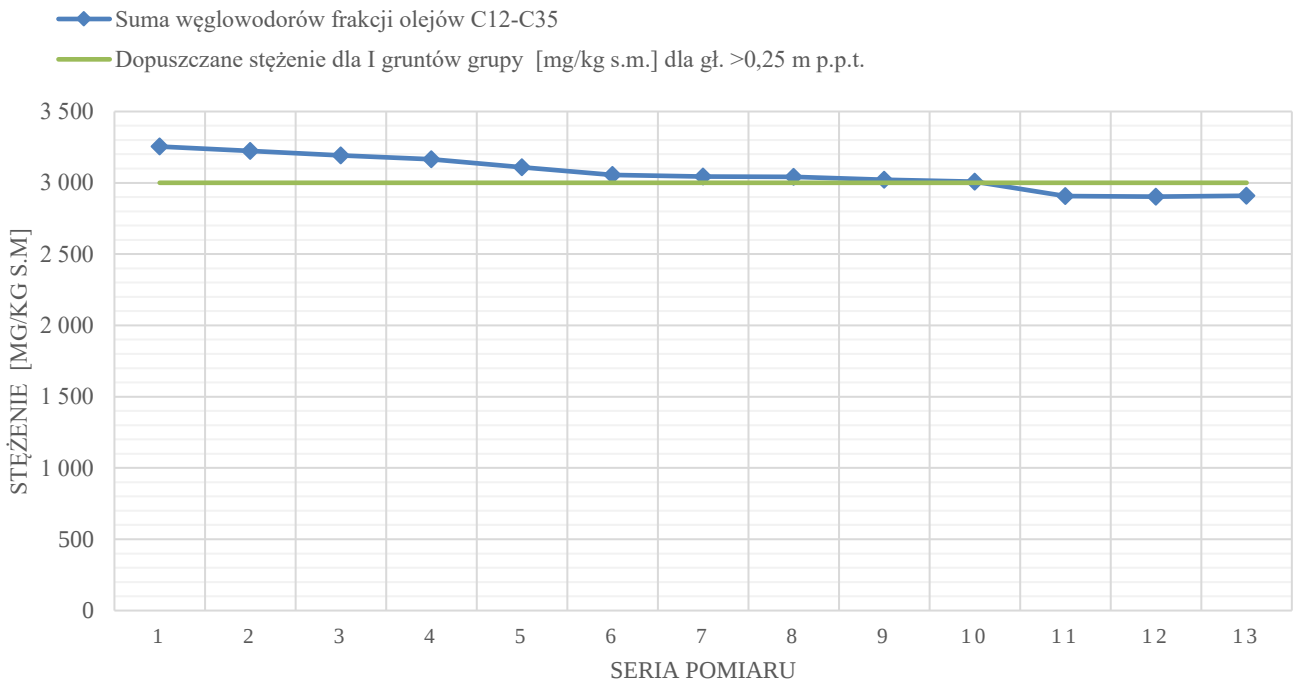


PUNKT NR 6

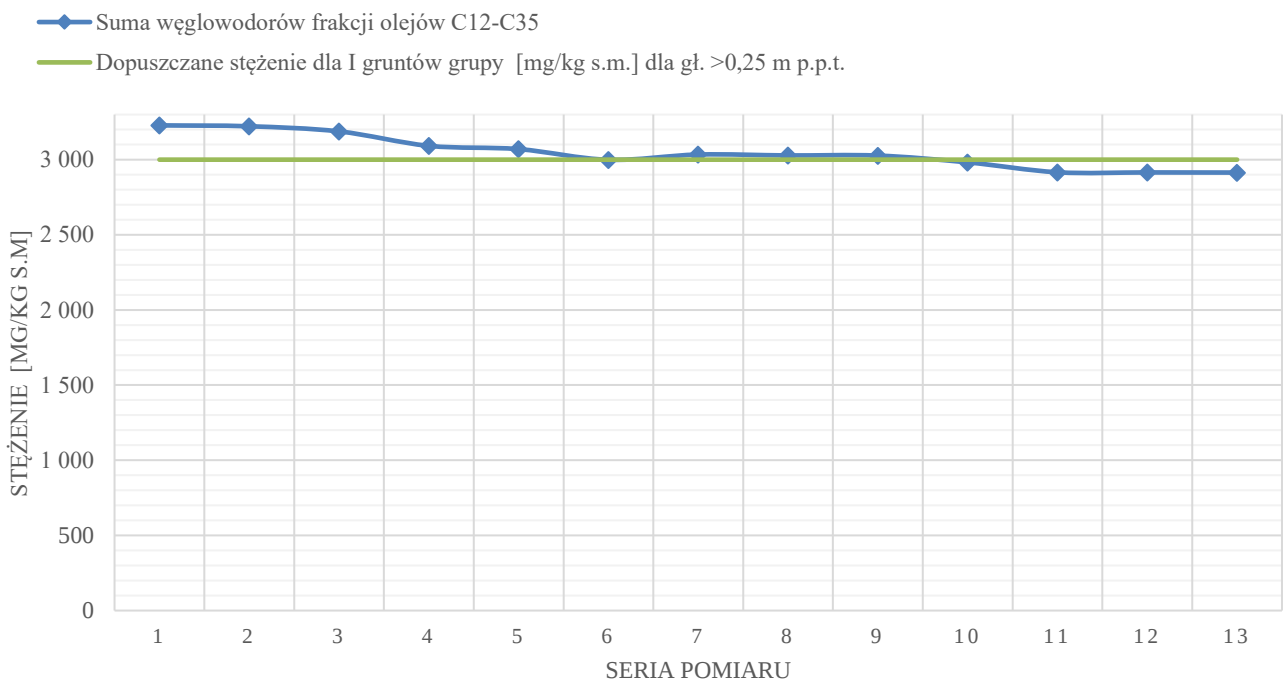


Rys. Z.2.5.8. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (3,00-5,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

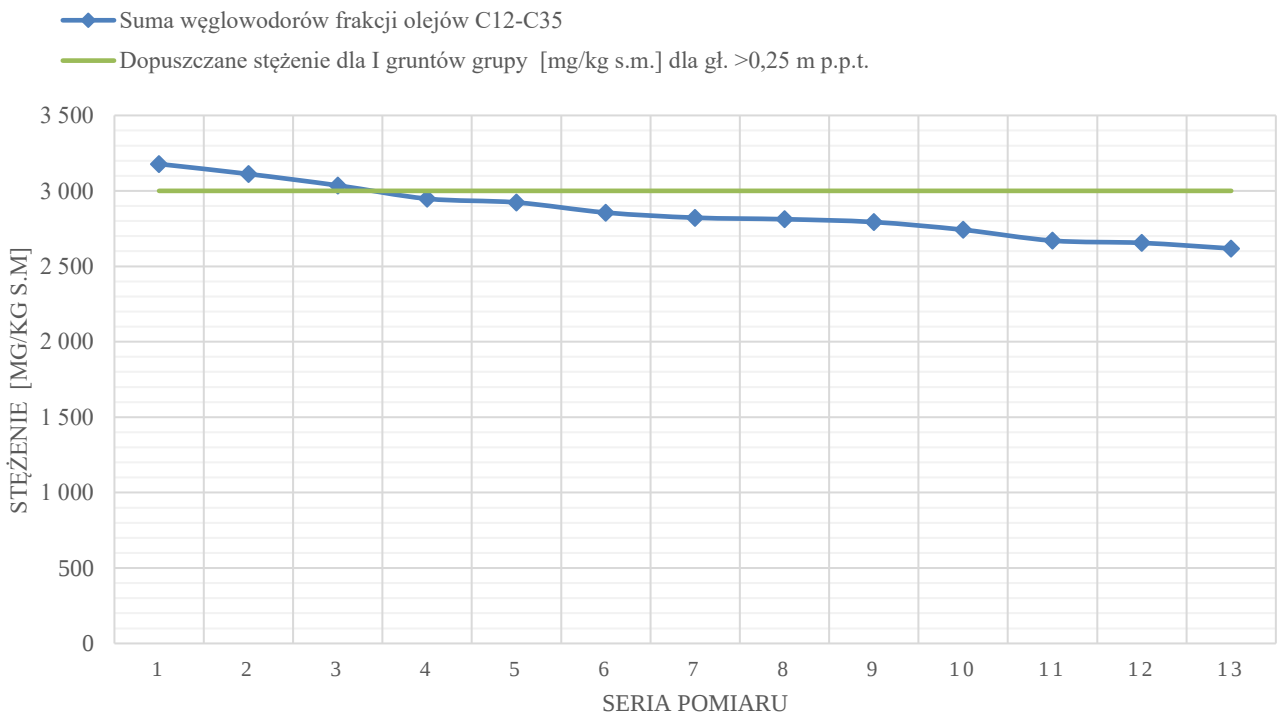
PUNKT NR 3



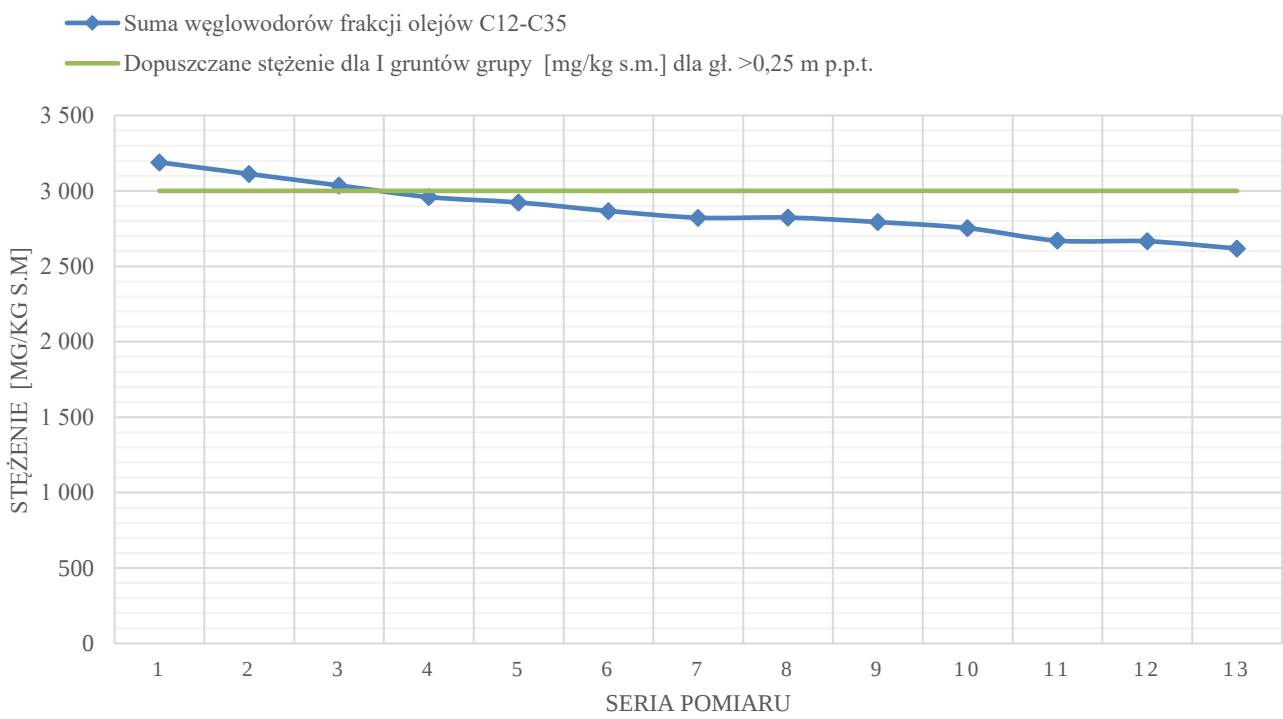
PUNKT NR 4



PUNKT NR 5

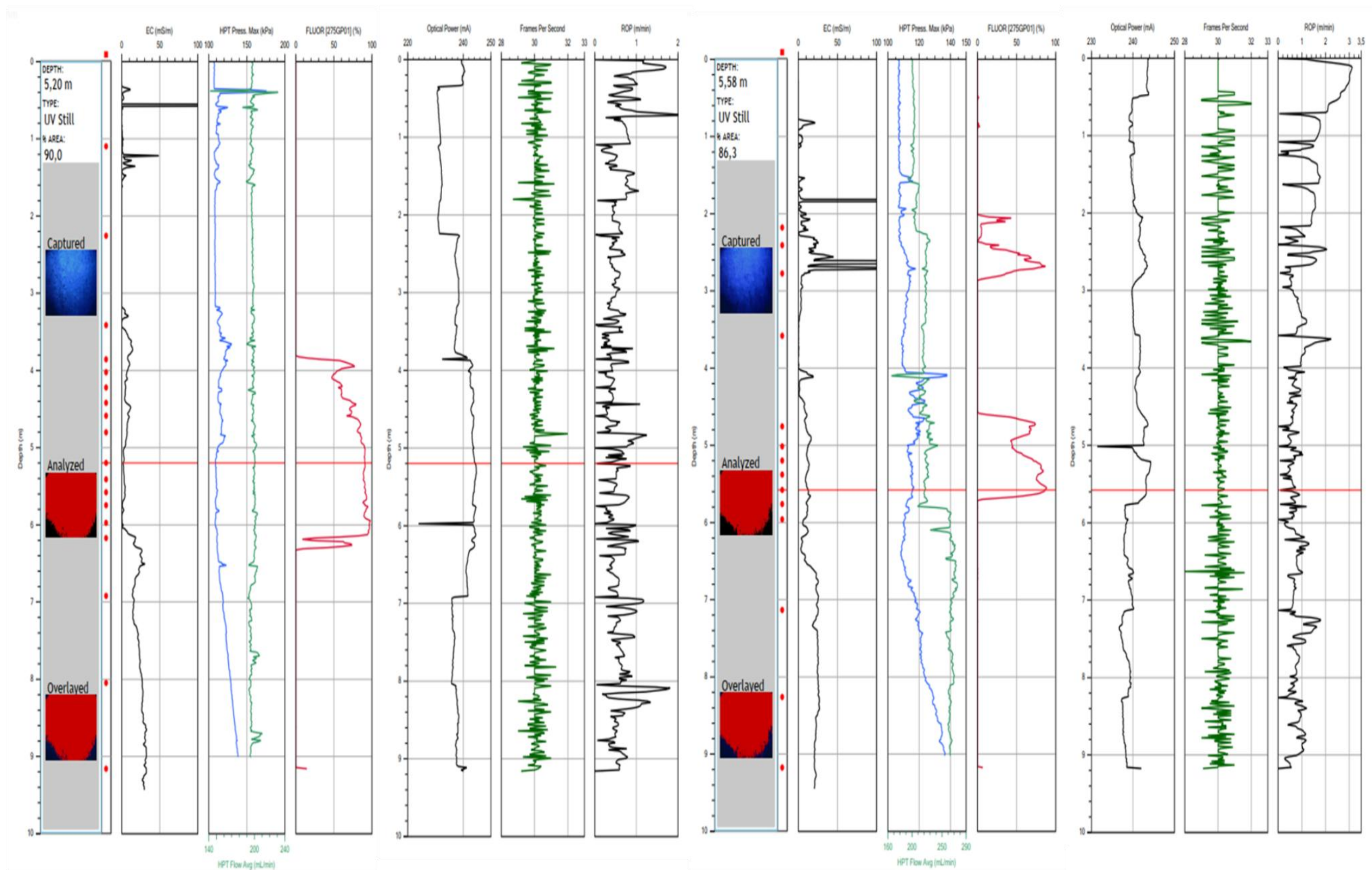


PUNKT NR 6

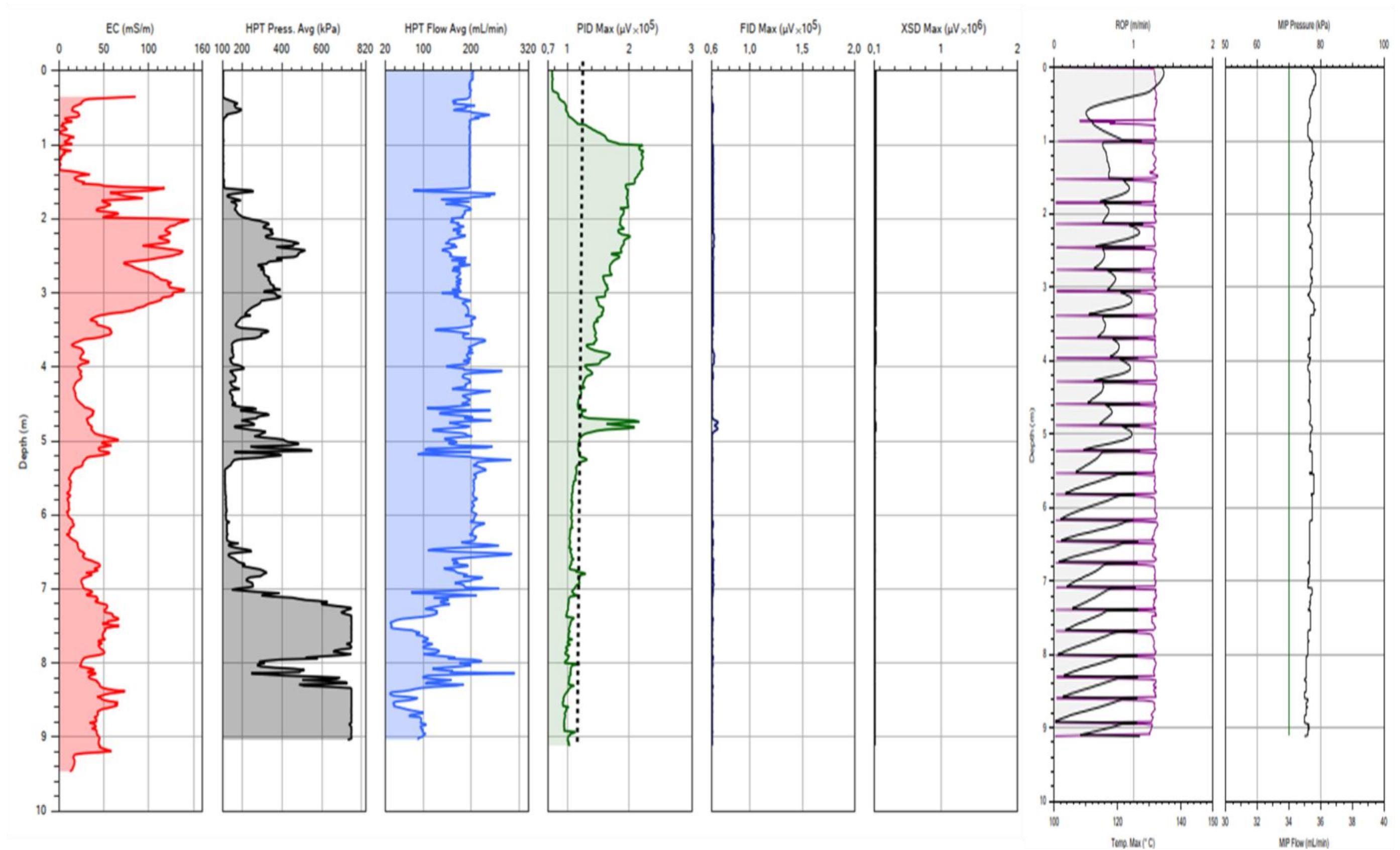


Rys. Z.2.5.9. Zmiana stężenia substancji zanieczyszczających w otworach badawczych (3,00-5,00 m p.p.t.) w czasie z zaznaczoną dopuszczalną zawartością dla każdej z substancji w mg/kg s.m. na obiekcie nr V.

ZAŁĄCZNIK 3
Metryki sondowań geośrodowiskowych



Rys. Z.3.1. Metryka przedstawiająca parametry rejestrowane podczas sondowania środowiskowego OIHPT.



Rys. Z.3.2. Metryka przedstawiająca parametry rejestrowane podczas sondowania środowiskowego MIHPT.

Wyrażam zgodę na udostępnianie mojej pracy w czytelniach Biblioteki SGGW.


.....
(czytelny podpis autora)