

Efektivita ventingu/bioventingu pri odstraňovaní prchavých ropných látok v Haniske pri Košiciach

ONDREJ TISCHLER¹, JURAJ KOTUČ¹, LADISLAV TOMETZ² a MÁRIA CHYTILOVÁ²

¹ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Rastislavova 58, 040 01 Košice

²Katedra geológie a mineralógie, Ústav geovied, F BERG TU, 040 01 Košice

Effectivity of venting-bioventing for removal of volatile oil substances at the village of Haniska pri Košiciach

The petroleum hydrocarbons pollution in the matrix of rock environment can exist in three fractions, in soil, water and soil air. The volatile hydrocarbon contamination in soil air is a significant proportion of the unsaturated zone pollution. The large proportion of fractions collected in the pores and the particle surface of the ground is characterized for aliphatic hydrocarbons with more carbons. An effective method to eliminate contamination by volatile portion is ventilation of unsaturated area of the ground – venting. An adsorbed fraction of pollutants can not be removed from the environment by physical methods. The most effective and also the most rational way of remediation works in this case is the *in situ* biological disassembling of the contaminant fraction in the rock environment – bioventing. The most intense biodegradation of petroleum hydrocarbons takes place in the presence of oxygen, i.e. under aerobic conditions.

Key words: venting, bioventing, soil pollution, contamination of petroleum products, remediation works

Úvod

V rokoch 2007 až 2008 boli v Haniske pri Košiciach vykonávané sanačné práce za účelom:

- odstránenia identifikovaných bývalých primárnych zdrojov znečistenia;
- vyčistenia kontaminovaných podzemných vôd na ekologicky prijateľnú mieru, resp. na cieľové hodnoty stanovené v rizikovej analýze (Tischler, 2005);
- odstránenia zvyškového znečistenia v nenasýtenej zóne ako sekundárneho zdroja kontaminácie podzemných vôd na ekologicky prijateľnú mieru, resp. na cieľové hodnoty stanovené v rizikovej analýze (Tischler, 2005).

V rámci týchto prác bol okrem iného vybudovaný ventingový systém za účelom odstránenia zvyškového znečistenia v nenasýtenej zóne. V nasledujúcom texte je uvedený priebeh, monitoring a vyhodnotenie tejto sanačnej metódy v konkrétnych podmienkach reálnej lokality. Popri odvetrávaní prchavých uhľovodíkov z nenasýtenej zóny pomocou ventingu hrá významnú úlohu aj aspekt bioventingu.

Pre biodegradačné procesy je nutné, aby boli prítomné mikroorganizmy schopné odbúravať danú znečisťujúcu látku. Pri aeróbnej biodegradácii ropných látok v pôde mikroorganizmy spotrebúvajú z prostredia kyslík a vylučujú CO₂. Pri aplikácii technológie *bioventing* dochádza okrem urýchlenia evaporácie ropných uhľovodíkov z horninového prostredia zároveň k zrýchlenému prísunu kyslíka do pôdy s následnou akceleráciou aeróbných biodegradačných pochodov.

Popis územia

Skúmaný areál je situovaný na pravej strane štátnej cesty II. triedy, spájajúce cesty I. triedy Košice – Seňa a Košice – Rožňava cca 1 500 m od samotnej obce Haniska. V súčasnosti je rozdelený na dve časti, severná časť patrí firme Probugas, a. s., Bratislava, južná časť areálu spoločnosti SH TRADE. Celé územie patrí do priemyselnej zóny. Severne od areálu je Železničná stanica Haniska pri Košiciach, na severovýchod sa rozprestiera areál US STEEL Košice, juhozápadne od areálu je Rozvodná stanica VSE Košice. Najbližšou obcou je Haniska cca 1 500 m západným smerom a obec Sokolany cca 500 m južným, resp. juhovýchodným smerom.

História výrobnej činnosti v areáli Haniska

Samotný areál Haniska bol postavený koncom 50. rokov minulého storočia pre potreby zabezpečenia výroby svietiplynu. V tejto lokalite sa svietiplyn klasickým spôsobom z uhlia nikdy nevyrábalo. Bol vyrábaný z technického benzínu, pričom samotná krakovacia jednotka stála v SV časti areálu. Svietiplyn sa prečerpával do kompresorovej stanice, odkiaľ bol tlačенý smerom k odberateľom (mesto Košice, VSŽ). Postupne po prechode na zemný plyn bola prevádzka prebudovaná ako kompresorová stanica na účely zabezpečenia prepravy zemného plynu s pridruženými činnosťami. Výroba propán-butánu bola vykonávaná najmä v SZ časti areálu. V tejto časti do roku 2004 bola vykonávaná distribúcia propán-butánu

(stáčanie, plnenie), v súčasnosti je uvedená činnosť v útlme. Objekty v areáli boli od roku 2007 využívané zväčša ako skladové priestory, výrobná a opravárenská činnosť bola vykonávaná v objekte v SV časti areálu. V súčasnosti areál slúži na rôznorodú činnosť, najmä skladovanie hutného materiálu, distribúciu technických plynov, opravárenskú činnosť a pod.

Prírodné pomery

Vlastné skúmané územie sa nachádza v severo-východnej časti podcelku Košická rovina geomorfologického celku Košická kotlina, východne od skúmaného územia za riekou Hornád na Košickú rovinu nadväzuje podcelok Toryskej pahorkatiny (Mazúr a Lukniš, 1986).

Morfologicko-morfometrický typ reliéfu vlastného skúmaného územia tvorí horizontálne a vertikálne rozčlenená rovina, územie v okolí Hornádu je tvorené typom reliéfu nerozčlenenej roviny. Sklonitosť územia je zaradená do kategórie $<1^\circ$ (Zvara a Gašpar in Atlas Slovenskej republiky 2002; Mazúr a Lukniš, 1986).

Základnou morfoštruktúrou skúmaného územia je morfoštruktúra lučenecko-košickej zníženej, a to výrazné negatívne morfoštruktúry – priekopové prepadliny. Z vybraných tvarov reliéfu sa na území uplatňuje reliéf vysokých riečnych terás, na ktorý na východe nadväzuje reliéf nízkych riečnych terás (Mazúr et al., 1980).

Z hľadiska typologického členenia reliéfu na základe triedenia morfoskulptúrneho reliéfu je vlastné skúmané územie zaradené do akumuláčno-erózneho fluvialno-eolického reliéfu typu fluvialno-eolickéj zvlnenej roviny. Vlastné územie sa nachádza na východnom okraji uvedeného typu reliéfu, na východe naňho nadväzuje akumuláčny fluvialny reliéf typu fluvialnej roviny (je viazaný na nivu Hornádu a Torysy).

Hydrologické pomery

Skúmané územie sa nachádza v Košickej kotline, a to v jej časti Košická rovina. Hlavným tokom územia je rieka Hornád a jej najvýznamnejšie ľavostranné prítoky Torysa a Oľšava, menej významný z hľadiska vodnosti je pravostranný prítok Sokoliansky potok a jeho ľavostranný

prítok Sartoš. Obec Haniska leží medzi Sokolianským a Belžianskym potokom.

Širšie skúmané územie spadá z hydrologického hľadiska do povodia rieky Hornád – č. hydrologického poradia 1-4-32-05-433-01, vlastné skúmané územie (celý kataster obce Haniska) do povodia Sokolianskeho potoka – č. hydrologického poradia 1-4-32-05-049-01, resp. do jeho čiastkového povodia, do Belžianskeho potoka.

Podľa režimu odtoku patria toky skúmaného územia do vrchovno-nížinej oblasti s dažďovo-snehovým typom odtoku. Vlastný tok rieky Hornád je silno ovplyvnený stredohorskou oblasťou územia, ktorým preteká. Recipient Hornádu v skúmanom území predstavuje tok so snehovo-dažďovým režimom odtoku (Šimo a Zaťko in Atlas krajiny Slovenskej republiky 2002).

V záujmovom území sa nachádzajú dve vodomerné stanice s dlhodobým sledovaním prietoku, a to na toku Hornád – stanica Ždaňa – a na Sokolianskom potoku – stanica Seňa.

Najbližším tokom pri vlastnom skúmanom území je Sokoliansky potok, ktorý tečie západne od hodnotenej lokality vo vzdialenosti cca 500 – 600 m. Hodnotený areál nevykazuje žiadny priamy kontakt s recipientom Sokolianskeho potoka.

Geologické a hydrogeologické pomery

Košická kotlina vznikla v neotektonickom období na systéme karpatských (SZ – JV), priečných (SV – JZ) a hornádskeho zlomu (S – J). Výplň Košickej kotliny tvoria neogénne molasové sedimenty stratigrafického rozpätia eger až pliocén. Neogén reprezentuje v daných podmienkach bázu kvartérneho nadložia a je tvorený hlavne štrkmi s polohami ílov a ílovitých pieskov, prípadne pestrých ílov s podradnými polohami ryolitových tufov. Celková hrúbka neogénnych ílov sa tu pohybuje v rozmedzí 50 – 400 m.

Neogén je pokrytý kvartérnymi sedimentmi – fluvialnymi, proluviálnymi a deluviálnymi. Fluvialne sedimenty vyplňajú poriečnu nivu Hornádu a niekde sú zachované na erózne-akumuláčnych stupňoch – terasách. Hrúbka náplavov Hornádu dosahuje 7 – 12 m. Náplavy Hornádu sú z povrchu zastúpené jemnozrnnými sedimentmi dosahujúcimi bežne

Tab. 1
Priemerné mesačné a extrémne prietoky za rok 2005 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (SHMÚ, 2006)
The monthly and extreme average discharges for 2005

Stanica	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Tok: Hornád	Stanica: Ždaňa				riečný kilometer 17,20								
Qm	17,54	18,13	52,50	60,50	77,52	67,99	36,29	73,10	30,52	25,95	15,91	32,01	42,51
Qmax 2005		324,0						10,93					
Qmax 1958 – 2004		715,0						3,940					
Stanica	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Tok: Sokoliansky potok	Stanica: Seňa				riečný kilometer 4,05								
Qm	0,787	1,099	0,901	0,876	1,072	0,831	0,896	1,184	0,986	1,028	0,868	0,864	0,949
Qmax 2005		1,750						0,462					
Qmax 1971 – 2004		7,011						0,062					

hrúbku 1 – 2 m, len výnimočne 5 m. Štrky dosahujú mocnosť 5 – 9 m, sú stredné až hrubé, najčastejšie majú charakter štrkov s prímiesou jemnozrnnej zeminy. Piesky sa vyskytujú len miestami, hlavne na báze hlinitej vrstvy (Janočko in Kaličiak et al., 1996).

Proluviálne sedimenty vyplňajú dna bočných údolí a pri vyústení do hlavných údolí Hornádu vytvárajú náplavové kužele s maximálnou mocnosťou 10 – 15 m.

V deluviálnych sedimentoch podľa miery uplatnenia gravitačného pohybu sú vyčlenené soliflukčno-splachové sedimenty a sedimenty premiestnené svahovým pohybom.

V užšom záujmovom území – oblasť Hanisky – sú charakteristické štrky a piesčité štrky druhej vysokej terasy Hornádu (vek mindel) s pokryvom sprašových a deluviálnych hlín. Hrúbka štrku dosahuje 7 metrov. Štrk je suboválny, s veľkosťou do 15 cm. Tvoria ho obliaky kremeňa, granitu, zlepenca, pieskovca.

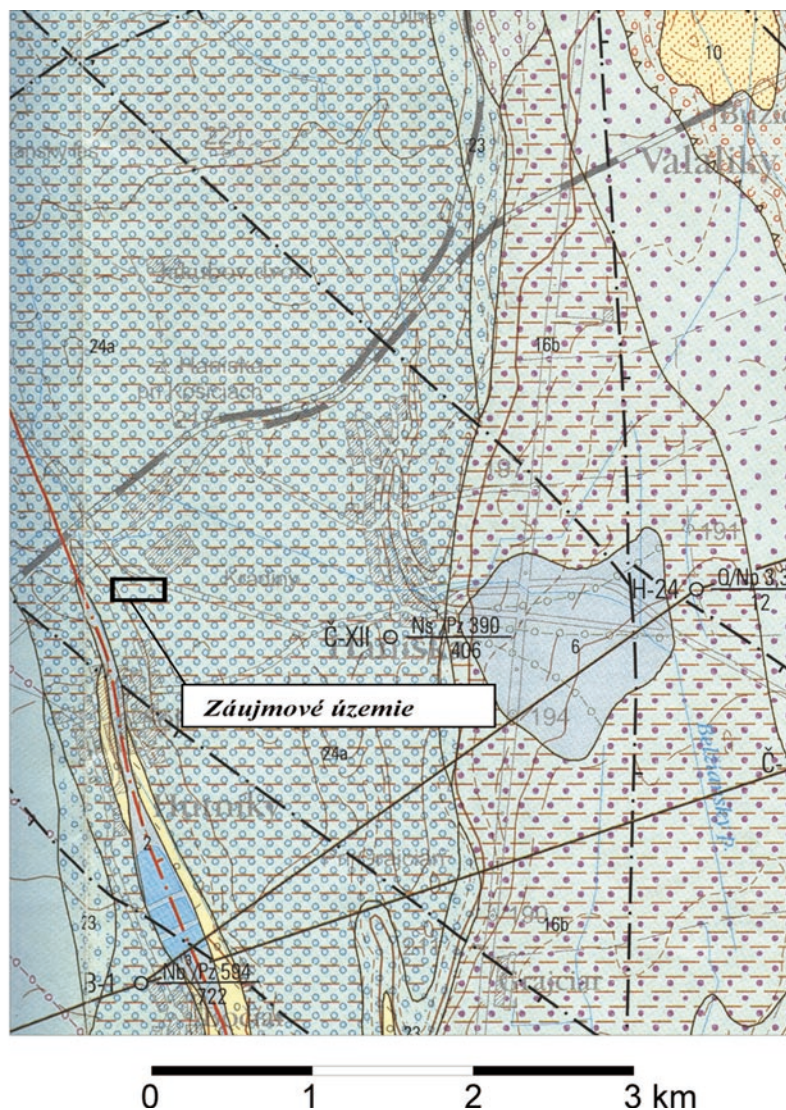
Západne od tohto územia je prítomný náplavový kužel toku Ida. Tento kužel riského veku dosahujúci priemernú

hrúbku cca 7 až 10 metrov je tvorený piesčitými a hlinitými štrkami prekrytými 1 až 4 metre hrubou vrstvou hlín. Pod ním sa nachádza starší (vek mindel) náplavový kužel, ktorý vystupuje na povrch v južnej časti územia a siaha až po obec Chym. Petrografické zloženie obidvoch kuželov je podobné. Prevládajú poloopracované úlomky kremeňa, kremenca, kremitych porfýrov, rúl a bridlíc. Na rozhraní dvoch vekovo rozdielnych kuželov (mindel a ris) je vyvinutá poloha hnedých až sivohnedých hlín, niekde piesku s hrúbkou 30 – 50 cm (Janočko in Kaličiak et al., 1996). Štrk obidvoch kuželov je vo vrchných partiách spravidla dosť silne zahlinený, nižšie piesčitý s nepravidelnými polohami hlín a piesku.

Podľa hydrogeologickej rajonizácie Slovenska (Šuba et al., 1984) je záujmové územie súčasťou rajónu Q 125 Kvartér Hornádu a Košickej kotliny. Určujúcim typom priepustnosti je medzizrnová priepustnosť. Podzemné vody v oblasti sú zaradené do útvaru č. SK1001200P – Medzizrnové podzemné vody kvartérnych náplavov oblasti povodia Hornád.

Obr. 1. Geologická mapa záujmového územia a jeho okolia (Kaličiak et al., 1996). *Kvartér, holocén, 6* – proluviálne sedimenty: prevažne hlinité štrky. *Pleistocén, würm, 10* – piesky s krátkym transportom; *14* – fluvialné sedimenty: piesčité štrky. *Stredný pleistocén, mladší ris;* *16* – fluvialné sedimenty: *a* – piesčité štrky, *b* – piesčité štrky s pokryvom sprašových hlín; mindel, *23* – fluvialné sedimenty: piesčité štrky; *24a* – fluvialné sedimenty, piesčité štrky s pokryvom sprašových hlín.

Fig. 1. Geological map of the investigated area and its surroundings (Kaličiak et al., 1996). *Quaternary, Holocene, 6* – proluvial sediments: mainly loamy gravel. *Pleistocene, Würm, 10* – sands of short transportation; *14* – fluvial sediments: sandy gravel. *Middle Pleistocene, younger Riss; 16* – fluvial sediments: *a* – sandy gravel, *b* – sandy gravel with cover of loess loam; *Mindel, 23* – fluvial sediments: sandy gravel; *24a* – fluvial sediments, sandy gravel with cover of loess loam.



Pre prúdenie a akumuláciu podzemných vôd sú v daných podmienkach vytvorené priaznivejšie podmienky v kvartérnych piesčitých štrkoch. Zvodnený kolektor (zvodnenec) je v podloží vymedzený relatívne veľmi slabo priepustnými neogénnymi ílmi predstavujúcimi počťový izolátor a v nadloží piesčitémi a ílovitými hlinami, ktoré vo vzťahu ku kolektoru (piesčité štrky) predstavujú stropný izolátor.

V oblasti areálu Haniska je podzemná voda viazaná na piesčité štrky druhej vysokej terasy. Podzemná voda má charakter volnej, resp. niekde mierne napätej zvodne, ktorej horná úroveň – hladina podzemnej vody – sa nachádza v závislosti od klimatických podmienok v hĺbke 3 – 6 m p. t..

Staršími prieskumnými prácami (Tischler, 1998) tu bol pre kolektor stanovený koeficient filtrácie v hodnote $k = 3,8 \cdot 10^{-4}$, resp. $4,6 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Výdatnosť vrtu nachádzajúceho sa bezprostredne v predmetnom areáli bola zistená v hodnote okolo $1 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$.

Podľa týchto údajov môžeme charakterizovať prostredie triedou priepustnosti III ako dosť silne priepustné (Jetel, 1982).

Dlhodobé čerpatelné množstvo z jedného vrtu odhadujeme na $Q_d = 2,0 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ pri znížení $s = 0,5 \text{ m}$ (Tischler, 2005).

Z údajov z hydrodynamickej skúšky a z údajov z vykreslených izohydrohýps vychádza filtračná rýchlosť prúdenia podzemnej vody v oblasti pre hydraulický spád podľa zamerania hladín z 5. 10. 2003 ($I = 0,00195$)

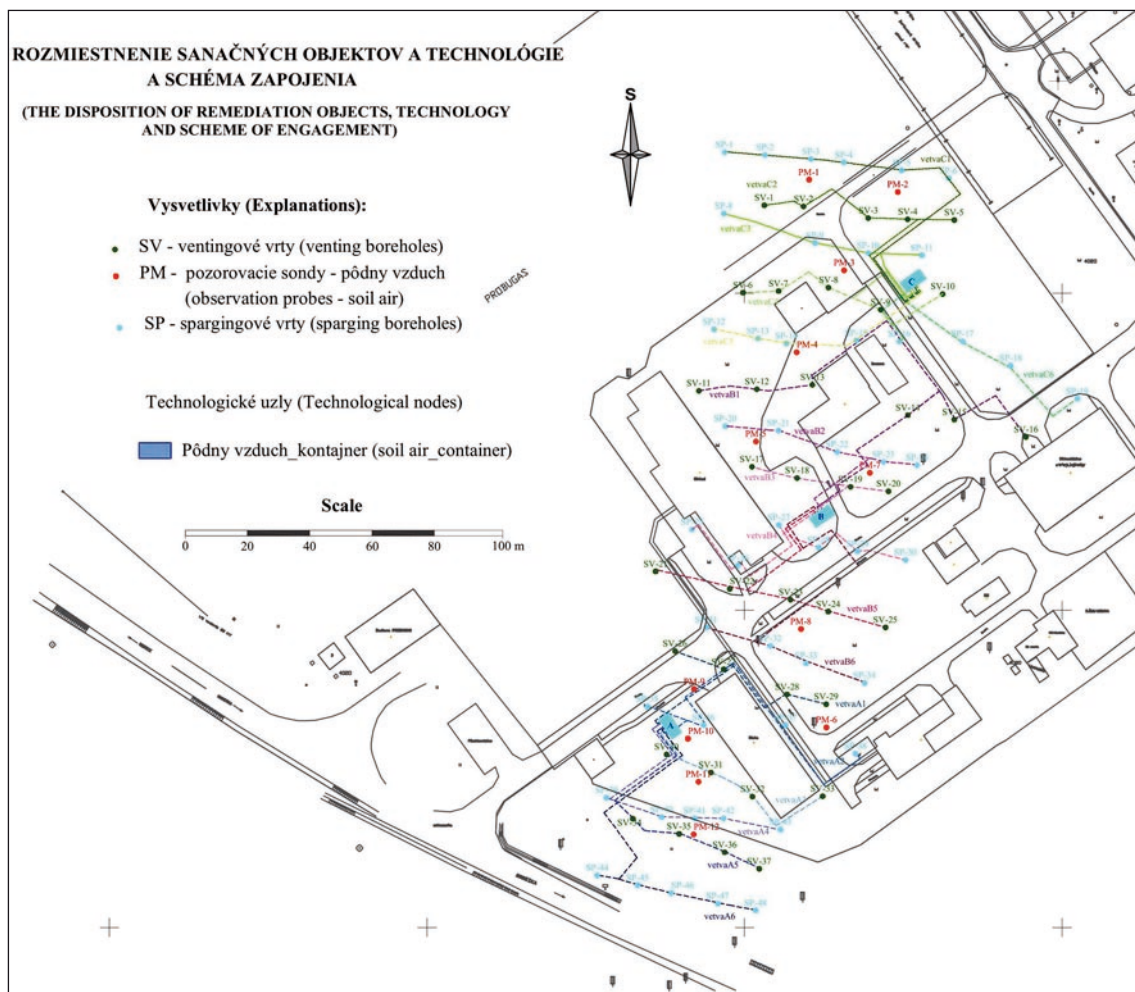
$$v_f = 2,58 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}, \text{ t. j. cca } 81,4 \text{ m/rok.}$$

Generálny smer prúdenia podzemnej vody na území hodnoteného areálu je zo severu na juh.

Prieskumné práce vykonané v rokoch 2002 – 2005

Prieskumné práce na záujmovom území pred rokom 2002 neboli zamerané na prieskum geologických činiteľov životného prostredia.

Údaje o kvalite podzemných vôd boli dokumentované v roku 1998 (Tischler, 1998). Kvalita podzemnej vody bola overená skráteným fyzikálno-chemickým rozborom vzoriek vody odobratých z uvedeného hydrogeologického vrtu VZ-1. V čase prác analyzovaná voda nevykazovala v rámci stanovených parametrov zvýšené obsahy anorganických komponentov vylučujúcich jej konzumáciu. Jej biologické a mikrobiologické ukazovatele však bez predchádzajúcej úpravy túto možnosť vylučovali. V tom čase ale nebola



Obr. 2. Polohopisná situácia air-spargingových a ventingových/bioventingových vrtov, vrátane rozvodných potrubí (Tischler, 2008).

Fig. 2. Location of air-sparging and venting-bioventing boreholes, including distribution pipelines (Tischler, 2008).

odoberaná voda podrobená analýze na prítomnosť organických látok.

Prieskum geologických činiteľov životného prostredia bol vykonaný v rámci ekologického auditu v roku 2002 (Tischler a Tometz, 2002) a 2003 (Tischler, 2003). Predsanačný prieskum bol realizovaný v závere roku 2005 (Tischler, 2005).

Základné údaje o kontaminácii lokality

Prieskumnými prácami bolo zistené, že dominantnou kontaminujúcou látkou v lokalite boli vysokoprchavé alifatické a cyklické uhľovodíky s počtom uhlíkov C_3 až C_9 (2 metyl bután; 2,3 dimetyl bután; 3 metyl pentán; 3 metyl pentanal; acetamid; metylacetylén; butynylakohol; tiofén; dichloropentán; resp. 2 metyl pentán; 2,4 dimetyl pentán; metyl cyklopentán; 2,3 dimetylpentán; 1,2 dimetyl cyklopentán; 5 metyl hexén; 1,2 dimetyl cyklohexán a pod.), ktoré mali pôvod najmä pri výrobe propán-butánu a manipulácii s ním. Ako kontaminant bol identifikovaný aj tiofén (merkaptán) používaný na odorizáciu plynu. Lokálne boli prítomné aj vyššie alifatické uhľovodíky, ktorých pôvod bol pravdepodobne v minerálnych olejoch (kompresorovňa, transformátorovňa). Kontaminácia aromatickými uhľovodíkmi (BTEX), polycyklickými aromatickými uhľovodíkmi, sa nepotvrdila, tieto látky sa tu nachádzali v stopových množstvách. Kontaminácia alifatickými chlórovanými uhľovodíkmi bola vylúčená.

Znečistenie zemín sa prejavovalo najmä v zóne rozkvyu hladiny podzemnej vody a pod jej úrovňou, cca 5,5 m od úrovne terénu/hladiny. V nenasýtenej zóne bolo dokumentované znečistenie aj na úrovni okolo 3 m p. t. na

rozhraní nadložných hĺn a štrkopieskov nenasýtenej zóny. Na tejto úrovni bolo znečistenie lokálne a nedosahovalo väčší objem (Tischler, 2008).

Technické práce

Vrty pre venting boli vyhlbené do hĺbok priemerne 5,6 až 6,0 m p. t., t. j. boli ukončené 0,5 m pod úrovňou hladiny podzemnej vody. Vrty boli úzkoprofilové s priemerom výstroja z PE 63 mm. Otvorená časť vrtov pozostávala z PE rúry so štrbinovým filtrom a štrčíkovým obsypom 4 – 8 mm na úrovni 3 – 5,6 (6,0) m. Od povrchu až po úroveň filtra boli vrty zaizolované.

Na systém vzduchového rozvodu boli vrty napojené v prefabrikovaných šachtách – umiestnených pod úrovňou terénu – s odnímateľným poklopom umožňujúcim prístup k záhlaviu vrtov.

Na účely monitorovania relevantných parametrov v pôdnom vzduchu (merania O_2 , CO_2 , CH_4 , teploty a obsahu prchavých uhľovodíkov) boli realizované monitorovacie vrty, v ktorých boli umiestnené meracie sondy.

Sieť objektov pre venting bola rozdelená do troch línii, napojených na technologické jednotky pod označením A, B a C (obr. 2). Na jednu technologickú jednotku bolo napojených 6 línii, pričom 1 výveva obsluhovala 1 až 2 línie vrtov. Vývevy pracovali v sacom režime. Napojené línie tvorili jeden samostatný celok, ktorý umožňoval samostatnú prevádzku.

V lokalite bol v súčinnosti s ventingom/bioventingom prevádzkovaný aj systém air-spargingu na čistenie nasýtenej zóny. Spargingové línie boli súbežné s líniami ventingu/bioventingu, technologické jednotky boli využívané v cyklovanom režime pri air-spargingu resp. venting-bioventingu.

Prevádzka ventingu/bioventingu

V rámci prevádzkových skúšok boli v roku 2006 postupne odskúšané jednotlivé vetvy ventingu. Boli nastavované režimové parametre (ako podtlak) na

Tab. 2

Prevádzkové parametre pre jednotlivé vrty ventingu (Tischler, 2008)
The operating parameters for individual boreholes of venting (Tischler, 2008)

Venting priemery	podtlak P Pa	Venting priemery	podtlak P Pa
SV-1	527,8	SV-21	365,5
SV-2	551,2	SV-22	373,2
SV-3	641,7	SV-23	332,5
SV-4	596,4	SV-24	340,9
SV-5	619,3	SV-25	341,9
SV-6	962,0	SV-26	454,8
SV-7	939,4	SV-27	462,1
SV-8	996,9	SV-28	420,1
SV-9	991,5	SV-29	427,8
SV-10	1 464,0	SV-30	835,4
SV-11	317,6	SV-31	812,2
SV-12	329,2	SV-32	796,3
SV-13	298,7	SV-33	755,0
SV-14	294,3	SV-34	559,3
SV-15	298,3	SV-35	567,3
SV-16	282,7	SV-36	559,4
SV-17	447,5	SV-37	553,8
SV-18	465,1		
SV-19	460,9		
SV-20	444,3		

Tab. 3

Prevádzkové parametre pre jednotlivé vetvy ventingu (Tischler, 2008)
The operating parameters for individual branches of venting (Tischler, 2008)

Venting Priemery	dP Pa	Q_{sum} m ³ /h	Q_1 m ³ /h
vetva A-1 (4 vrty: SV-26 až SV-29)	563,5	104,3	26,1
vetva A-3 (4 vrty: SV-30 až SV-33)	565,1	104,5	26,1
vetva A-5 (4 vrty: SV-34 až SV-37)	562,7	104,3	26,1
vetva B-1 (6 vrtov: SV-11 až SV-16)	514,5	99,5	16,6
vetva B-3 (4 vrty: SV-17 až SV-20)	581,3	106,1	26,5
vetva B-5 (5 vrtov: SV-21 až SV-25)	578,7	105,8	21,2
vetva C-2 (5 vrtov: SV-1 až SV-5)	548,2	102,8	20,6
vetva C-4 (5 vrtov: SV-6 až SV-10)	600,6	107,9	21,6

dP – diferenčný tlak na manometri

Q_1 – priemerný prietok na jeden vrt vetvy

jednotlivých ventingových vrtoch, sumárne prietoky na jednotlivých vetvách. Podtlaky pre venting boli nastavované tak, aby boli v jednotlivých vrtoch danej vetvy rovnomerne rozložené.

Merania parametrov pôdneho vzduchu

Parametre odsávaného pôdneho vzduchu boli merané na výstupe z kontajnera pred biofiltrom. Na meranie bol použitý terénny plynový analyzátor ECOPROBE 5.

Tab. 4

Priemerné údaje obsahu vybraných zložiek odsávaného vzduchu za sledované obdobie (Tischler, 2008)
The average data of the exhaust air parameters for the period (Tischler, 2008)

	priemery A _p				
	PID ppm	TP ppm	CH ₄ ppm	CO ₂ ppm	O ₂ %
2006	15,10	29 500,00	880,00	87 000,00	19,40
2007	34,29	2 636,40	61,72	11 277,81	18,76
2008	6,33	85,13	1,49	1 641,28	20,31

	priemery B _p				
	PID ppm	TP ppm	CH ₄ ppm	CO ₂ ppm	O ₂ %
2006	0,00	202,73	0,00	31 522,46	20,03
2007	0,70	30,35	5,67	6 080,69	20,44
2008	0,94	0,00	4,57	1 740,13	20,11

	priemery C _p				
	PID ppm	TP ppm	CH ₄ ppm	CO ₂ ppm	O ₂ %
2006	66,55	3 472,50	73,38	169 681,43	19,08
2007	8,71	135,81	8,04	13 291,92	20,46
2008	0,51	0,00	8,44	2 015,74	20,16

Tab. 5

Priemerné hodnoty obsahu prchavých uhľovodíkov (UI) na výstupe z jednotlivých vetiev (Tischler, 2008)
The average content of volatile hydrocarbons (UI) in the output from the individual branches (Tischler, 2008)

Rok	A-1 UI mg/m ³	A-3 UI mg/m ³	A-5 UI mg/m ³	A _z UI mg/m ³	B-1 UI mg/m ³	B-3 UI mg/m ³	B-5 UI mg/m ³	B _z UI mg/m ³	C-2 UI mg/m ³	C-4 UI mg/m ³	C _z UI mg/m ³	strip UI mg/m ³
2006	3,07	57,77	147,69			0,47	4,38		458,89	4,62		
2007	5,69	237,03	971,80	62,89	9,40	20,61	9,88	2,46	247,77	44,56	33,01	10,78
2008	11,19	16,44	51,99	6,06	2,44	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	10,41	3,56

Tab. 6

Priemerné hodnoty obsahu prchavých uhľovodíkov (C_{org}) na výstupe z jednotlivých vetiev (Tischler, 2008)
The average content of volatile hydrocarbons (C_{org}) in the output from the individual branches (Tischler, 2008)

Rok	A-1 C _{org} mg/m ³	A-3 C _{org} mg/m ³	A-5 C _{org} mg/m ³	A _z C _{org} mg/m ³	B-1 C _{org} mg/m ³	B-3 C _{org} mg/m ³	B-5 C _{org} mg/m ³	B _z C _{org} mg/m ³	C-2 C _{org} mg/m ³	C-4 C _{org} mg/m ³	C _z C _{org} mg/m ³	strip C _{org} mg/m ³
2006	3,73	408,43	1 725,69			30,39	17,45		177,06	0,37		
2007	0,883333	5,6275	99,141	5,505	0,57	1,554444	0,335556	0,11	29,70889	10,53778	2,978333	2,52
2008	0,883333	5,6275	99,141	5,505	0,57	1,554444	0,335556	0,11	29,70889	10,53778	2,978333	2,52

Kontaminácia pôdneho vzduchu bola zisťovaná na výstupe z jednotlivých vetiev ventingu tiež analyticky. Stanovovali sme obsah prchavých uhľovodíkov (uhľovodíkový index – UI). Vzorky sme odoberali na uhlíkový sorbent.

Priebeh obsahu prchavých látok po vysokých obsahoch na začiatku sanačných prác prudko poklesáva až na hodnoty okolo 50 – 60 mg/m³ UI (vetva A-5, priemerná hodnota je 51,99 mg/m³), okolo 15 mg/m³ UI (vetva A-3, priemerná hodnota je 16,44 mg/m³), v ostatných vetvách sú obsahy prchavých látok podľa analytického stanovenia na konci sanačných prác na hranici stanoviteľnosti (Tischler, 2008).

Porovnaním údajov pre stanovenie UI (GC/FID – IPP) a stanovenie C_{org} (FID) vidíme, že odozva na C_{org} je nižšia a zvolená analytická metóda UI na prchavé látky s kalibráciou na izobutylén hodnovernejšie preukazuje kvantitu znečistenia vzhľadom na zloženie pôdneho vzduchu.

Čo sa týka zloženia pôdneho vzduchu (GC/MS analýzy), v priebehu sanačných prác v ňom boli prítomné rozvetvené alifatické uhľovodíky (najmä alkány a cykloalkány) s počtom uhlíkov C₄ – C₉ (metylbután, metylpentán, metylhexán, metylcyklopentán, metylcyklohexán), stopy halogenovaných uhľovodíkov (trichloro-, trifluoroetán, metylénchlorid) a bola dokumentovaná prítomnosť acetónu (Tischler, 2008).

Bilancie odvetrávania

Bilančné prepočty pre venting – odvetrávanie – sa odvíjali od hodnôt obsahu znečisťujúcej látky na konci technologickej jednotky (pred čistením). Tieto prepočty boli vykonávané z analytických údajov (sorbovanie kontaminujúcej látky na uhlíkový sorbent, desorpcia a GC analýza) a meraním priamo v teréne (terénny analyzátor ECOPROBE, ukazovateľ TP).

Tab. 7

Prepočet celkového obsahu prchavých uhľovodíkov (TP) z ppm na mg/m³ cez propán
The conversion of total volatile hydrocarbon content (TP) from the ppm to mg/m³ (over propane)

Dátum	A _p		B _p		C _p	
	obsah TP ppm	prep. cez propán mg · m ⁻³	obsah TP ppm	prep. cez propán mg · m ⁻³	obsah TP ppm	prep. cez propán mg · m ⁻³
2006	7 778	15 271	1,46	2,87	519,8	1 020,6
január 07	5 378	10 559	3,78	7,4	475,3	933
február 07	7 432	14 592	0,00	0,0	341,4	670
marec 07	2 764	5 426	0,00	0,0	248,7	488
apríl 07	543,1	1 066	0	0,0	242,5	476
máj 07	15 280	30 002	2,8	5,5	65,9	129
jún 07	10 535	20 684	0	0	33	65
júl 07	2 631	5 167	48	94	31	61
august 07	84	165	0	0	3	7
september 07	0	0	0	0	9	18
október 07	1 236	2 426	150	295	141	277
november 07	97	191	52	101	20	40
december 07	59	116	107	211	0	0
január 08	19	38	0	0	0	0
február 08	43	85	0	0	0	0
marec 08	194	381	0	0	0	0
apríl 08	5	10	0	0	0	0
máj 08	164	323	0	0	0	0

Ako vidieť, bilancie počítané z analytického stanovenia obsahu UI a z meraní obsahu prchavých uhľovodíkov terénnym analyzátorom sú odlišné. Je to dané tým, že metódy stanovenia UI, resp. TP sú iné, týmito metódami sa nezachytáva tá istá skupina látok.

Z hľadiska bilančných množstiev je odvetrávanie vysoko účinné. Boli prekročené teoreticky počítané bilancie v projekte (Tischler, 2006), kde sa počítalo s odstránením cca 354 kg znečistenia vo forme prchavých látok za mesiac.

Na ilustráciu uvádzame časový vývoj obsahu prchavých látok v pôdnom vzduchu (TP) na výstupe vetvy C (obr. 3).

V oblasti vetiev napojených na kontajner B (obr. 2) neboli namerané vysoké obsahy prchavých uhľovodíkov v pôdnom vzduchu ani v období spustenia systému. Maximálne hodnoty obsahu TP sa pohybovali okolo 400 ppm. Na konci sanačných prác sa obsahy TP pohybovali na úrovni detekčných limitov prístroja s ojedinelými výkyvmi (Tischler, 2008). V tejto oblasti aspekt odvetrávania nebol relevantný.

Tab. 8

Sumárne bilančné prepočty z analytických hodnôt
(obsah UI v pôdnom vzduchu)
The summary balance calculations from the analytical values
(UI content in soil air)

	A _p	B _p	C _p	Spolu
Bilancia	kg UI/rok	kg UI/rok	kg UI/rok	kg UI/rok
2006	1 396,6	41,3	114,3	1 552,2
2007	2 612,6	53,4	325,9	2 991,6
2008	26,8	0,8	0,5	27,8
Celkom	4 036	95,5	440,7	4 571,6

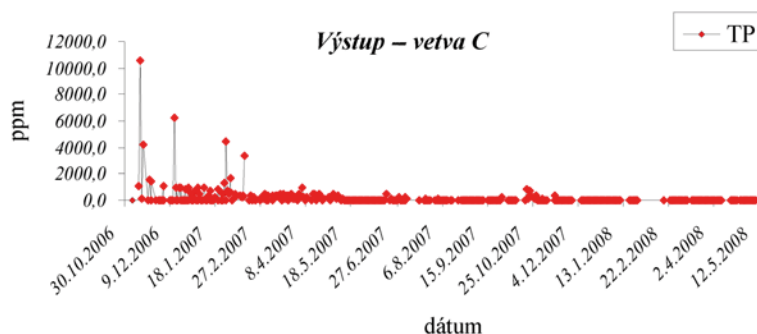
Tab. 9

Sumárne bilančné prepočty z údajov z terénnych meraní
(obsah TP v pôdnom vzduchu)
The summary balance calculations from the data from field
measurements (total petroleum – TP content in the soil air)

	A _p	B _p	C _p	Spolu
Bilancia	kg TP/rok	kg TP/rok	kg TP/rok	kg TP/rok
2006	5 865,1	1,1	272,2	6 138,4
2007	14 816,5	96,9	378,7	15 291,7
2008	142,1	0	0	142,1
Celkom	20 823,7	98	650,9	21 572,2

Obr. 3. Časový vývoj obsahu prchavých látok v pôdnom vzduchu (Tischler, 2008).

Fig. 3. Time trends of volatile matter in the soil air (Tischler, 2008).



V oblasti ventingových vrtov a vetiev napojených na kontajner C (obr. 2), po počiatocnom intenzívnom odvetrávaní (obsahy TP – okolo 10 000 ppm) na začiatku spustenia systému, nastal výrazný pokles obsahu TP v odvetrávanom pôdnom vzduchu (obsahy TP pod 100 ppm, resp. ku koncu roka 2007 (Tischler, 2008) až do konca sanačných prác boli hodnoty nulové).

V oblasti vrtov a vetiev napojených na kontajner A (obr. 2) bol pokles pomalší. Z počiatocných hodnôt obsahu TP – okolo 50 000 ppm – do konca marca 2007 poklesli namerané obsahy TP na úroveň okolo 1 000 – 3 000 ppm. Od 15. 5. 2007 sa odvetrávanie zintenzívnilo – obsahy TP boli na úrovni okolo 20 000 ppm. Môžeme to hodnotiť ako dôsledok zintenzívnenia biodegradačných procesov následkom aplikácie nutrientov a pripísať prirodzenému zvýšeniu teploty v jarných a letných mesiacoch. Ku koncu júna 2007 znova nastal pokles obsahu TP na úroveň okolo 4 000 ppm. V októbri 2007 boli ešte obsahy TP na úrovni cca 500 – 1 000 ppm, ku koncu roka boli už hodnoty nulové, čo pretrvalo až do konca sanačných prác (Tischler, 2008).

Z hľadiska odvetrávania od konca roka 2007 nebolo relevantné intenzívne odvetrávať lokalitu, prevádzka systému bola významná skôr z aspektu biodegradácie. Z toho aspektu je významný obsah kyslíka v nenasýtenej zóne a tiež obsah oxidu uhličitého.

Bilancie biodegradácie

Tento aspekt bol pri danej sanačnej metóde (na začiatku prevádzkovania systému) sekundárny. Na začiatku sanačných prác bolo dominantné samotné odvetrávanie kontaminovaného pôdneho vzduchu. V ďalšom období

biodegradácia zväčšovala svoj podiel v rámci sanácie nenasýtenej zóny a od IV. kvartálu roku 2007 bola už prevládajúcou metódou (Tischler, 2008).

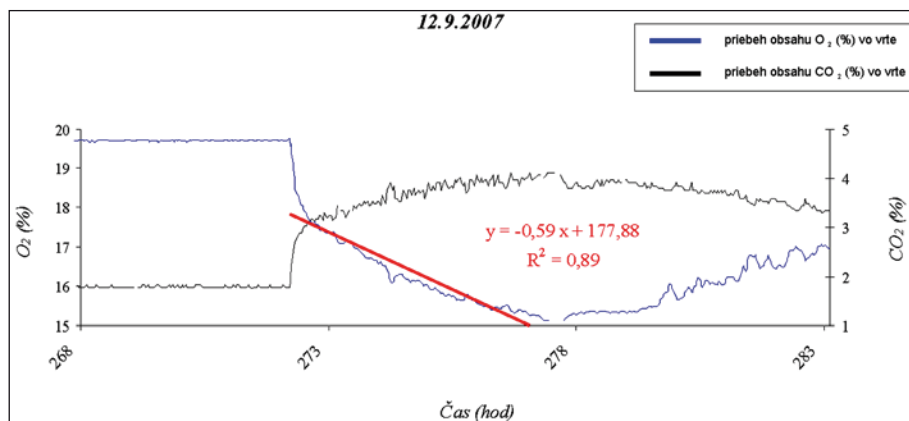
Parametre na hodnotenie bioventingu, ako obsah O_2 a CO_2 v pôdnom vzduchu, boli kontinuálne zaznamenávané v dosahu jednotlivých línii ventingových vetiev – v monitorovacích vrtoch pôdneho vzduchu – vrty PM (obr. 2).

Na ilustráciu uvádzame priebeh meraných parametrov v pôdnom vzduchu v monitorovacích vrtoch PM-1 a PM-11 (obr. 4 a 5). Vrt PM-1 bol v dosahu ventingovej vetvy C-2 (vrty SV-1 až SV-5) v severnej časti areálu a vrt PM-11 bol v dosahu ventingovej vetvy A-3 (vrt SV-31, SV-32).

Na obr. 4 je zaznamenaný priebeh obsahu O_2 a CO_2 v čase vypnutia ventingových vetiev. Pri odsávaní (vetva zapnutá) je vysoký obsah kyslíka – 20,0 %, resp. nízky obsah oxidu uhličitého – 2,0 %.

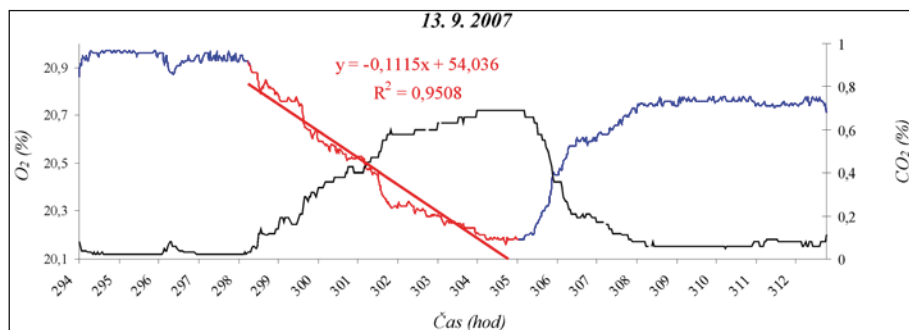
Po vypnutí vetvy vidieť rovnomerný pokles obsahu kyslíka na hodnotu 15,0 % a nárast obsahu CO_2 na hodnotu 4 % počas 7 hodín (vypnutý venting). Po zapnutí vetvy dochádza k okamžitému nárastu obsahu O_2 , resp. poklesu obsahu CO_2 , ktorý je konečným produktom mikrobiálneho rozkladu uhľovodíkov.

Na obr. 5 je znázornený priebeh obsahu O_2 a CO_2 v čase vypnutia ventingových vetiev vo vrte PM-11. Pri odsávaní (vetva zapnutá) je vysoký obsah kyslíka – 20,9 % resp. nízky obsah oxidu uhličitého – 0,1 %. Po vypnutí vetvy vidieť rovnomerný pokles obsahu kyslíka na hodnotu 20,1 % a nárast obsahu CO_2 na hodnotu 0,7 % počas 7 hodín (vypnutý venting). Po zapnutí vetvy dochádza k okamžitému nárastu obsahu O_2 , resp. poklesu obsahu CO_2 .



Obr. 4. Priebeh obsahu O_2 a CO_2 vo vrte PM-1 (Tischler, 2008).

Fig. 4. The course of O_2 and CO_2 content in the PM-1 borehole.



Obr. 5. Priebeh obsahu O_2 a CO_2 vo vrte PM-11 (Tischler, 2008).

Fig. 5. The course of O_2 and CO_2 content in the PM-11 borehole.

Výpočet biodegradačných rýchlostí zo spotreby kyslíka

Smernica priamky lineárneho úseku poklesu koncentrácie kyslíka (obr. 4 a 5) udáva rýchlosť spotreby kyslíka v pôdnom vzduchu r_1 [% O₂ h⁻¹]. Z uvedenej hodnoty môžeme následne vypočítať rýchlosť spotreby kyslíka na 1 kg pôdy r_{O_2} [mg O₂ kg⁻¹ · h⁻¹] a túto rýchlosť potom konvertovať na aktuálnu rýchlosť biodegradácie (odbúrání RU) v pôde [mg RU kg⁻¹ · h⁻¹, resp. mg RU kg⁻¹ · deň⁻¹] (obr. 6 a 7), alebo rýchlosť odbúrání organického uhlíka [mg C kg⁻¹ · h⁻¹]. Na výpočet biodegradačnej rýchlosti však potrebujeme stanoviť nasledujúce geotechnické parametre pôdy:

– objemovú hmotnosť pôdy ρ_{bulk} [kg · dm⁻³] – stanovenie tohto parametra je pomerne obtiažne vzhľadom na komplikovanosť odberu neporušenej vzorky horninového prostredia;

- vlhkosť pôdy M [kg/kg];
- špecifickú hmotnosť pôdy (hustotu) $\rho_{particle}$ [kg · dm⁻³];
- pórovitosť, celkovú θ ;
- objemový podiel plynu θ_{gas} .

Degradačnú rýchlosť sme počítali z tabuľkových údajov geotechnických parametrov pre hlinité štrky (obj. suchá – 1,807 [kg · dm⁻³], celková pórovitosť 0,318 l/l, vlhkosť – 0,081 kg/kg) a z hmotnostného pomeru O/HC vychádzajúceho zo stechiometrickej rovnice pre bután – 3,59 (Tischler, 2008).

Rýchlosť spotreby kyslíka v pôde vypočítame po dosadení požadovaných parametrov do vzorca. Hodnota r_1

bola odčítaná z jednotlivých on-line záznamov koncentrácie kyslíka v príslušných sondách po vypnutí aerácie pôdy (obr. 4 a 5).

$$r_{O_2} = \frac{\frac{-r_1 \cdot 0,01}{V_M} \cdot M_{O_2} \cdot \theta_{gas}}{\rho_{bulk}},$$

kde

- r_{O_2} rýchlosť spotreby kyslíka v pôde [g O₂ kg⁻¹ · h⁻¹],
- r_1 rýchlosť poklesu koncentrácie kyslíka v pôdnom vzduchu [% O₂ h⁻¹] (smernica priamky odčítaná z grafu),
- V_M molárny objem plynu = 22,41 dm³ mol⁻¹,
- M_{O_2} molekulová hmotnosť kyslíka = 32 g mol⁻¹,
- θ_{gas} objemový podiel plynu v celkovom objeme pôdy [dm³/dm³],

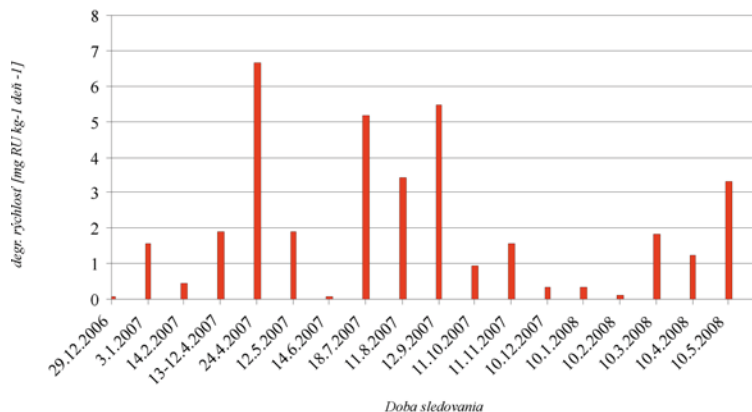
ρ_{bulk} objemová hmotnosť pôdy [kg dm⁻³].

Z uvedeného vzťahu možno konštatovať, že parameter, ktorý môže významne ovplyvniť prepočet r_1 na r_{O_2} a následne výpočet degradačnej rýchlosti, je objemový podiel plynu v celkovom objeme pôdy θ_{gas} [dm³/dm³]. Tento parameter je závislý od aktuálnej vlhkosti pôdy a je najviac variabilný. Mení sa v dôsledku zrážok, ako aj v dôsledku technologických zásahov spojených so zavlažovaním lokality. V skutočnosti najnižšia hodnota θ_{gas} nesaturovanej zóny bude limitovaná retenčnou kapacitou horninového prostredia (Tischler et al., 2004).

Podľa našich skúseností zo sanačných prác vo väčšine lokalít, kde bol aplikovaný bioventing, sa hodnota θ_{gas} pohybovala v intervale 0,1 až 0,4. V laboratórnych

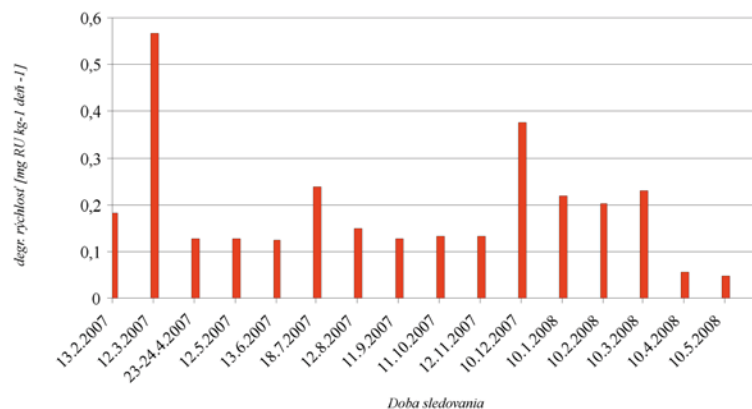
Obr. 6. Biodegradačné rýchlosti v dosahu sondy PM-1 (Tischler, 2008).

Fig. 6. Biodegradation rates in the range of PM-1 probe (Tischler, 2008).



Obr. 7. Biodegradačné rýchlosti v dosahu sondy PM-4 (Tischler, 2008).

Fig. 7. Biodegradation rates in the range of PM-4 probe (Tischler, 2008).



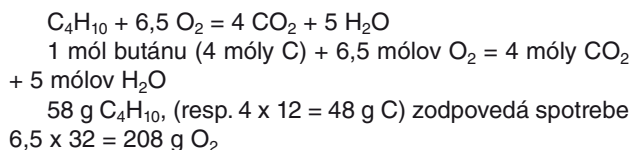
Tab. 10

Priemerné degradačné rýchlosti pre jednotlivé oblasti (Tischler, 2008)
The average degradation rates for each area (Tischler, 2008)

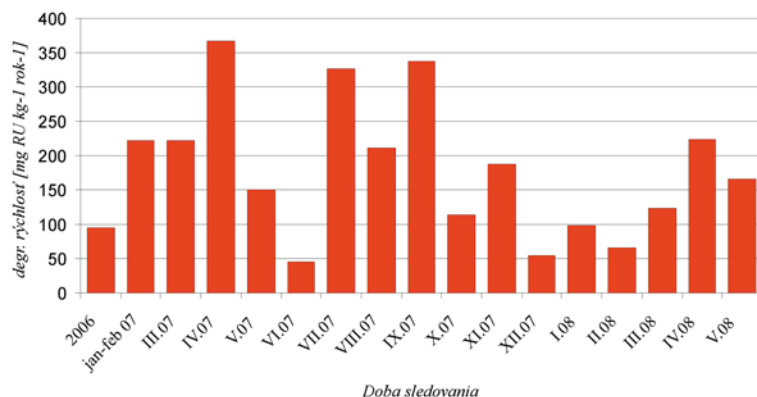
	[mg RU kg ⁻¹ rok ⁻¹]		
	min	max	priemer
PM-1	24,4	2 003,1	688,0
PM-2	17,0	1 246,0	330,4
PM-3	10,5	2 07,1	63,9
PM-4	17,0	136,8	65,5
PM-5	8,8	292,0	53,1
PM-6	19,7	228,8	100,1
PM-7	3,4	163,0	62,7
PM-8	12,6	128,0	65,5
PM-9	11,5	296,1	47,0
PM-10	20,0	208,8	60,5
PM-11	10,2	930,3	209,0
PM-12	14,9	801,2	149,8

podmienkach boli stanovené hodnoty θ_{gas} pre vzorky zeminy odobraté z lokality Čaňa (Kupka in Tischler, 2004). Objemový podiel plynu predstavoval 71,5 – 100 % z celkovej pórovitosti. Spodná hranica bola limitovaná maximálnou retenčnou kapacitou vzorky.

Na prepočet rýchlosti spotreby kyslíka na rýchlosť biodegradácie RL existuje viacero aproximačných vzorcov. Použijeme výpočet váhového pomeru množstva odbúranych uhľovodíkov k množstvu spotrebovaného kyslíka pri kompletnej mineralizácii na CO₂ a H₂O, čo predstavuje hodnotu 0,25 [g/g], teda na odbúranie 1 g ropných uhľovodíkov je potrebných približne 3,6 g kyslíka (v prepočte na 1 g uhlíka približne 4,3 g kyslíka), ako to vyplýva zo stochiometrie rovnice popisujúcej aeróbný rozklad butánu na CO₂ a vodu.



Ak hodnotu r_{O_2} vypočítanú pomocou tejto rovnice vynásobíme príslušným koeficientom, dostaneme aktuálnu rýchlosť biodegradácie uhľovodíkov v pôde, vyjadrenú v [mg RU kg⁻¹ · h⁻¹].



Tab. 11

Výsledky bilancie degradácie znečisťujúcich látok (prepočítané na uhlík)
The results of the degradation balance of pollutants (calculated as carbon)

Bilancia	A _p	B _p	C _p	Spolu
	kg C/deň	kg C/deň	kg C/deň	kg C/mesiac
2006	227,5	52,1	100,5	15 755,5
I. 07	181,3	23,0	111,5	5 500,0
II. 07	50,0	23,5	48,1	2 148,3
III. 07	39,9	17,9	21,9	2 045,1
IV. 07	30,7	16,4	22,2	1 414,2
V. 07	38,5	22,9	28,2	1 659,1
VI. 07	40,2	28,1	37,5	1 867,2
VII. 07	73,1	44,6	88,5	2 842,6
VIII. 07	76,5	49,1	98,2	5 169,5
IX. 07	61,8	35,3	45,7	3 029,2
X. 07	26,8	24,5	25,7	1 520,3
XI. 07	10,1	11,0	9,2	655,1
XII. 07	7,1	6,4	7,7	501,9
I. 08	7,1	6,4	7,1	475,2
II. 08	5,6	6,7	4,5	341,2
III. 08	6,1	6,5	4,5	367,3
IV. 08	6,6	7,6	5,9	421,0
V. 08	9,0	10,4	6,4	570,3
Celkom				46 283,0

Ako názorný príklad uvádzame priebeh biodegradačných rýchlostí vo vrtoch PM-1 a PM-4 (obr. 6 a 7).

Ako vidieť, najvyššie rýchlosti boli v severnej časti územia a v južnej časti územia. Stred areálu vykazoval o rád nižšie degradačné rýchlosti. Bolo to dané mierou kontaminácie v týchto oblastiach a tiež odlišnosťami v charaktere kontaminácie.

Ako vidieť, najväčšie rýchlosti boli dosiahnuté na jar a potom v období júl – september 2007 po zintenzívnení procesov – po aplikácii živín.

Vypočítané degradačné rýchlosti sú vzťahované na oblasť okolo merného bodu – vrtu PM. Vertikálne zahŕňali zónu s mocnosťou cca 3 m, kde bolo rozloženie znečistenia nehomogénne, takisto ako pri horizontálnom rozložení znečistenia. Degradácie rýchlosti v zónach samotného znečistenia ale mohli byť oveľa vyššie (Tischler, 2008).

Bilancie degradácie znečisťujúcich látok boli určované na základe produkcie CO₂, obsahu CO₂ v pôdnom vzduchu.

Obr. 8. Časový vývoj biodegradačných rýchlostí v lokalite (Tischler, 2008).

Fig. 8. Time trends of biodegradation rates on the site (Tischler, 2008).

Záver

V uvedenej lokalite bol vybudovaný vysoko efektívny systém na aplikáciu sanačných metód *in situ* ventingu a bioventingu. Monitoring sa vykonával *on line* a poskytol dostatok údajov na detailné hodnotenie prebiehajúcich procesov. Na hodnotenie účinnosti bioventingu bola použitá progresívna metóda cez rýchlosť spotreby kyslíka, resp. produkcie oxidu uhličitého.

Priebeh sanačných prác potvrdil skutočnosť, že pri odvetrávaní ropných uhľovodíkov stále prebiehajú a dodaním kyslíka sa zintenzifikujú aj biodegradačné procesy. V skúmanej lokalite bolo príznačné, že v prvej etape prác bol dominantnou metódou venting, postupom času prevládol aspekt bioventingu. Tento priebeh bol podmienený charakterom kontaminujúcej látky a kontaminovanej matrice (horninového prostredia).

Realizovanými sanačnými prácami – ventingom – bolo z nenasýtenej zóny v lokalite odstránených 4 564,4 kg kontaminujúcich látok stanovených ako UI, resp. 21 572,2 kg kontaminujúcich látok stanovených ako TP (prepočet cez propán).

Bilancie degradácie znečisťujúcich látok boli počítané na základe produkcie CO₂ a obsahu CO₂ v pôdnom vzduchu. Výsledky (prepočítané na uhlík) dávajú hodnotu 45 283 kg uhľovodíkov utilizovaných na CO₂ z nenasýtenej, ale čiastočne aj z nasýtenej zóny.

Uvedené bilančné hodnoty preukázali vysokú účinnosť použitých sanačných metód. Za relatívne krátke obdobie (18 mesiacov) bola skoro bez zvyškov odstránená kontaminácia z nenasýtenej zóny horninového prostredia.

References

- Hydrologická ročenka, povrchové vody 2005. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 2006.
- JETEL, J., 1982: Určování hydraulických parametrů hornin hydrodynamickými zkouškami ve vrtech. *Praha, Ústřední ústav geologický*, 246 s.

- KALIČIAK, M., BAŇACKÝ, V., JANOČKO, J., KAROLI, S., PETRO, L., SPIŠÁK, Z., VOZÁR, J. & ŽEC, B., 1996: Vysvetlivky ku geologickej mape Slanských vrchov a Košickej kotliny – južná časť, 1 : 50 000. *GS SR, Bratislava*, 206 s.
- LEESON, A. & HINCHEE, R. E., 1997: Soil bioventing: Principles and practice, Boca Raton, Lewis Publishers, 244 p.
- MAZÚR, E. & LUKNIŠ, M., 2002: Geomorfologické členenie SSR a ČSSR. Časť Slovensko, Slovenská kartografia, Bratislava, 1986. In: Atlas krajiny Slovenskej republiky, MŽP SR.
- MAZÚR, E., ČINČURA, J. & KVITKOVIČ, J., 1980: Geomorfológia, Atlas SSR, SAV, SÚGK, Bratislava.
- ŠUBA, J., BUJALKA, P., CIBULKA, L., HANZEL, V., KULLMAN, E., PORUBSKÝ, A., POSPÍŠIL, P., ŠKVARKA, L., ŠUBOVÁ, A., TKÁČIK, P. & ZAKOVIČ, M., 1984: Hydrogeologická rajonizácia Slovenska, 2. vyd. *SHMÚ, Bratislava*, 100 s.
- TISCHLER, O., 2003: Haniska pri Košiciach – geologický prieskum životného prostredia. *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O., 2005: Realizácia sanačných opatrení starých environmentálnych záťaží – Haniska – geologický prieskum životného prostredia. *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O., 2006a: Projekt sanačných prác – Realizácia sanačných opatrení starých environmentálnych záťaží – Haniska. *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O., 2006b: Manipulačný poriadok vodnej stavby – Realizácia sanačných opatrení starých environmentálnych záťaží – Haniska. *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O., 2007a: Realizácia sanačných opatrení starých environmentálnych záťaží – Haniska – hodnotiacia správa realizovaných prác za rok 2006. *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O., 2007b: Realizácia sanačných opatrení starých environmentálnych záťaží – Haniska – hodnotiacia správa (1. 1. 2007 – 30. 6. 2007). *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O., 2008: Realizácia sanačných opatrení starých environmentálnych záťaží – Haniska – hodnotiacia správa (1. 1. 2007 – 31. 12. 2007). *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O. & TOMETZ, L., 2002: Haniska pri Košiciach – geologický prieskum životného prostredia. *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*.
- TISCHLER, O. & KUPKA, D., 2004: Čaňa – Gyňov – únik ropy z armatúrnej šachty. *ENVIRONCENTRUM, s. r. o., Košice*, 44 – 56.

Rukopis doručený 15. 4. 2012

Revidovaná verzia doručená 24. 5. 2012

Rukopis akceptovaný red. radou 16. 4. 2012

Effectivity of venting-bioventing for removal of volatile oil substances at the village of Haniska pri Košiciach

In 2007 and 2008 the remediation works were carried out at the village of Košice – Haniska for following purposes:

- to eliminate of the former primary sources of the pollution,
- to clean contaminated groundwater to environmentally acceptable levels, respectively to meet targets set up in the risk assessment (Tischler, 2005),
- to eliminate residual pollution in the unsaturated zone as the secondary source of the groundwater contamination to environmentally acceptable levels, respectively to meet targets set up in the risk assessment (Tischler, 2005).

Exploration works within a progress have detected main contaminants at the study area such as highly volatile

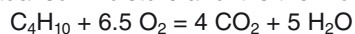
aliphatic and cyclic hydrocarbons of C₃ to C₉ carbon number, which originated together with the production of the propan-butan. Predominantly the soil contamination exposed in the dynamic groundwater table and beneath, at app. depths of 5.5 m b.s.

In order to eliminate residual pollution in the unsaturated zone, the constructed venting system was implemented during the remediation works. Together with ventilation of volatile hydrocarbons from unsaturated zone, the bioventing aspect is very important. Additionally, the borehole monitoring (with measuring probes included), detached to monitor the soil-air relevant parameters, was implemented. In the studied area the venting – bioventing

processes were used in conjunction with the air sparging to clean the saturated zone.

At the beginning of the remediation works, intense ventilation of the contaminated soil air took place. The biodegradation represented the secondary aspect within this remediation method. In the following phases, the biodegradation proportion rose up in the remediation of the unsaturated zone and within the fourth quarter of 2007, it became a dominant method.

Calculations showed that the degradation progress velocity affects the gas volume fraction from the total volume of the soil θ_{gas} [dm³/dm³]. This parameter is depending on actual soil moisture and it is the most variable.



The ventilation is very effective method for the balanced bulk point of view. They exceeded theoretically calculated

balanced values defined in the project (Tischler, 2006), considering the approximate 354 kg of pollution removal in the form of volatile substances per month. Within undertaken remediation venting works – 4 564.4 kg of pollutants were eliminated out from the unsaturated zone, defined as UI or 21 572.2 kg of contaminants characterized as the TP (through the propane conversion).

Based on CO₂ production and CO₂ soil gas content, balances of degradation pollutants were calculated. The results provide a value of 45 283 kg hydrocarbons utilized for CO₂ from both, the unsaturated as well as the saturated zone.

Above mentioned balanced values express the high efficiency of remediation methods incorporated. For a relative short period (18 months) the contamination was eliminated being almost no residual in the unsaturated zone of rocks.