

TERDUMP

**Współpraca VŠB-TUO / GIG Katowice w zakresie badania
zapożarowanych hałd po obu stronach wspólnej granicy**

CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074

Ocena emisji do powietrza z punktu widzenia zagrożeń dla zdrowia i życia

SPIS TREŚCI:

1.	WSTĘP.....	3
2.	WYNIKI POMIARÓW EMISJI.....	4
3.	OCENA WYNIKÓW MONITORINGU	8
3.1	Ocena zmienności danych	8
3.2	Ocena wpływu aktywnych termicznie składowisk na jakość powietrza	8
3.2.1	Wielkości wyptywu PAH do powietrza	8
3.2.2	Oszacowanie wpływu imisji ze składowiska na stężenia WWA w powietrzu ..	10
3.3	Ocena ryzyka składowisk aktywnych termicznie dla zdrowia ludności oraz środowiska.....	12
3.3.1	Ryzyko zdrowotne	12
3.3.2	Ryzyka ekologiczne.....	15
3.3.3	Ograniczenia i niepewności.....	18
4.	Podsumowanie i zalecenia	19
5.	WYKAZ WYKORZYSTANEJ DOKUMENTACJI.....	20

1. WSTĘP

Przedmiotem raportu jest:

Ocena ryzyka emisji pyłu i gazu, które pogarszają jakość powietrza na obszarach przygranicznych w oparciu o wyniki pomiarów z aktywnych termicznie hałd Ema, Hedvika i Heřmanice.

Propozycje procedur eliminujących ryzyko dla środowiska i zdrowia ludności.

Wyniki oceny są przeznaczone do wykorzystania na poziomie centralnym w ramach istniejącej międzyrządowej grupy roboczej ds. ochrony powietrza, jak również w tej ochronie o zasięgu regionalnym i lokalnym. Mogą również służyć organom samorządowym i firmom zajmującym się nadzorem lub eksploatacją składowisk aktywnych termicznie oraz hałd dla procedur i decyzji dotyczących ochrony powietrza.

2. WYNIKI POMIARÓW EMISJI

Do oceny wykorzystano wyniki pomiarów przeprowadzonych na składowiskach aktywnych termicznie Heřmanice, Hedvika i Ema w okresie od lipca 2017 r. do marca 2019 r.

Pomiary obejmowały próbkowanie gazów emitowanych z korpusu hałd preferencyjnymi ścieżkami (strefy o naruszonej strukturze o większej przepustowości). Celem było określenie stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (zwanymi dalej WWA) w tych wypyłwach gazu, ponieważ są to substancje o hipotetycznym najwyższym wpływie na zdrowie okolicznej populacji. Liczba mierzonych punktów zależała od rzeczywistej sytuacji w określonym okresie monitorowania (liczba aktywnych emisji gazu ze spalania masy węgla wewnątrz składowiska zmienia się okresowo). Na składowisku Heřmanice wahała się od 3 do 5, na składowisku Hedvika - od 2 do 4 a na składowisku Ema każdorazowo wynosiła 2.

W poniższych tabelach podsumowano średnie stężenia WWA mierzone w wypyłwach gazu wynikających z niepełnego spalania masy węgla w składowiskach (średnia arytmetyczna z wszystkich miejsc w danym okresie pomiaru, dla obliczeń wartości poniżej granicy wykrywalności zostały zastąpione połową granicy wykrywalności).

Tabela 1: Zmierzone średnie stężenia emisji - składowisko Herzmanice ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.03	11.62	170.00	82.44	35.56	2.97	356.75
Acenaftylen	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	0.59	34.49	132.67	49.05	20.40	2.62	301.26
Fluoren	0.92	27.70	50.04	12.20	9.13	2.02	71.24
Fenantren	32.26	53.92	366.64	49.43	18.13	4.21	1752.25
Antracen	1.66	1.94	27.55	5.27	1.19	0.28	58.77
Fluoranten	11.49	3.85	19.03	4.37	0.90	0.77	43.24
Pyren	7.40	0.28	12.68	3.23	0.34	0.37	26.27
Benzo(a)antracen	2.78	0.04	1.35	0.46	0.08	0.07	2.97
Chrysen	3.64	0.04	5.07	1.92	0.21	0.00	11.09
Benzo(b)fluoranten	1.17	0.02	0.56	0.34	0.10	0.02	1.41
Benzo(k)fluoranten	0.21	0.01	0.09	0.03	0.00	0.00	0.20
Benzo(a)pyren	0.13	0.01	0.16	0.06	0.00	0.00	0.33
Dibenzo(ah)antracen	0.02	0.01	0.02	0.02	0.00	0.00	0.05
Benzo(ghi)perylene	0.07	0.01	0.17	0.08	0.05	0.09	0.29
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.82	0.01	0.10	0.02	0.03	0.01	0.27

Tabela 2: Zmierzone średnie stężenia emisji - składowisko Hedvika ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.21	0.21	0.12	0.15	61.45	1.54	0.21
Acenaftylen	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	0.39	7.27	0.24	0.09	9.77	8.61	0.13
Fluoren	0.47	6.51	0.16	0.04	3.39	3.82	0.06
Fenantren	3.36	27.14	0.48	0.58	9.65	10.89	0.81
Antracen	0.35	2.00	0.01	0.00	0.92	0.61	0.00
Fluoranten	0.35	1.03	0.07	0.38	1.63	1.22	0.51
Pyren	0.25	0.26	0.00	0.00	0.85	0.13	0.01
Benzo(a)antracen	0.11	0.01	0.00	0.00	0.09	0.06	0.01
Chrysen	0.12	0.02	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.07	0.02	0.00	0.01	0.05	0.02	0.01
Benzo(k)fluoranten	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.02	0.01	0.00	0.03	0.02	0.00	0.04
Benzo(ghi)perylene	0.04	0.01	0.08	0.18	0.04	0.50	0.26
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.43	0.01	0.01	0.03	0.01	0.06	0.05

Tabela 3: Zmierzone średnie stężenia emisji - składowisko Ema ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	2017	2018	03/2019
Naftalen	2.90	1.08	1.19
Acenaftylen	0.01	0.00	0.00
Acenaften	26.79	0.26	0.28
Fluoren	21.10	0.08	0.08
Fenantren	60.47	0.26	0.32
Antracen	3.92	0.00	0.01
Fluoranten	0.46	0.05	0.05
Pyren	0.46	0.00	0.00
Benzo(a)antracen	0.02	0.00	0.00
Chrysen	0.02	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.08	0.00	0.00
Benzo(k)fluoranten	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.00	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.00	0.00	0.00
Benzo(ghi)perylene	0.00	0.09	0.09
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.00	0.01	0.02

Maksymalne stężenia w wyrzutach gazu w danym okresie pomiaru zestawiono w kolejnych tabelach.

Tabela 4: Zmierzone maksymalne stężenia emisji - składowisko Heřmanice ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.03	21.93	936.38	208.64	170.23	6.23	987.36
Acenaftylen	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	0.59	134.56	736.84	131.92	88.83	4.25	841.15
Fluoren	0.92	100.62	283.96	27.59	39.04	3.44	195.66
Fenantren	32.26	172.80	2124.73	112.25	53.25	4.82	5184.89
Antracen	1.66	4.55	157.47	12.83	3.61	0.37	168.15
Fluoranten	11.49	16.17	100.56	8.18	1.72	0.94	121.11
Pyren	7.40	0.48	68.30	5.98	1.13	0.43	73.69
Benzo(a)antracen	2.78	0.11	7.54	1.14	0.23	0.08	8.41
Chrysen	3.64	0.15	28.77	5.22	1.06	0.00	31.53
Benzo(b)fluoranten	1.17	0.07	3.21	0.96	0.50	0.06	4.11
Benzo(k)fluoranten	0.21	0.01	0.55	0.09	0.00	0.00	0.59
Benzo(a)pyren	0.13	0.01	0.95	0.19	0.00	0.00	0.99
Dibenzo(ah)antracen	0.02	0.01	0.13	0.06	0.00	0.00	0.14
Benzo(ghi)perylene	0.07	0.01	0.68	0.14	0.09	0.10	0.72
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.82	0.01	0.49	0.05	0.10	0.01	0.53

Tabela 5: Zmierzone maksymalne stężenia emisji - składowisko Hedvika ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	07/2017	08/2017	12/2017	03/2018	05/2018	12/2018	03/2019
Naftalen	0.35	0.30	0.16	0.50	161.30	4.58	0.56
Acenaftylen	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Acenaften	1.10	11.69	0.41	0.27	20.91	31.54	0.32
Fluoren	0.72	11.95	0.26	0.14	4.65	14.24	0.17
Fenantren	5.06	33.73	0.83	1.29	13.38	40.29	1.46
Antracen	0.52	3.31	0.01	0.00	1.45	2.28	0.00
Fluoranten	0.44	1.47	0.11	0.99	2.35	4.40	1.02
Pyren	0.32	0.40	0.00	0.02	1.10	0.42	0.02
Benzo(a)antracen	0.18	0.02	0.00	0.02	0.18	0.21	0.02
Chrysen	0.19	0.02	0.00	0.00	0.78	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.10	0.04	0.00	0.04	0.10	0.08	0.04
Benzo(k)fluoranten	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.07	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.03	0.01	0.00	0.10	0.04	0.00	0.14
Benzo(ghi)perylene	0.07	0.01	0.11	0.41	0.06	1.74	0.46
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.68	0.01	0.02	0.07	0.02	0.22	0.08

Tabela 6: Zmierzone maksymalne stężenia emisji - składowisko Ema ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Analyt	2017	2018	03/2019
Naftalen	4.65	1.77	1.96
Acenaftylen	0.01	0.00	0.00
Acenaften	51.58	0.26	0.30
Fluoren	41.38	0.09	0.10
Fenantren	105.12	0.27	0.32
Antracen	7.44	0.00	0.01
Fluoranten	0.51	0.05	0.06
Pyren	0.80	0.00	0.00
Benzo(a)antracen	0.02	0.00	0.00
Chrysen	0.02	0.00	0.00
Benzo(b)fluoranten	0.15	0.00	0.00
Benzo(k)fluoranten	0.00	0.00	0.00
Benzo(a)pyren	0.00	0.00	0.00
Dibenzo(ah)antracen	0.00	0.00	0.00
Benzo(ghi)perylene	0.00	0.09	0.10
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.00	0.01	0.02

3. OCENA WYNIKÓW MONITORINGU

3.1 OCENA ZMIENNOŚCI DANYCH

Porównanie wartości maksymalnych i średnich wskazuje, że poszczególne preferencyjne trasy spalin z korpusów składowisk charakteryzują się uporządkowanymi różnicami w koncentracji emisji wszystkich ocenianych składowych WWA. Najbardziej zmienne w poszczególnych miejscach pomiarowych są stężenia „lekkich” kongenerów (fluorenu, fenantrenu, antracenu, acenaftenu, naftalenu) na wszystkich ocenianych składowiskach. Natomiast najmniejszą zmienność wykazują składowe o większej liczbie pierścieni aromatycznych (zwłaszcza benzo[k]fluoranten, benzo[a]piren i dibenzo[ah]antracen). Najmniejszą zmienność stwierdzono w hałdzie Ema (różnice w zakresie 2 rzędów wielkości dla lotnych kongenerów i tylko pojedynczych wielokrotności stężenia w przypadku ciężkich WWA), co prawdopodobnie wynika tylko z 2 miejsc pobierania próbek. Na składowisku Hedvika stężenia emisji w różnych miejscach składowiska wahają się w zakresie 2-3, a w przypadku hałdy Hermanice w zakresie 3-4 rzędów wielkości.

Z punktu widzenia zmienności w czasie emisje z składowiska Ema są najbardziej stabilne w przypadku wszystkich kongenerów PAH (zmiana rok do roku tylko o pojedyncze dziesiątki %, co jest zmianą w ramach niepewności pomiaru ze względu na trudność pobierania próbek). W przypadku składowiska Hedvika stężenia zmieniały się w czasie w zakresie około 2 rzędów wielkości, bez znaczącej różnicy w zmienności poszczególnych składowych WWA. W przypadku składowiska Heřmanice koncentracja zmieniała się w czasie średnio o 2 rzędy wielkości, przy czym zmienność reprezentantów „lekkich” kongenerów WWA była wyższa (około 3 rzędy wielkości).

3.2 OCENA WPŁYWU AKTYWNYCH TERMICZNIE SKŁADOWISK NA JAKOŚĆ POWIETRZA

W nawiązaniu do czasowej i lokalnej zmienności stężeń emisji podsumowanej w poprzednim podrozdziale, określenie reprezentatywnego stężenia emisji, na przykład w celu późniejszego matematycznego modelowania rozpraszania gazowych WWA jest praktycznie niewykonalne (niepewność oszacowania jest tak wysoka, że wyklucza sensowne wykorzystanie wyników modelowania). Możliwe jest jednak oszacowanie wpływu emisji ocenianych składowisk na podstawie analogii z przejawami emisji z innych źródeł emisji niezorganizowanych.

3.2.1 Wielkości wyływu PAH do powietrza

Oprócz stężeń emisji ocenianych substancji, kluczowym źródłem do oszacowania lub innej oceny wpływu na jakość powietrza jest ilość uciekających gazów (produktów spalania), od których zależy masowy przepływ zanieczyszczeń do powietrza. Wielkość ta może być oszacowana w przypadku realizowanego projektu tylko z grubsza, ponieważ nie została zmierzona prędkość wyływu gazu z poszczególnych miejsc, ani nie może być określony przekrój poprzeczny naruszonej strefy na powierzchni składowiska, z którego następuje wyciek gazów. Oszacowanie oparte na obliczeniach stechiometrycznych również nie jest

możliwe, ponieważ ilość palącego się węgla w składowisku jest nieznana. Jako wskazówkę można wykorzystać ilość odciąganego powietrza podczas pobierania, ponieważ czerpana ilość została określona na podstawie oceny empirycznej w poszczególnych lokalizacjach tak, aby fałszywe powietrze z otoczenia nie zostało zassane. Zatem rzeczywisty wyciek powietrza z mierzonych punktów był znacznie wyższy niż objętość pobranej próbki.

Przy średniej objętości próbki w całym okresie monitorowania wynoszącej od 2,8 m³ (Heřmanice) do 3,6 m³ (Ema) i czasie pobierania próbek wynoszącym 8 godzin, odbierany strumień gazu, będący rzędu dziesiątej części objętości gazu odlotowego uchodzącego do atmosfery, wynosi około 1E-04 m³.s⁻¹. Na podstawie tej wartości i liczby mierzonych punktów na poszczególnych składowiskach możliwe jest bardzo przybliżone oszacowanie objętości wypływu gazów spalinowych z palących się składowisk:

Ema 2E-03 m³.s⁻¹

Heřmanice 5E-03 m³.s⁻¹

Hedvika 4E-03 m³.s⁻¹

Jest to zapewne zaniżony szacunek, ponieważ prawdopodobne jest, że miejsc wycieków na powierzchni hałd jest znacznie więcej niż ujawniono poprzez wizję lokalną i ujęto w monitoringu. Niektóre naruszone strefy o niższej emisji mogą być niezauważalne i tym samym mogły uniknąć uwzględnienia. W związku z tym należy przewidzieć większe strumienie objętości tak, aby spełnić zasadę ostrożności. W zależności od wielkości składowiska, odpowiedni współczynnik niepewności można oszacować między 2 (Ema) a 10 (Heřmanice). Biorąc to pod uwagę, wynikowa ocena emisji objętości do powietrza jest następująca:

Ema 4E-03 m³.s⁻¹

Heřmanice 5E-02 m³.s⁻¹

Hedvika 2E-02 m³.s⁻¹

Biorąc pod uwagę maksymalne stężenia emisji zmierzone w najmniej korzystnym okresie monitorowania emisji (jest to prawdopodobnie przeszacowanie, które jednak w odniesieniu do niepewności pobierania jest konieczne do spełnienia zasady ostrożności) i podanych prędkości przepływu wypływających gazów, możliwe jest oszacowanie przepływów masowych poszczególnych kongenerów WWA do powietrza przedstawionych w poniższej tabeli.

Tabela 7: Oszacowanie strumieni masowych WWA do powietrza

Analyt	Heřmanice		Hedvika		Ema	
	Stężenie emisji [μg.m ⁻³]	Przepływ masowy [g.rok ⁻¹]	Stężenie emisji [μg.m ⁻³]	Przepływ masowy [g.rok ⁻¹]	Stężenie emisji [μg.m ⁻³]	Przepływ masowy [g.rok ⁻¹]
Naftalen	357	563	61	225	2.9	45
Acenaftylen	0.03	0.047	0.01	0.019	0.01	0.004
Acenaften	301	475	9.8	190	27	38
Fluoren	71	112	6.5	45	21	9

Fenantren	1752	2763	27	1105	60	221
Antracen	59	93	2.0	37	3.9	7.4
Fluoranten	43	68	1.6	27	0.46	5.5
Pyren	26	41	0.85	17	0.46	3.3
Benzo(a)antracen	3.0	4.7	0.11	1.9	0.02	0.37
Chrysen	11	17	0.35	7.0	0.02	1.4
Benzo(b)fluoranten	1.4	2.2	0.07	0.89	0.08	0.18
Benzo(k)fluoranten	0.21	0.33	0.03	0.13	0.00	0.03
Benzo(a)pyren	0.33	0.52	0.05	0.21	0.00	0.04
Dibenzo(ah)antracen	0.05	0.08	0.04	0.03	0.00	0.01
Benzo(ghi)perylene	0.29	0.46	0.50	0.18	0.09	0.04
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.82	1.3	0.43	0.52	0.02	0.10

masowe WWA z 4 i więcej pierścieniami aromatycznymi są o 3 do 5 rzędów wielkości niższe niż masowe przepływy lżejszych składowych. Wynika to między innymi z faktu, że najprawdopodobniej znaczna część ciężkich składowych skrapla się i osiada na skutek obniżenia temperatury w pobliżu powierzchni składowiska albo też są pochłaniane przez materiał hałdy przed opuszczeniem korpusu składowiska. Proces kondensacji resztkowych ciężkich WWA w ulatniającym się gazie jest następnie przyspieszany i zakończony w kontakcie z powietrzem zewnętrznym w bezpośrednim sąsiedztwie miejsca emisji. Świadczą o tym wizualnie i organoleptycznie sprawdzone zanieczyszczenia powierzchni składowiska w odległości kilku metrów od punktów wycieku na hałdzie Ema.

W szczególności fenantren, acenaften i naftalen odróżniają się od pozostałych składowych zakresem strumienia masowego.

Hałdy Hedvika i Heřmanice charakteryzują się emisjami WWA tego samego rzędu wielkości, podczas gdy znacznie mniej rozległa hałda Ema produkuje tych zanieczyszczeń o około jeden rząd wielkości mniej.

3.2.2 Oszacowanie wpływu imisji ze składowiska na stężenia WWA w powietrzu

Jak opisano powyżej, kwantyfikacja emisji do powietrza jest obarczona znaczną niepewnością, a zatem modelowanie matematyczne składowych imisji i stężeń zanieczyszczeń powietrza nie jest celowe. W związku z tym udziały imisji lotnych WWA zostały ocenione przez ekspertów w oparciu o analogię z wynikami wcześniejszych badań rozchodzenia się zanieczyszczeń.

Na przykład wziąć pod uwagę można badanie rozchodzenia się zanieczyszczeń przygotowane dla trwających obecnie prac remediacyjnych (Radim Seibert, Remediation w centralnej i północnej części składowiska Heřmanice, Scattering study, 04/2017, aktualizacja 02/2019). Badanie dotyczyło wpływu zanieczyszczeń powietrza na działania prowadzone w aktywnej termicznie części składowiska, tj. w obszarze zgodnym z obszarem, w którym prowadzono monitoring emisji w ramach projektu TERDUMP. Modelowanie matematyczne w tym badaniu z wykorzystaniem modelu rozpraszania zanieczyszczeń Gaussa SYMOS'97 sugeruje, że przy masowym przepływie cząstek zawieszonych o wielkości 1,5 t/r PM25 można oczekiwać, że średnie roczne zanieczyszczenie powietrza tą substancją wyniesie około 0,18

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ w najbliższej dzielnicy mieszkalnej. Ponieważ parametry rozproszenia źródeł, o których mowa w tym badaniu oraz w niniejszej ocenie są podobne (to samo miejsce, wysokość źródeł i niska temperatura emisji), można również przyjąć podobną ekspozycję emisji zanieczyszczeń powietrza i liniową, bezpośrednio proporcjonalną zależność między wielkością emisji a wkładem imisyjnym zanieczyszczenia powietrza w konkretnym punkcie odniesienia (zdarzenia transformacyjne i depozycja mogą być zaniedbane na krótkich dystansach). Proporcja przepływu masowego (t/rok) do udziału zanieczyszczenia powietrza ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) jest w najbardziej krytycznym zasiedlonym miejscu zgodnie z badaniem rozproszenia $1,5/0,18 = 8,3$. Na tej podstawie można wywnioskować, że przy masowym wpływie fenantrenu z termicznie aktywnej części składowiska Heřmanice w wielkości około 3000 g/rok, wartość udziału zanieczyszczenia powietrza tą składową można oszacować w obszarze zamieszkanym na około $0,3 \text{ ng}/\text{m}^3$. W ten sposób wykonano oszacowanie wielkości maksymalnego wkładu zanieczyszczeń powietrza wszystkich monitorowanych składowych WWA, które są emitowane przez procesy termiczne na składowisku Heřmanice. Wyniki zamieszczono w poniższej tabeli.

Tabela 8: Przybliżony szacunkowy średni roczny udział zanieczyszczeń powietrza w najbliższym obszarze zamieszkanym w okolicy składowiska Heřmanice

Analyt	Średni roczny udział zanieczyszczeń powietrza [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
Naftalen	10 - 100
Acenaftylen	0.001 – 0.01
Acenaften	10 - 100
Fluoren	10 – 100
Fenantren	100 – 1000
Antracen	10 – 100
Fluoranten	10 – 100
Pyren	1 – 10
Benzo(a)antracen	1 – 10
Chrysen	1 – 10
Benzo(b)fluoranten	0.1 – 1
Benzo(k)fluoranten	0.001 – 0.01
Benzo(a)pyren	0.01 – 0.1
Dibenz(ah)antracen	0.001 – 0.01
Benzo(ghi)perylene	0.01 – 0.1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.1 - 1

Składniki WWA o wyższej gęstości i z wyższymi temperaturami kondensacji mogą być w praktyce obecne w powietrzu wyłącznie na powierzchni cząstek zawieszonych, a nie w fazie gazowej. W rzeczywistości ich znaczna część kondensuje się, osiada i pochłania na powierzchni składowiska. Dlatego nie przenosi się bezpośrednio z składowiska do otoczenia. Późniejsza migracja tych „ciężkich” WWA do środowiska może wystąpić praktycznie tylko przez ponowne uwolnienie zanieczyszczonych cząstek z powierzchni składowiska. Poprzedni projekt badawczy CZ.3.22/1.2.00/12.03398 „Ocena stężenia WWA i metali ciężkich na

powierzchni składowisk i w pobliżu przedsiębiorstw przemysłowych” (PAHMET 2013-2015) był poświęcony temu sposobowi rozprzestrzeniania WWA w środowisku i dlatego nie jest tutaj ponownie rozpatrywany. Część emitowanych WWA z czterema lub większą liczbą pierścieni aromatycznych kondensuje się w otaczającym powietrzu na powierzchni wcześniej istniejących cząstek zawieszonych i może być transportowana poza obszar składowiska z uwagi na mały rozmiar cząstek. Jednak emisje tych składników są bardzo małe (dziesiąte części do pojedynczych g/rok).

Ze względu na charakter źródła (niskie źródło powierzchniowe bez wysokiej wydajności emisji, a zatem niskie uniesienie pióropusza), największe udziały zanieczyszczenia powietrza są w pobliżu źródła i zmniejszają się wraz ze wzrostem odległości od źródła. Jest zatem jasne, że powyższy szacunek udziału zanieczyszczenia powietrza, który ma zastosowanie do najbliższej zabudowy mieszkaniowej, jest najwyższy z możliwych. Odleglejsza zabudowa będzie mniej dotknięta.

Powyższe oszacowanie dotyczy obszaru Heřmanice o najbliższej odległości zabudowy od miejsca emisji około 600 – 800 m. Odległości „odbiorców” zanieczyszczeń od składowiska Hedvika są mniejsze (około 500 m). Można zatem oczekiwać, że udział zanieczyszczeń powietrza w jednostce wielkości emisji będzie nieco wyższy (o pojedyncze dziesiątki %). Mniejsza odległość jest w pełni kompensowana przez mniejszy wypływ masowy z składowiska Hedvika. Tym samym udział zanieczyszczeń powietrza przez imisję WWA z aktywności termicznej składowiska Hedvika jest na okolicznych terenach zamieszkałych taki sam jak w Heřmanicach.

Składowisko Ema jest znacznie mniej znaczące zgodnie z prowadzonym monitoringiem i powyżej przedstawioną oceną. W dużym przybliżeniu w jej otoczeniu można się liczyć z efektem zanieczyszczenia powietrza o rząd niższym niż dla składowiska Heřmanice.

3.3 OCENA RYZYKA SKŁADOWISK AKTYWNYCH TERMICZNIE DLA ZDROWIA LUDNOŚCI ORAZ ŚRODOWISKA

3.3.1 Ryzyko zdrowotne

Ocena istotności ryzyka dotyczy wyłącznie zanieczyszczenia powietrza przez emisje z procesów termicznych wewnątrz składowiska. Jest to orientacyjna ocena przesiewowa, więc ocena jest uproszczona, nie zawiera wszystkich etapów i nie spełnia wymogów procesu oceny ryzyka zdrowotnego. Biorąc pod uwagę niski poziom zanieczyszczenia powietrza powodowanego przez aktywne termicznie składowiska, który został zweryfikowany przez monitorowanie w obecnym projekcie, uproszczenie to jest dopuszczalne.

Lista substancji priorytetowych

Oszacowanie średniego rocznego udziału benzo[a]pirenu w zanieczyszczeniu powietrza (patrz tabela powyżej) pokazuje, że aktywność termiczna w korpusach ocenianych składowisk nie powoduje przekroczenia wartości granicznej ustalonej na 1 ng.m⁻³ na terenach zamieszkałych. Ostrożnie szacowany udział zanieczyszczenia powietrza tej substancji jest o 4 do 5 rzędów wielkości niższy. Brak jest wartości granicznych dla innych

składowych WWA. W związku z tym nie dochodzi do przekroczenia poziomu zanieczyszczenia dopuszczalnego przez obowiązujące przepisy przez oddziaływanie składowisk aktywnych termicznie.

Pod względem potencjalnego wpływu na zdrowie populacji ludzkiej, z uwzględnieniem zmierzonych stężeń i szacowanego udziału zanieczyszczeń powietrza, priorytetowymi składowymi WWA w ocenianych lokalizacjach są naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, piren, benzo[a]antracen i chryzen. Inne monitorowane kongenery mają udział w zanieczyszczeniu powietrza poniżej 1 pg.m⁻³, co jest poniżej granicy wykrywalności pomiarów zanieczyszczenia powietrza. Przy tak niskim udziale tych składowych WWA negatywne skutki zdrowotne można praktycznie wyeliminować, mimo że kongenery o wyższej masie cząsteczkowej są znacznie bardziej toksyczne pod względem toksykologicznym niż wyżej wspomniane składniki.

W przypadku indywidualnej oceny ryzyka dla losowo obecnych osób w pobliżu wyrzutu spalin (pojedyncze m), nie można wykluczyć z oceny i innych składowych WWA z wyjątkiem dibenzo[a,h]antracenu i acenaftyłu, które wykazały stężenia emisji poniżej granicy wykrywalności.

Charakterystyka odbiorców ryzyka

Potencjalnymi odbiorcami zagrożeń dla zdrowia są:

- populacje na obszarach zamieszkałych w pobliżu składowiska,
- osoby obecne przypadkowo w pobliżu obszaru składowiska (pierwsze setki metrów od granicy obszaru),
- osoby obecne przypadkowo na obszarze składowiska, jeżeli nie można wykluczyć krótkotrwałego pobytu w pobliżu wyrzutu produktów spalania.

Drogi transportowe i scenariusze narażenia

Jedyną rozważaną trasą transportu jest transfer z punktu emisji z powodu naturalnego przepływu powietrza w kierunku potencjalnych odbiorców ryzyka.

Scenariusze narażenia brane pod uwagę:

- 1) Przeniesienie wiatrem z miejsca emisji na najbliższy obszar zamieszkały, długotrwałe narażenie na wdychanie na poziomie średniorocznych udziałów zanieczyszczeń powietrza badanymi substancjami (są to zanieczyszczenia gazowe i substancje związane z frakcją respirabilną cząstek zawieszonych, prawie wyłącznie na frakcji do 2,5 µm).
- 2) Przeniesienie wiatrem osoby obecne przypadkowo w pobliżu obszaru składowiska narażenie na wdychanie.
- 3) Przeniesienie wiatrem na osoby obecne przypadkowo w obszarze składowiska, w pobliżu miejsc emisji, krótkotrwałe narażenie na wdychanie (tereny nie są ogrodzone, wejście obcych osób jest realne).

Badanie przesiewowe ryzyka zdrowotnego

Zasadniczo, badanie przesiewowe ryzyka zdrowotnego oparto na bazodanowym systemie oceny ryzyka (RAIS), który integruje dane toksykologiczne z szeregu źródeł informacji (np. z baz danych IRIS, HEAST, PPRTV itp.). Dane z tej bazy danych dotyczące obliczeniowego scenariusza narażenia, który stanowi „najściślejszy” scenariusz 1 pod względem zagrożeń dla zdrowia, podsumowano w poniższej tabeli.

Tabela 9: Parametry scenariusza narażenia do oceny ryzyka dla populacji w okolicy

Variable	Value
ED _{res} (exposure duration) years	26
TR (target risk) unitless	1E-06
THQ (target hazard quotient) unitless	1
LT (lifetime) years	70
EF _{res} (exposure frequency) days/year	350
ED ₀₋₂ (mutagenic exposure duration first phase) years	2
ED ₂₋₆ (mutagenic exposure duration second phase) years	4
ED ₆₋₁₆ (mutagenic exposure duration third phase) years	10
ED ₁₆₋₂₆ (mutagenic exposure duration fourth phase) years	10
EF ₀₋₂ (mutagenic exposure frequency first phase) days/year	350
EF ₂₋₆ (mutagenic exposure frequency second phase) days/year	350
EF ₆₋₁₆ (mutagenic exposure frequency third phase) days/year	350
EF ₁₆₋₂₆ (mutagenic exposure frequency fourth phase) days/year	350
ET _{res} (exposure time) hours/day	24
ET ₀₋₂ (mutagenic exposure time first phase) hours/day	24
ET ₂₋₆ (mutagenic exposure time second phase) hours/day	24
ET ₆₋₁₆ (mutagenic exposure time third phase) hours/day	24
ET ₁₆₋₂₆ (mutagenic exposure time fourth phase) hours/day	24

W przypadku scenariusza narażenia 1), przy użyciu bazy danych RAIS obliczono stężenia zanieczyszczeń powietrza, które dla tego scenariusza narażenia odpowiadają dopuszczalnym wartościom akceptowalnego ryzyka dla zdrowia (w przypadku ostrego wskaźnika hazardu HI = 1, w przypadku ryzyka rakotwórczego jeden przypadek choroby na 1 milion mieszkańców). Ich podsumowanie dla każdego przedstawiciela PAH zawiera poniższa tabela.

Tabela 10: Koncentracja określająca dopuszczalne ryzyko zdrowotne dla populacji w okolicy

Analyt	CAS Number	Inhalation Unit Risk [ug.m ⁻³] ⁻¹	Chronic RfC (mg/m ³)	Carcinogenic PRG TR=1E-06 [ug.m ⁻³]	Noncarcinogenic PRG HI=1 [ug.m ⁻³]
Naphtalene	91-20-3	3.4E-05	3E-03	8.26E-02	3.13E+00
Acenaphthene	83-32-9	-	-	-	-
Acenaphthylene	208-96-8	-	-	-	-
Anthracene	120-12-7	-	-	-	-
Benzo[a]pyrene	50-32-8	6.00E-04	2.00E-06	1.69E-03	2.09E-03
Benzo[b]fluoranthene	205-99-2	6.00E-05	-	1.69E-02	-

Analyt	CAS Number	Inhalation Unit Risk [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] ⁻¹	Chronic RfC (mg/m^3)	Carcinogenic PRG TR=1E-06 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	Noncarcinogenic PRG HI=1 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
Benzo[g,h,i]perylene	191-24-2	-	-	-	-
Benzo[k]fluoranthene	207-08-9	6.00E-06	-	1.69E-01	-
Chrysene	218-01-9	6.00E-07	-	1.69E+00	-
Dibenz[a,h]anthracene	53-70-3	6.00E-04	-	1.69E-03	-
Fluoranthene	206-44-0	-	-	-	-
Fluorene	86-73-7	-	-	-	-
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	193-39-5	6.00E-05	-	1.69E-02	-
Phenanthrene	85-01-8	-	-	-	-
Pyrene	129-00-0	-	-	-	-

Ta tabela pokazuje, že dopuszczalne dla zdrowia stężenia najbardziej ważnych toksykologicznie przedstawicieli WWA znajdują się w pierwszych jednostkach $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ i są wyższe u większości kongenerów.

Na podstawie porównania wartości podanych w poprzedniej tabeli z szacunkowym wkładem zanieczyszczenia powietrza w zabudowie mieszkaniowej (tabela 8) można stwierdzić, że dla wszystkich zanieczyszczeń o znanych odpowiednich wartościach toksykologicznych, stężenia emisji są o rząd wielkości niższe niż maksymalne dopuszczalne wartości.

Zanieczyszczenie powietrza spowodowane spalaniem węgla na monitorowanych składowiskach nie powoduje niedopuszczalnego zagrożenia dla zdrowia ludności w otaczającym obszarze zamieszkanym. Nierakotwórcze oraz rakotwórcze skutki tego zanieczyszczenia są o kilka rzędów wielkości niższe niż najwyższe dopuszczalne poziomy. Wkład ryzyka zdrowotnego dla populacji, który pochodzi z aktywnych termicznie hałd Heřmanice, Hedvika i Ema jest nieznaczny w porównaniu z innymi źródłami zanieczyszczenia powietrza na danym obszarze.

3.3.2 Ryzyka ekologiczne

W obszarze ocenianych składowisk ani w ich bliskim sąsiedztwie nie ma ekosystemów cennych ekologicznie. Są to wczesne etapy sukcesji, w których głównym czynnikiem ograniczającym dalszy rozwój ekosystemów jest aktywność termiczna i przegrzanie ciemnej powierzchni o niskiej pokrywie roślinnej (Heřmanice) lub społeczności objęte silnym oddziaływaniem antropogenicznym, o niskiej różnorodności z przewagą gatunków o szerokiej amplitudzie ekologicznej (Ema, Hedvika). Wyjątkiem są społeczności związane ze Stawem Heřmanickým na północny wschód od składowiska Heřmanice.

Emisje gazowe z termicznego utleniania węgla w hałdach mogą hipotetycznie wpływać na ryzyko ekologiczne w następujący sposób:

- 1) Bezpośrednie ryzyko uszkodzenia żywych organizmów w wyniku bezpośredniego kontaktu z zanieczyszczonym powietrzem

2) Pośrednie ryzyko w postaci skażenia gleby z powodu osadzania się zanieczyszczeń z powietrza, następnie przeniesienie do żywych organizmów.

3) Pośrednie ryzyko w postaci skażenia gleby z powodu osadzania się zanieczyszczeń z powietrza, następnie transfer zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i podziemnych, z nich przeniesienie do żywych organizmów.

Zasięg tych wpływów jest praktycznie ograniczony do samego korpusu składowiska, ponieważ już setki metrów dalej udziały emisji, a tym samym osadzanie się i inne związane z tym skutki zanieczyszczenia, są nieznaczne.

ad 1)

Bezpośrednie ryzyko uszkodzenia tkanek organizmu w wyniku kontaktu z zanieczyszczeniem można wykluczyć z powodu niskich szacowanych stężeń (patrz tabela 8). Są to stężenia WWA, które są powszechnie spotykane w osadach ludzkich i ich otoczeniu praktycznie na całym terytorium Republiki Czeskiej, głównie z powodu indywidualnego ogrzewania gospodarstw domowych paliwami stałymi. Skład zanieczyszczeń z lokalnego ogrzewania gospodarstw domowych, w których WWA jest dominującym składnikiem zanieczyszczenia, jest zbliżony do składu emisji ze składowisk aktywnych termicznie. Jedyną istotną różnicą jest to, że ogrzewanie to emituje znacznie więcej cząstek zawieszonych ze skondensowanymi „ciężkimi” i istotnymi toksykologicznie WWA. Te wielopierścieniowe kongenery mają również większy potencjał mutageny i bioakumulacyjny. Niemniej jednak w osadach ludzkich z powodu emisji WWA z indywidualnego ogrzewania nie dochodzi do wykrywalnego uszkodzenia roślinności lub ekosystemów, nawet w przypadku o rzędy wielkości wyższych stężeń.

ad 2)

Jak pokazują wyniki monitorowania, emisje zawierają bardzo małe ilości kongenerów o wyższej masie cząsteczkowej, tj. przeważają głównie lotne składniki WWA. W większości emitowane substancje charakteryzują się znacznie słabszą zdolnością sorpcyjną i mniejszym potencjałem bioakumulacji. Biorąc pod uwagę fakt, że są to gazy (małe ilości na cząstkach można praktycznie pominąć w odniesieniu do stwierdzonych stężeń), praktycznie istotne jest wyłącznie osadzanie na mokro. Można oszacować, że efekt ten może mieć rzeczywisty wpływ (zwiększone stężenia w warstwie powierzchniowej gleby) tylko w bezpośrednim sąsiedztwie miejsc emisji w obszarze składowiska. Poza jego granicami nie będzie już nieistotny w porównaniu z innymi źródłami zanieczyszczeń, takimi jak indywidualne ogrzewanie paliwem stałym.

Dla zgrubnej orientacji można przedstawić wartości przesiewowe ryzyka środowiskowego pobrane z RAIS dla stężeń w glebie - patrz poniższa tabela.

Tabela 11: Stężenia przesiewowe w glebie stosowane do oceny ryzyka ekologicznego

Analyt	CAS Number	SO EPA R5 ESL Soil Screening Benchmark [mg.kg ⁻¹]
Naphtalene	91-20-3	0.0994
Acenaphthene	83-32-9	682
Acenaphthylene	208-96-8	682
Anthracene	120-12-7	1480
Benzo[a]pyrene	50-32-8	1.52
Benzo[b]fluoranthene	205-99-2	59.8
Benzo[g,h,i]perylene	191-24-2	119
Benzo[k]fluoranthene	207-08-9	148
Chrysene	218-01-9	4.73
Dibenz[a,h]anthracene	53-70-3	18.4
Fluoranthene	206-44-0	122
Fluorene	86-73-7	122
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	193-39-5	109
Phenanthrene	85-01-8	45.7
Pyrene	129-00-0	78.5

Jak pokazano w tabeli, najostrzejszą, najniższą wartość przesiewową podano dla naftalenu ze względu na bardzo wysoką toksyczność dla bezkręgowców, zwłaszcza stawonogów. Nie można wykluczyć ryzyka dla tych grup organizmów w pobliżu miejsc wycieku gazu na obszarze składowiska, w szacowanej odległości rzędu pierwszych dziesiątek metrów, które może wynikać z mokrej depozycji. Ponieważ potencjalnie dotknięte miejsca znajdują się na składowiskach praktycznie bez rozwiniętych ekosystemów, ryzyko to można uznać za dopuszczalne. Poza obszarem składowiska udział naftalenu jest szacowany na poziomie max. dziesiątych części ng/m³ (patrz tab. 8), to jest o rząd wielkości mniej niż całkowite stężenia zanieczyszczeń powietrza powszechnie występujące z powodu innych źródeł zanieczyszczenia powietrza. Dlatego udział ryzyka środowiskowego powodowanego przez naftalen emitowany w wyniku procesów termicznych w ocenianych składowiskach jest stosunkowo niewielki.

Drugą najostrzejszą, najniższą wartość przesiewową podano dla benzo[a]pirenu (1,52 mg.kg⁻¹). Z tej wartości i masowego natężenia emisji oszacowanych w tabeli 7 wynika, że nawet przy zawyżonym założeniu, że wszystkie emisje wynikające z osadzania przenikną do gleby tylko na obszarze aktywnej termicznie części składowiska (max. 15 ha) i zostały by związane w górnych kilku centymetrach gleby, ryzyko środowiskowe może zostać hipotetycznie przekroczone w ciągu setek lat. Biorąc pod uwagę naturalne procesy rozkładu w środowisku skalnym (okres półtrwania benzo[a]pirenu w glebie <10 lat), ten scenariusz w ogóle nie może wystąpić. Ryzyko ekologiczne spowodowane osadzaniem się zanieczyszczeń powietrza z składowisk termicznie aktywnych nie może wystąpić nawet dla innych składników WWA, ponieważ ich wartości przesiewowe są wyższe w porównaniu z benzo[a]pirenem.

W porównaniu z powyższą tabelą bardziej rygorystyczna wartość jest publikowana tylko dla fluorenu ze względu na ryzyko dla edafonu przy 30 mg.kg⁻¹. Nawet w przypadku tej wartości ryzyko ekologiczne mogłoby hipotetycznie powstać w czasie ponad 100 lat,

podczas gdy procesy rozkładu są znacznie szybsze, a zatem w rzeczywistości ryzyko nie powstaje.

ad 3)

Biorąc pod uwagę, że wartości przesiewowe dla gleby obejmują ryzyko późniejszego przeniesienia zanieczyszczeń do wody, można stwierdzić, w nawiązaniu do oceny z poprzedniego punktu, że zgodnie z obecnymi metodologiami emisje WWA z aktywności termicznej w hałdach nie stanowią zagrożenia środowiskowego dla wód powierzchniowych lub podziemnych.

Podsumowując, emisje z aktywności termicznej nie mogą w wykrywalny sposób zwiększyć stężenia WWA w ekosystemach poza obszarami składowisk. Związane z tym zagrożenia dla środowiska można zatem wykluczyć.

3.3.3 Ograniczenia i niepewności

Niepewność przeprowadzonej oceny jest wysoka. Wynika to w szczególności z wyżej opisanych obiektywnych problemów z pomiarem emisji do powietrza wynikających z aktywności termicznej w składowiskach, których pomiar wpływa na obliczenie masowego przepływu WWA. W tym przypadku niepewność wyznaczenia przepływu masy PAH można oszacować na 1-2 rzędów.

Ta niepewność wpływa również na późniejszą ocenę zagrożeń zdrowotnych i ekologicznych, których całkowita niepewność sięga około 4 rzędów wielkości.

Jednak różnica między wartościami kontroli ryzyka zdrowotnego i ekologicznego oraz szacowanych stężeń w miejscu odbiorcy zanieczyszczenia jest tak duża, że zwiększona niedokładność wyników nie ogranicza ważności wniosków z oceny. Wyjątkiem jest ryzyko ekologiczne naftalenu, w którym niepewność oceny znajduje odzwierciedlenie w bardziej ogólnej interpretacji, tak aby nie wpływać na ważność wniosków.

4. PODSUMOWANIE I ZALECENIA

W ramach projektu Współpraca VŠB-TUO / GIG Katowice w zakresie badania zapożarowanych hałd po obu stronach wspólnej granicy (CZ.11.4.120 / 0.0 / 0.0 / 15_006 / 0000074) oceniono emisję wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) ze składowisk Heřmanice, Hedvika i Ema powstających ze spontanicznych procesów utleniania termicznego w korpusach tych składowisk. Następnie dokonano oszacowania wkładu WWA w zanieczyszczenie powietrza w sąsiedztwie składowisk, szczególnie na najbliższych zamieszkałych terenach, który następnie wykorzystano do orientacyjnej oceny potencjalnych zagrożeń dla zdrowia i środowiska.

Wnioski z oceny można podsumować w następujący sposób:

- 1) Pod względem wpływu na jakość powietrza składniki WWA naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, piren, benzo[a]antracen i chryzen są priorytetowymi zanieczyszczeniami emisyjnymi.
- 2) Wpływ składowisk aktywnych termicznie nie powoduje przekroczenia poziomu zanieczyszczenia dozwolonego przez obowiązujące ustawodawstwo.
- 3) Udział WWA w zanieczyszczeniu powietrza generowany przez aktywność termiczną ocenianych składowisk jest we wszystkich miejscach zamieszkałych o rząd wielkości mniejszy niż poziom istniejącego zanieczyszczenia, tzn. uczestniczą one w zanieczyszczeniu powietrza w maksymalnie pojedynczych % i to tylko w bezpośrednim sąsiedztwie. W odległościach powyżej około 500 m od stref aktywnych termicznie ich wpływ na poziom zanieczyszczenia powietrza jest pomijalny.
- 4) Zanieczyszczenie powietrza spowodowane paleniem się węgla na monitorowanych składowiskach nie powoduje niedopuszczalnego zagrożenia dla zdrowia ludności w otaczającym obszarze mieszkalnym. Nierakotwórcze i rakotwórcze skutki tego zanieczyszczenia są o kilka rzędów wielkości niższe niż najwyższe dopuszczalne poziomy. Wkład do ryzyka zdrowotnego populacji, który pochodzi z aktywnych termicznie hałd Heřmanice, Hedvika i Ema jest nieznaczny w porównaniu z innymi źródłami zanieczyszczenia powietrza na danym obszarze.
- 5) Emisje z aktywności termicznej ocenianych składowisk nie mogą w sposób wykrywalny zwiększyć stężenia WWA w ekosystemach poza ich obszarem, a zatem nie stwarzają zagrożenia dla środowiska.
- 6) Zgodnie z obowiązującymi przepisami i ustalonymi praktykami, poziom ponoszonego ryzyka jest akceptowalny. Poziom zanieczyszczenia powietrza przez emisje WWA generowane przez aktywność termiczną w korpusach ocenianych składowisk nie wymaga podejmowania żadnych działań z punktu widzenia obowiązujących przepisów lub zagrożeń dla zdrowia i środowiska. W porównaniu z innymi źródłami zanieczyszczeń, skutki te mają niewielkie znaczenie (obszar składowiska) bądź są nieistotne (odległości od kilkuset metrów od granicy składowiska).

5. WYKAZ WYKORZYSTANEJ DOKUMENTACJI

- [1] Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů (zákon o ovzduší) v znění pozdějších předpisů.
- [2] Vyhláška č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší
- [3] BUBNÍK, J., KEDER, J., MACOUN, J. SYMOS'97: Systém modelování stacionárních zdrojů: Metodická příručka. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 1998. 60s. ISBN 80-85813-55-6.
- [4] MŽP ČR, Metodický pokyn pro vypracování rozptylových studií, srpen 2013
- [5] University of Tennessee, Risk Assessment Information System , 2018, <https://rais.ornl.gov/index.html>
- [6] Regionální centrum EIA s.r.o., Ing. Radim Seibert, Sanace ve střední a severní části odvalu Heřmanice, Rozptylová studie, 04/2017, aktualizace 02/2019