

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ  
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



Fakulta životního  
prostředí

**Sanace starých ekologických zátěží v České republice**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Lenka Wimmerová, MSc., Ph.D.

Bakalant: Jana Brandová

2021

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jana Brandová

Krajinářství

Územní technická a správní služba

Název práce

**Sanace starých ekologických zátěží v České republice**

Název anglicky

**Remediation of Old Environmental Burdens in the Czech Republic**

---

### Cíle práce

Cílem práce je definice a popis legislativních a metodických zásad a postupů sanace starých ekologických zátěží platných pro území České republiky. V rámci práce budou současně popsány dostupné sanační technologie a budou zhodnocena nápravná opatření realizovaná na vybraných lokalitách v ČR.

### Metodika

Bakalářská práce má rešeršní charakter. Metodicky půjde o vytvoření aktuálního literárního přehledu z legislativní a technologické oblasti sanace starých ekologických zátěží. Ke zpracování zhodnocení nápravných opatření na vybraných lokalitách v ČR budou využita oficiální data (např. databáze SEKM, NIKM).

---

**Doporučený rozsah práce**

cca 40 stran textu a 10 stran příloh

**Klíčová slova**

sanace, stará ekologická zátěž, kontaminace, riziko, nápravné opatření, remediace, technologie

---

**Doporučené zdroje informací**

MATĚJŮ, V. *Kompendium sanačních technologií*. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2006. ISBN 80-86832-15-5.

MŽP, 2008-2019: Staré ekologické zátěže. Metodiky. Dostupné z <<https://www.mzp.cz/cz/metodiky>>.

Slouka, J. a Beneš, P., 2016: Zásady remediace kontaminovaného půdního prostředí. Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim, 95 s.

TUHÁČEK, M. – JELÍNKOVÁ, J. *Právo životního prostředí : praktický průvodce*. Praha: Grada, 2015. ISBN 978-80-247-5464-2.

Webový informační zdroj MŽP: Systém evidence kontaminovaných míst. Dostupné z <<http://www.sekm.cz/>>.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2020/21 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Lenka Wimmerová, MSc., Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

---

Elektronicky schváleno dne 2. 2. 2021

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 10. 2. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 27. 03. 2021

## ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „*Sanace starých ekologických zátěží v České republice*“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila, a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne .....

.....

(podpis autora práce)

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala vedoucí mé bakalářské práce paní Ing. Lence Wimmerové, MSc., Ph.D. za odborné vedení mé práce a za cenné informace a připomínky, které byly při jejím zpracování velkým přínosem.

## **Abstrakt**

Předložená bakalářská práce je věnována problematice starých ekologických zátěží v České republice. Literární rešerše je zaměřena na definici pojmu stará ekologická zátěž, jsou zde vyjmenovány stěžejní orgány státní správy a samosprávy, v jejichž gesci je řešení starých ekologických zátěží. Uvedeny jsou dále legislativní předpisy, které jsou v souvislosti se starými ekologickými zátěžemi aplikovány do praxe. Práce rovněž popisuje problematiku mapování a evidence kontaminovaných lokalit včetně jejich klasifikace a uvedení nejčastěji detekovaných kontaminantů, jednotlivé procesní postupy spojené s řešením, resp. sanací starých ekologických zátěží a používané sanační metody a technologie. Výsledné zhodnocení práce je zaměřeno na uvedení příkladů již realizovaných sanačních prací a jejich přínos pro společnost.

**Klíčová slova:** sanace, stará ekologická zátěž, kontaminace, riziko, nápravné opatření, remediace, technologie

## **Abstract**

The submitted bachelor work is devoted to the issue of old environmental burdens in the Czech Republic. Literary research is focused on the definition of the concept of old ecological burden, it listed the main bodies of state administration and self-government, in whose responsibility is the solution of old environmental burdens. The following are the legislative provisions that are applied in relation to the old environmental burdens. The thesis also describes the issue of mapping and recording contaminated sites, including their classification and indication of the most frequently detected contaminants, individual process procedures related to the solution or remediation of old ecological loads and the remediation methods and technologies used. The resulting evaluation of the work is focused on giving examples of already realized remediation works and their contribution to society.

**Keywords:** remediation, old environmental burden, contamination, risk, remedial action, remediate, technology

## Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce .....	3
3. Literární rešerše .....	4
3.1 Staré ekologické zátěže v České republice.....	4
3.2 Působnost orgánů státní správy a samosprávy.....	6
3.3 Legislativa v České republice .....	9
3.3.1 Zákony na ochranu složek životního prostředí.....	9
3.3.2 Zákony dle jednotlivých činností, ovlivňujících životní prostředí a zdraví obyvatel 10	
3.3.3 Obecné a průřezové zákony .....	10
3.3.4 Zákony upravující odpovědnost za znečištění ŽP .....	11
3.3.5 Zákony upravující převod státního majetku na fyzické nebo právnické osoby (privatizační, restituční zákony) .....	11
3.3.6 Metodické pokyny MŽP .....	12
3.3.7 Směrnice MF a MŽP č. 4/2017 .....	13
3.4 Mezinárodní úmluvy a evropská legislativa.....	13
3.4.1 Právní úprava odpovědnosti za škody na životním prostředí .....	15
3.4.2 Právní úprava činností, které způsobují nebo mohou způsobit kontaminaci složek životního prostředí .....	15
3.4.3 Právní úprava na ochranu vod.....	16
3.4.4 Právní úprava na ochranu půdy.....	17
3.4.5 Právní úprava nebezpečných látek.....	17
3.5 Způsob zjišťování kontaminovaných míst a jejich evidence .....	18
3.6 Nejčastěji detekované kontaminanty a jejich vlastnosti .....	21
3.6.1 Anorganické kontaminanty .....	22
3.6.2 Organické kontaminanty .....	26
3.7 Procesní postupy při sanaci starých ekologických zátěží.....	31
3.8 Přehled vybraných sanačních technologií.....	34
3.8.1 Fyzikální, termické a elektrické technologie .....	37

3.8.2	Chemicky podporované technologie .....	43
3.8.3	Biologické metody .....	49
3.8.4	Integrované sanační technologie (IST) .....	55
3.8.5	„Zelené sanace“ .....	59
4.	Výsledné hodnocení .....	61
4.1	Vyhodnocení dotačních programů na sanaci SEZ .....	62
4.2	Vyhodnocení stavu kontaminovaných lokalit v jednotlivých krajích ČR .....	65
4.3	Příklady realizovaných sanací SEZ.....	68
5.	Diskuse.....	74
6.	Závěr a přínos práce.....	76
7.	Přehled literatury a použitých zdrojů .....	77
8.	Přílohy .....	90



## Seznam použitých zkratk

AR	Analýza rizik
BTEX	Benzen – toluen – ethylbenzen - xylen
ČGÚ	Český geologický úřad
ČIŽP	Česká inspekce životního prostředí
DDE	Dichlordifenyldichlorethylen
DDT	Dichlordifenylichlorethan
DPZ	Dálkový průzkum Země
EEA	Evropská agentura pro životní prostředí
EFS	Evropský fond soudržnosti
EP	Evropský parlament
EU	Evropská unie
IRZ	Integrovaný registr znečišťování
IST	Integrované sanační technologie
JTSK	Jednotná trigonometrická síť katastrální
KM	Kontaminované místo / kontaminovaná místa
MF	Ministerstvo financí
MPO	Ministerstvo průmyslu a obchodu
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NEL	Nepolární extrahovatelné látky
NIKM	Národní inventarizace kontaminovaných míst
NPŽP	Národní program životní prostředí
OEREŠ	Odbor environmentálních rizik a ekologických škod
OPŽP	Operační program životní prostředí
OSN	Organizace spojených národů
PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	Polychlorované bifenoly
PCDD	Polychlorované dibenzo-p-dioxiny

PCDF	Polychlorované dibezofurany
POPs	Perzistentní organické polutanty
PRB	Propustné reaktivní bariéry
PUPFL	Pozemky určené k plnění funkce lesa
RDX	Research Department Explosive
S/S	Solidifikace a stabilizace
SEKM	Systém evidence kontaminovaných míst
SEZ	Stará ekologická zátěž
SESEZ	Systém evidence starých ekologických zátěží
SFŽP	Státní fond životního prostředí
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
TAČR	Technologická agentura České republiky
TNT	Trinitrotoluen
ÚAP	Územně analytické podklady
U.S. EPA	Agentura pro ochranu životního prostředí USA
ÚSES	Územní systém ekologické stability
ZPF	Zemědělský půdní fond

# 1. Úvod

Životní prostředí je ovlivňováno člověkem již od počátku jeho existence. V počátcích šlo pouze lov zvěře a sběr plodin za účelem získávání potravy, což představovalo pouze krátkodobé a vratné změny. Období tzv. neolitické revoluce (před cca 10 tisíci lety) přineslo první zásadnější zásah člověka do životního prostředí. Docházelo k růstu populace, odlesňování a postupnému osidlování krajiny. Půda byla využívána k pastvě domestikované zvěře a pěstování plodin. Vznik zemědělství měl i další dopad na životní prostředí, neboť obdělávání půdy, odvodňování nebo naopak zavlažování půdy znamenalo zásah do vodního režimu v krajině. Toto období přineslo i první ekologické katastrofy s následkem zániku prvních civilizací (Slábová, 2006).

V souvislosti s rozvojem průmyslu začalo působení člověka na životní prostředí postupně eskalovat. Zvyšovala se spotřeba neobnovitelných zdrojů, energií, zvýšila se intenzita dopravy, s vývojem a využíváním technologií se stupňovalo nežádoucí zatížení jednotlivých složek životního prostředí (Slábová, 2006). Štěpánek (1997) uvádí, že nápor na životní prostředí se začal zvyšovat v souvislosti s demografickým vývojem v počátku 20. století a dále pak v období po dvou světových válkách, kdy narůstalo tempo technologických změn, zvyšoval se počet obyvatelstva, snižovala se úmrtnost a celkově se začal zkvalitňovat život lidí. S tím však je spojen nárůst poptávky po statcích a službách. Zvyšující se výroba a spotřeba s sebou také přinesla produkci nebezpečných, někdy i toxických odpadních látek, což se odráží na stavu ovzduší, půdy a vody.

Slábová (2006) dodává, že již není snadné najít místo na Zemi, které by člověk (buď i nepřímo) neovlivnil. Jako riziková odvětví s dopadem na životní prostředí uvádí energetiku s přetrvávající závislostí na fosilních palivech, hornictví, metalurgii, která je značným producentem odpadních látek a při výrobě kovů je spotřebováno velké množství energie. Pozadu nezůstává ani chemický a potravinářský průmysl, zemědělství a lesnictví a v poslední řadě neustále narůstající intenzita dopravy.

Jedním z nejzávažnějších problémů, se kterými se společnost potýká, je kontaminace horninového prostředí, povrchových a podzemních vod, ke které dochází různorodou antropogenní činností, zejména činností hospodářskou. Úniky nebezpečných látek negativně působí, nebo mohou působit na zdraví obyvatel (ale nejen na zdraví obyvatel, i všech živých organismů).

Značný dopad na životní prostředí mají i vojenské činnosti a následky novodobých válečných konfliktů. Potencionálním rizikem pro životní prostředí jsou vojenské

výcvikové prostory, neboť používaná armádní munice obsahuje velké množství kovů, jako např. olovo, kadmium, rtuť apod. Při vojenských cvičeních pak zůstávají v zemi po dlouhá léta zbytky střel, které uvolňují do prostředí nebezpečné látky (Dvořák et al., 2019). Následky novodobých válečných konfliktů můžeme spatřit na území bývalé Jugoslávie, kde dosud existují území, v nichž lze objevit nástražné výbušné systémy (protipěchotní miny), které zde byly v průběhu válečného konfliktu v 90. letech minulého století rozmístěny a jejich přítomnost je vážným rizikem pro závažnou kontaminaci půdy (Kibblewhite, 2019).

Za velice problematické ve vztahu k životnímu prostředí a zdraví obyvatel lze rovněž považovat nevhodné složení stavebních děl obsahujících azbest, popřípadě radon, které byly v minulosti využívány k výstavbě bytových i nebytových budov. Například u radonu studie prokázaly přímou souvislost s onemocněním rakoviny plic, což není pouze život ohrožující, ale léčba je velmi náročná a nákladná (Denman et al., 2020). Casal-Mouriño (2020) dokonce uvádí, že onemocnění karcinomem plic v souvislosti s dlouhodobým působením radonu se řadí na druhé místo, hned za působení tabákového kouře na organismus. Azbest se začal v průmyslu využívat již ve 2. polovině 19. století, nejvíce však v 70. až 80. letech 20. století, kdy byl hojně využíván v řadě odvětví, nejen ve stavebnictví. Jako příklad lze uvést obalové materiály, žáruvzdorné oblečení, různá těsnění a izolace, barvy, tmely, dokonce i žáruvzdorné záclony (Dlouhá, 2012).

Co se týče problémů s výskytem ekologických zátěží, ani Česká republika není výjimkou. V současnosti lze rozdělit na tzv. nové a staré zátěže. Do skupiny nových ekologických zátěží náleží náhodné úniky, havárie a kontaminace složek životního prostředí vzniklé porušením právních předpisů, jako je např. zákon o odpadech. Staré ekologické zátěže (SEZ) řadíme k historickým pozůstatkům působení nedemokratických režimů v České republice v letech 1938 – 1989. Používání pojmu staré ekologické zátěže je spojeno s obdobím od roku 1990, kdy byla započata privatizace státního majetku. Ve snaze urychlit tento proces byl majetek převáděn na nové vlastníky včetně starých ekologických zátěží. Dle platné legislativy tedy přešla společenská zodpovědnost za staré ekologické zátěže na nabyvatele, přičemž v kupních cenách tato skutečnost nebyla zohledněna. Stát se tehdy při privatizaci státního majetku zavázal uzavřením tzv. ekologické smlouvy s novými vlastníky k úhradě nákladů na odstranění starých ekologických zátěží v předem stanovené výši (MF, ©2020a).

## **2. Cíle práce**

Cílem bakalářské práce je shrnutí doposud známých a uveřejněných informací o starých ekologických zátěžích (SEZ) v České republice. V obecné části práce jsou vyjmenovány stěžejní orgány státní správy a samosprávy, které mají problematiku SEZ v kompetenci a legislativní a metodické předpisy, které s řešením SEZ souvisí. Je zde popsán způsob zjišťování a evidence kontaminovaných lokalit. Část věnující se nápravě závažného stavu obsahuje jednotlivé procesní postupy, které se sanací kontaminovaných míst souvisí a dále přehled vybraných sanačních technologií. Výsledné hodnocení je věnováno vyhodnocení aktuálních dat v databázi Systém evidence kontaminovaných míst včetně analýzy dle priorit, zdroje krytí sanačních opatření a popis sanace SEZ ve vybraných lokalitách v ČR.

### 3. Literární řešerše

#### 3.1 Staré ekologické zátěže v České republice

Staré ekologické zátěže (SEZ) jsou závažným a složitým jevem, u kterého nelze vyloučit negativní účinky na zdraví obyvatel a složky životního prostředí, do kterých unikly nežádoucí látky v takové míře, že je nutno přijmout nápravná opatření k redukci rizik. Samotná definice „stará ekologická zátěž“ není v právním systému České republiky, ani v legislativních předpisech Evropské unie (EU) vymezena. Z hlediska odpovědnosti ji nelze chápat jako škodu na životním prostředí způsobenou v rozporu s § 415 (dnes již neplatného) zákona č. 64/1964 Sb., občanský zákoník, resp. zákona č. 89/2012 Sb., občanský zákoník v platném znění, ale ani jako újmu na životním prostředí dle zákona číslo 167/2008 Sb., zákon o ekologické újmě v platném znění, respektive § 10 zákona č. 17/1992 Sb., zákon o životním prostředí v platném znění, i když svou podstatou de facto mohou odpovídat oběma pojmům. SEZ se však od nich odlišují specifickými znaky, jimiž jsou:

- původce SEZ není znám nebo neexistuje;
- odlišná osoba znečišťovatele a vlastníka;
- dlouhodobá existence v přírodě;
- skrytá hrozba

(Niklas, 2012).

Nejpříznačnějším označením pro staré ekologické zátěže je tedy pojem kontaminovaná lokalita, popř. potencionálně kontaminovaná lokalita (Niklas, 2012), v zahraničí jsou označovány jako historické kontaminace, staré zátěže nebo skryté znečištění (Damohorský et al., 2007).

Ministerstvo životního prostředí (MŽP) definuje SEZ následovně: *„Za starou ekologickou zátěž považujeme závažnou kontaminaci horninového prostředí, podzemních nebo povrchových vod, ve které v minulosti došlo nevhodným nakládáním s rizikovými látkami, jako například ropnými látkami, pesticidy, PCB, chlorovanými a aromatickými uhlovodíky, těžkými kovy apod. Zjištěná kontaminace je považována za starou ekologickou zátěž, pokud vznikla před privatizací nebo původce kontaminace neexistuje či není znám“* (MŽP, ©2020d).

V rámci Operačního programu životní prostředí (OPŽP) se *„za starou ekologickou zátěž považuje závažná kontaminace podzemních vod, povrchových vod,*

*horninového prostředí a stavebních konstrukcí, která ohrožuje zdraví člověka a složky životního prostředí“ (Niklas, 2012).*

SEZ antropogenního původu lze rozlišovat dle několika kritérií:

1. povaha činnosti, při které došlo k zatížení ŽP:
  - výrobní (průmyslové skládky, sklady chemikálií, výrobní závody, těžba nerostných surovin apod.);
  - nevýrobní (např. zátěže vzniklé v důsledku přítomnosti okupačních vojsk v letech 1968 – 1991);
2. odstranitelnost zátěže (důležité pro zvolení typu nápravného opatření):
  - odstranitelné trvale;
  - odstranitelné přechodně;
  - dočasně neodstranitelné;
  - neodstranitelné;
3. průkaznost existence zátěže:
  - předpokládané, kdy ohnisko nebylo doposud prokázáno, ale je předpoklad přítomnosti nežádoucích látek;
  - prokázané – výskyt škodlivých látek již byl zjištěn;
  - latentní – unik nežádoucích látek nebyl v lokalitě zjištěn, ale pravděpodobně k němu došlo;
4. míra nebezpečnosti:
  - velmi nebezpečné;
  - nebezpečné;
  - málo nebezpečné;
  - zanedbatelně nebezpečné;
  - přijatelně nebezpečné;
  - doposud nezařazené;(ibid);
5. kvalitativní hodnocení rizik (dle kanadské metodiky AGRA):
  - extrémní – (působení SEZ je neakceptovatelné, extrémně silné, pravidelné nebo se opakuje). Může jít o genotoxické, či vysoce toxické polutanty, nebo existuje víc expozičních cest. Prostředí je nepřijatelné pro život ani výrobní či pracovní činnost;

- vysoké – působení SEZ silné intenzity, avšak nepravidelné nebo dočasné. Působení polutantů s krátkou dobou expozice. Vysoce pravděpodobná nebo prokázaná kontaminace podzemních nebo povrchových vod;
- střední – koncentrace nepřevyšuje přípustný limit. Znečištění mírně toxickými polutanty zasahuje nesaturovanou zónu. Organismy jsou vystaveny relativně krátké době expozice;
- nízké – podprůměrné znečištění, nepřekračuje hygienické limity pro pracovní prostředí. Znečištění povrchových vod nepřekračuje hranici limitu. Koncentrace polutantů neohrožuje vodovodní systémy pitné vody;
- žádné – riziko je neškodné, zanedbatelné, nulové;
- neznámé – riziko se nedá s vysokou pravděpodobností předpokládat (MŽP, ©2020e).

### 3.2 Působnost orgánů státní správy a samosprávy

- **Fond národního majetku**

Fond národního majetku (dále jen „fond“) byl zřízen zákonem České národní rady č. 171/1991 Sb., o působnosti orgánů České republiky ve věcech převodů majetku státu na jiné osoby a o Fondu národního majetku České republiky, ve znění pozdějších právních předpisů. Činnost fondu byla řízena tehdejšími Ministerstvem pro správu národního majetku a jeho privatizaci České republiky.

Fond byl v souladu se zákonem č. 178/2005 Sb. ze dne 28. 4. 2005, o zrušení Fondu národního majetku České republiky a o působnosti Ministerstva financí při privatizaci majetku České republiky zrušen k 31. 12. 2005 a s účinností od 1. 1. 2006 přešla agenda související se starými ekologickými zátěžemi na Ministerstvo financí ČR.

- **Ministerstvo financí ČR**

V souladu s rozhodnutím vlády, na základě zákona č. 178/2005 Sb. a zákona č. 179/2008 Sb. s účinností od 1. 1. 2006 plní závazky státu z ekologických smluv uzavřených s nabyvateli privatizovaného majetku (MF ČR ©2020c). Za stát vystupuje jako zadavatel veřejných zakázek na sanaci ekologických zátěží. Ekologické veřejné zakázky jsou Ministerstvem financí ČR zadávány v souladu s Plánem zadávání prioritních akcí, sestaveným odborným garantem programu – Ministerstvem životního prostředí. Plán je sestavován na 1 rok. Současně se (po dohodě obou zúčastněných orgánů) zpracovává střednědobý plán



prioritních sanačních akcí a zásobník projektů na období 5 – 10 let (MF ČR ©2020a).

MF ČR je v souladu s § 26, odst. 1, písm. b) zákona č. 320/2001 Sb., zákon o finanční kontrole v platném znění, správcem rozpočtu Fondu privatizace (MF ČR, ©2020b).

- **Ministerstvo životního prostředí**

Ministerstvo životního prostředí ČR (MŽP) vystupuje v procesu sanace starých ekologických zátěží jako odborný garant. Zároveň je odborným garantem Programu pro život TAČR, který je zaměřen na průzkum a sanace kontaminovaných lokalit. Za tímto účelem bylo na MŽP zřízeno oddělení sanace odboru environmentálních rizik a ekologických škod (OEREŠ).

MŽP je dále gestorem následujících činností:

- zajišťování, řízení a financování sanací ekologických zátěží po Sovětské armádě;
- vydávání stanovisek k jednotlivým procesním krokům při přípravě a realizaci zakázek na odstranění ekologických škod v návaznosti na závazky vzniklé z uzavřených ekologických smluv;
- vytváří a publikuje příručky, metodické pokyny, doporučení, metodické pomůcky;
- poskytuje data do územně analytických podkladů (ÚAP);
- vysílá své zástupce do mezirezortních komisí, řešících revitalizace oblastí zasažených těžbou nerostných surovin;
- podílí se na řešení problematiky odstraňování starých ekologických zátěží, posuzuje a řídí projekty v rámci projektů Operačního programu Životní prostředí, zejména v rámci prioritní osy 3, specifický cíl 3.4. „*Dokončit inventarizaci a odstranit ekologické zátěže*“ (MŽP, ©2020c);
- je řídicím orgánem Operačního programu životního prostředí (OFŽP, ©2020).

- **Česká inspekce životního prostředí**

Česká inspekce životního prostředí (ČIŽP) se podílí na řešení SEZ, konkrétně řešení závadného stavu zjištěného u povrchových a podpovrchových vod, provádí kontrolní činnost v lokalitách s výskytem SEZ se zaměřením na realizaci sanačních opatření, vydává rozhodnutí s uloženými nápravnými opatřeními a souhlasná vyjádření k ukončení sanačních prací. Jako specifický úkol si ČIŽP určila problematiku odpadů vznikajících ze sanací SEZ (ČIŽP, ©2020).

- **Státní fond životního prostředí**

Státní fond životního prostředí (SFŽP) je zprostředkujícím subjektem pro implementaci a realizaci projektů financovaných z Fondu soudržnosti EU (FS EU) prostřednictvím Operačního programu životního prostředí (OPŽP). Jde zejména o příjem, kontrolu a hodnocení žádostí, provádí kontrolní činnost realizace schváleného projektu a jeho financování (OFŽP, ©2020).

- **Česká informační agentura životního prostředí (CENIA)**

CENIA je hlavním řešitelem projektu OPŽP – Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM) a zároveň správcem databáze Systém evidence kontaminovaných míst. (CENIA, ©2020).

- **Ministerstvo průmyslu a obchodu**

V kompetenci Ministerstva průmyslu a obchodu (MPO) je procesování projektu na řešení SEZ vzniklých před privatizací hnědouhelných těžebních společností v Karlovarském a Ústeckém kraji (Šanda, 2018).

MPO má v gesci mezirezortní komisi k řešení ekologických zátěží v rámci odstraňování SEZ vzniklých před privatizací zmíněných hnědouhelných revírů, jejímž hlavním úkolem je posouzení a výběr projektů pro veřejné zakázky. MPO poté vystupuje jako žadatel o úhradu nákladů spojených s realizací díla (sanace, rekultivace) (MPO, ©2020).

- **Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB)**

Státní úřad pro jadernou bezpečnost dlouhodobě monitoruje stav sanačních prací v Ústavu jaderného výzkumu Řež, a.s. (ÚJV), kde probíhá komplexní sanace SEZ (radioaktivní kontaminanty, radioaktivní odpady a přeložení vyhořelého paliva), vzniklých před privatizací ústavu (SÚJB, ©2020).

Je orgánem státní správy při řešení sanací lokalit po těžbě uranu a sanaci lokalit znečištěných radionuklidy (MŽP, ©2020d).

- **Orgány obcí a krajů**

Krajské a městské úřady hrají důležitou roli při řešení SEZ. K jejich prioritním úkolům patří odstraňování brownfields (opuštěné vojenské, zemědělské, průmyslové areály) z jejich území. Jsou oprávněnými žadateli o finanční podporu na realizaci průzkumných prací, analýzy rizik i pro vlastní sanační zásahy v rámci projektu OPŽP (MŽP, ©2020d).

### 3.3 Legislativa v České republice

Jak již bylo zmíněno, v ČR nebyl přijat žádný zákon, který by komplexně upravoval problematiku starých ekologických zátěží. Nicméně chránit a rozvíjet přírodní dědictví je ukotveno již v preambuli Ústavy České republiky, Listina základních práv a svobod se pak životnímu prostředí věnuje podrobněji. Zejména zaručuje právo na příznivé životní prostředí. Vymahatelnost tohoto práva je obsahem podústavních právních předpisů, které jsou při řešení SEZ přiměřeně využívány a aplikovány do praxe. Jde tedy o zákony, prováděcí vyhlášky, či usnesení vlády České republiky (Tuháček et Jelínková, 2015). Při řešení SEZ jsou také nápomocny metodické pokyny a metodické příručky, které v této souvislosti vydalo Ministerstvo životního prostředí (MŽP, ©2020a). Příslušné právní předpisy a dokumenty lze rozdělit do následujících skupin:

#### 3.3.1 Zákony na ochranu složek životního prostředí

Do této kategorie náleží bezesporu zákon č. 254/2001 Sb., o vodách v platném znění. Ve vztahu k starým ekologickým zátěžím je v tomto zákoně vymezeno např. ukládání povinnosti provést nápravná opatření nabyvatelům majetku, získaného v rámci privatizace, nebo udělování výjimky pro použití závadných látek při sanačním zásahu.

V případech, kdy mají být sanačním zásahem dotčeny pozemky spadající do zemědělského půdního fondu (ZPF), je postupováno v souladu se zákonem č. 334/1992 Sb., zákon ČNR o ochraně zemědělského půdního fondu v platném znění. Bez souhlasu orgánu ochrany ZPF s odnětím pozemků ze ZPF nelze záměr postoupit k dalšímu, např. stavebnímu řízení.

To platí i u záměrů realizovat sanační opatření na pozemcích určených k plnění funkce lesa (PUPFL), přičemž souhlas s odnětím vydává příslušný orgán státní správy lesů v souladu se zákonem č. 289/1995 Sb., o lesích v platném znění. Na základě zákona o lesích má gestor sanačního zásahu povinnost dbát, aby nebyl při realizaci opatření poškozován lesní porost.

Na základě zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší v platném znění je nutno vypracovat rozptylovou studii, ve které bude klasifikována použitá sanační technologie, ale i samotná řešená lokalita coby zdroj znečištění. V případě sanačních technologií se bude jednat zejména o bodové zdroje znečištění, prostor samotného kontaminovaného místa lze považovat za plošný zdroj znečištění. Ve studii jsou dále identifikovány možné úniky škodlivin a prachových částic v průběhu sanačních prací, tedy stanoveny emisní faktory, nahodilé úniky plyných škodlivin apod.

V souladu se zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v platném znění je při přípravě záměru nutno řešenou lokalitu posoudit z hlediska charakteru daného území, např. zda se nachází na území chráněného území, ÚSES, Evropsky významné lokality či Ptačí oblasti, zda při sanačním zásahu budou dotčeny dřeviny rostoucí mimo les apod. Příslušný orgán státní správy v oblasti ochrany přírody a krajiny poté vydá své stanovisko k navrhovanému opatření.

### **3.3.2 Zákony dle jednotlivých činností, ovlivňujících životní prostředí a zdraví obyvatel**

Zde je na místě jmenovat zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech, resp. nový zákon o odpadech, zákon č. 541/2020 Sb. v platném znění, účinný od 1. 1. 2021. Dle těchto zákonů je postupováno např. při nakládání s odpadem vzniklým při sanaci SEZ, zejména rozdělení odpadu dle katalogu odpadů, nakládání s vytěženou kontaminovanou zemínou, či předání odpadu oprávněné osobě k likvidaci (Niklas, 2012).

V souladu se zákonem č. 183/2006 Sb., stavební zákon v platném znění a vyhláškou č. 500/2006 Sb., vyhláška o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a o způsobu evidence územně plánovací činnosti v platném znění, územní samosprávné celky zapracovávají do databáze územně analytických podkladů přehled o starých ekologických zátěžích na svém území, přičemž jako hlavní zdroj slouží informace z aktualizované databáze Systém evidence kontaminovaných míst (SEKM) (MŽP, ©2020f). Dle stavebního zákona je pak postupováno při vlastním stavebním řízení při přípravě sanačního zásahu.

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon v platném znění upravuje podmínky použití technologického zařízení, vyvíjející elektromagnetické záření, které bude při dekontaminaci území použito. V tomto případě je zejména nutno vyžádat si závazné stanovisko příslušného orgánu státní správy v oblasti mírového využívání jaderné energie a ionizujícího záření.

### **3.3.3 Obecné a průřezové zákony**

V souladu se zákonem č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí v platném znění je gestor sanačního zásahu povinen oznámit záměr příslušnému orgánu státní správy v oblasti životního prostředí. Záměry spadající do kategorie I. podléhají posouzení vždy. Záměry odpovídající kategorii II. jsou předkládány

ke zjišťovacímu řízení. Výsledkem zjišťovacího řízení pak je výrok, že záměr nepodléhá dalšímu posuzování, v opačném případě je záměr posuzován stejným způsobem, jako jsou posuzovány záměry kategorie I.

Dále do této kategorie náleží:

- Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí v platném znění;
- Zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci v platném znění.

### **3.3.4 Zákony upravující odpovědnost za znečištění ŽP**

Dle zákona č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě v platném znění, je nezbytné záměr sanačních opatření posoudit z hlediska potencionálního ohrožení chráněných druhů volně žijících živočichů nebo planě rostoucích rostlin, podzemních i povrchových vod a půdy, ale i možného ohrožení lidského zdraví.

Zákon č. 89/2012 Sb., občanský zákoník v platném znění upravuje mimo jiné i přechod práv a povinností k nemovitým věcem. Ve vztahu k SEZ může v praxi nastat případ, kdy přejde vlastnické právo, ale i povinnosti k nemovitostem, na kterých vázne závadný stav, tedy stará ekologická zátěž, popř. s ní může pouze souviset. Jako příklad lze uvést např. omezení vlastnického práva ve veřejném zájmu. Občanským zákoníkem je rovněž upravena odpovědnost za vznik majetkové a nemajetkové újmy a náhrada vzniklé škody.

Z hlediska odpovědností lze dále uvést zejména represivní zákony, upravující postihy za porušení povinností na základě jiných právních předpisů. Jde o následující zákony:

- Zákon č. 250/2016 Sb., o odpovědnosti za přestupky a řízení o nich;
- Zákon č. 40/2009 Sb., trestní zákoník v platném znění;
- Zákon č. 418/2011 Sb., o trestní odpovědnosti právnických osob a řízení proti nim v platném znění.

### **3.3.5 Zákony upravující převod státního majetku na fyzické nebo právnické osoby (privatizační, restituční zákony)**

V kontextu se starými ekologickými zátěžemi se jedná především o následující zákony:

- Zákon č. 92/1991 Sb., o podmínkách převodu majetku státu na jiné osoby v platném znění;

- Zákon č. 171/1991 Sb., o působnosti orgánů České republiky ve věcech převodu majetku státu na jiné osoby a o Fondu národního majetku České republiky (zrušen k 1. 1. 2006).

Na uvedené právní předpisy jsou navázána jednotlivá usnesení vlády, která explicitně řeší danou problematiku, jako např. přechod práv a povinností z tzv. ekologických smluv na právní nástupce původního nabyvatele privatizovaného majetku.

Následující zákony sice řeší převod státního majetku na druhé osoby, avšak v souvislosti s nimi není problematika starých ekologických zátěží na tomto majetku nikterak řešena, tzn. závazek státu vyplývající z SEZ, jako je tomu u privatizovaného majetku, není předmětem ekologických smluv:

- Zákon č. 427/1990 Sb., o převodech vlastnictví státu k některým věcem na jiné právnické nebo fyzické osoby v platném znění;
- Zákon č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku (zákon o půdě) v platném znění;
- Zákon č. 95/1999 Sb., o podmínkách převodu zemědělských a lesních pozemků z vlastnictví státu na jiné osoby v platném znění (zrušen k 1. 1. 2013), nahrazen zákonem č. 503/2012 Sb., o Státním pozemkovém úřadu a změně některých souvisejících zákonů s účinností od 1. 1. 2013;
- Zákon č. 403/1990 Sb., o zmírnění následků některých majetkových křivd v platném znění;
- Zákon č. 298/1990 Sb., o úpravě některých majetkových vztahů řeholních řádků a kongregací a arcibiskupství olomouckého, v platném znění;
- Zákon č. 428/2012 Sb., o majetkovém vyrovnání s církvemi a náboženskými společnostmi v platném znění.

(Niklas, 2012)

### **3.3.6 Metodické pokyny MŽP**

- Metodický pokyn MŽP pro průzkum kontaminovaného území;
- Metodický pokyn MŽP – Vzorkování v sanační geologii;
- Metodický pokyn MŽP – Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit;
- Metodický pokyn MŽP k řešení problematiky stanovení indikátoru možného znečištění ropnými látkami při sanaci kontaminovaných míst;
- Metodický pokyn MŽP č. 1 – Analýza rizik kontaminovaných území;

- Metodický pokyn MŽP č. 2 k plnění databáze Systému kontaminovaných míst včetně hodnocení priorit;
- Metodický pokyn MŽP pro provádění základního hodnocení rizika ekologické újmy;
- Metodický pokyn MŽP pro provádění podrobného hodnocení rizika ekologické újmy;
- Metodický pokyn MŽP z r. 2013 – Indikátory znečištění.
- Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM 3 (uveřejněno v r. 2021).

(MŽP, ©2020b)

Jako doplňující materiály pak slouží metodické příručky vydané Ministerstvem životního prostředí:

- Metodická příručka MŽP – Aplikace geofyzikálních metod při ochraně vodních zdrojů;
- Metodická příručka MŽP pro použití oxidačních technologií *in situ* (ISCO);
- Metodická příručka MŽP pro použití reduktivních technologií *in situ* při sanaci kontaminovaných míst;
- Metodická příručka MŽP – Základní principy hydrogeologie;
- Metodická příručka hodnocení průzkumu sanací;
- Metodická příručka MŽP – Možnosti geofyzikálních metod (ibid).

### **3.3.7 Směrnice MF a MŽP pro přípravu a realizaci zakázek řešících ekologické závazky vzniklé při privatizaci č. 4/2017**

Směrnice upravuje postup a procesní zásady k realizaci nápravných opatření při sanaci starých ekologických zátěží vzniklých před privatizací ve vztahu k přípravě a zadávání veřejných zakázek (MF et MŽP, ©2020).

## **3.4 Mezinárodní úmluvy a evropská legislativa**

Česká republika se zavázala řídit se celou řadou mezinárodních smluv, či konvencí a jako člen Evropské unie je povinna dodržovat vydaná nařízení a transponovat do svých legislativních předpisů směrnice schválené Evropským parlamentem. V souladu s čl. 38, odst. 1 Statutu Mezinárodního soudního dvora OSN je rovněž vázána mezinárodními obyčeji, obecnými právními zásadami a soudními

rozhodnutími mezinárodních a národních soudů, které jsou pramenem práva životního prostředí (Tuháček et Jelínková, 2015).

Avšak stejně jako je tomu u právních předpisů České republiky, ani v pramenech mezinárodního práva pojem staré ekologické zátěže není předmětem úpravy a nelze jej hledat ani v mezinárodních úmluvách (Niklas, 2012). Mezinárodní úmluvy jsou primárně zaměřeny spíše na řešení přeshraničních škod, a to včetně škod, které mají dopad na životní prostředí.

Obecně platí, že žádná ze směrnic či úmluv nepřipouští retroaktivitu, mají však stejného jmenovatele, a to opatření k odstranění nebezpečných látek, resp. k sanaci kontaminované lokality nebo opatření k nápravě poškozeného životního prostředí s uvedením do původního stavu. Většina mezinárodních úmluv však je zaměřena především na prevenci. Část úmluv se zabývá odpovědností za vzniklé škody na životním prostředí tam, kde byly zjištěny, ale řeší pouze specifické oblasti, které byly poškozeny nebo zdroje škod, které je způsobily, jako např. využívání jaderné energie.

Nebezpečnými aktivitami včetně všech aspektů životního prostředí v obecné rovině se zabývá Luganská úmluva, o občanskoprávní odpovědnosti za škody vyplývající z činností nebezpečných pro životní prostředí, sjednaná v rámci Rady Evropy v r. 1993. Tuto smlouvu podepsalo devět států, žádný z nich ji však neratifikoval, což znamená, že doposud není účinná (Niklas, 2012). Část členských zemí EU (např. Německo, Velká Británie nebo Dánsko) dokonce odmítlo k této smlouvě přistoupit (Stejskal et Vícha, 2009).

V právních předpisech EU, týkajících se životního prostředí, lze najít pouze některá ustanovení, která přímo či nepřímo s problematikou SEZ souvisí a dotýkají se buď jednotlivých složek ŽP, nebo vybraných činností. Pro danou oblast platí, že jsou pramenem práva vydané směrnice vytyčující cíl, kterého má být dosaženo, určují a sjednocují požadavky na legislativní úpravu jednotlivých členských států EU. Způsob, jakým má být stanovený cíl naplněn, je ponechán v kompetenci jednotlivých států. Obsahem směrnic tedy není ani způsob odstranění SEZ nebo úprava odpovědnosti za staré ekologické zátěže (Niklas, 2012).

Evropskou právní úpravu, dotýkající se problematiky SEZ lze rozdělit do následujících skupin:



### **3.4.1 Právní úprava odpovědnosti za škody na životním prostředí**

Odpovědnost za ztráty na životním prostředí je předmětem Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2004/35/ES, o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí. Směrnice byla vydána především v reakci na existenci řady kontaminovaných míst v rámci celé EU (Stejskal et Vícha, 2009), z hlediska odpovědnosti navázala na Zelenou knihu o náhradě ekologických škod z roku 1993 a Bílou knihu o ekologické odpovědnosti z roku 2000. Přesto, že výše uvedená Luganská úmluva nebyla členskými státy EU ratifikována, je obsah směrnice touto úmluvou významně ovlivněn. Oba dokumenty jsou totiž postaveny na principu „*polluter pays principle* – PPP“ (znečišťovatel platí) (Rybářová, 2009).

Vzhledem k tomu, že směrnice je založena na objektivní a subjektivní odpovědnosti provozovatele, resp. znečišťovatele, nelze ji ve vztahu k sanaci SEZ aplikovat (Jančářová, 2007).

### **3.4.2 Právní úprava činností, které způsobují nebo mohou způsobit kontaminaci složek životního prostředí**

K činnostem, které zapříčinily vznik SEZ, náleží i těžební činnost a skládkování odpadů. Problematika nakládání s těžebním odpadem je předmětem Směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 2006/21/ES, o nakládání s odpadem z těžebního průmyslu.

K předcházení nepříznivých účinků nakládání s těžebním odpadem na životní prostředí a lidské zdraví směrnice ukládá členským státům EU přijmout taková opatření, aby byl dopad z této činnosti v maximální míře eliminován, a to i po ukončení činnosti zařízení pro nakládání s odpady z těžebního průmyslu.

Povinnosti vyplývající z této směrnice se však nevztahují na zařízení, která byla uzavřena před 1. 5. 2008 a na zařízení, která nepřijímají odpady od 1. 5. 2006. Z uvedeného vyplývá, že se směrnice vztahuje na SEZ v zařízeních pro nakládání s těžebním odpadem, která jsou stále v provozu, nebo je ukončení jejich provozu realizováno v souladu s touto směrnicí.

V kontextu se starými ekologickými zátěžemi však směrnice ukládá členským státům vypracovat databázi všech uzavřených zařízení pro nakládání s těžebními odpady včetně opuštěných úložných míst s cílem identifikace těch zařízení, které mají nepříznivý vliv na životní prostředí nebo mohou představovat v budoucnosti závažnou hrozbu pro lidské zdraví či životní prostředí (Jančářová, 2007).

Oblast odpadů je v rámci EU upravena Směrnicí o odpadech č. 2006/12/ES, ovšem netýká se přímo sanací starých ekologických zátěží. Je zde však uvedena kategorie odpadu „Q15“, který vzniká při sanaci SEZ a musí s ním být tedy nakládáno v souladu s pravidly stanovenými rámcovou směrnicí o odpadech (ibid).

Směrnice 1999/31/ES o skládkování odpadů obsahuje ustanovení vztahující se k starým ekologickým zátěžím, avšak týká se pouze skládek způsobujících kontaminaci, které jsou v provozu nebo jejich uzavření je realizováno v souladu s pravidly stanovenými touto směrnicí. Nevztahuje se tedy na opuštěné skládky odpadů. Směrnicí je stanovena povinnost monitoringu skládek i po ukončení provozu s cílem včasné detekce nepříznivého vlivu skládky na své okolí. V případě skládek odpadů jde především o průsaky, které způsobily nebo mohou způsobit kontaminaci půdy, podzemních a povrchových vod. Uzavření skládky může být realizováno pouze na základě povolení, popř. příkazu příslušného orgánu státní správy. V souvislosti s uzavřením skládky je provozovateli uložena povinnost následného monitoringu a péče o uzavřenou skládku, jakož i oznamovací povinnost o každé potencionální hrozbě, kterou zjistil při těchto činnostech, a to na dobu, kterou určí příslušný úřad v závislosti na potencionálním nebezpečí pro životní prostředí a zdraví obyvatel. Samozřejmostí je i povinnost provozovatele přijmout opatření k nápravě závadného stavu v souladu s rozhodnutím příslušného úřadu (ibid).

### **3.4.3 Právní úprava na ochranu vod**

Ochrana povrchových podzemních, vnitrozemských a brakických vod na území EU je předmětem Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES (Rámcová směrnice o vodách) v platném znění.

Dle Rámcové směrnice o vodách jsou kontaminované lokality hlavním zdrojem znečišťování podzemních vod. Směrnice ukládá členským státům povinnost provést analýzu zdrojů podzemních vod, vymezení hranic a identifikaci rozptýlených a bodových zdrojů znečištění. U zdrojů znečištění, které představují riziko, se dále vyhodnocuje jeho významnost a zároveň jsou určena potřebná nápravná opatření (Jančářová, 2007).

Ochrana podzemních vod před znečištěním způsobeným některými nebezpečnými látkami je upravena Směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES (Směrnice o ochraně podzemních vod) v platném znění.

Tak jako je tomu u Rámcové směrnice o vodách, je analýza znečištění stanovena i Směrnicí o ochraně podzemních vod. Cílem analýzy je identifikace znečišťujících

látek ve zdrojích podzemních vod, zejména v místech existujícího znečištění prostřednictvím kontaminované půdy a dále ověření, zda znečištění nemá tendenci se šířit a vyhodnocení míry rizika pro životní prostředí a zdraví člověka (ibid).

Smyslem obou směrnic je tedy zajištění dobrého stavu povrchových i podzemních vod, zabránění zhoršování stavu a vyloučení tzv. prioritních nebezpečných látek (ibid).

#### **3.4.4 Právní úprava na ochranu půdy**

Ochrana půdy na úrovni EU není doposud řešena žádnou specifickou právní úpravou. V roce 2006 byl Komisí ES předložen návrh směrnice EP a Rady o zřízení rámce pro ochranu půdy a o změně směrnice 2004/35/ES, ve které Komise reagovala na neutěšený stav půdy napříč celou Evropskou unií. V návrhu je poukazováno na zvyšující se intenzitu degradace půd a hrozící nebezpečí postupného zhoršování stavu. Záměrem Komise bylo vydat ucelený specifický právní předpis, který by tvořil společnou strategii na ochranu a udržitelné využívání půdy. Návrh směrnice reflektuje rovněž i přítomnost kontaminovaných lokalit, vzniklých nevhodným obhospodařováním a industrializací v minulosti (Jančářová, 2007).

Členské státy jsou si vědomy závažnosti problematiky degradace půd, návrh této směrnice však byl v roce 2014 stažen jako bezpředmětný a směrnice vydána nebyla (VÚMOP, ©2020).

#### **3.4.5 Právní úprava nebezpečných látek**

Nebezpečným látkám, resp. persistentním organickým znečišťujícími látkám (POPs) je věnována pozornost na globální úrovni. Za účelem redukce výroby, používání a úniků POPs byly na mezinárodní úrovni uzavřeny dvě úmluvy, a to Protokol k regionální Úmluvě o dálkovém přenosu látek znečišťujících ovzduší přes hranice států a Stockholmská úmluva o persistentních organických znečišťujících látkách.

Tyto dvě úmluvy byly přeneseny na evropskou úroveň v podobě Směrnice 96/59/ES o zneškodňování polychlorovaných bifenyly a polychlorovaných terfenyly a Nařízení 850/2004 o persistentních organických znečišťujících látkách. Směrnice 96/59/ES se však sanace starých ekologických zátěží netýká. Co se týče Nařízení č. 850/2004 k POPs, je sporné, nakolik se pojem „únik“ může vztahovat na samovolné úniky těchto látek ze zařízení, jejichž provoz byl již ukončen. Tato problematika je tedy řešena v souladu s principem subsidiarity. Naproti tomu ustanovení, vztahující se

k zastaralým zásobám a jejich nezodpovědného skladování či jiné nakládání s nimi, se mohou na staré ekologické zátěže vztahovat, a to za předpokladu, že dochází k únikům těchto látek a může být ohroženo zdraví obyvatel či životní prostředí. V těchto případech musí členské státy v souladu s čl. 6 Nařízení 850/2004 vyhotovit a průběžně aktualizovat seznam úniků POPs do jednotlivých složek životního prostředí, zároveň jsou povinny zpracovat a zaslat Komisi akční plán, v němž identifikuje jednotlivé lokality, ve kterých došlo k úniku vybraných látek a stanoví nápravná opatření k jejich eliminaci (Jančářová, 2007).

### 3.5 Způsob zjišťování kontaminovaných míst a jejich evidence

CENIA v současné době dokončuje ve spolupráci se sdružením firem Dekonta, a.s., Vodní Zdroje Ekomonitor, spol. s.r.o. a GEOtest, a.s. II. etapu národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM2), jejímž cílem je zaznamenat a zhodnotit kontaminovaná a potencionálně kontaminovaná místa na území celé České republiky. Projekt je spolufinancován z Fondu soudržnosti EU (FS EU) v rámci prioritní osy 3.4 Operačního programu životní prostředí (OPŽP). Výstupem pak má být kompletní databáze v systému kontaminovaných míst (Suchánek, 2020; MŽP, ©2020i).

Stav aktuálních záznamů evidovaných v databázi SEKM 3 je zadokumentován v níže uvedené tabulce.

Stav záznamů v databázi SEKM 3 k 27. 3. 2021	
Celkový počet záznamů	15183
Existence analýzy rizik	1769
Lokality s ukončenou sanací s výsledkem vyhovující	883
Lokality s ukončenou, resp. přerušenu sanací – nevyhovující	79
Lokality s probíhající sanací	238
Lokality s dosud nezahájenou sanací	309
Lokality, u nichž není nutný zásah	1082
Lokality s nepotvrzenou kontaminací	2341

*Tabulka č. 1: Aktuální stav záznamů v databázi SEKM 3  
(vlastní zpracování dle SEKM 3, stav ke dni 27. 3. 2021)*

Vlastní inventarizace kontaminovaných lokalit navazuje na projektovou etapu, realizovanou v letech 2018 – 2019, která za pomoci metod dálkového průzkumu Země mapovala indicie kontaminovaných míst v rámci celé České republiky (Suchánek, 2020).

Dálkový průzkum Země (DPZ) je moderní metodou, která je v současnosti využívána v mnoha oborech a s jejíž pomocí získáváme prostorová data o zemském povrchu i jednotlivých objektech. Pro potřeby NIKM přináší aplikace metod DPZ nástroje k vyhledávání (inventarizaci) dosud nevidovaných potenciálně kontaminovaných míst (Doubrava et al., 2011).

DPZ je založen na interakci elektromagnetického záření se zkoumaným objektem. Průběh interakce udává energie, zaznamenávaná detektorem ve vymezených intervalech vlnových délek v určitém prostorovém úhlu, což umožňuje určování hledaných vlastností sledovaných objektů. Naměřená data jsou zpracována pomocí matematických a matematicko-fyzikálních metod (CENIA, ©2020b).

NIKM2 předcházela I. etapa NIKM, která byla realizována v letech 2009 – 2013 a financována v rámci prioritní osy 4.2 OPŽP. V rámci I. etapy byla zpracována metodika pro jednotný sběr informací, vytvořeny nástroje pro inventarizaci a databázi kontaminovaných míst. V konečné fázi I. etapy proběhlo ověření a vyhodnocení na cca 9 % území ČR a připraven návrh projektu II. etapy – celoplošné inventarizace (Suchánek, 2013).

Databáze pro evidenci kontaminovaných lokalit prošla od dob jejího vzniku řadou proměn.

Jako první program pro evidenci starých ekologických zátěží sloužil systém evidence starých ekologických zátěží (SESEZ). Již tehdy propojoval databázi údajů o environmentálních zátěžích s prostředím GIS (Holoubek, 2006). SESEZ byl vyvinut na Ministerstvu životního prostředí v letech 1995 – 1997, tvorba integrované databáze probíhala v letech 1998 – 2000 (Gruntorád, 2011).

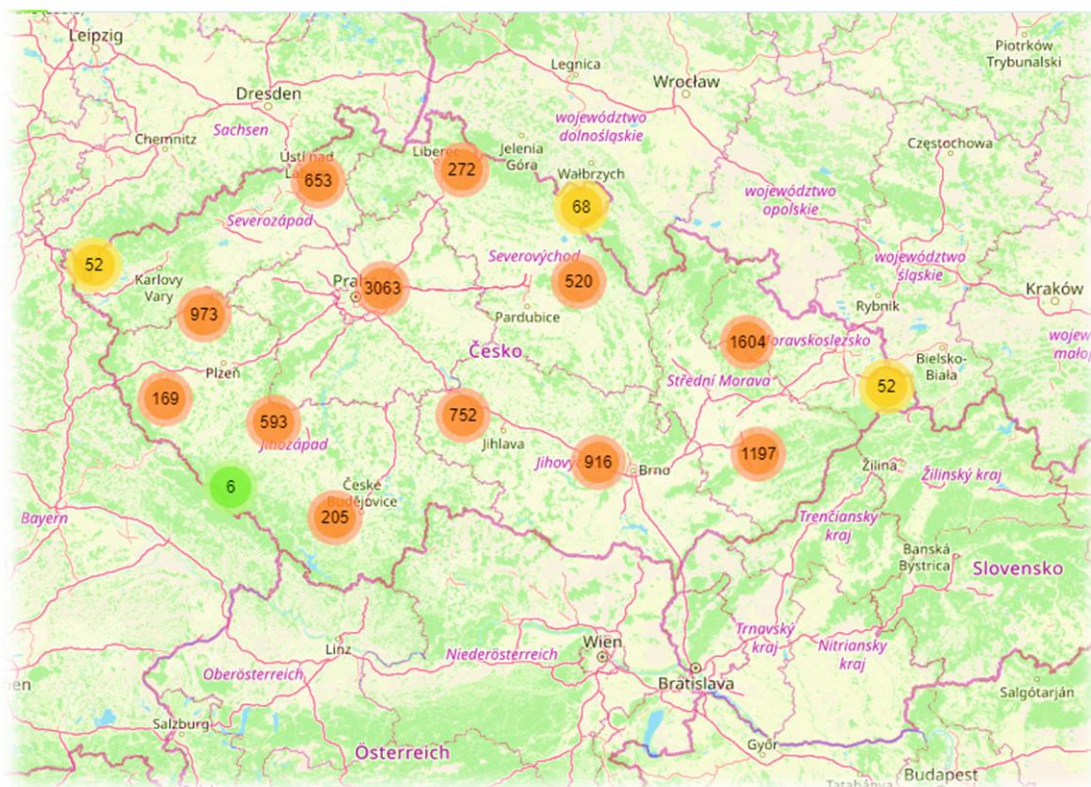
Později byla databáze SEZ rozšířena o údaje týkající se uzavřených skládek. V roce 2000 byla správa SESEZ převedena z MŽP na Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i., kde pokračovala tvorba integrované databáze a v průběhu let 2002 až 2004 byla předána k využití (plnění) (ibid).

Po vstupu České republiky do EU byla struktura databáze SESEZ změněna v souladu s požadavky EEA a přejmenována na Systém evidence kontaminovaných míst

(SEKM). V roce 2005 převzala správu databáze Agentura CENIA (Kačabová et Gruntorád, 2010).

V roce 2010 byly softwarově sjednoceny databáze SEKM a Priority kontaminovaných míst do databáze SEKM 2.0, která již disponovala celostátní evidencí kontaminovaných lokalit včetně vyhodnocení priorit a mapové aplikace (Suchánek, 2012; MŽP, 2011B).

Informační systém SEKM prošel modernizací a v listopadu 2019 byl aktualizován na novou verzi SEKM 3. Členům týmu, kteří zpracovávají data v rámci 2. etapy Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM), je k dispozici i mobilní aplikace.



Obrázek č. 1: Kontaminované lokality v ČR (SEKM 3, ©2021, stav ke dni 19. 3. 2021)

Vlastní administrace dat v SEKM probíhá v souladu s Metodickým pokynem MŽP k plnění databáze Systém evidence kontaminovaných míst včetně vyhodnocení priorit. Všechny detekované kontaminované, popř. potencionálně kontaminované lokality jsou v SEKM zaevidovány s jednoznačným příznakem území a alespoň jedním bodem v souřadnicovém systému JTSK. Každá takto evidovaná lokalita je sledována samostatně. Nejdůležitější data o zájmové lokalitě jsou zaznamenávána do souhrnného formuláře, ve kterém je uvedeno minimálně katastrální území,

do kterého zájmová lokalita náleží, název kraje, okresu, lokality, prozkoumanost lokality, přibližná rozloha, souřadnice. Do databáze SEKM mohou být zařazeny pouze lokality, kde lze prokázat, popř. důvodně předpokládat, že znečištění bylo způsobeno antropogenní činností (MŽP, 2011b).

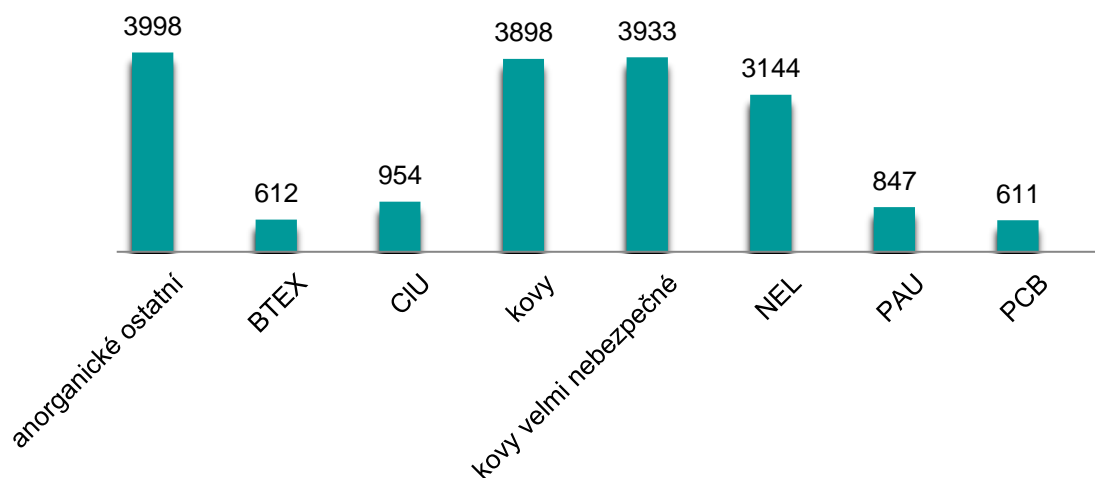
Poté, co jsou zapracovány do databázového záznamu lokality veškeré relevantní informace, následuje hodnocení priority, to znamená, že hodnocené lokality jsou zařazovány do odpovídající kategorie (A – kontaminované, P – potenciálně kontaminované, N – nekontaminované) v závislosti na tom, zda je kontaminace ověřená či předpokládaná, zda již existuje nebo může existovat ohrožení lidského zdraví a životního prostředí. Každá z uvedených kategorií je vymezena situačním výrokiem, který charakterizuje úroveň znečištění, možné důsledky kontaminace, popř. je uvedeno, že není dostatek informací pro vlastní vyhodnocení priorit (MŽP, 2011b). Specifická koncentrace jednotlivých chemických látek v půdě, vodě či půdním vzduchu je dána indikátory znečištění. Při jejich překročení je nezbytné znečištění vyhodnotit z hlediska rizik pro potenciální příjemce (MŽP, 2013).

V lednu 2021 byl ve věstníku MŽP pod č. j. MZP/2021/130/68 uveřejněn nový metodický pokyn pro práci se systémem SEKM 3.

### **3.6 Nejčastěji detekované kontaminanty a jejich vlastnosti**

V databázi SEKM 3 byla provedena analýza zmapovaných kontaminovaných lokalit. Porovnáním bylo zjištěno, že jednoznačně převládá kontaminace anorganickými látkami, znepokojení vyvolává zejména počet lokalit s výskytem velmi nebezpečných kovů. Ze skupiny organických látek převládají kapalné kontaminanty špatně rozpustné ve vodě, takzvané nepolární extrahovatelné látky (NEL). Tyto jsou zastoupeny zejména látkami ropného původu či halogen deriváty. Další početně zastoupenou skupinou jsou polychromované bifenyly (PCB) a polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU). Zastoupení jednotlivých kategorií kontaminantů je znázorněn v následujícím grafu.

### Zastoupení nejčastěji detekovaných kontaminantů (počty lokalit)



Graf č. 1: Nejčastěji detekované kontaminanty  
(vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 27. 3. 2021)

#### 3.6.1 Anorganické kontaminanty

Nejčastějšími anorganickými látkami, způsobujícími kontaminaci, jsou zejména těžké kovy, polokovy a kyanidy. Kovy jsou přirozenou složkou zemin, problémy však nastávají, jsou-li v půdě přítomny v nežádoucím množství, způsobeném např. přívalovými dešti, průsakem ze skládek, z chemického zpracování rud apod. Mezi nejproblematictější kovy řadíme zejména arsen, kadmium, olovo, rtuť, zinek a chrom (Vaníček, 2002).

##### 3.6.1.1 Arsen

Arsen (As) je polokov, který se vyskytuje ve třech strukturálních formách (žlutá, černá, šedá) s odlišnými vlastnostmi. Používá při výrobě pesticidů nebo přípravků na konzervaci dřeva. Dále je využíván jako slitina s olovem, výjimečně s mědí, nebo do polovodičů s galiem a indiem na výrobu LED diod, IL zářičů apod. Oxid arsenitý je pak využíván ve sklářském průmyslu (IRZ, ©2020a), či při výrobě výbušnin a jiné pyrotechniky (Vaníček, 2002).

Výskyt As v prostředí je způsoben především antropogenní činností, zejména spalováním fosilních paliv (Wang et al, 2021) nebo dřeva, které bylo ošetřeno (konzervováno) přípravky obsahujícími arsen. Výskyt vysoké koncentrace As bývá v oblastech metalurgického průmyslu, kde je zpracována měď, olovo či jiné kovy,



jejich rudy obsahují stopy arsenu. Přirozeným zdrojem výskytu arsenu je vulkanická činnost (IRZ, ©2020a).

As je vysoce toxický, těžký, schopný bioakumulace, pro lidský organismus je potencionálně karcinogenní, proto je tomuto polokovu celosvětově věnována velká pozornost. V roce 2011 byl Evropskou agenturou životního prostředí zařazen na seznam regulovaných znečišťujících látek, pocházejících z tepelných elektráren. (Wang et al, 2021).

### **3.6.1.2 Kadmium**

Kadmium (Cd) je měkký kov s poměrně nízkou teplotou tání (při 767 °C). Největší podíl spotřeby kadmia zaujímá výroba baterií, především nikl-kadmiových a solárních akumulátorů. Následuje výroba stabilizátorů plastů, tvorba ochranných povlaků nebo legování mědi. Je součástí polovodičů, pájecích kovů, domácích spotřebičů apod. (IRZ, ©2020d).

Přirozeně kadmium emituje při sopečných erupcích. Vyšší podíl úniku do prostředí zapříčiňuje antropogenní činnost, především spalování fosilních paliv a odpadů (Elehinafe et al., 2020), galvanické pokovování a výroba akumulátorů, aplikace hnojiv s obsahem Cd, těžba a zpracování kadmia, využívání čistírenských kalů apod. (IRZ, ©2020d).

Cd má schopnost vázat se na malé částice, kontaminace z půdy nebo vody přechází do potravního řetězce. Některé potraviny, jako jsou houby, korýši, ryby, játra apod. obsahují Cd v přirozené formě, ve zvýšených koncentracích však způsobuje u lidí poškození ledvin, zažívacího traktu (Elehinafe et al, 2020). Díky jeho vysokému akumulačnímu koeficientu probíhá detoxikace poměrně pomalu a je příčinou chronických otrav. Chronické vystavení člověka kadmiu může způsobit poškození imunitního systému a srdce. Jde tedy o velice toxický prvek a sledování emisí a jejich minimalizace je tedy velice důležitá (IRZ, ©2020d).

### **3.6.1.3 Olovo**

Olovo (Pb) je velmi měkký, kujný a těžný kov s velkou odolností vůči korozi. Vzhledem k tomu, že byla prokázána toxicita olova, je snahou minimalizovat jeho využívání v čisté podobě, ale i v podobě jeho slitin. Vzhledem k jeho odolnosti mělo olovo v první polovině 20. století široké využití, např. jako části vodovodních rozvodů. Ovšem i dnes existuje řada oblastí, kde prozatím nebyla nalezena adekvátní náhrada,

a proto v nich má tento kov výhradní uplatnění. Např. pro jeho rezistentnost je využíván k výrobě nádob na uchovávání koncentrované kyseliny sírové, dále v automobilovém průmyslu, při výrobě střeliva a také na pracovištích, kde se vyskytuje rentgenové záření a gama paprsky, neboť olovo velice účinně toto energetické elektromagnetické záření pohlcuje (IRZ, ©2020e).

Olovo se může vyskytovat v prachu, půdě, či vodním sedimentu, kde je schopno přetrvávat dlouhá léta. Dále je olovo uvolňováno při vyšší kyselosti vody z olověného vodovodního potrubí (Naranjo et al., 2020).

Lidské tělo může olovo přijímat buď inhalací (cca 30 %), ale i kontaminací potravin, např. z obalů (cca 60 %) a dále z pitné vody (cca 10 %). Vystavení lidského organismu olovu způsobuje řadu onemocnění, především jater, ledvin, cév, poruchy krvetvorby apod. Zvlášť závažné je také postižení nervové soustavy, které je provázeno svalovým třesem, halucinacemi, poruchami pozornosti, ale i poklesem IQ (IRZ, ©2020c), u dětí pak může způsobit akutní encefalopatii, mentální postižení, v horším případě i úmrtí (Naranjo et al., 2020). Expozice u mužů může způsobit reprodukční poruchy (IRZ, ©2020e).

#### **3.6.1.4 Rtuť**

Rtuť (Hg) je toxickým kovem, který byl Světovou zdravotnickou organizací (WHO) zařazen do skupiny deseti znečišťujících látek, které jsou extrémně nebezpečné pro lidské zdraví. V životním prostředí se vyskytuje ve třech formách – elementární (Hg<sup>0</sup>), anorganické a organické (Hg<sup>n</sup>), každá z nich má různé fyzikálně-chemické vlastnosti a stupně toxicity. Elementární Hg má tekutou formu s nízkou adsorpcí gastrointestinální a dermální cestou (Ajsuvakova et al., 2020).

Ve zdravotnictví má rtuť využití při výrobě zubařského amalgámu, její sloučeniny obsahují i některé léky. Hg působí antibakteriálně a fungicidně, a proto je přidávána do nátěrových hmot. Chlorid rtuťnatý byl v minulosti přidáván do jedů na hlodavce či k moření obilí. Arzid rtuti je pro svou třaskavost používán k výrobě pyrotechnických rozbušek (IRZ, ©2020g).

Do prostředí je rtuť transportována především při spalování odpadu a fosilních paliv, dále při těžbě a zpracování rud obsahujících rtuť. Přibližně 15 % rtuti z celkového množství emisí kontaminuje půdu používáním hnojiv a fungicidů, úniky z komunálního odpadu a atmosférickou depozicí, cca 5% se dostává do vody z průmyslových odpadních vod. Přírodním zdrojem rtuti jsou sopečné erupce či zvětrávání přírodních ložisek (ibid).

Rtuť má vysokou schopnost bioakumulace, nejvíce je absorbována houbami, mořskými rybami a plody, ale i vnitřnostmi, zejména játry, tím přecházejí do potravního řetězce. Lidské tělo může být rovněž vystaveno expozici vdechováním těkavých par, či prachu nebo dermálním kontaktem (Fernandes et al, 2020).

#### **3.6.1.5 Zinek**

Zinek (Zn) je další z řady měkkých, lehce tavitelných kovů a zaujímá čtvrté místo ve výrobě, hned za železem, mědí a hliníkem (IRZ, ©2020h). Mezi antropogenní činnosti, které způsobují kontaminaci zinkem, náleží zejména těžební, chemický a papírenský průmysl (Redmile-Gordon et al, 2017).

Ze 40% je Zn využíván k ochranným antikorozním nátěrům železa a jeho slitin, je velice vhodný k výrobě různých odlitků či kovových součástek. Nejznámější a nejpoužívanější je jeho slitina s mědí. Mosaz je vyráběna v různém poměru obou kovů, lišících se mechanickou odolností a barvou. Oxid hliníku (ZnO) je využíván při výrobě barviv nebo jako plnicí prvek při výrobě vulkanizovaného kaučuku. Sulfid zinečnatý je pro svou luminiscenční vlastnost používán jako základní látka světélkujících nátěrů (IRZ, ©2020h).

Zn je pro živé organismy důležitým stopovým prvkem, nezbytný je např. pro fungování inzulínového systému, metabolismus nukleových kyselin a bílkovin, jeho nedostatek může způsobit zhoršování paměti, smyslové poruchy, úbytek na váze apod. Jeho nadbytek naopak škodí, může způsobit zvracení, průjmy, bolesti žaludku a křeče (Redmile-Gordon et al, 2017).

#### **3.6.1.6 Chrom**

Chrom (Cr) je toxický kov, který je do životního prostředí imitován řadou průmyslových odvětví, jako je textilní výroba, koželužský průmysl, galvanické pokovování, metalurgie, částečně je uvolňován do ovzduší i při spalování fosilních paliv (Elehinafe et al., 2020). Sloučeniny chromu jsou používány při konzervaci dřeva, barvení textilu, při výrobě buničiny a papíru.

Vysokou koncentraci chromu, který je extrémně nebezpečný pro životní prostředí i lidské zdraví, obsahují odpadní a oplachové vody z průmyslu (Sharma et Aholeya, 2011).

Lidské tělo může být vystaveno expozici chromem inhalací, požitím nebo dermálním kontaktem. Může způsobit nízkou hmotnost lidského těla, ale i orgánů, jako je srdce, slezina, ledviny, plíce nebo může být příčinou různých genetických anomálií (Andleeb et al., 2020).

### **3.6.1.7 Kyanidy**

Kyanidy jsou velice toxickou skupinou sloučenin, obsahující kyanoskupinu (CN), jako je např. kyanid sodný, soli kyseliny kyanovodíkové, též známý pod názvem kyanovodík. Kyanovodík při teplotě 26°C vytváří bezbarvý plyn se zápachem hořkých mandlí (MacLennan et al., 2014).

Kyanovodíkové sloučeniny jsou využívány při výrobě oceli, při galvanickém pokovování, výrobě gumy, akrylu a plastů, či při těžbě kovových rud (ibid).

Expozice kyanidům u člověka vyvolává nevolnost, zvracení, závratě, hypertenzi apod., která může postupně vyvolat plicní edém, ztrátu vědomí, kardiovaskulární obtíže, u lehčí formy intoxikace ospalost, zmatenost (ibid).

### **3.6.2 Organické kontaminanty**

V životním prostředí se vyskytuje celá řada organických látek, a to jak v přirozené formě, tak i jako následek antropogenní činnosti a jejich členění je značně problematické. Za tímto účelem je využívána klasifikace dle organické chemie nebo je pozornost směřována na skupiny látek, které jsou specifické z pohledu kontaminace (Vaníček, 2002).

Kontaminace podloží je spojena s širokou škálou hospodářské činnosti. V první řadě je na místě jmenovat odvětví zabývající se rafinací ropy. Produktem z rafinace ropy jsou směsi různých organických látek, zejména uhlovodíků s příměsí menšího množství organických ale i anorganických frakcí. Tyto látky jsou, vzhledem k obtížné rozpustnosti ve vodě, těkavé a mají, vzhledem k různým vlastnostem, v půdním prostředí odlišné chování. Příkladem mohou být pohonné hmoty a maziva (PHM) zahrnující benzín, motorovou naftu, kerosen (letecký benzín), či motorové oleje, kdy základní složkou je ropa, avšak ve finální formě díky příměsím je každý z těchto finálních výrobků (ibid).

Chování jednotlivých kontaminantů či jejich směsí v půdě je ovlivněno jejich fyzikálně-chemickými vlastnostmi, od kterých se odvíjí jejich transport, štěpení a další jejich vývoj. Rozhodujícími vlastnostmi pro chování kontaminantů je jejich rozpustnost

ve vodě, schopnost přechodu z rozpuštěného stavu do stavu plynného, tzv. Henryho konstanta, hustota, tlak par, viskozita kapalin a povrchové napětí (ibid).

Na chování a rozklad kontaminantů rovněž působí biotické procesy, jako je např. imobilizace rozpuštěných kontaminantů či jejich degradace, dále pak abiotické procesy ovlivňující jejich formu a interakci a hydrodynamické procesy a v neposlední řadě i geologické podloží kontaminované lokality (ibid).

Z podstaty zadání této bakalářské práce je věnována pozornost skupinám látek, které jsou předmětem řešené problematiky, zejména persistentní organické polutanty (POPs).

POPs jsou persistentní organické látky se schopností bioakumulace a je u nich předpoklad významného škodlivého vlivu na lidské zdraví nebo negativních účinků na životní prostředí. Mohou se vyskytovat jako jedna látka, ale i jako směs chemických látek s obdobnými vlastnostmi. POPs zahrnují především polychlorované-p-dioxiny (PCDD), / furany PCDF, polychlorované bifenyly (PCB) (Matovu et al., 2021), pesticidy (DDT, Aldrin, Chlordan, Endrin atd.).

### **3.6.2.1 Polychlorované bifenyly**

Polychlorované bifenyly (PCB) se řadí do skupiny persistentních organických znečišťujících látek, sestávají z atomů uhlíku, vodíku a chloru (EPA, ©2020). Kongenery PCB se liší v počtu substituentů chloru, ale i v jejich fyzikálně-chemických vlastnostech. Metabolity PCB vykazují toxické účinky různé intenzity, jsou karcinogenní, způsobují řadu hormonálních poruch, např. působí na endokrinní systém (Šrédlová et al., 2020). Výroba PCB byla zakázána v roce 2001 na základě Stockholmské úmluvy (Kaifie et al., 2019).

PCB byly hojně používány v celém světě ve 30. až 80. letech minulého století. Na základě poznatků o škodlivosti PCB byla postupně výroba a spotřeba omezována. V minulosti došlo dokonce i k několika incidentům po otravě PCB, např. v japonském Yusho onemocnělo cca 14 000 osob po požití rýžového oleje, kontaminovaného PCB (Gomes et al., 2013). Dalším příkladem je nevhodná recyklace starých transformátorů a průmyslových kondenzátorů, ke které docházelo v německém Dortmundu a způsobilo poškození životního prostředí a ohrožení zdraví jak zaměstnanců, ale i jejich rodinných příslušníků, neboť si příslušní zaměstnanci domácností kontaminovali pracovními oděvy a obuví, které si donesli domů. Na základě provedené studie byly pozůstatky PCB nalezeny v pračkách, sušičkách, na podrážkách bot apod. (Kaifie et al., 2019).

Do prostředí se mohou PCB uvolňovat několika způsoby, zejména nesprávným, či dokonce neoprávněným ukládáním odpadů, obsahujících PCB, netěsnostmi, popř. úniky z transformátorů, spalováním odpadu obsahujícího PCB apod. PCB mohou být přenášeny vzduchem, respektive cirkulují mezi půdou, vodou a vzduchem (EPA, ©2020).

PCB jsou dobře absorbovány rostlinami, zemědělskými plodinami, ale i organismy drobných živočichů a ryb (ibid).

### **3.6.2.2 Polycyklické aromatické uhlovodíky**

Další ze skupiny POPs jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), které jsou přítomny ve všech složkách životního prostředí. PAU vstupují do prostředí nedokonalým spalováním fosilních paliv, popř. jako vedlejší produkty průmyslu a zpracování potravin. Kromě průmyslových zdrojů PAU vznikají i při požárech, spalování odpadu a v domácích topeništích. Mezi neantropogenní zdroje pak patří sedimentované horniny, vulkanická činnost, biochemická syntéza makrofyty a mikroorganismy (Tomaniová et al., 1996).

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou toxické pro řadu živých organismů. Jsou karcinogenní, způsobují poruchy reprodukce a mutace u zvířat. PAU jsou schopné odolávat přirozenému rozkladu, při spalování jsou schopny transportu na velké vzdálenosti. Ve vodním prostředí adsorbují na sedimenty (CENIA, ©2020c).

K nejznámějším PAU náleží naftalen, acenaftylen, fluoren, fenantren, pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(a)pyren atd.

### **3.6.2.3 BTEX (benzen - toluen - ethylbenzen - xylen)**

BTEX je sloučeninou, monoaromatických uhlovodíků benzenové skupiny. V souvislosti s negativní antropogenní činností bývá zařazována do skupiny těkavých organických látek (VOC). Avšak, v závislosti na typu SEZ může být přiřazována k ropným uhlovodíkům (Slouka et Beneš, 2016).

BTEX vstupuje do prostředí z ložisek uhlí, ropy, emisí z automobilů a letadel, ale i z cigaretového kouře. Vzniká při zpracování ropy, výrobě barev, ředidel, lepidel apod. Ložiska znečištění se vyskytují i v blízkosti čerpacích stanic nebo dopravních tepen s velkou intenzitou dopravy (Leusch et Bartkow, 2010).

Stejně jako je tomu u všech těkavých látek, i BTEX má vysoký tlak par, což usnadňuje jeho snadnou distribuci v prostředí. Snadno se vstřebává plícemi, koncentruje se v mozku a játrech. Výzkumy ukázaly, že expozice BTEX může vyvolávat akutní astma či jiná plicní onemocnění. Jiné výzkumy zaměřené na zaměstnance čerpacích stanic prokázaly, že dlouhodobé vystavení výparům obsahujícím benzen, toluen a xylen mají vliv na změny jaterních a ledvinových funkcí. V neposlední řadě je, díky benzenu, karcinogenní. Bylo prokázáno, že benzen způsobuje různé typy leukemie (Davidson. et al., 2021).

Toluen, který je součástí sloučeniny, je zároveň i návykovou látkou, často zneužívanou narkomany. Dlouhodobá nebo opakovaná inhalace BTEX tedy může vyvolat i závislostní chování exponované osoby (ibid).

#### **3.6.2.4 Azbest**

Azbest je přírodní látka, vznikající v podobě vláknitých křemičitanových minerálů. Azbestová vlákna jsou žáruvzdorná, odolávají většině chemikálií, v tahu mají velkou pevnost. Pro žáruvzdorné vlastnosti byl v minulosti azbest využíván k výrobě izolačních a protipožárních materiálů, textilií, jako materiál pro zpevnění trubek. Nejvýznamnější podíl však zaujímal stavebnictví, stavební konstrukce obsahující azbest představují velký problém až do současnosti. Lze jej objevit ve střešních konstrukcích, fasádách, požárních dveřích, podhledech atd. (Kleger et Válek, ©2021).

Hlavním zdrojem úniku do prostředí je rozklad nebo tepelné zahřívání azbestových materiálů, vypouštění průmyslových odpadních vod v oblastech, kde se azbest vyskytuje. Vlákna azbestu jsou schopna přenosu na velké vzdálenosti, usazují se ve vodě a půdě. Vzhledem k tomu, že je azbest ve vodě nerozpustný, nepřečází z půdy do podzemních vod. Jeho rozklad probíhá značnou dobu, řadí se tedy mezi perzistentní látky (IRZ, ©2020b).

Bohužel, velké množství azbestu lze nalézt na skládkách odpadu, kam byla nebo je nelegálně navážena stavební suť s příměsí azbestu.

Inhalace azbestových vláken představuje závažné riziko pro lidský organismus, ale i ostatních savců, neboť poškozují dýchací soustavu. Je příčinou vzniku fibrózy a karcinomu plic, dále pak azbest způsobuje kardiovaskulární onemocnění, působí i na gastrointestinální a imunitní systém. Při dermálním kontaktu mohou vznikat kuří oka nebo bradavice. Největší expozici se závažnými následky je tedy organismus vystaven při vdechování vláken při drcení nebo mechanickém odírání materiálů

obsahujících azbest. Jiný způsob expozice závažné riziko pro člověka nepředstavuje (ibid).

V rámci EU je výroba a uvádění výrobků obsahujících azbestová vlákna chryzotil upravena Nařízením Evropského parlamentu a Rady č. 1907/2006, ve znění Nařízení Komise (EU) č. 2016/1005 ze dne 22. 6. 2016, kterým předcházela směrnice Rady 76/769/EHS o sblížení právních a správních předpisů členských států týkajících se omezení uvádění na trh a používání některých nebezpečných látek a přípravků (azbest) ve znění pozdějších směrnic a nařízení EP a Rady a Komise ES.

### 3.6.2.5 Pesticidy

Dichlordifenyltrichlorethan (DDT) byl vyvinut již v roce 1874, ve 2. světové válce byl používán k ochraně vojáků před malárií, teprve později začal být využíván jako účinný pesticid k hubení škůdců (Wang et al., 2021). V současné době je výroba DDT a jeho využívání zakázáno na základě Stockholmské úmluvy. Současný výskyt kontaminace DDT v ČR je tedy pozůstatkem z minulosti, není však vyloučeno, že na území naší republiky také migroval či migruje nebo může být vázán na suroviny a materiály dovezené ze států, kde používání DDT zakázáno dosud není. Z hlediska SEZ se jedná o kontaminace lokalit, kde se nacházely sklady agrochemikálií, skládky nebezpečných odpadů atd. (IRZ, ©2020f).

DDT má vysoký bioakumulační potenciál, do lidského těla vstupuje především kontaminovanou potravou (Wang et al., 2021), popř. inhalačně. Dermálním stykem se vstřebává v případě, že je pokožka mastná. Při inhalaci aerosolových částic se usazuje v dýchacích cestách. Z trávicího traktu se vylučuje velice pomalu, jeho metabolit DDE se kumuluje v tukových tkáních, metabolit DDD pak degraduje na rozpustný produkt ve vodě a je vylučován močí. Při akutní expozici dochází k ovlivnění nervového systému s projevy jako je únava, zmatenost, bolesti hlavy, křeče, třes atd. Chronická expozice způsobuje onemocnění jater. Dle agentury EPA se DDT řadí do skupiny potencionálních karcinogenů jater (IRZ, ©2020f).

Dalším z persistentních organických látek detekovaných při NIKM je pesticid endrin. V čisté formě jde o krystalickou bílou látku takřka bez zápachu, v technické formě je pak zbarven do žlutohněda s charakteristickým zápachem. Technický endrin obsahuje minimálně 92% endrinu, zbytek představují příměsi jako je dieldrin, aldrin, isodrin a ketoendrin. Ve vodě je téměř nerozpustný (IRZ, ©2020c).

Jedná se o vysoce toxickou látku a z tohoto důvodu je ve většině zemí jeho výroba a používání zakázáno. V minulosti byl endrin používán v zemědělství jako insekticid,



avicid a rodenticid, avšak při této činnosti docházelo k ohrožení populací stěhovavých ptáků, šelem a dalších živočichů, pro rostliny je však netoxický (Donoso et al., 2002). Vzhledem k tomu, že je použití endrinu zakázáno i v ČR, možný výskyt může mít původ v surovinách a materiálech dovezených ze zemí, kde tento pesticid zakázán není, popřípadě je zdrojem kontaminace zemědělská činnost v době, kdy endrin v ČR zakázán nebyl. Obdobně jako je tomu u DDT, jsou to především bývalé sklady agrochemikálií, nezabezpečená skládky odpadů apod. (IRZ, ©2020c).

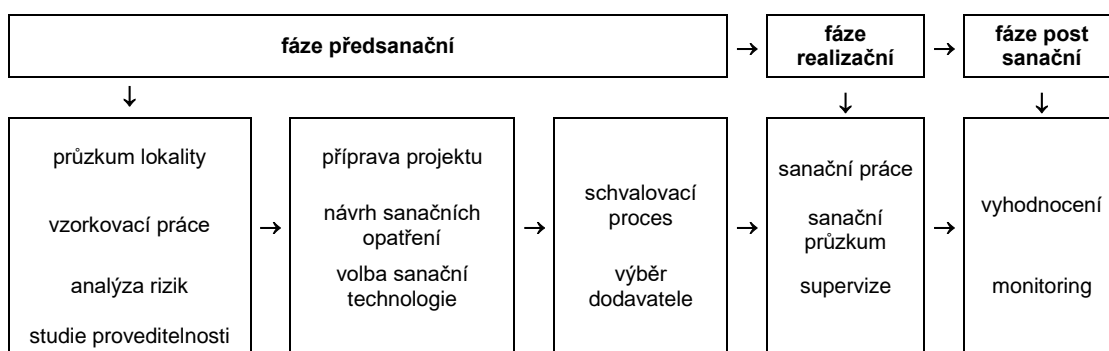
Endrin je téměř nerozpustný ve vodě, koncentrace v povrchových a podzemních vodách nejsou tedy vysoké. Endrin je vázán spíše na dnové sedimenty. Je velice toxický pro ryby, vodní bezobratlé a fytoplankton, bioakumulací se dostává do potravního řetězce, čímž jsou ohroženi především predátoři (ibid).

Do organismu člověka endrin může vstupovat dermálně, inhalačně a orálně. Expozice této látky způsobuje závratě, zvracení, bolesti hlavy, nespavost apod. Ve vyšších dávkách pak zhoršené dýchání, zmatenost, třes, křeče. Při dermálním kontaktu nebo kontaktu se sliznicí očí může vyvolat podráždění (EPA, ©2020a).

### 3.7 Procesní postupy při sanaci starých ekologických zátěží

Sanace starých ekologických zátěží je soubor činností vedoucích k odstranění, popř. eliminaci závadného stavu na únosnou míru (Slouka et Beneš, 2016). Jde o poměrně náročný proces, a to jak z hlediska technického, ekonomického, ale i časového a dá se rozdělit de facto do tří etap, a to fáze předsanační, realizační a fáze post realizační.

Fáze předsanační představuje celou řadu projektové a inženýrské činnosti, proces schvalování dotčenými orgány státní správy, post sanační pak vyhodnocení výsledků sanačního zásahu, porovnání s očekávanými cíli a následný monitoring.



Obrázek č. 2: Schéma procesních postupů

Základním předpokladem pro nápravu závadného stavu je dokonalá prozkoumanost kontaminované lokality.

Průzkumné práce jsou zaměřeny na identifikaci zdrojů znečištění, informace o kontaminované lokalitě, posouzení vztahu kontaminace k potencionálním příjemcům znečištění, určení míry kontaminace a dynamiky transportu znečištění v prostoru a čase (Vaniček, 2002).

Průzkum kontaminovaných lokalit je rozdělen do čtyř základních kategorií A – D v závislosti na dosaženém stupni poznání o znečištění horninového prostředí, do páté kategorie pak náleží tzv. doplňkový průzkum, který může navazovat na kteroukoliv ze základních kategorií a obsahuje doplnění či zpřesnění získaných informací.

- **Kategorie D** – archivní rešerše zahrnuje shromáždění a vyhodnocení všech relevantních informací o dané lokalitě a kontaminaci. Informace jsou získávány z dostupných zdrojů, jako např. dříve provedené průzkumy, sanace, mapy apod. Nezbytnou součástí popisu území je rovněž terénní rekognoskace, při které je konfrontována skutečnost se získanými údaji z podkladových materiálů (MŽP, 2005).
- **Kategorie C** – předběžný průzkum navazuje na archivní rešerši. Součástí předběžného průzkumu jsou terénní práce spočívající ve vzorkování. Cílem předběžného průzkumu je identifikace kontaminantů, rozsah a odhad závažnosti znečištění ve vztahu k potencionálním příjemcům v daném místě, popis hydrogeologických podmínek a možného transportu škodlivých látek do okolí (Vaniček, 2002).
- **Kategorie B** – podrobný průzkum je nezbytným podkladem pro vypracování analýzy rizik a projekt sanačních prací, resp. přípravu slepého rozpočtu pro projektovou dokumentaci. Jak vyplývá z jeho názvu, zahrnuje veškeré činnosti směřující k detailnímu popisu lokality, zejména údaje o dosavadní prozkoumanosti a shrnutí poznatků o kontaminaci zájmového území.
- **Kategorie A** – sanační průzkum (monitoring) slouží zejména k řízení sanačního zásahu, pořizování dokumentace o jeho průběhu a prognóze. V rámci monitoringu jsou porovnávány výkazy výměr, popř. bilance polutantů, které sloužily jako podklad pro zpracování projektové dokumentace, se skutečností.
- **Doplňkový průzkum** – realizován v návaznosti na provedený podrobný či sanační průzkum. Je zaměřen především na vysvětlení případných nehomogenit nebo nepředvídaných odchylek detekovaných při sanačním průzkumu, u postsanačního monitoringu pak na kontrolu kvality a udržitelnosti výsledků dosažených při sanačním zásahu (MŽP, 2005).

V průběhu průzkumných prací i samotné realizace sanačního zásahu je prováděno vzorkování. Výsledky vzorkování poskytují relevantní informace pro dosažení úspěšného sanačního zásahu. Odběr vzorků je realizovaný dle předem stanoveného plánu, který zahrnuje veškeré činnosti s touto činností spojené, a to včetně konzervace, přepravy a předání akreditované laboratoři. Při nakládání se vzorky je nutno dbát na to, aby nebyly ovlivněny z vnějšího prostředí jinými kontaminanty (MŽP, 2007A). Ukázka odběru vzorků je zobrazena na obrázku č. 13.

Dalším krokem, který následuje po průzkumných pracích, je analýza rizik, při které jsou vyhodnocovány ověřené či známé skutečnosti o řešené lokalitě.

Analýza rizik komplexně hodnotí existující reálná potencionální rizika, která v souvislosti se znečištěním ohrožují, nebo mohou ohrozit v budoucnu zdraví lidí či jednotlivých složek životního prostředí. Toto posouzení slouží ke stanovení nápravných opatření, resp. strategie řízení rizika (Vaníček, 2002). Při posuzování rizik se nahlíží způsob využití kontaminované lokality a jejího okolí, a to jak současné, tak i budoucí. V návrhu nápravných opatření tedy bývá zpravidla stanoven reálný cíl, jehož dosažení umožní využití území v souladu s územním plánem (MŽP, 2011A).

Analýza rizik může být zpracována pouze odborně způsobilou osobou, která odpovídá za její obsah, tedy správnost a kvalitu použitých průzkumných a vzorkovacích metod, a to i za práce, které pro něho provádí subdodavatel (ibid).

V případě starých ekologických zátěží velkého rozsahu, popř. pokud se jedná o problematický způsob sanace, je zpracovávána studie proveditelnosti, kdy se posuzují různé varianty sanačních opatření z technického a ekonomického hlediska. Studie proveditelnosti poskytuje dostatečné informace pro výběr optimální varianty sanačních opatření tak, aby byly dosaženy podmínky stanovené v rozhodnutí, vydaném příslušným orgánem státní správy a zároveň za přijatelných finančních podmínek (MŽP, 2007B).

Po vyhodnocení každé z navrhovaných variant následuje vzájemná srovnávací analýza, která vede k doporučení nejvýhodnější varianty, v některých případech i většího počtu variant, které se jeví pro řešené území jako nejnadějnější (ibid).

Součástí studie proveditelnosti jsou přílohy, které obsahují situační popis a plán řešené lokality, mapové podklady, informace o kontaminaci horninového prostředí, dokumentace průzkumných a dalších prací, které byly realizovány v rámci studie a individuálně další relevantní přílohy, které s danou lokalitou souvisí (ibid).

Nezbytnou součástí každého sanačního zásahu je projekt sanace, který je zpracováván s ohledem určení předmětu budoucí zakázky v souladu se Zákonem

číslo 134/2016 Sb., o veřejných zakázkách v platném znění (ZVZ) a zákonem č. 62/1988 Sb., o geologických pracích a o Českém geologickém úřadu, v platném znění (MF et MŽP, 2017).

Při zpracování projektu dodavatel vychází z výsledků AR a předsanačního doprůzkumu, popř. ze studie proveditelnosti, je-li zpracována a dalších dostupných relevantních informací, přičemž je vázán rozhodnutím příslušného orgánu státní správy (ibid).

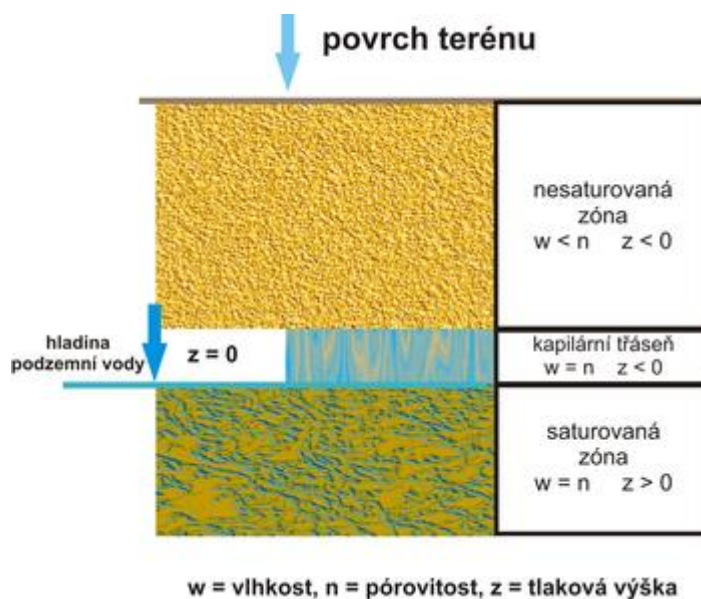
Projektová dokumentace musí obsahovat mj. i položkový rozpočet, projekt nakládání s odpady a dále stanovení způsobu dokazování dosažení cílových parametrů sanace (ibid).

### 3.8 Přehled vybraných sanačních technologií

V úvodu této kapitoly je vhodné uvést základní názvosloví, které je v souvislosti s problematikou sanace SEZ používáno. Zdánlivě jde o synonyma, avšak v některých případech mohou mít odlišný význam. Jde zejména o níže uvedené pojmy (Slouka et Beneš, 2016).

- **Sanace** zahrnuje soubor činností k odstranění kontaminovaného území, které je předem plošně, či prostorově vymezeno. Účelem sanace je snížení kontaminantů v dané lokalitě na prokazatelnou, únosnou míru z dlouhodobé perspektivy.
- **Dekontaminací** rozumíme dosažení cílového stavu, který je očekáván realizací zvoleného sanačního opatření neboli absence kontaminantů ohrožujících jednotlivé složky životního prostředí v řešeném území. S termínem dekontaminace se však můžeme setkat i v případě samotného procesu odstraňování kontaminace, což v praxi znamená soubor změn sanovaného prostředí za účelem dosažení cílového stavu, nebo také descendentní vývoj kontaminantu.
- **Remediaci** lze chápat jako působení remediačních činidel, popř. sanační technologii. Tento pojem však znamená i soubor jednotlivých procesů, kterými má být dosaženo dekontaminace území. Bývá však používán i jako synonymum pro dekontaminaci.
- **Sanační technologie** je soubor daných zásahů, zařízení a opatření zvolených pro realizaci sanace.

- **Kontaminantem** rozumíme jednu, popř. skupinu chemicky příbuzných látek, které znamenají riziko pro životní prostředí. Příkladem skupiny chemicky příbuzných látek jsou např. aromatické uhlovodíky označované jako BTEX, chlorované etheny (CIU) atd. Tyto užší skupiny chemicky příbuzných látek bývají považovány za jeden druh kontaminantu. V praxi se však lze setkat s tím, že i toxické kovy bývají sumárně označeny jako jeden druh kontaminantu.
- **Kontaminace** je znečištění jedné, popř. více složek ŽP jednou či skupinou znečišťujících látek.
- **Kontaminované prostředí** dle hladiny spodní vody geologický profil rozlišujeme na:
  - saturevanou neboli nasycenou zónu;
  - nesaturevanou (nenasycenou) zónu.



Obrázek č. 3: Hydrodynamická vertikální zonálnost (Pastuszek, ©2021)

**Saturevanou zónou** rozumíme veškerou zvodnělou horninovou masu. Horní hranice saturevané zóny se překrývá se spodní hranicí nesaturevané zóny, spodní hranice nasycené zóny tvoří nepropustné podloží, nazývané též hydrogeologickým izolátorem. Propustnost zemin a hornin saturevané zóny, rychlost, směr a preferenční cesty jsou rozhodné pro migraci kontaminantu.

**Nesaturevanou zónou** je označována ta část horninového prostředí, která je mimo dosah souvislé hladiny podzemní vody, tedy od povrchu terénu až po horní hranici saturevané zóny. Kontaminanty v nesaturevané zóně mohou mít podobu

pevné složky, a to v případě špatně rozpustných nebo nerozpustných látek, dále pak podobu plynnou nebo kapalnou. Některé látky dobře rozpustné ve vodě mohou mít krystalickou formu, která vlivem dešťových srážek přechází do kapalně fáze a způsobuje kontaminaci podzemní vody (ibid).

Mocnost a nepropustnost nesaturované zóny hraje významnou roli z hlediska možné degradace kontaminantů, zásadní úlohou je však schopnost zachycení kontaminantu (Vaníček, 2002).

Sanační technologie postupem času prochází vývojem. Jako jedny z prvních technologií byly používány:

- prosté vytěžení kontaminované zeminy, popř. jiných materiálů;
- dekontaminace za použití vápna či solidifikace, nebo odvezení na skládku, odčerpání podzemní vody a dekontaminace v odlučovačích nebo filtraci na místě.

Postupem času, s přibývajícím poznatky, byly vyvíjeny nové, modernější postupy. V praxi se však ukázalo, že při využití jedné technologie není dosahováno uspokojujících výsledků, a proto začaly být používány tzv. integrované sanační technologie (IST), což představuje jejich vzájemnou kombinaci. Jde např. o integraci jedné technologie do druhé, nebo jsou chronologicky řazeny za sebou, tzv. „*treatment train*“.

Poměrně inovativní sanační technologií zařazovanou do IST jsou tzv. udržitelné technologie, nazývané též jako „*zelená sanace*“, přičemž jsou při sanačním zákroku využívány obnovitelné zdroje energie.

S cílem vytvoření doporučení pro rozhodování o způsobech sanace kontaminovaných lokalit v Evropě a určování směrů výzkumu vznikl projekt „*Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies*“ (CLARINET), financovaný z fondů EU a koordinovaný rakouským ministerstvem životního prostředí. Na základě tohoto projektu vznikla řada hodnotících nástrojů k využití hodnotícího skóre pro výběr vhodných sanačních technologií, nelze je však využívat jako universální nástroj. Výběr musí zahrnovat i některé subjektivní či empirické zkušenosti získané z předešlých realizovaných sanačních opatření.

Volba vhodné sanační technologie je závislá na různých hlediscích, kterými jsou:

- způsob provedení (*in situ*, *ex situ*, přičemž aplikace *ex situ* je ještě rozdělena na způsob *on side* a *off side*);
- sanovaná matrice (podzemní voda, půda);

- dle typu a vlastností polutantů, pro které mají být použity;
- dle cílů, kterých má být dosaženo, tedy zda bude odstraněn kontaminační mrak nebo celé ohnisko kontaminace.

Z obecného hlediska se pak technologie dělí na fyzikální, chemické, biologické, termické a elektrické (Matějů, 2016).

### **Technologie *in situ***

Sanace SEZ technologiemi *in situ* zahrnuje řadu biologických, fyzikálních a chemických metod, v některých případech i jejich kombinaci. Technologie *in situ* jsou využívány v místech, kde není možno kontaminovanou zeminu odtěžit. Jedná se především o zastavěné území, průmyslové areály nebo v případech, kdy se nachází v řešené lokalitě inženýrské sítě. Tento způsob přináší řadu obtíží, jako jsou např. negativní vlivy nehomogenního prostředí či zvolení účinného postupu k dekontaminaci celého horninového prostředí. Nevýhodou je zdoluhavost a finanční náročnost celého procesu a menší účinnost než odtěžení kontaminované zeminy. Naopak, výhodou je možnost aplikace při znečištění polutanty s vysokou sorpční kapacitou, zasahující i desítky centimetrů pod vrchní hranici nenasycené zóny, kdy je vhodné použití fyto-remediace (Matějů et al., 2006).

### **Technologie sanace *ex situ***

Technologie *ex situ* představují dekontaminaci zasažených složek životního prostředí mimo původní prostředí. V případě nenasycené zóny je zemina odtěžena a dále je s ní nakládáno dle plánu sanace. V některých případech k její dekontaminaci nedochází, tato je pouze odvezena na skládky nebezpečných odpadů. U nenasycené zóny je kontaminovaná podzemní voda odčerpávána, dekontaminována a v některých případech je vracena zpět do horninového prostředí (Slouka et Beneš, 2016).

## **3.8.1 Fyzikální, termické a elektrické technologie**

### **3.8.1.1 Zakrytí, uzavření, enkapsulace**

Jednou z fyzikálních sanačních metod je zakrytí, uzavření a enkapsulace. Zakrytí pomocí sendvičových bariér je použitelné pouze u materiálů s nízkou úrovní znečištění a v místech, kde nehrozí uvolňování škodlivých látek do dna a boků uložení. Další podmínkou je dostatečná výška nad hladinou podzemní vody. Tato

metoda je kombinována se stabilizací a solidifikací a následným uzavřením pomocí bočních bariér. Limitujícími faktory pro použití zakrytí je nestabilita materiálu, jenž je zakrýván, nebezpečí poškození zakrytí vlivem působení klimatu nebo např. potencionální hrozba záplav (Matějů et al., 2006).

Obdobou zakrytí a uzavření je metoda enkapsulace, což představuje vytvoření celistvého obalu kolem ložiska znečištění. Enkapsulace je aplikována především na lokalitách, kde je ložisko znečištění obtížně dostupné nebo v případě, kdy je přirozená horizontální těsnicí vrstva nedostatečná nebo vůbec neexistuje. Tímto způsobem sanace však není kontaminace z dané lokality odstraněna, ale je pouze zakonzervována (ibid).

Metoda zakrytí, uzavření, popř. enkapsulace je aplikována *in situ* a lze ji využít k sanaci kontaminovaných lokalit, kde nehrozí riziko znečištění podzemních vod (Matějů, 2016).

#### **3.8.1.2 Venting**

Venting je nejběžnější metodou využívanou při sanaci nenasycené zóny, která je založená na principu odsávání znečištěného půdního vzduchu za pomoci ventingové stanice, přičemž je půdní vzduch pod tlakem odsáván z ventingového vrtu a potrubím přenášen do dekontaminační jednotky. Metoda ventingu je vhodná k použití v místech kontaminovaných těžkými organickými látkami (TOC), PAU, fenoly, ftaláty apod. Limitujícími faktory pro použití ventingu jsou pak např. vysoká hladina podzemní vody, nízká koncentrace kontaminantů, sorpční kapacita zemin, mocnost nenasycené zóny atd. (Matějů et al., 2006).

Venting lze využít při sanaci *in situ*, ale i *ex situ* ve vytěžené zemině (Matějů, 2016).

#### **3.8.1.3 Sanační čerpání**

Tato hydraulická technologie je jednou z nejstarších sanačních metod k odstranění kontaminace podzemní vody ze sycené zóny (Matějů et al., 2006). V průběhu sanačního čerpání je čerpadlem odčerpávána podzemní voda za účelem snížení znečištění ve zvodni, dále pak snížení hladiny podzemní vody (Matějů, 2016) a také za účelem dalšího využití podzemní vody pro náhradní zásobování, infiltraci a promývání zeminy v nenasycené zóně apod. (Matějů et al., 2006).

Sanační čerpání může být prováděno několika způsoby. Tím prvním je jednofázové čerpání, kdy je podzemní voda odčerpávána jedním čerpadlem společně



s kontaminantem. Při dvoufázovém čerpání jsou použita samostatná čerpadla pro podzemní vodu i kontaminant. Obdobou je třífázové čerpání s tím rozdílem, že je čerpána podzemní voda, kontaminant těžší než voda a kontaminant lehčí než voda samostatným čerpadlem. A konečně způsob cirkulačního čerpání, kdy je podzemní voda čerpána do sanační stanice, kde je čištěna a poté infiltrována do infiltračních objektů. Takto infiltrovanou vodou lze např. dotovat živinami a kyslíkem autochtonní bakterie při biologickém čištění (ibid).

Technologie sanačního čerpání podzemní vody jsou vyobrazeny na obrázcích č. 18 až 21.

#### **3.8.1.4 Gravitační separace**

Gravitační separací dochází k rozdělení dvou či více kapalin s různou hmotností a rozpustností. Proces separace se uskutečňuje v odstředivkách nebo gravitačních separátorech. Vyšší separační účinnost dosahují odstředivky, separátory jsou vhodné především pro separaci ve vodě nerozpustných polutantů. Tato metoda slouží k dekontaminaci vyčerpané podzemní vody a ve většině případů je kombinována se sanačním čerpáním (Matějů, 2016). Ukázka gravitačních odlučovačů je zobrazena na obrázcích č. 22 a 23.

Technologie gravitační separace se používá při dekontaminaci materiálů znečištěných toxickými kovy, popř. organickými látkami, ve většině případů navázanými na organickou hmotu zemin, avšak za předpokladu, že rozdíl specifické hmotnosti částic je větší než 0,4 (Frankovská et al., 2010).

#### **3.8.1.5 Air stripping**

Další metodou, která je aplikována ve spojení se sanačním čerpáním, je Air stripping, V současné době je tato metoda považována za nejdostupnější a nejúčinnější metodu eliminace ve vodě rozpustných těkavých nebo polotěkavých organických látek a plynů, ale i anorganických látek a plynů. Může být realizována *in situ* i *ex situ* (Frankovská et al., 2010). Air stripping je poměrně rychlou metodou, trvající řádově několik minut, v závislosti na době zdržení vody ve stripovacím zařízení a jeho konstrukci (Matějů et al., 2006).

Proces strippingu probíhá ve stripovacích věžích, založených na principu gravitačního průtoku vody, přičemž je voda díky konstrukčním vlastnostem výplně rozptylována do kapek. Současně ventilátor na dně věže vhání protiběžně vzduch. Při styku obou médií přechází těkavé organické látky z vody do vzduchu. Vyčištěná voda je pak

odváděna výpustním zařízením na dně věže, vzduch obsahující kontaminanty opouští věž vrcholem věže přes odmlžovač a následně je čištěn za pomoci filtrů s aktivním uhlím na požadovaný limit, případně je spalován za použití katalytické oxidace (ibid). Ukázka stripovací věže je zobrazena na obrázku č. 24.

Ke strippingu jsou využívány také horizontální provzdušňovače, ve kterých jsou těžké látky obsažené ve vodě vytěšňovány probublávajícím vzduchem. K zajištění lepší účinnosti je používán difuzér, který vytváří dostatečné množství bublinek. Horizontální provzdušňovače jsou konstruovány tak, aby byl zajištěn optimální styk vzduchu s vodou. Systém odvedení vzduchu a vody z provzdušňovače je v podstatě totožný se systémem ve stripovací věži (ibid).

Stripping lze realizovat i přímo ve vrtu metodou aerace, při níž je do zóny nasycení vháněn sanačním vrtem vzduch a tím samým vrtem je po přechodu podzemní vodou odčerpáván. Tato metoda je stejně účinná, jako je provzdušňování ve stripovacích věžích nebo horizontálních provzdušňovacích, naopak výhodou je, že aplikací této metody nemusí být podzemní voda odčerpávána a upravována na povrchu. Další výhodou jsou poměrně nízké udržovací a provozní náklady nebo nízký nárok na vlastní technologii, při níž jsou použity jednodušší komponenty, než je tomu u výše uvedených zařízení. Hlavní nevýhodou této technologie je omezení použití v lokalitách se smíšenou kontaminací, nebo nutnost předeřhátí podzemní vody či vháněného vzduchu, popř. páry při přítomnosti polutantů s nízkou těkavostí. (Frankovská et al., 2010).

#### **3.8.1.6 Termická desorpce**

Termickou desorpci lze využít k degradaci organických polutantů při sanačním zásahu *ex situ*. Aplikace této metody je realizována v případě dekontaminace zemin a stavebních materiálů v lokalitách znečištěných PAU, PCB, fenoly, dibenzofurany atd., tedy u kontaminantů s bodem varu do 600 °C (Matějů et al., 2006).

K termické desorpci jsou využívány kontinuální rotační bubny s přímým či nepřímým ohřevem, v nichž se za optimálních teplot polutanty uvolňují z kontaminovaného materiálu a přechází do plynné fáze. Tato plynná fáze je pak odváděna z rotačního desorbéru k další úpravě (Matějů, 2016) v cyklonech, kde jsou odstraněny hrubé frakce prachu, a dále v oxidační komoře, skrubrech a systému odstranění toxických kovů (Matějů et al., 2006). Dekontaminovaný materiál pak může být použit např. k zasypání sanované lokality (Matějů, 2016).

### 3.8.1.7 Parní ohřev

Metoda parního ohřevu je další z termických sanačních metod, při které je prostřednictvím vrtů ukončených pod úrovní rozšíření kontaminace vtačována vodní pára. Ohřevem půdy, resp. vody, se uvolňují polutanty ze znečištěné matrice a pomocí ventingu jsou odsávány z půdního vzduchu, z hladiny podzemní vody jsou odčerpávány jako volná fáze (Matějů, 2016) nebo jako emulze s vodou (Matějů et al., 2006).

Účinnost této metody je závislá na vlastnostech horninového prostředí, polutantů a parametrech páry. Rozdílná účinnost může nastat při aplikaci na půdách s různou propustností, neboť v nich dochází k nestejněmístní distribuci vtačovaného média. Nižší účinnosti pak může být dosaženo u půd s vysokým podílem organických látek. Doba čištění u těkavých látek se pohybuje v rozmezí 6 – 12 měsíců, u polutantů s vysokým bodem varu až 36 měsíců (ibid).

### 3.8.1.8 Vitrifikace

Vitrifikace je technika termické sanace, při které je využíváno teplo k transformaci kontaminované půdy na pevné látky podobné sklu (Liu et al., 2018). Je založena na principu elektrického odporového tavení při teplotách v rozmezí 1 600 °C až 2 000°C. Proces tavení probíhá za pomoci čtyř grafitových elektrod instalovaných v zemi, přičemž jsou netěkavé látky zapouzdřeny ve vzniklé sklovité tavenině, částečně se rozkládají a zčásti vytékají (Matějů, 2016).

Tato technologie účinná při degradaci organických polutantů, např. PCB, pesticidů, herbicidů apod., avšak pouze při znečištění do 20 % hmotnostních sanované zeminy. Lze ji použít i k likvidaci těkavých anorganických polutantů nebo k solidifikaci a imobilizaci netěkavých anorganických polutantů, zejména radionuklidů a kovů. Podmínkou je dostatečné množství hliníku, křemíku a oxidů alkalických kovů v ošetřované zemině (Matějů et al., 2006).

Jeden cyklus vitrifikace je schopný vyčistit plochu o průměru cca 15 m a hloubce až 7 m v časovém rozmezí 24 – 36 hodin. Proces se tedy opakuje vícekrát, a to v závislosti na velikosti sanované plochy (Matějů et al., 2006). Výsledný produkt sanace, tedy taveninový blok, je odolný proti vylouhování a chemicky stabilní. Dalším specifickým je redukcí objemu zeminy až o 50 % (Liu et al., 2018).

Liu et al (2018) uvádí, že způsob sanace vitrifikací má poměrně destruktivní následky pro půdu, tuto již nelze využívat k zemědělským účelům. Na druhou stranu uvádí, že je vitrifikace osvědčenou a komerčně dostupnou technologií a U.S. EPA

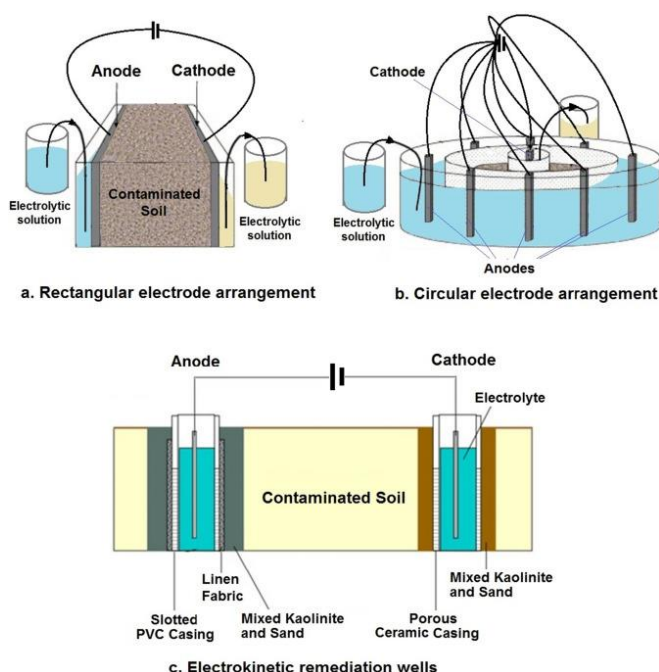
vyhodnocenou jako nejlépe prokázanou dostupnou technologií pro ukládání radioaktivních a těžkých kovů.

Vitrifikaci lze aplikovat *in situ*, ale i *ex situ*, v praxi převládá použití *in situ*, a to především z důvodu emisí škodlivých látek do ovzduší (ibid).

### 3.8.1.9 Elektrokinetická separace

Metoda elektronické separace spočívá v dekontaminaci zemin znečištěných toxickými kovy za pomoci elektrické adsorpce (Liu et al., 2018). Proces je založen na vytvoření elektrického stejnosměrného pole, jehož působením dochází v kontaminované matici k řadě migračních jevů, pro sanaci je nejdůležitější elektroosmóza a elektromigrace. Při elektroosmóze jsou odstraňovány organické látky rozpuštěné ve vodném roztoku, elektromigrace představuje transportní mechanismus pro odstraňování polutantů v iontové formě (Matějů, 2016).

Tato sanační technologie *in situ* je účinná při aplikaci v jemnozrnných půdách s nízkou hydraulickou vodivostí, a to jak v saturevané, tak i nesaturevané zóně. Celková úspěšnost dekontaminace je závislá na typu a kvantitě kontaminantů, typu zeminy, podílu organických látek a pH (Matějů et al., 2006).



Obrázek č. 4: Uspořádání elektrod při elektrokinetické sanaci půdy (Liu et al., 2018)

### 3.8.2 Chemicky podporované technologie

Při využití chemických metod dochází ke změně oxidačně-redukčních podmínek prostředí, které určují chování látek, včetně kontaminantů. Změna oxidačně-redukčních parametrů vede ke změně jejich rozpustnosti, chemického stavu nebo přeměnu na jinou látku. Mobilita prvků, zejména toxických kovů, je závislá na typu prostředí a na jejich valenčním stavu. Při volbě vhodných chemických metod sanace je nezbytné brát v úvahu povahu prostředí řešeného území, kde mají být uplatněny. Výhodou při využití změn oxidačně-redukčních podmínek je, že celý proces probíhá v sanovaném podzemí, podzemní voda s kontaminací není vynášena na povrch a není tedy nutno instalovat odčerpávací zařízení, provádět likvidaci odpadní vody zahrnující i stanovení limitů pro jejich vypouštění. Využití chemických metod má však i řadu nevýhod., zejména vyžaduje komplexnější přípravnou fázi, zahrnující posouzení výhod a nevýhod tradičních sanačních metod, stanovení cíle, kterého má být dosaženo, volbu vhodné metody (oxidační, redukční) a typ činidla, predikci možných rizik, provedení laboratorních zkoušek a jejich vyhodnocení, sestavení plánu pro pilotní aplikaci a její realizaci. Proces přípravné fáze je zakončen vyhodnocením pilotní aplikace, přičemž je analyzována jako samotný sanační zásah na jednom sanačním vrtu a odhaduje se, zda je zásah reálný na celé řešené lokalitě. V praxi může nastat případ, že vyhodnocení odhalí, že zvolený postup není použitelný pro celou lokalitu, zejména z důvodů časových, ekonomických, ekologických a prostorových (Černík et al., 2010).

#### 3.8.2.1 Chemická oxidace/redukce

Principem oxidačně redukčních procesů je transformace kontaminantů přítomných v zemině, popř. sedimentu nebo kalu na netoxické, eventuálně méně toxické látky nebo jejich konverze na méně mobilní produkty, a to přidáním oxidačních nebo redukčních činidel, přičemž dochází k výměně elektronů mezi přítomnými látkami. (Frankovská et al., 2010).

Metoda chemické oxidace využívá činidla, obsahující prvky s vysokým oxidačním stavem, za běžných podmínek nestabilních. V okamžiku, kdy dojde ke styku činidla s látkami schopnými ztratit elektrony, jsou tyto činidlem odejmuty. Běžně jsou jako oxidační činidla využívány manganistan draselný ( $\text{KMnO}_4$ ), ozon ( $\text{O}_3$ ), peroxid vodíku ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) nebo peroxodisíran sodný ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) (Černík et al., 2010).

Chemická oxidace je využitelná k eliminaci širokého spektra POPs, které jsou chemicky oxidovatelné a jejich oxidací nevznikají toxické látky. Cílovými kontaminanty

jsou benzen, toluen, PAU, PCB apod. Lze ji však aplikovat i při kontaminaci některými anorganickými látkami, jako jsou např. kyanidy (Frankovská et al., 2010).

Oxidačně – redukční potenciály běžných oxidačních činidel používaných v technologii vody		
Oxidant	Rovnice	E°(V)
rozpuštěný kyslík	$O_2 + 4 H^+ + 4 e^- \rightarrow 2 H_2O$	1,23
chlor	$Cl_2(g) + 2 e^- \rightarrow 2 Cl^-$	1,36
chlornan	$HClO + H^+ + 2 e^- \rightarrow Cl^- + H_2O$	1,48
ozon	$O_3 + 2 H^+ + 2 e^- \rightarrow O_2 + H_2O$	2,08
manganistan	$MnO_4^- + 4 H^+ + 3 e^- \rightarrow MnO_2 + 2 H_2O$	1,68
peroxid vodíku	$H_2O_2 + 2 H^+ + 2 e^- \rightarrow 2 H_2O$	1,78
Fentonovo činidlo	$2 OH^\cdot + 2 H^+ + 2 e^- \rightarrow 2 H_2O$	2,70
peroxodisíran sodný	$S_2O_8^{2-} + 2 e^- \rightarrow 2 SO_4^{2-}$	2,10
aktivovaný peroxodisíran sodný	$SO_4^{\cdot-} + e^- \rightarrow SO_4^{2-}$	2,60
železan sodný	$FeO_4^{2-} + 8 H^+ + 3 e^- \rightarrow Fe^{3+} + 4 H_2O$	2,20

Tabulka č. 2: Oxidační činidla používaná v technologii vody a jejich standardní oxidačně-redukční potenciály (E°) (vlastní zpracování podle Černík et al., 2010)

Tato sanační technika je celosvětově rozšířenou metodou, využívanou od konce 80. let minulého století. Na základě provedených studií se její použití začalo rozšiřovat v 90. letech zejména ve spojení s dalšími metodami, jako je biologické dočišťování, venting či air stripping ve stripovacích vrtech. Zpočátku byla používána především *in situ*, počátkem 20. století začala být úspěšně aplikována i *ex situ*. Hlavní nevýhodou chemické oxidace je nutnost dodržovat přísná bezpečnostní pravidla při nakládání s používanými oxidačními činidly (ibid).

Chemická redukce je využívána při dekontaminaci materiálů obsahujících kovy, která naopak od chemické oxidace při styku nebezpečné látky s činidlem elektrony přijímá a oxidační číslo se snižuje (ibid). Jako redukční činidla jsou běžně využívány síran železnatý (Fe<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), hydrogensulfid sodný (NaHS), polysulfid vápníku (CaS<sub>x</sub>),

v poslední době je často využíváno elementární železo ( $Fe^0$ ). Mimo výše uvedené je také využíváno organických zbytků z potravinářské výroby, jako je např. syrovátka (Černík et al., 2010).

### 3.8.2.2 Solidifikace a stabilizace (S/S)

S/S jsou procesy, které jsou využitelné jak při sanaci *in situ*, ale i při sanaci *ex situ*. Při sanaci *ex situ* probíhá na dekontaminačních plochách nebo v zařízeních na úpravu odpadů. Solidifikace představuje změnu fyzikálních vlastností kontaminovaných matric působením reakčních látek. Tímto procesem dochází ke snížení propustnosti a uzavření polutantu. Stabilizace je proces zahrnující chemické reakce s činidly, jehož výsledkem je nízká rozpustnost a imobilizace polutantů (Matějů, 2016).

S/S je možno použít samostatně nebo v kombinaci s jinými technologiemi. Použitím technologie S/S nedochází k odstranění kontaminantů z ošetřovaného materiálu, brání pouze možné migraci do okolí. Je založena na principu vysrážení, sorpce nebo fyzického uzavření polutantu za pomoci reakce pojiv, představujících směs činidel a aditivů, s polutanty a půdními částicemi. Technologie je použitelná na širokou škálu organických i anorganických polutantů, včetně kovů a azbestu (ibid).

Nevýhodou může být přítomnost kontaminace směsí různých organických i anorganických kontaminantů, což přináší komplikaci při výběru vhodných pojiv a technologie. Rovněž vysoký podíl organických znečišťujících látek negativně ovlivňuje účinnost solidifikace.

### 3.8.2.3 Chemická extrakce

Uvedená technologie je založena na principu oddělení nebezpečných látek z ošetřovaného materiálu, kdy se polutanty promícháním rozpouští za pomoci extrakčního činidla do extraktoru. Jako extrakční činidlo přitom slouží běžně dostupná organická rozpouštědla, jako je např. aceton, methanol, či anorganické kyseliny (Matějů, 2016). Výstupem extrakce je pak kapalný podíl obsahující extrakční činidlo s rozpuštěnými polutanty, odpadní voda a pevná složka zbavená původních kontaminantů. Každý z uvedených výstupních proudů je dále zpracován. Tuhé materiály jsou ještě dočišťovány a zbavovány zbytků extrakčního činidla, rozpouštědlo je separováno a recyklováno. Je-li použita jako extrakční činidlo anorganická kyselina, musí být pevná část neutralizována louhem. Odpadní voda,

byla-li při výstupu z extraktoru oddělena, je čištěna. V opačném případě je oddělována od extrakčního činidla až při jeho separaci, např. destilací. Při chemické extrakci je nutno sledovat a případně čistit emise ze všech technologických částí, ve kterých probíhá manipulace s organickým rozpouštědlem (Matějů et al., 2006).

Metoda chemické extrakce je poměrně nákladnou záležitostí, z hlediska doby čištění je však rychlá, trvá řádově několik hodin (ibid).

#### **3.8.2.4 Dehalogenace**

Dehalogenace je metodou, při které je reakční látka aplikována do kontaminované půdy nebo sedimentu, případně působí na polutant s cílem eliminace jednoho či více halogenových atomů z molekuly dehalogenovaného kontaminantu (Matějů, 2016) a je cílena na těkavé a částečně těkavé organické kontaminanty, zejm. PCB, PCDD a PCDF, halogenované herbicidy, organochlorové pesticidy apod. (Matějů et al., 2006).

Dehalogenace spočívá ve smíchání předem upraveného kontaminovaného materiálu (sušením, drcením) s vhodným činidlem a následným uložením do reaktoru, kde je směs zahřívána. Po ukončení procesu zahřívání je dekontaminovaná zemina zbavena zbytků činidla, ochlazená a promyta vodou, následně je uložena zpět na původní místo (Frankovská et al., 2010).

Dehalogenační technologie využívá procesů redukce alkalickými kovy (RAK), katalytického rozkladu v alkalickém prostředí (KRAP), chemické redukce v plynné fázi (CRPF) či dehalogenace glykoláty alkalických kovů (DGAK) (Matějů, 2016).

#### **3.8.2.5 Propustné reaktivní bariéry (PRB)**

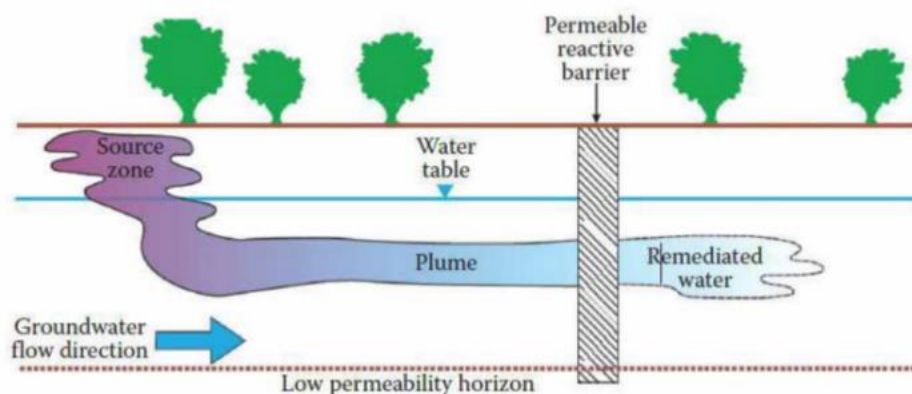
PRB představují systém těsnících stěn s reaktivními branami instalovaných pod zemí, které vytváří jakousi *in situ* propustnou čistící zónu vytvořenou k zachycení kontaminačního mraku. Metoda je založena na principu reakce organického či anorganického polutantu s prostředím reaktivní brány, přičemž kontaminované médium, procházející PRB, je zachyceno a dochází k jeho chemickému rozkladu, vysrážení, sorpci, popř. substituci kontaminantu v závislosti na typu náplně a kontaminantu. Jako reaktivní materiál PRB lze použít rašelinu či jiný organický materiál jako např. dřevěné piliny, melasa apod., dále aktivní uhlí, zeolity a vápence, nejčastěji je však využíváno elementární železo (Černík et al., 2010).



Při výběru vhodného reaktivního materiálu je přihlíženo k několika faktorům, zejména k trvanlivosti a stabilitě materiálu, finanční náročnosti, dostupnosti materiálu, šetrnosti k životnímu prostředí, hydraulickým poměrům apod. Materiál je instalován buď jednorázově bez možnosti výměny, vhodnější jsou však výměnné kazety (Frankovská et al., 2010).

Metoda PRB je nenáročná na obsluhu a energii a je označována za trvale udržitelnou technologii. Instalací samotné bariéry v podstatě dochází k eliminaci negativních vlivů znečištění a v některých případech již není nutno realizovat jiné sanační zásahy (Matějů et al., 2006), jde tedy o pasivní čištění kontaminovaných vod, což je hlavní výhodou PRB (Černík et al., 2010).

PRB jsou instalovány především za zdrojem kontaminace na odtoku ze znečištěného území, zejména v případech, kdy kontaminace představuje riziko pro zdroje pitné vody nebo povrchovou vodu. Cílovými látkami jsou chlorované uhlovodíky, PAU, ropné látky a toxické kovy a jsou vhodnější k eliminaci menšího množství vysoce nebezpečných kontaminantů, nežli pro velké množství méně nebezpečných látek (ibid).



Obrázek č. 5: Princip čištění vody pomocí PRB (Naidu et al., 2014)

### 3.8.2.6 Využití nanoželeza při sanacích

Nanočástice elementárního železa jsou využívány jako sanační technologie díky jeho silným redukčním vlastnostem. Elementární železo se řadí mezi novou generaci sanačních materiálů, které jsou schopné s poměrně nízkými vstupními náklady eliminovat antropogenní znečištění (Frankovská et al., 2010).

Nanočástice železa jsou schopny rychle a účinně imobilizovat kovy i polokovy či odstraňovat CIU v podzemní vodě. Výhodou nanočástic je vyšší reaktivita

a mobilita v horninovém prostředí, než je tomu u makroskopického železa a dá se tedy aplikovat do vrtu přímým vtláčením. Na druhou stranu poměrně rychle oxidují na vzduchu nebo ve vodném prostředí již při přípravě aplikace nebo skladování. Tím dochází ke ztrátě jejich redukční síly a díky změně povrchového náboje mají tendenci ulpívat na materiálu, kterým mají procházet, tedy dochází ke snížení jejich mobility (Černík et al., 2010).

Nanočástice lze připravit fyzikálními nebo chemickými metodami. Výsledným produktem fyzikálních metod jsou nanočástice různých velikostí a vznikají mletím hrudkových materiálů. Rozšířenější metodou je však chemická příprava, spočívající v redukci oxidů železa, při níž vznikají jednotlivá kovová jádra. Velikost a tvar jader je závislá na volbě podmínek pro jejich přípravu. Pro zvýšení účinnosti dekontaminace horninového prostředí jdou vzniklá kovová jádra ještě povrchově upravena např. elektrostatickou stabilizací (ibid).

### **3.8.2.7 Spalování**

Další z chemických sanačních metod je termická oxidace, která je využívána při čištění kontaminovaného půdního vzduchu. Tento proces je založený na principu přímého spalování vzdušin ve spalovací peci přímým plamenem za podpory zemního plynu, nafty, topného oleje nebo fosilních paliv při teplotě od 750 °C (Matějů, 2016), v případě přítomnosti persistentních látek dosahuje teplota až 1 200 °C (Matějů et al., 2006).

Obdobnou variantou je katalytické spalování, při kterém dochází k oxidaci organických polutantů kontaktem plynů s katalyzátorem ve spalovací jednotce. Tato metoda probíhá se stejnou účinností již při nižších teplotách než u termické oxidace, zpravidla při 300 až 650 °C. Je také méně nákladnější, neklade tak vysoké nároky na spotřebu energií a obsluhu. Má však i své nevýhody, a to obsah látek, které mohou způsobovat deaktivaci katalyzátoru, nebo vyšší náročnost na spotřebu elektrické energie při nízké koncentraci organických látek v čištěných vzdušínách (ibid). Kombinací obou způsobů je pak hybridní oxidace, kdy zařízení obsahuje jak termický, tak i katalytický oxidační stupeň a lze jí využít v průběhu celého sanačního zákroku (Matějů, 2016).

### 3.8.3 Biologické metody

Principem biologických metod sanace je působení autochtonních, popř. alochtonních mikroorganismů, které způsobí degradaci, či transformaci polutantů na neškodné látky. Limitujícím faktorem pro využití je přirozeně biologická rozložitelnost a dostupnost polutantů, v sanovaném prostředí nesmí být přítomny faktory znemožňující biologický proces rozkladu. Dále musí být pro mikroorganismy vytvořeny vhodné podmínky pro proces degradace, zejména dostatečná vlhkost, pH a redox potenciál prostředí, vhodná teplota, dostatek dusíku, fosforu či minerálních látek (Matějů, 2006).

Výhodou metody biologické sanace je schopnost sanovat větší území najednou, omezení prašnosti a uvolňování škodlivin do ovzduší, nevyžaduje zábor půdy ani těžbu, což přináší úsporu finančních prostředků. Biologická sanace však bývá pomalejší (Vaníček, 2002).

#### 3.8.3.1 Bioventing

Bioventing, nazývaný též vakuová bioextrakce napomáhá *in situ* biodegradaci organických polutantů zachycených na částicích zemin v nesaturevané zóně (Frankovská et al., 2010). Tato metoda je založena na principu působení autochtonních, popř. alochtonních mikroorganismů na organické látky za podpory vhnání, popř. odsávání vzduchu ventingovými vrty. Inovativní metodou je bioventing využívající rozdíl mezi atmosférickým tlakem vzduchu a tlakem vzduchu v podzemí, tzv. pasivní bioventing. Výhodou je, že tento způsob nevyžaduje spotřebu elektrické energie (Matějů, 2016).

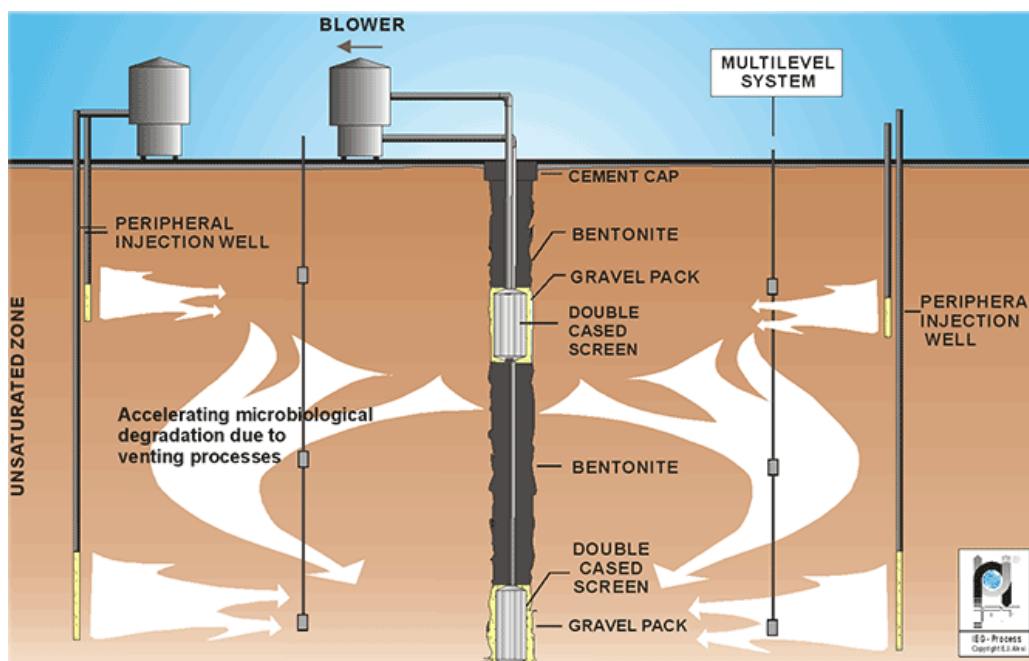
Bioventing je vhodný k degradaci aerobně rozložitelných polutantů, zejména ropných uhlovodíků, PAU, toluenu, BTEX, acetonu atd. (ibid).

Mezi hlavní nevýhody a omezení patří následující skutečnosti:

- v počáteční fázi je koncentrace kontaminantů vysoká, a tedy toxická pro mikroorganismy;
- nízká viskozita půdy může znemožňovat biodegradaci, vysoká viskozita nebo propustnost snižuje možnost aplikace bioventingu;
- možnost aplikace pouze v nesaturevané zóně atd.

Bioventing však má i své výhody, jako je např. dobrá dostupnost a minimální náročnost na instalaci technologického vybavení, je snadno kombinovatelná s jinými sanačními metodami či cenová dostupnost (Frankovská et al., 2010).

Jedná se o poměrně pomalou sanační technologii, efektivní remediacce trvá řádově 5 měsíců až několik roků, v závislosti na druhu kontaminace, vlastnostech horninového prostředí, počáteční koncentraci polutantů, biologické rozložitelnosti autochtonních mikroorganismů atd. (ibid).



Obrázek č. 6: Systém bioventingu (Alesi, F. J., ©2021).

### 3.8.3.2 Kometabolický bioventing

Obdobou bioventingu je kometabolický bioventing, kdy jsou do nesaturované zóny společně se vzduchem vháněny pomocné látky umožňující autochtonním mikroorganismům degradaci polutantů (Matějíč et al., 2006). Tento způsob je využíván při odstraňování kontaminace sloučeninami, jako je např. trichlorethan, ethylen, dichlorethylen nebo trichlorethylen, které degradují pouze při působení kometabolických substrátů v aerobních podmínkách. Jako kosubstrát lze použít ethan, methan, propan, amoniak apod. (Frankovská et al., 2010).

Jednou z výhod kometabolického bioventingu je, že je rychlejší, než je proces remediacce v anaerobních podmínkách, avšak za předpokladu optimální teploty. To znamená, že čím je teplota nižší, účinnost biodegradace se snižuje. Limitujícím faktorem je také nízká mocnost nesaturované zóny nebo nízká propustnost a heterogenita půdy (ibid).

Matějů (2006) uvádí, že kometabolický bioventing je velice perspektivní metodou při sanaci *in situ* v kontaminovaných lokalitách, kde by byla aplikace některé z metod *ex situ* nákladnou záležitostí nebo je v daném místě nereálná.

Jde však o jednu z pomalých technologií, doba čištění může trvat až 5 let v závislosti na vlastnostech sanované zeminy či počáteční koncentraci a mobilitě polutantů (Frankovská et al., 2010).

### **3.8.3.3 Podporovaná bioremediace**

Dalším ze způsobů biologické sanace *in situ* je podporovaná bioremediace, při které je aktivita autochtonních, popř. alochtonních mikroorganismů stimulována roztokem živin zapouštěným do kontaminované zóny (Matějů, 2016). Tento způsob sanace urychluje přirozené biodegradační procesy polutantů (Frankovská et al., 2010).

Metoda podporované bioremediace je účinná při čištění zemin kontaminovaných ropnými uhlovodíky, halogenovanými sloučeninami, organickými kyselinami, některými PAU atd. (Matějů et al., 2006).

V praxi jsou využívány čtyři hlavní postupy podporované bioremediace, a to:

- cirkulace peroxidu vodíku založená na principu injeckáže roztoku peroxidu vodíku do zeminy s cílem zvýšení aerobní biodegradace;
- injeckáž výživy v plynném stavu, kdy se živiny injektují do zeminy pomocí vrtů za účelem podpory zvýšení aktivity autochtonních mikroorganismů;
- aplikace roztoku dusičnanů do kontaminované zeminy, čímž je dosaženo zvýšení rychlosti anaerobní biodegradace;
- bioaugmentace – za účelem zvýšení biologické aktivity jsou zapravovány do kontaminované zeminy allochtonní mikroorganismy přizpůsobené místním podmínkám (Frankovská et al., 2010).

Doba čištění závisí na celkovém objemu sanované nesaturované zóny, koncentraci a mobilitě polutantů, kapacitě systému určenému pro zapravování živin a může trvat v rozmezí 6 měsíců až 5 let (Matějů et al., 2006).

### **3.8.3.4 Ošetřování odtěžené půdy či jiných pevných materiálů na dekontaminační ploše**

Principem této metody je biologické čištění zemin nebo jiných pevných materiálů za pomoci autochtonních mikroorganismů se schopností degradovat či transformovat

znečišťující látky na látky bezpečné, popř. méně toxické. V některých případech je nutno aplikovat i speciální druhy alochtonních mikroorganismů (Frankovská et al., 2010).

Aby byla tato metoda účinná, musí být přítomným mikroorganismům vytvořeny vhodné podmínky pro biodegradaci, zejména dodávání živin, dostatečná vlhkost, provzdušňování nebo úprava pH. Současně je nezbytné velké kusy ošetřovaných materiálů rozdrtit na jemnější frakce a oddělit případné příměsi, jako je např., železo, plasty, dřevo apod. (Matějů et al., 2006).

Technologie kontaminovaných zemin, resp. pevných materiálů za použití této metody může probíhat dvěma způsoby:

- staticky, tzv. statický bioventing, přičemž se kontaminovaný materiál vlhčí za současného přidávání živin a kyslíku vhněného vzduchem;
- dynamicky, kdy je materiál na dekontaminační ploše mechanicky přehazován a utužován vhodnou mechanizací a současně jsou optimalizovány parametry materiálu přidáváním živin a mikroorganismů, úpravou pH, provzdušňováním či odlehčováním vhodným materiálem (Frankovská et al., 2010).

Jde o poměrně účinnou a ekonomicky výhodnou metodu a je vhodná pro znečištění organickými látkami, jako jsou např. PAU, ropné uhlovodíky, alkoholy apod. Nevýhodou jsou především náklady na vytěžení a odvoz materiálů, vybudování dekontaminační plochy. Doba čištění je závislá na typu kontaminovaných materiálů, chemických vlastnostech znečištění a požadavku na stupeň čištění (Matějů et al., 2006).

### **3.8.3.5 Kompostování**

Dalším ze způsobů dekontaminace *ex situ* je kompostování, která je využívána při znečištění biodegradabilními polutanty, zejména některými POPs (Matějů et al., 2006). Aerobní termofilní proces snižuje i toxicitu a koncentraci trinitrotoluenu (TNT) či cyklonitu (RDX) obsažených ve výbušninách (Frankovská et al., 2010) nebo některých anorganických polutantů (Matějů et al., 2006). V některých případech, zejména při degradaci chlorovaných sloučenin, je třeba po ukončení aerobního procesu vytvořit v sanovaném materiálu anaerobní podmínky (Frankovská et al., 2010).

Kompostování může probíhat několika způsoby, a to v závislosti na technologickém vybavení zařízení. Nejjednodušší a nejlevnější metodou je přehazování zakládky,

složené z různých organických materiálů, jako je sláma, piliny, zelený odpad, dřevěná štěpka apod., smíchaných s kontaminovaným materiálem za pomoci čelního nakladače. Finančně náročnější je kompostování v uzavřených boxech nebo tunelech s řízeným provzdušňováním. Délka čištění je závislá na koncentraci a vlastnostech polutantů, představuje řádově několik dnů až 18 měsíců (Matějů et al., 2006).

Mezi hlavní nevýhody této technologie je poměrně velká prostorová náročnost, zvýšení objemu materiálu a další časté změny jeho vlastností. Co se týče degradace kovů, jejich koncentrace se sice může snížit, pro toxické kovy však je tato metoda nepoužitelná. Výhodou jsou nízké vstupní i provozní náklady, poměrně vysoká úroveň čištění a jednoduchá obsluha (Frankovská et al., 2010).

### **3.8.3.6 Landfarming**

Landfarming je jednou z nejstarších a nejpoužívanějších sanačních metod, založených na principu biologické remediace. Je vhodná při práci s kaly z rafinerií s vysokým podílem ropných uhlovodíků nebo zeminami kontaminovanými těžko biodegradabilními polutanty. Při použití této technologie je ošetřovaný materiál kypřen za současného obohacování makrobiologickými prvky (Matějů et al., 2006).

Matějů et al. (2006) popisuje proces tak, že je navezena na dekontaminační plochu tenká vrstva cca 25 až 30 cm kontaminovaného materiálu, Frankovská et al. (2010) však uvádí 30 cm až 1 m. Takto navrstvený materiál je pak přeoráván za pomoci pluhu či jiného zemědělského kultivačního stroje. Je-li v ošetřovaném materiálu nedostatek autochtonních mikroorganismů, nebo je-li jejich aktivita nízká, jsou zapravovány i alochtonní kmeny (tzv. bioaugmentace). Nezbytná je také úprava pH a vlhkosti. Frekvence přeorávání musí být zvolena tak, aby nedocházelo v ošetřovaném materiálu ke vzniku anaerobních podmínek (Matějů et al., 2006).

Výhodou této technologie je jednoduché technické a nízkonákladové řešení a jednoduchá implementace (Frankovská et al., 2010).

Limitujícími faktory pro využití technologie landfarmingu jsou malá propustnost materiálů nebo jejich schopnost vytvářet shluky. V těchto případech je biodegradace polutantů poměrně časově náročná a účinnost nízká. Tomu lze předejít přidáním vylehčovacího materiálu (sláma, štěpka, piliny apod.). Doba čištění závisí na typu a koncentraci kontaminantů při vstupu a požadované koncentraci na výstupu. Zpravidla je to 6 až 12 měsíců, v případě kalů 12 až 18 měsíců a jsou-li v ošetřovaném materiálu obtížně degradovatelné polutanty, může doba remediace trvat až 3 roky.

Vzhledem k tomu, že tato technologie pracuje s těžkými nebezpečnými látkami, je nutno v průběhu celého procesu provádět monitoring výluhu a prašnosti, zachytávat a zneškodňovat výpary dřívě, než emitují do ovzduší a dbát na to, aby nedošlo ke kontaminaci okolí místa aplikace, povrchových a podzemních vod nebo případně potravinového řetězce (ibid).

### **3.8.3.7 Biologické suspenzní systémy (bioreaktory)**

Technologie zajišťuje řízený proces dekontaminace odtěžené půdy, kalů či sedimentů v bioreaktoru (Matějů et al., 2006). Je aplikována zejména v lokalitách, kde není možná sanace *in situ*, nebo v případech, kdy je vyžadován pro sanační zásah krátký čas, dále u těžko propustných jemnozrnných zemin a kalů s vysokým stupněm znečištění. Cílovými látkami jsou ropné uhlovodíky, fenoly, PCB a další organické polutanty. Díky aerobním podmínkám, kdy je kyslík terminálním akceptorem elektronu, je rychlost čištění mnohokrát vyšší než u procesů založených na anaerobních podmínkách (Frankovská et al., 2010).

Samotný proces čištění probíhá tak, že odtěžený materiál je prosíván, především jsou odstraněny větší frakce kameniva či jiných příměsí. Do takto připraveného materiálu je přidána voda ve stanoveném poměru, a to v závislosti na koncentraci polutantu a kvalitě pevného podílu. Poté se suspenze promíchává v reaktoru nebo v lagunách, což zajišťuje dostatečný přísun minerálních látek a kyslíku nezbytných pro aktivitu mikroorganismů a zároveň umožňuje snadnou regulaci teploty a pH (Matějů, 2016). Proces biologického čištění je zakončen odvodněním suspenze za pomoci vakuových filtrů, odstředivek, čířidel nebo tlakových filtrů. Poté je výsledný produkt čištění uložen na skládku, není-li pro něj jiné využití (Matějů et al., 2006).

Proces sanace trvá od několika dnů až několik týdnů. V České republice je tato metoda využívána k dekontaminaci ropnými uhlovodíky a PAU (ibid).

Tak jako je tomu u jiných technologií, má i tato své nevýhody, a to především poměrně vysokou energetickou náročnost. Dále pak může aplikaci této technologie omezit či znemožnit rozdílný druh znečištění či specifické podmínky zemin (Frankovská et al., 2010).

### **3.8.3.8 Biostabilizace a bioimobilizace**

Metoda biostabilizace a bioimobilizace je prováděna *ex situ*. Použitím této technologie není docíleno degradace polutantů, dochází však k eliminaci jejich mobility,



rozpuštěnosti ve vodě a toxicity, čímž se snižuje jejich negativní vliv na životní prostředí (Frankovská et al., 2010).

Technologie je založena na principu změny podmínek v prostředí, jako je např. změna oxidačně-redukčních podmínek, zvýšení organického podílu v kontaminovaném materiálu, změna aerobních či anaerobních podmínek apod. Tyto změny napomáhají přeměně původní látky na jinou, schopnou sorpce na půdní částice a tím i ke snížení jejich mobility a toxicity (ibid).

Biostabilizace a bioimobilizace je aplikována při sanaci kontaminovaných materiálů nebezpečnými organickými i anorganickými látkami, jako jsou např. polychlorované dibenzofurany (PCDF), výbušniny, polychlorované dibenzo-*p*-dioxiny (PCDD), pesticidy, radionuklidy apod. (Matějů et al., 2006). U kovů, které nejsou biologicky rozložitelné žádnou z metod, tato technologie účinně napomáhá změnou oxidačně - redukčních podmínek ke snížení jejich mobility (Frankovská et al., 2010).

Hlavní výhodou této metody je, že změna podmínek není navozována přidáváním syntetických činidel, ale heterotrofními organismy. Není však vhodná při dekontaminaci materiálů s vysokou koncentrací znečišťujících látek, která inhibuje přirozené biologické procesy (ibid).

#### **3.8.4 Integrované sanační technologie (IST)**

Převážná část sanačních technologií založená na různých principech je využívána v závislosti na podmínkách v lokalitě a na koncentračním rozpětí znečišťujících látek. Praxe ukázala, že při větší koncentraci kontaminantů jsou účinnější fyzikální nebo fyzikálně-chemické metody a naopak, je-li koncentrace znečišťujících látek nižší, je vhodnější aplikace biologických a chemických metod. Avšak použití pouze jedné technologie na celý sanační zásah je v některých případech problematická, a to především z důvodu kontaminace různorodými znečišťujícími látkami, specifických přírodních podmínek v řešeném území atd. (Frankovská et al., 2010).

Jak uvádí Matějů (2016), zapojení více sanačních technologií je založeno na principu chronologické aplikace technologií v závislosti na změnách v dané lokalitě v průběhu sanačního zásahu, což vede k překonání dílčí části jedné technologie přednostmi technologie druhé. Smyslem IST je především snížení nákladů na sanační opatření a rychlejší dosažení sanačních limitů (Frankovská et al., 2010).

Obecně je nezbytné při výběru vhodných integrovaných technologií brát v potaz mnoho faktorů, zejména:

- charakter horninového prostředí;
- hydrogeologické poměry v lokalitě;
- druh, vlastnosti, dostupnost a koncentrace polutantů;
- rychlost šíření kontaminace;
- vzdálenost od potenciálně ohrožených příjemců;
- zvolená strategie sanace;
- cíl sanace (sanační limity, otázka, zda má být odstraněno ohnisko znečištění nebo kontaminační mrak atd.

Výběr musí být pečlivý, neboť jsou-li zvoleny nesprávné sanační technologie, může nastat situace, kdy chyba v počáteční fázi sanace může znemožnit provedení další fáze a sanace tedy musí být ukončena (Matějů, 2016).

Frankovská et al. (2010) jako příklad uvádějí výhodu aplikace IST při sanaci *ex situ*, zejména pokud je sanované médium kontaminováno směsí znečišťujících látek, kdy chronologicky zařazené technologie postupně eliminují, resp. transformují cílové polutanty. Dalším příkladem je postup, při kterém první sanační technologie sníží koncentraci znečišťujících látek z ohniska znečištění, následující pak slouží k dočištění zbytkové koncentrace.

Níže jsou uvedeny příklady užívaných IST, z nichž první je zaměřena na sanaci kontaminované podzemní vody, účinnost sanačního zákroku se neprojeví v horninovém prostředí. Tato metoda je využívána prakticky v celém světě.

#### **3.8.4.1 Sanační čerpání a gravitační separace**

Aplikace metody sanačního čerpání v kombinaci s gravitační separací je vhodná v lokalitách, ve kterých jsou kontaminovány podzemní vody polutanty s omezenou rozpustností ve vodě a specifickou hmotností odlišnou od vody, kterými jsou polyhalogenované sloučeniny či uhlovodíky. Použitelnost této metody je omezena vlastnostmi a charakterem polutantu a hydrogeologickými podmínkami v dané lokalitě. Účinnost může snižovat například vysoká sorpce polutantu na pevné částice, nebo méně propustné zeminy, kdy čerpání vody podzemní vody probíhá nestejně. Ukázka gravitačního odlučovače je zobrazena na obrázcích č. 22 a 23.

Tato IST je založena na čerpání kontaminované podzemní vody soustavou vrtů, zasahujících do saturevané zóny. Na povrchu je poté zbavována znečišťujících látek za pomoci separačních jednotek. Vzhledem k tomu, že samotná gravitační separace neoddelí rozpuštěné polutanty, je do procesu zařazena další technologie, jako je např. stripping vzduchem, koagulace a srážení, adsorpční filtrace apod.

#### **3.8.4.2 Air sparging a vakuová extrakce vzduchu (venting)**

Tato IST je využívána zejména za účelem omezení úniku znečištění ze saturevané zóny do ovzduší. Probíhá tedy *in situ* a je založena na principu snížení koncentrace těkavých polutantů rozpuštěných v podzemní vodě, případně sorbovaných na zeminy. Je aplikována v lokalitách kontaminovaných BTEX, pohonnými hmotami (letecký petrolej, nafta) a jinými vysoce těkavými kontaminanty s malou rozpustností ve vodě.

K využití této metody je nutno instalovat soustavu air spargingových vrtů, kterými je pod hladinu podzemních vod vháněn stlačený vzduch, který při průchodu zeminou stoupá k hladině podzemní vody, přičemž se těkavé složky polutantů vážou na vtlačný vzduch a jsou vytlačeny do nesaturevané zóny, odkud jsou odsávány za pomoci ventingu a následně je zneškodňovány např. biofiltrací, katalytickou oxidací nebo adsorpcí na aktivním uhlí. Technologie této IST je zobrazena na obrázcích č. 15 až 17.

Tuto metodu nelze využít při mocnosti nesaturevané hmotnosti nižší než 150 cm, v oblastech s vybudovanými podzemními sítěmi může docházet k úniku, hromadění a výbušnosti plynů v okolních budovách.

#### **3.8.4.3 Fyzikální separace a chemická extrakce**

Zatímco předchozí technologie jsou založeny pouze na fyzikálním principu, tato metoda v sobě zahrnuje kombinaci fyzikální a chemické technologie. Použití fyzikální separace je do této IST zařazeno s cílem zmenšit objem materiálu za předpokladu, že jemné frakce budou obsahovat vysokou koncentraci polutantů, např. kovů. K separaci jsou využívány bubnové třídiče, mokrá síta, hydrocyklony apod. Volba separační techniky závisí na tom, jaká je požadována velikost jemných frakcí. Proces je zakončen chemickou extrakcí, kdy jsou přítomné kovy rozpuštěny.

#### 3.8.4.4 Redukce elementárním železem v jílu a míchání zemin *in situ*

Dalším příkladem integrace fyzikální a chemické technologie je redukce elementárním železem s mícháním zemin *in situ*. Je využívána při kontaminaci chlorovanými ethyleny, kdy je reaktivní složka promíchávána s jílem a kontaminovanou zeminou, přičemž dochází k degradaci a oxidaci polutantů. Jíl je v tomto případě využíván s cílem stejnoměrné distribuce elementárního železa v ohnisku znečištění. Další výhodou jílu je např. schopnost snížení hydraulické vodivosti, což je důležitou vlastností k zabránění úniku kontaminantů v průběhu procesu promíchávání, ale i po jeho ukončení. Jedním z limitujících faktorů pro využití aplikace této IST je hloubkový dosah promíchávání (Matějů, 2016).

Kromě výše uvedených možností integrace sanačních technologií lze v praxi využít i řadu postupů, kdy jsou integrovány biologické sanační metody či fyzikálně-chemické a biologické postupy (Frankovská et al., 2010).

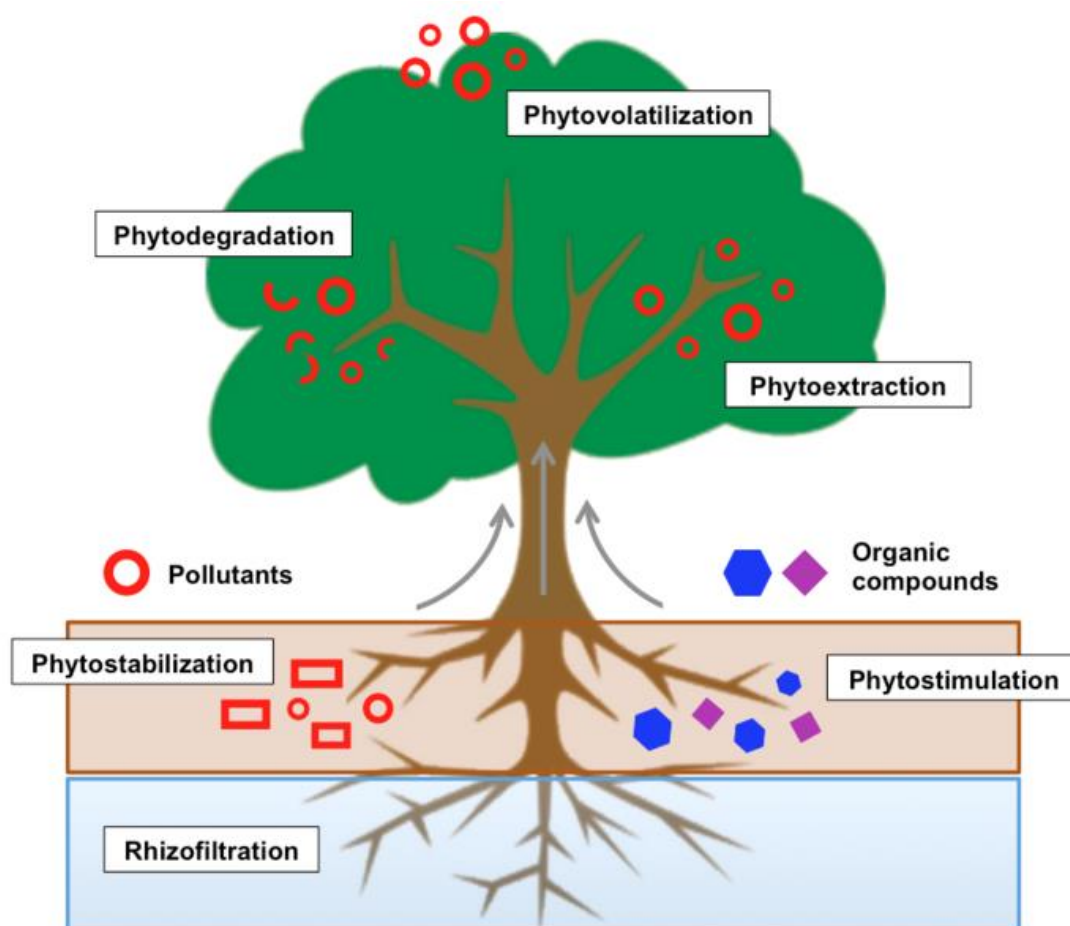
Jako jeden z příkladů Frankovská et al. (2010) uvádí anaerobně-aerobní biosanaci. Tato metoda je využívána v případech kontaminace polutanty, z nichž některé degradují v oxidačních podmínkách a jiné zase v redukčních. V průběhu procesu se postupně střídají anaerobní podmínky s aerobními, při nichž se polutanty např. v anaerobních podmínkách biotransformují na látky jiné, které v aerobních podmínkách degradují rychleji. Toho je docíleno změnou redukčních podmínek v horninovém prostředí na oxidační. Aplikace této IST je vhodná v lokalitách kontaminovaných perchlorethylenem, fenolem, tetrachlormethanem atd., avšak za předpokladu že není horninové prostředí v dané lokalitě heterogenní a málo propustné, což celý proces značně prodlužuje. Doba sanace může trvat několik měsíců až roků, a to v závislosti na místních podmínkách a vlastnostech kontaminantů.

Integraci fyzikálně-chemických a biologických metod lze aplikovat jak *in situ*, ale i v případech sanace *ex situ* (on side), např. při sanaci vytěžených kalů z lagun. V závislosti na konkrétní situaci lze použít vymytí povrchově aktivní látkou, čímž dojde ke snížení vysoké koncentrace polutantu, v kombinaci se sanačním čerpáním. Po snížení koncentrace polutantu následuje biologické dočištění. Dalším způsobem je využití biosanace s následnou chemickou oxidací a biologickým dočištěním (Frankovská et al., 2010).

### 3.8.5 „Zelené sanace“

Tzv. zelené sanace neboli fytořemediace mají řadu výhod. Jsou šetrné k životnímu prostředí, finančně nenáročné, nenarušují půdu a jsou tak slibnou alternativou ke konvenčním sanačním technologiím. Mají široké uplatnění v případech, kdy jsou tradiční technologie prakticky neproveditelné nebo by byla sanace vzhledem k rozsáhlé ploše kontaminované plochy finančně nákladná (Gheju et Balcu, 2017).

Cílovými polutanty jsou toxické kovy, rozpouštědla, PAU, pesticidy apod. v kontaminovaných podzemních vodách i zeminách (Vaníček, 2002), kaly a sedimenty (Gheju et Balcu, 2017).



Obrázek č. 7: Popisná ilustrace fytořemediace (Arulnagai et Dengra, X., ©2021)

### 3.8.5.1 Fytoextrakce

Fytoextrakce je založena na degradaci polutantů z půdy nebo vody pomocí živých rostlin, které jsou schopné přijímat a akumulovat toxické kovy, zejména nikl, zinek a měď. Vzrostlé rostliny, obsahující absorbované toxické kovy jsou následně sklizeny a vzniklá biomasa je zpracována tepelně, popř. mikrobiálně nebo je kompostována (Vaníček, 2002). Zpočátku byla tato metoda limitována pomalým růstem plodin, nízkou výtěžností biomasy apod. Postupem času byly tyto nedostatky překonány zejména využíváním zemědělských plodin s rychlým růstem a velkou produkcí biomasy, střídání letních a ozimých plodin, nebo přidáváním organických či anorganických činidel (Gheju et. Balcu, 2017).

### 3.8.5.2 Rhizofiltrace

Metoda rhizofiltrace je používána při dekontaminaci podzemní vody nebo kyselých důlních vod a je účinná i při odstraňování radioaktivních polutantů. V případě použití této metody je postupováno tak, že jsou nejdříve vypěstovány vhodné plodiny např. ve sklenících, kde jsou dotovány běžnou vodou. Poté, co je vyvinut kořenový systém rostlin, jsou přesazeny do kontaminované lokality, kde adsorbují znečišťující látky. Následný postup je totožný s fytoextrakcí, tedy rostliny jsou sklizeny a zlikvidovány (Vaníček, 2002).

### 3.8.5.3 Fytostabilizace

Na rozdíl od výše uvedených metod, kdy jsou polutanty degradovány, metoda fytostabilizace je proces, pomocí kterého jsou kontaminanty imobilizovány sorpcí na povrch kořenů rostlin a akumulovány v kořenových tkáních. K tomu slouží rostliny s rozsáhlým kořenovým systémem, a které nekumulují polutanty v nadzemních částech. Lze využít komerční a zemědělské plodiny, snahou však je využití původních plodin. Provedenými výzkumy bylo dokázáno, že jsou pro tento účel vhodné trávy z čeledi lipnicovitých (*Poaceae*), jako např. metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosapro*). Dalším výzkumem bylo například zjištěno, že je pro volbu vhodné rostliny velmi důležité znát konkrétní typ kovu, kterým je lokalita kontaminována, neboť interakce rostlin je s různými kovy rozdílná, v některých případech k ní nedojde vůbec, případně byly polutanty akumulovány i v nadzemních částech rostlin. Dále bylo zjištěno, že interakce mezi polutantem a danou rostlinou je variabilní v průběhu ročních období (Teodoro et al., 2020).

## 4. Výsledné hodnocení

Bakalářská práce je zaměřena na staré ekologické zátěže v České republice, které jsou stále aktuálním a ožehavým tématem. S následky nešetřného a upozadovaného přístupu ke stavu životního prostředí, především v dobách nedemokratických režimů v minulosti, se bude Česká republika vypořádávat ještě dlouhé období. Důvodem může být mnoho aspektů, z nichž nejvíce limitujícími jsou, popř. mohou být:

- počet kontaminovaných lokalit a rozsah kontaminace;
- zdoluhavý proces schvalování (stavební řízení a jemu předcházející úkony);
- vysoké náklady na sanaci;
- nedostatek finančních prostředků;
- v případě tzv. ekologických smluv je výběr dodavatele sanačních, projektových a inženýrských činností realizován MF v souladu se zákonem č. 134/2006 Sb., o zadávání veřejných zakázek v platném znění, který zadavatele veřejných zakázek v mnohém limituje;
- možnost odvolání neúspěšného účastníka zadávacího řízení u Antimonopolního úřadu;
- majetkoprávní vztahy apod.

Dalším problémem je, že na rozdíl od Slovenské republiky, která řešení SEZ aplikovala do svého zákona č. 409/2001 Sb., o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmeně a doplnení niektorých zákonov, v České republice nebyl přijat žádný legislativní předpis, který by tuto problematiku řešil komplexně. Existovaly sice snahy o vytvoření samostatného zákona, v roce 2002 byl dokonce předložen návrh zákona v paragrafovém znění, po připomínkovém řízení však nebyl již dále řešen (Příbyl, 2018).

Důležitým aspektem pro odstranění SEZ jsou zdroje financování. Jak již bylo zmíněno, na úrovni vrcholných orgánů České republiky je problematika starých ekologických zátěží souvisejících s privatizací národního majetku financována z tzv. Fondu privatizace, financování SEZ po Sovětské armádě pak v rámci Programu na odstraňování škod po Sovětské armádě. V ostatních případech, jako je navrácení majetku v rámci restitucí nebo převod vlastnictví na územní samosprávné celky, nebyl tento problém řešen komplexně i přesto, že nabyvatelům takto navráceného, popř. převedeného majetku povinnost odstranit závadný stav zůstala. Tento problém začal být řešen až po vstupu do Evropské unie, kdy počínaje programovým obdobím 2007 – 2013 bylo možno čerpat dotace z OPŽP v rámci prioritní osy 4, oblast 4.2 – Odstraňování starých ekologických zátěží. Od roku 2015 pak bylo možno čerpat

v rámci Národního programu životní prostředí (NPŽP) prostředky na odstraňování SEZ, popř. i černých skládek, a to v případech, kdy nebyla na tyto činnosti poskytnuta žádná jiná dotace. Mimo výše uvedené byly od r. 2002 spuštěny i projekty revitalizace a rekultivace území dotčených těžbou nerostných surovin a těžbou ropy.

#### 4.1 Vyhodnocení dotačních programů na sanaci SEZ

V následujících tabulkách je zpracován přehled o uzavřených ekologických smlouvách a vyčíslení schválených finančních prostředků v rámci jednotlivých zdrojů krytí sanací SEZ.

Počty společností, se kterými byla uzavřena ekologická smlouva (ES) stav k 31. 12. 2020	
Společnosti s ukončenou ES na odstranění ekologických zátěží	200
Společnosti s platnou smlouvou na odstranění ekologických zátěží	128
<b>Uzavřené ES celkem</b>	<b>328</b>

Tabulka č. 3: Společnosti s ekologickou smlouvou (vlastní zpracování podle MF ČR, ©2021)

Stav schválených smluvních garancí a čerpání finančních prostředků na odstraňování ekologických škod vzniklých před privatizací způsobených dosavadní činností podniků - stav k 31. 12. 2019	
Celkový počet smluvních stran MF z ES	326
Celkové garance (v mil. Kč)	175 685
Počet smluvních stran, s nimiž byla ukončena ES	194
Výše garancí (v mil. Kč)	37 874
Počet smluvních stran se stavem k 31. 12. 2019	132
Výše garancí (v mil. Kč)	137 811
V realizačních smlouvách vázáno	43 413
vyčerpáno (bez zádržného)	39 711
Provedená úhrada (v mil. Kč)	63 683

Pozn.: nezahrnuje úhradu provedenou na program revitalizace a DIAMO s. p. dle UV ČR č.483/2010 a UV ČR č.756/2014

Tabulka č. 4: Schválené garance a čerpání finančních prostředků na odstraňování SEZ vzniklých před privatizací (vlastní zpracování dle MF ČR, ©2021)



Stav schválených garancí a čerpání finančních prostředků na nápravu ekologických škod způsobených těžbou nerostů a na revitalizaci dotčených území stav k 31. 12. 2019	
<b>Usnesení vlády č. 50/2002 - kraj Ústecký a Karlovarský</b>	
Garance schválené vládou (v mil. Kč)	18 000
Počet veřejných zakázek	582
Provedená úhrada	13 226
<b>Usnesení vlády č. 592/2002 - kraj Moravskoslezský a Jihomoravský</b>	
Garance schválené vládou (v mil. Kč)	20 970
Počet veřejných zakázek	386
Provedená úhrada	12 683
<b>Usnesení vlády č. 552/2003 - kladenský region</b>	
Garance schválené vládou (v mil. Kč)	1 727
Počet veřejných zakázek	17
Provedená úhrada	1 726
<b>Usnesení vlády č. 777/2003 - město Kladno</b>	
Garance schválené vládou (v mil. Kč)	30
Počet veřejných zakázek	0
Provedená úhrada	0
<b>Schválené garance celkem (v mil. Kč)</b>	<b>40 727</b>
<b>Zadané VZ</b>	<b>985</b>
<b>Provedená úhrada (v mil. Kč)</b>	<b>27 635</b>

*Pozn.: Součástí garance je i převod schválený usnesením vlády č. 1584/2009 v hodnotě 1 mld. Kč. Tato částka byla převedena v roce 2010 státnímu podniku Diama. Jelikož se ale jednalo o specifický převod, který nesouvisí přímo programem revitalizací, není převod veden ani v úhradách. Pro zjištění reálné výše nevyčerpaných prostředků vyčleněných UV č. 592/2002 je tedy nutné od částky garance schválené vládou ve výši 20 970 mil. Kč odečíst hodnotu převodu dle UV č. 1584/2010 ve výši 1 mld. Kč.*

*Tabulka č. 5: Schválené garance a čerpání finančních prostředků na odstraňování SEZ způsobených těžbou nerostů (vlastní zpracování dle MF ČR, ©2021)*

Schválené projekty z OPŽP v programovém období 2007 – 2013 (stav k 31. 5. 2016)		
kraj	počet projektů	proplacené prostředky (v Kč)
Hlavní město Praha	8	139 522 735,00
Jihočeský	13	656 242 539,00
Jihomoravský	5	1 483 095 203,00
Karlovarský	4	118 929 400,00
Královéhradecký	13	146 725 842,00
Liberecký	13	783 732 021,00
Moravskoslezský	9	59 078 678,00
Olomoucký	9	459 227 516,00
Pardubický	19	457 300 790,00
Plzeňský	12	327 007 183,00
Středočeský	33	364 715 735,00
Ústecký	13	32 479 569,00
Vysočina	13	464 976 607,00
Zlínský	7	77 539 571,00
<b>Celkem</b>	<b>171</b>	<b>5 570 573 389,00</b>

Tabulka č. 6: - schválené projekty OPŽP v programovém období 2007 – 2013  
(vlastní zpracování dle OPŽP, ©2021)

Staré ekologické zátěže spojené s pobytem Sovětské armády na území ČR byly zjištěny na celkem 60 lokalitách z celkových 73. Realizace sanačních opatření byla započata v r. 1991, konce roku 2019 bylo investováno 1,5 mld. Kč z národních zdrojů (MŽP, ©2021b).

V rámci Národního programu životní prostředí bylo v programovém období 2018 – 2020 alokováno celkem 200 mil. Kč k sanaci havarijních stavů a nelegálních skladů odpadů tam, kde není původce znám či neexistuje nebo existuje, ale nekoná (MŽP, ©2021a).

## 4.2 Vyhodnocení stavu kontaminovaných lokalit v jednotlivých krajích ČR

Na základě dosavadní inventarizace kontaminovaných míst byl zpracován přehled lokalit, kdy byla potvrzena kontaminace s neakceptovatelným rizikem pro lidské zdraví a šířením kontaminace a nutností bezodkladného nápravného opatření ve 146 lokalitách (priorita A3).

Kontaminace nad úrovní legislativou stanovených koncentračních limitů a potvrzeným šířením kontaminace byla potvrzena u celkem 229 lokalit, ve 119 lokalitách byla kontaminace potvrzena, ale nehrozí v nich aktuální riziko pro lidské zdraví či rozpor s legislativou (priority A1 – A2).

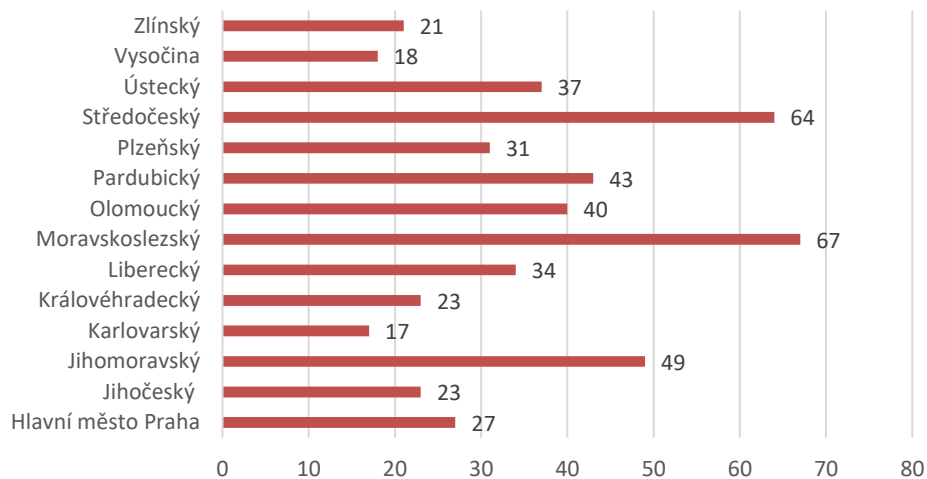
Úroveň kontaminace, která by mohla znamenat vznik neakceptovatelného zdravotního rizika v případě změny funkčního využívání lokality (priorita P1) byla zjištěna v celkem 660 lokalitách, kontaminace, kdy neexistuje aktuální riziko pro lidské zdraví, není v rozporu s legislativou, avšak šíření kontaminace není známo (priorita P2), byla zjištěna u 429 lokalit. Zde je nutný monitoring kontaminace vývoje kontaminace v čase. U celkem 68 lokalit byla zjištěna kontaminace orientačním vzorkováním a je nutný další průzkum kontaminace (priorita P3). Jako potencionálně kontaminovaná lokalita z důvodu absence informací (priorita P4) byla detekována ve dvou lokalitách. I v tomto případě bude následovat průzkum kontaminace. Uvedená čísla zahrnují i 17 lokalit, kde byla sanace již ukončena, ať už jako vyhovující, tak i nevyhovující, ve 4 lokalitách sanace probíhá, u 7 lokalit nebyla zahájena a u 6 lokalit není nápravné opatření nutné. Stav nápravných opatření není dle SEKM 3 znám u 16 lokalit.

Poslední kategorií priorit jsou označeny pod kódy N0 – N2, přičemž byla průzkumem zjištěna neexistence kontaminace nad úroveň pozadí v 269 lokalitách, u 73 lokalit byla zjištěna nadpozaďová, avšak nízká kontaminace, která nebrání multifunkčnímu využívání lokality, ani nepředstavuje zdravotní riziko. Z uvedených počtů byla provedena úspěšná sanace u 9 lokalit, v 1 lokalitě byla ukončena jako nevyhovující a ve 2 případech zatím nebyla sanace zahájena.

Celkový počet lokalit dle jednotlivých krajů s prioritou A1 – A3 je znázorněn v grafu č. 2, lokality s prioritou P1 – P4 znázorňuje graf č. 3.

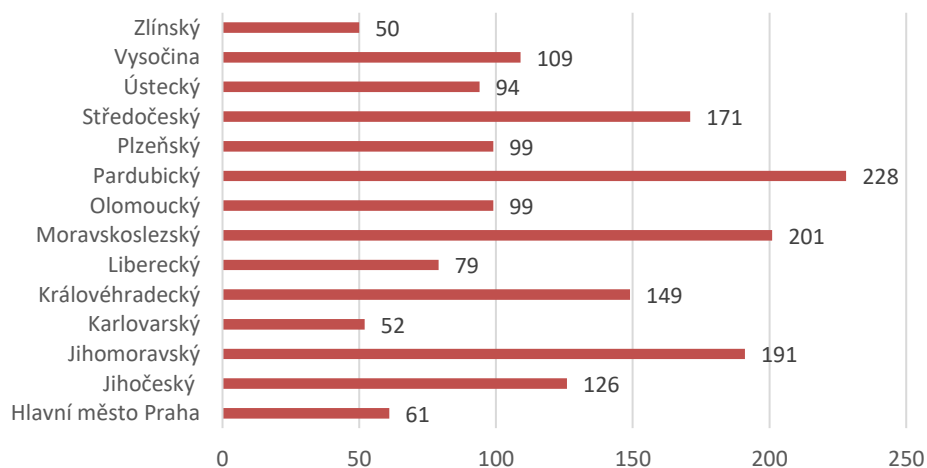
Zároveň byla v databázi SEKM 3 provedena analýza lokalit s potvrzenou kontaminací dle jednotlivých původců znečištění. Výsledek analýzy je zobrazen v tabulce č. 5, přičemž v ní jsou zahrnuty i lokality, kde byla kontaminace potvrzena orientačně a je zde nutný další průzkum a lokality, u kterých neexistuje aktuální zdravotní riziko.

### Lokality s prioritou A1 až A3



Graf č. 2: Počty lokalit s prioritou A1 – A3  
(vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 20. 3. 2021)

### Lokality s prioritou P 1 až P4



Graf č. 3: Počty lokalit s prioritou P1 – P4  
(vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 20. 3. 2021)

typ původce znečištění	stav nápravných opatření					Celkem	z toho lokality s prioritou A1 - A3
	ukončeno - vyhovující	probíhá	ukončeno nevyhovující	nezahájeno	neznámo		
armáda	40	8	4	9	50	111	14
čerpací sanice PHM	59	9	5	5	55	133	13
doprava a distribuce	31	17	6	15	21	90	38
dřevozpracující a papírenský průmysl	7	6	0	5	9	27	6
elektrotechnika	11	5	1	9	7	33	13
hornictví	22	8	1	14	5	50	12
hutnictví a slévárenství	14	12	1	11	14	52	21
chemický průmysl	31	28	5	20	22	106	40
jiné	98	20	3	49	122	292	54
koksárenství	3	3	0	6	0	12	9
komunální odpady	230	25	11	37	261	564	40
kožedělný průmysl	2	2	0	2	8	14	3
nespecifikováno	0	0	0	1	3	4	1
neznámo	1	0	0	6	1	8	3
plynárenství	27	10	1	8	10	56	18
potravinářství	6	0	0	4	6	16	4
sběrné suroviny, autovrakoviště	7	2	1	4	11	25	5
sklářství, keramika, cihelny....	9	4	3	14	21	51	18
strojírenství	141	46	28	51	64	330	109
textilní průmysl	9	4	1	3	12	29	5
výroba a distribuce elektrické energie	28	9	0	18	42	97	26
zemědělství, lesnictví	28	2	4	12	45	91	20
zpracování ropy	25	14	4	7	9	59	23

*Tabulka č. 7: Analýza lokalit dle původce znečištění a stavu nápravných opatření  
(vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 20. 3. 2021)*



### Analýza rizik: ANO

r. 2000, prvotní analýza rizik

r. 2007 aktualizovaná analýza rizik

r. 2017 aktualizovaná analýza rizik po ukončení sanačního zásahu

### Kontaminace

Povrchové vody	nebyla zjištěna
Podzemní vody	BTEX, CIU, NEL, PAU, PCB
Zeminy	BTEX, CIU, NEL

### Průběh sanace a sanační opatření – areál „pomocný závod“

Provedená nápravná opatření: sanační čerpání, venting, demoliční zemní práce.

Sanace byla započata v roce 2006, ukončena v únoru 2009. Postsanační monitoring probíhal od února 2009 do roku 2012.

Sanované objekty: skládka mokrých kalů, garáž lokotraktoru, nadzemní nádrže LTO vč. souvisejícího zařízení (lapol, betonové vany apod.), transformátory, sklad hořlavín a olejů.

### Průběh sanace a sanační opatření – areál „hlavní závod“

Provedená nápravná opatření: sanační čerpání, venting a airsparging, odtěžení dehtu, demoliční zemní práce.

Sanace byla započata v roce 2006, ukončena v létě 2015. V letech 2016 – 2017 proběhlo vyhodnocení sanačních prací, řešení zbytkového znečištění pod tunelovou pecí, aktualizována analýza rizik. V r. 2019 byly zlikvidovány studně a vrty.

Sanované objekty: fenolová kanalizace, odlučovače dehtů, bývalá plynárna, pomocný objekt vegetabilní, skládka vyřazených transformátorů, výhybky bývalé vlečky, bývalá lisovna, potrubí generátorového plynu, jímky na dehty pod tunelovou pecí, betonová jímka po hydraulickém lisu, kompresorovna, sklad hořlavín a olejů a další kontaminované objekty v areálu včetně jejich okolí.



Obrázek č. 9: Odtěžba kontaminované zeminy v areálu hlavního závodu (VZ Ekomonitor, ©2021b)



Obrázek č. 10: Demolice vegetabilního objektu (VZ Ekomonitor, @2021)

Náklady na sanaci: 143 mil. Kč

Zdroj financování: MF ČR z fondu privatizace

Nápravná opatření realizoval: VZ Ekomonitor, s.r.o. Chrudim

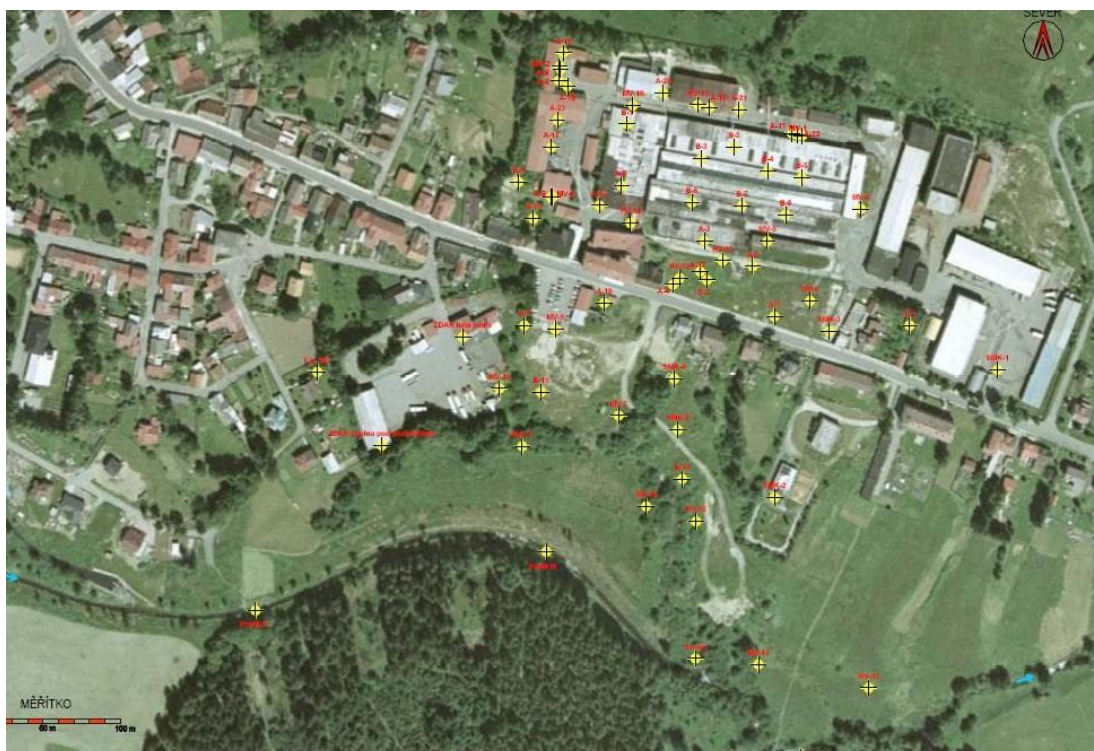
(SEKM 3, ©2021; VZ Ekomonitor, ©2021b).



- **Mars Svatka, a.s., okres Žďár nad Sázavou**

Stručný popis kontaminované lokality

Mars Svatka, a.s. se zabývá zpracováním kovů (lisování, svařování, povrchové úpravy galvanickým zinkováním či práškovým lakem atd.). Starou ekologickou zátěží nebyl zasažen pouze areál závodu, ale i prostor aluviální nivy Svatky, kde byla průzkumem zjištěna kontaminace těžkými kovy způsobená vypouštěním odpadních vod z bývalé neutralizační stanice závodu.



Obrázek č. 11: Ortofotomapa sanovaného areálu (SEKM 3, ©2021)

Ohrožení

VKP	do 1 km
Území CHOPAV	do 50 m
Zdroje pitné vody a jejich vnější ochranné pásmo	do 50 m
Zemědělská půda	do 50 m
ÚSES	do 50 m
Území CHKO	do 50 m

Analýza rizik: ANO

### Kontaminace

Povrchové vody	CIU, kovy velmi nebezpečné
Podzemní vody	CIU
Zeminy	kovy velmi nebezpečné

### Průběh sanace a sanační opatření – areál podniku

Provedená nápravná opatření: sanace saturované i nesaturované zóny, venting, sanační čerpání, sanace *in situ* – reduktivní dechlorace. V rámci sanačních prací byl prováděn průběžný monitoring, po ukončení sanačního zásahu byl započat postsanační monitoring, který dle informací v SEKM 3 stále probíhá.

Vlastní sanační zásah byl započat v roce 1997, ukončen v září 2017.

Sanační práce spočívaly v odtěžení zemin, kalů a sedimentů, sanaci podzemní vody, která byla hydraulicky odčerpávána sanačními vrty a později i jímána za pomoci sanačního drénu. Dále proběhla demolice stavebních objektů a likvidace nelegální skládky komunálního odpadu. Všechny práce byly spojeny s nakládáním s nebezpečnými odpady. Při sanačním zásahu byly postupně zařazovány i inovativní metody, jako *in situ* chemická oxidace CIU či *in situ* biodegradace. Při sanaci saturované zóny byl k metodě ventingu integrován airsparging.

### Průběh sanace a sanační opatření – území aluviální nivy Svratky

Provedená nápravná opatření: zemní práce, průběžný a postsanační monitoring, který dle informací v SEKM 3 stále probíhá.

Vlastní sanační zásah byl započat v roce 1997, ukončen v září 2017.

Kanalizační výpusť z neutralizační stanice, která byla původcem znečištění řeky Svratky, byla převedena do jiné kanalizace. Kontaminovaný materiál byl odtěžen a odvezen k likvidaci. Dále v lokalitě proběhla sanace okolí vrtu MV-12, kdy byla provedena odtěžba zemin, instalace monitorovacího objektu a úpravy na kanalizační větve. Po ukončení zemních prací byly plochy sanace zasypány inertním materiálem, urovnány a byla na nich rozprostřena ornice. V roce 2012 byla provedena dotěžba kontaminovaných zemin a sedimentů, demolice neutralizační stanice včetně odstranění kanalizace a demolice kalových polí. Do roku 2017 pak probíhaly dokončovací práce aplikací reduktivní dechlorace, difúzních geochemických bariér. Po dosažení sanačních limitů byl započat postsanační monitoring.



Obrázek č. 12: Ventingová stanice použitá při sanaci areálu podniku (SEKM 3, ©2021)

Náklady na sanaci: 117 mil. Kč

Zdroj financování: MF ČR z fondu privatizace

Nápravná opatření realizoval: VZ Ekomonitor, s.r.o. Chrudim  
(SEKM 3, ©2021; VZ Ekomonitor, ©2021a).

Vybrané příklady sanačních zásahů jasně dokumentují jejich náročnost jak z hlediska finančního, tak i z hlediska časového a zároveň byly realizovány za účelem dekontaminace znečišťujícími látkami, typickými pro Českou republiku.

## 5. Diskuse

Podrobnější studium dostupných materiálů, které jsem měla k dispozici při zpracování této bakalářské práce, potvrdilo mé přesvědčení, že se Česká republika po roce 1989 vydala v oblasti ochrany životního prostředí a vypořádání se s dědictvím z minulosti správnou cestou.

Problém s kontaminací složek životního prostředí je celosvětovým problémem, velkým přínosem je tedy předávání zkušeností ze sanací kontaminovaných lokalit mezi jednotlivými státy. Velkým přínosem jsou, dle mého názoru, zkušenosti získané v USA, kde je problematika ochrany životního prostředí na jednom z předních míst zájmu vládních i nevládních organizací.

Důležitou roli samozřejmě hraje i čas. Vědecký pokrok umožňuje aplikovat při sanacích kontaminovaných míst inovativní metody k odstranění, popř. eliminaci znečišťujících látek ze složek ŽP. Důkazem jsou např. integrované sanační technologie, které umožňují účinnější, rychlejší, ale i levnější sanační zásahy. Jsem přesvědčená, že existují i takové technologie, které zatím nejsou v našich podmínkách využívány, a to zejména z důvodu nedostatečných zkušeností.

Nejpodstatnějším aspektem při odstraňování kontaminace ze složek ŽP jsou zdroje krytí sanačních zásahů. Česká republika v podstatě vyřešila financování starých ekologických zátěží současně s privatizací státního majetku, kdy se politická reprezentace tomuto problému věnovala. Poněkud v pozadí zůstaly lokality, které byly navraceny původním soukromým majitelům v rámci restitučních nároků nebo byly převedeny obcím, a v neposlední řadě navrácení majetku zabaveného minulými režimy církvím. Pokud se tedy na tyto případy nevztahovalo právní nástupnictví společností, se kterými byla uzavřena tzv. ekologická smlouva, musela být řešena problematika financování sanace SEZ. V těchto případech je velkým pozitivem členství České republiky v Evropské unii, kde je věnována stavu životního prostředí velká pozornost, a proto bylo umožněno financování sanačních zásahů z fondů EU. Na národní úrovni přináší také velkou pomoc Národní program životního prostředí, v němž jsou mj. alokovány finanční prostředky i k nápravě závadného stavu. Je tedy otázkou, nakolik by bylo přínosem, kdyby Česká republika měla schválený zákon, který by problematiku SEZ řešil komplexně.

Analýza dat v databázi SEKM 3 v podstatě potvrdila má očekávání. Vezmu-li v úvahu skutečnost, že téměř v každé obci byla skládka odpadů, množství lokalit zasažených kontaminací vyplývající z NIKM mě nepřekvapilo. Počty kontaminovaných lokalit v jednotlivých krajích pak umocňuje zaměření výroby v tom, kterém kraji. Jako příklad

mohu uvést Pardubický kraj, ve kterém jsem vyrůstala a výsledek znázorněný v grafech jsem zde očekávala. Jen v samotných Pardubicích jsou chemické závody a společnost zabývající se rafinerií ropy. V nedaleké Přelouči je bývalý Vojenský opravárenský závod a ve Chvaleticích tepelná elektrárna. Za zmínku stojí i bývalá Transporta Chrudim nebo Karosa Vysoké Mýto. Kromě chemických a strojírenských závodů měl Pardubický kraj rozvinutou zemědělskou výrobu, která hojně využívala ke zvýšení produkce různé přípravky jak k podpoře růstu, tak i hubení škůdců.

Nabytím nových znalostí o problematice sanací SEZ jsem došla k závěru, že je to téma natolik rozsáhlé a složité, že jej nelze v jednom dokumentu tohoto typu pojmut do všech detailů. Vzhledem k tomu, že je celý proces proměnný v čase, nelze např. předikovat, jaký čas bude ještě třeba k nápravě. Konečnou bilanci bude tedy možno zpracovat až po realizaci posledního sanačního zásahu v lokalitě zatížené starou ekologickou zátěží. Osobně se domnívám, že to bude možné až za několik desítek let a závěrečné vyhodnocení bude zcela jistě úkolem pro budoucí generace.

## 6. Závěr a přínos práce

Bakalářská práce se zabývá problematikou starých ekologických zátěží v širším kontextu. Je zaměřena na původ SEZ, platnou legislativu, působnost orgánů státní správy a samosprávy při odstraňování závadného stavu. Současně popisuje způsob zjišťování a evidence kontaminovaných míst, postupy a činnosti spojené se sanací kontaminovaných lokalit.

V práci jsou uvedeny i příklady sanačních technologií, které jsou v praxi aplikovány. Výčet technologií není kompletní, cílem bakalářské práce bylo popsat možnosti, které jsou k dispozici pro sanaci půdního vzduchu, horninového prostředí a podzemní vody včetně stručného uvedení principů, na kterých jsou jednotlivé technologie založeny.

Vzhledem k tomu, že se jedná o poměrně rozsáhlou a složitou problematiku, bylo by žádoucí zacílit pozornost na sanaci SEZ například s odstupem času s cílem zadokumentovat podstatné skutečnosti a změny, ke kterým došlo od doby zpracování této bakalářské práce.

Přínosem bakalářské práce je popis aktuální situace související se sanací starých ekologických zátěží v České republice s cílem pojmout řešenou problematiku jako soubor činností, které jsou s vlastním sanačním zásahem spojeny a zaměřit se také na faktory limitující vlastní sanační zásah. Cíle stanovené v bakalářské práci tak byly naplněny.

## 7. Přehled literatury a použitých zdrojů

### Odborné knihy, monografie

Černík, M., 2010: Chemicky podporované *in situ* sanační technologie. Praha: Vydavatelství VŠCHT. ISBN 978-80-7080-767-5.

Damohorský, M., 2007: Právo životního prostředí (2. dopl. a rozšíř. vyd). C.H. Beck. ISBN 978-80-7179-498-1.

Doubrava, P., 2011: Metody dálkového průzkumu v projektu Národní inventarizace kontaminovaných míst: (příklady využití metod dálkového průzkumu Země pro řešení environmentální problematiky v České republice). Praha: CENIA. ISBN 978-80-85087-91-8.

Frankovská J., Kordík, J., Slaninka, I., Jurkovič, L., Greif, V., Šottník, P., Dananaj., Mikita, S., Dercová, K., Jánová, V., 2010: Atlas sanačných metod environmentálních zátěží. Bratislava, Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, ISBN 978-80-89343-39-3.

Matějů, V., et al., 2006: Kompendium sanačních technologií. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor. ISBN 80-86832-15-5.

Matějů, V., 2016: Integrované sanační technologie. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o. ISBN 978-80-86832-91-3.

Slábová, M., 2006: Tvorba a ochrana životního prostředí. České Budějovice: Vysoká škola evropských a regionálních studií. ISBN 80-86708-29-2.

Slouka, J., Beneš, P., 2016: Základy remediace kontaminovaného půdního prostředí. Chrudim: Ekomonitor. ISBN 978-80-86832-97-5.

Stejskal, V., Vícha, O., 2009: Zákon o předcházení ekologické újmě a o její nápravě: s komentářem, souvisícími předpisy a s úvodem do problematiky ekologicko-právní odpovědnosti. Leges. ISBN 978-80-87212-07-3.

Štěpánek, Z., 1997: Ekonomické souvislosti ochrany životního prostředí. Olomouc: Univerzita Palackého. ISBN 80-7067-737-6.

Tuháček, M., Jelínková, J., 2015: Právo životního prostředí: praktický průvodce. Praha: Grada. Právo pro každého (Grada). ISBN 978-80-247-5464-2.

Vaníček, I. 2002: Sanace skládek, starých ekologických zátěží. Praha: ČVUT. ISBN 80-01-02438-5.



## Články v odborném periodiku

Ajsuvakova, O. P., Tinkov, A. A., Aschner, M., Rocha, J. B. T., Michalke, B., Skalnaya, M. G., Skalny, A. V., Butnariu, M., Dadar, M., Sarac, I. Aaseth, J., Bjørklund, G., 2020: Sulfhydryl groups as targets of mercury toxicity, *Coordination Chemistry Reviews*, Volume 417, 2020, 213343, ISSN 0010-8545, (online) [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0010854520300837>>.

Andleeb S., Ahmad, Z., Shenxu Bao, T. M., Saeed, A. A., Kumar Jha, S., 2020: Evaluating toxicity impacts of environmental exposed chromium on small Indian mongoose (*Urva auropunctatus*) hematological, biochemical and histopathological functioning, *Chemosphere*, Volume 259, 2020, 127485, ISSN 0045-6535, (online), [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520316799>>.

Casal-Mouriño A., Ruano-Ravina, A., Torres-Durán M., Parente-Lamelas, I., Provencio-Pulla M., Castro-Añón O., Vidal-García I., Pena-Álvarez C., Abal-Arca J., Piñeiro-Lamas M., Fuente-Merino I., Fernández-Villar A., Abdulkader I., Valdés-Cuadrado L., Juan Miguel Barros-Dios J. M., Pérez-Ríos M., 2020: Lung cancer survival in never-smokers and exposure to residential radon: Results of the LCRINS study. *Cancer Letters*, Volume 487, 2020, Pages 21-26, ISSN 0304-3835, (online), [cit. 2020.09.12], dostupné z <<https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0304383520302846>>.

Davidson, C. J., Hannigan, J. H., Bowen, S. E., 2021: Effects of inhaled combined Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes (BTEX): Toward an environmental exposure model, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Volume 81, 2021, 103518, ISSN 1382-6689, [cit. 2021.03.07], dostupné z <<https://www-sciencedirectcom.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S1382668920301940>>.

Denman A. R., Groves-Kirgby, CH. J., Crockett R. G. M., 2020: Cost-effectiveness of radon remediation programmes in the UK in the 2020s, *Journal of Environmental Radioactivity*, Volume 222, 2020, 106351, ISSN 0265-931X, (online), [cit. 2020.09.12], dostupné z <<https://www-sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0265931X20303027>>.

Dlouhá B., 2012: Azbest – vliv na zdraví (online), [cit. 2020.09.12], dostupné z <[http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/ovzduzi/konz\\_dny\\_a\\_seminare/2012/2\\_dlouha\\_azbest\\_vliv\\_na\\_zdravi.pdf](http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/ovzduzi/konz_dny_a_seminare/2012/2_dlouha_azbest_vliv_na_zdravi.pdf)>.



Dvořák, P., Koushik, R., Andreji, J., Dvořáková-Lísková, Z., Mráz, J., 2020: Vulnerability assessment of wild fish population to heavy metals in military training area: Synthesis of a framework with example from Czech Republic. *Ecological Indicators*, Volume 110, 2020, 105920, ISSN 1470-160X, (online), [cit. 2020.09.12], dostupné z <[https://www.sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S1470160X1930915X](https://www.sciencedirect.com/infodroje.czu.cz/science/article/pii/S1470160X1930915X)>.

Elehinafe, F. B., Mamudu, A. O., Okedere, O .B., Ibitoye, A., 2020: Risk assessment of chromium and cadmium emissions from the consumption of premium motor spirit (PMS) and automotive gas oil (AGO) in Nigeria, *Heliyon*, Volume 6, Issue 11, 2020, e05301, ISSN 2405-8440 (online), [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844020321447>>.

Fernandes, A., Falandysz, J., Širič, I., 2020: The toxic reach of mercury and its compounds in human and animal food webs, *Chemosphere*, Volume 261, 2020, 127765, ISSN 0045-6535, (online), [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520319603>>.

Gheju, M., Balcu, I., 2017: Assisted green remediation of chromium pollution *Journal of Environmental Management*, Volume 203, Part 3, 2017, Pages 920-924, ISSN 0301-4797, (online), [cit 2021.03.15.], dostupné z <<https://www.sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0301479717304528#bib24>>.

Jančářová, I., 2007: Staré ekologické zátěže v kontextu evropské právní úpravy (online) [cit. 2020-10-27]. *Časopis pro právní vědu a praxi* 2, s. 182-189. Dostupné z <<https://journals.muni.cz/cpvp/article/view/7179>>.

Kalfie, A., Schegetten, T., Hoogd, M., Kraus, T., Esser, A., 2019: Contamination pathways of polychlorinated biphenyls (PCBs) – From the worker to the family (online) [cit 2020.09.11.], dostupné z <<https://www.sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S1438463919302974>>.

Kibblewhite, M., 2019: Soil contamination: the unsettling legacy of industrialisation (online) [cit. 2020.09.01], s 44 – 47, *EEA Signals 2019 Land and soil in Europe*, ISBN 978-92-9480-095-4 dostupné z <<https://www.eea.europa.eu/publications/eea-signals-2019-land>>.

Liu, L., Li, W., Song W., Guo, M., 2018: Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability, *Science of The Total Environment*, Volume 633, 2018, Pages 206-219, ISSN 0048-9697, (online), [cit 2021.02.27.],

dostupné z <[https://www.sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0048969718309215](https://www.sciencedirect.com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0048969718309215)>.

MacLennan, L., Moiemmen, N., 2015: Management of cyanide toxicity in patients with burns, *Burns*, Volume 41, Issue 1, 2015, Pages 18-24, ISSN 0305-4179, (online), [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305417914002101>>.

Maletič, Snežana P., Beljin, J. P., Rončević, D. S., Grčić, M. G., Dalmacija, B. D., 2019: State of the art and future challenges for polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments: sources, fate, bioavailability and remediation techniques (online) [cit. 2020.09.12], dostupné z <<https://www.sciencedirect-com.infozdroje.czu.cz/science/article/pii/S0304389418310392?via%3Dihub>>.

Naranjo, V. I., Hendricks, M., Jones, K. S., 2020: Lead Toxicity in Children: An Unremitting Public Health Problem, *Pediatric Neurology*, Volume 113, 2020, Pages 51-55, ISSN 0887-8994, (online) [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0887899420302782>>.

Příbyl, R., 2018: Staré ekologické zátěže – aktuální trendy. Sborník konference Sanační technologie XXI, s. 5 – 8. Chrudim, Vodní zdroje Ekomonitor, 2018, ISBN 978-80-88238-07-2.

Sharma, S, Adholeya A., 2011: Detoxification and accumulation of chromium from tannery effluent and spent chrome effluent by *Paecilomyces lilacinus* fungi, *International Biodeterioration & Biodegradation*, Volume 65, Issue 2, 2011, Pages 309-317, ISSN 0964-8305 (online) [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830510002118>>.

Suchánek, Z., 2020: Možnosti vyhledávání nelegálních skládek metodami DPZ (online) [cit. 2020-10-27]. Odpadové fórum, ročník 21, č. 5, s. 36 – 37, dostupné z <[https://www.cenia.cz/wpcontent/uploads/2020/05/NIKM\\_OF\\_05\\_2020\\_web.pdf](https://www.cenia.cz/wpcontent/uploads/2020/05/NIKM_OF_05_2020_web.pdf)>.

Šanda, V., 2018: Ekologické zátěže z pohledu MPO (online) [cit. 2020.09.01], *Časopis Odpadové fórum* 2, dostupné z <<https://www.tretiruka.cz/news/ekologicke-zateze-z-pohledu-mpo1/>>.

Teodoro, M., Hejzman, M., Vítková, M., Wu, S., Komárek, M., 2020: Seasonal fluctuations of Zn, Pb, As and Cd contents in the biomass of selected grass species growing on contaminated soils: Implications for in situ phytostabilization, *Science of*

The Total Environment, Volume 703, 2020, 134710, ISSN 0048-9697, (online), [cit 2021.03.15.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/infodroje.czu.cz/science/article/pii/S0048969719347011#b0070>>.

Wang, R., Qu, Ch., Li, M., Shi, Ch., Li, W., Zhang, J. , QI S., 2021: Health risks of exposure to soil-borne dichlorodiphenyltrichloroethanes (DDTs): A preliminary probabilistic assessment and spatial visualization, Science of The Total Environment, Volume 772, 2021, 144949, ISSN 0048-9697, (online), [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/infodroje.czu.cz/science/article/pii/S0048969721000152>>.

Wang, Y., Yu, J., Wang, Z., LIU, Y., Zhao, Y., 2021: A review on arsenic removal from coal combustion: Advances, challenges and opportunities, Chemical Engineering Journal, Volume 414, 2021, 128785, ISSN 1385-8947, (online), [cit 2021.02.27.], dostupné z <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S138589472100382X>>.

### **Internetové zdroje**

Alesi, F.J., ©2021: SAC Bioventing (online), [cit. 2021.03.28], dostupné z <[http://www.ieg-technology.com/index.php?option=com\\_zoom&Itemid=347&catid=4](http://www.ieg-technology.com/index.php?option=com_zoom&Itemid=347&catid=4)>.

Arulnangai et Dengra, X., ©2021: Phytoremediation Process (online), [cit. 2021.03.28], dostupné z <[https://en.wikipedia.org/wiki/File:Phytoremediation\\_Process.png](https://en.wikipedia.org/wiki/File:Phytoremediation_Process.png)>.

CENIA, ©2020a Principy dálkového průzkumu země (online), [cit. 2020.09.11], dostupné z <<https://dpz.cenia.cz/principy-dpz>>.

CENIA, ©2020b: Stav přípravy prováděcí etapy národní inventarizace kontaminovaných míst (online), [cit. 2020.09.11], dostupné z <[http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/filepath/prezentace/28\\_suchanek.pdf](http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/filepath/prezentace/28_suchanek.pdf)> .

ČIŽP, ©2020: Přehled činností ČIŽP a přehled kompetencí v jednotlivých složkách životního prostředí (online), [cit. 2020.09.10], dostupné z <<http://www.cizp.cz/Prehled-cinnosti-CIZP-a-prehled-kompetenci-v-jednotlivych-slozkach-zivotniho-prostredi.html>>.

Donoso, J., Dorigan, J., Fuller, B., Gordon, J., Kornreich, M., 2002: Reviews of the environmental effects of pollutants, XIII. Endrin. U.S. Environmental Protection

Agency, Washington, D.C., EPA/600/1-79/005 (NTIS ORNLEIS131) (online), [cit. 2020.09.11], dostupné z <[https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=ORD&count=10000&dirEntryId=30863&searchall=&showcriteria=2&simplesearch=0&timstype=](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=ORD&count=10000&dirEntryId=30863&searchall=&showcriteria=2&simplesearch=0&timstype=)>.

EPA, ©2020: Polychlorované bifenyly (PCB) (online), cit. 2020.09.11], dostupné z <<https://www.epa.gov/pcbs/learn-about-polychlorinated-biphenyls-pcbs>>.

Gruntorád, J., 2011: Národní inventarizace kontaminovaných míst – souvislosti a historický vývoj (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/file/seminare/2011-03-23/prezentace/13\\_Gruntorad.pdf](http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/file/seminare/2011-03-23/prezentace/13_Gruntorad.pdf)>.

IRZ, ©2020a: Arsen a jeho sloučeniny (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/Arsen\\_a\\_jeho\\_slouceniny\\_Karta\\_latky\\_11012018.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/Arsen_a_jeho_slouceniny_Karta_latky_11012018.pdf)>.

IRZ, ©2020b: Azbest (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/Azbest\\_Karta\\_latky\\_11012019.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/Azbest_Karta_latky_11012019.pdf)>.

IRZ, ©2020c: Endrin (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/Endrin\\_Karta\\_latky\\_11012019.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/Endrin_Karta_latky_11012019.pdf)>.

IRZ, ©2020d: Kadmium a jeho sloučeniny (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/Kadmium\\_Karta\\_latky\\_11012019.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/Kadmium_Karta_latky_11012019.pdf)>.

IRZ, ©2020e: Olovo a sloučeniny (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/Olovo\\_a\\_jeho\\_slouceniny\\_Karta\\_latky\\_11012019.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/Olovo_a_jeho_slouceniny_Karta_latky_11012019.pdf)>.

IRZ, ©2020f: DDT (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/DDT\\_Karta\\_latky\\_11012019.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/DDT_Karta_latky_11012019.pdf)>.

IRZ, ©2020g: Rtuť a sloučeniny (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/Rtut\\_a\\_jeji\\_slouceniny\\_Karta\\_latky\\_11012019.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/Rtut_a_jeji_slouceniny_Karta_latky_11012019.pdf)>.

IRZ, ©2020h: Zinek a sloučeniny (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://irz.cz/sites/default/files/latky/Zinek\\_a\\_jeho\\_slouceniny\\_Karta\\_latky\\_11012019.pdf](https://irz.cz/sites/default/files/latky/Zinek_a_jeho_slouceniny_Karta_latky_11012019.pdf)>.

Kačabová, P., Gruntorád, J., 2010: Projekt NIKM – východiska pro zadání, očekávané cíle (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/file/seminare/2010-04-27/prezentace/Kacabova\\_Gruntorad\\_100427.pdf](http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/file/seminare/2010-04-27/prezentace/Kacabova_Gruntorad_100427.pdf)>.

Kleger, L., Válek, P. ©2021: azbest (online), cit [cit 2021.03.07.], dostupné z <<https://arnika.org/azbest>>.

Leusch, F., Bartkow, M., 2010: A short primer on benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes (BTEX in the environment and in hydraulic fracturing fluids (online), cit [cit 2021.03.27.], dostupné z <[https://environment.des.qld.gov.au/\\_data/assets/pdf\\_file/0020/87140/btex-report.pdf](https://environment.des.qld.gov.au/_data/assets/pdf_file/0020/87140/btex-report.pdf)>.

MF ČR ©2020a: Priority zadávání ekologických zakázek (online), [cit 2020.09.10.], dostupné z <<https://www.mfcr.cz/cs/verejny-sektor/podpora-z-narodnich-zdroju/ekologicke-zavazky-statu/priority-zadavani-ekologickych-zakazek>>.

MF ČR ©2020b: Realizace ekologických závazků vzniklých při privatizaci (online), [cit 2020.09.10.], dostupné z <<https://www.mfcr.cz/cs/o-ministerstvu/zakladni-informace/organizacni-struktura/sekce-09/odbor-45-realizace-ekologickych-zavazku>>.

MF ČR, ©2020c: Řešení ekologických zátěží vzniklých před privatizací (online), [cit 2020.09.10.], dostupné z <<https://www.mfcr.cz/cs/verejny-sektor/podpora-z-narodnich-zdroju/ekologicke-zavazky-statu/zakladni-informace>>.

MPO, ©2020: Program řešení ekologických škod vzniklých před privatizací hnědouhelných těžebních společností v Ústeckém a Karlovarském kraji (online), [cit 2020.09.10.], dostupné z <<https://www.mpo.cz/cz/prumysl/program-reseni-ekologickych-skod-vzniklych-pred-privatizaci-hnedouhelnych-tezebnich-spolecnosti-v-usteckem-a-karlovarskem-kraji---237072/>>.

MŽP, ©2020a: Metodiky (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <<https://www.mzp.cz/cz/metodiky>>.

MŽP, ©2020b: Metodiky k problematice starých ekologických zátěží, resp. kontaminovaných míst (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/metodiky\\_ekologicke\\_zateze](https://www.mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze)>.

MŽP ©2020c: Operační program Životní prostředí – prioritní osa 3, oblast podpory 3.4 – Dokončit inventarizaci a odstranit ekologické zátěže (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/operacni\\_program\\_zp](https://www.mzp.cz/cz/operacni_program_zp)>.

MŽP ©2020d: Staré ekologické zátěže, resp. kontaminovaná místa (online), [cit 2020.09.11], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/stare\\_ekologicke\\_zateze](https://www.mzp.cz/cz/stare_ekologicke_zateze)>.

MŽP ©2020e: Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2006 (online), [cit 2020.09.11], dostupné z <[https://www.mzp.cz/www/dav.nsf/rocenka\\_06/06\\_titul.htm](https://www.mzp.cz/www/dav.nsf/rocenka_06/06_titul.htm)>;

MŽP ©2020f: Územně analytické podklady (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/uzemne\\_analyticke\\_podklady](https://www.mzp.cz/cz/uzemne_analyticke_podklady)>.

MŽP, ©2020g: 2. etapa Národní inventarizace kontaminovaných míst (online) [cit. 2020.09.11], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/narodni\\_inventarizace\\_starých\\_ekologických\\_zateží](https://www.mzp.cz/cz/narodni_inventarizace_starých_ekologických_zateží)>.

MŽP, ©2021a: Národní program životní prostředí (online), [cit. 2021.03.16], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/narodni\\_program\\_zivotni\\_prostredi](https://www.mzp.cz/cz/narodni_program_zivotni_prostredi)>.

MŽP ©2021b: Odstraňování starých ekologických zátěží způsobených Sovětskou armádou (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <[https://www.mzp.cz/cz/zateze\\_sovetska\\_armada](https://www.mzp.cz/cz/zateze_sovetska_armada)>.

Niklas, J., 2012: Právní aspekty odstraňování starých ekologických zátěží (nepublikováno) (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <<https://dspace.cuni.cz/bitstream/handle/20.500.11956/44148/140016711.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>.

OPŽP, ©2020: O programu (online), [cit 2020.09.11.], dostupné z <<https://www.opzp.cz/o-programu/>>.

OPŽP, ©2021: OPŽP 2007 – 2013 (online), [cit. 2021.03.20], dostupné z <<https://www.opzp.cz/o-programu/opzp-2007-2013/>>.

Pastuszek, @2021: Hydrodynamická vertikální zonálnost (online), [cit. 2021.03.27], dostupné z <[https://cs.wikipedia.org/wiki/Hydrodynamick%C3%A1\\_vertik%C3%A1ln%C3%AD\\_zon%C3%A1lnost](https://cs.wikipedia.org/wiki/Hydrodynamick%C3%A1_vertik%C3%A1ln%C3%AD_zon%C3%A1lnost)>.

SEKM 3, ©2020: Systém evidence kontaminovaných míst ČR (online), [cit. 2020.09.11], dostupné z <<https://www.sekm.cz/portal/>>.

Suchánek, Z., 2012: NIKM z pohledu praxe-evidence (registrace) kontaminovaných míst v EU a projekt 2. etapy (online), [cit. 2020.09.11], dostupné z <[http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/filepath/prezentace/5\\_suchanek.pdf](http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/filepath/prezentace/5_suchanek.pdf)>.

SÚJB, ©2020: Zpráva o výsledcích činnosti SÚJB při výkonu státního dozoru nad jadernou bezpečností jaderných zařízení a radiační ochranou za rok 2016 (online) [cit. 2020.09.11], dostupné z <[https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/zpravy/vyrocn\\_i\\_zpravy/ceske/VZ\\_SUJB\\_2016\\_FIN\\_cast\\_I.pdf](https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/zpravy/vyrocn_i_zpravy/ceske/VZ_SUJB_2016_FIN_cast_I.pdf)>.

VÚMOP, ©2020: Legislativa v oblasti ochrany půdy (online), 2020.10.27], dostupné z <[https://encyklopedie.vumop.cz/index.php/LEGISLATIVA\\_V\\_OBLASTI\\_OCHRANY\\_P%C5%AEDY](https://encyklopedie.vumop.cz/index.php/LEGISLATIVA_V_OBLASTI_OCHRANY_P%C5%AEDY)>.

VZ Ekomonitor, ©2021a: Likvidace staré zátěže ŽP v areálu a okolí podniku Mars Svratka, a.s. (online), [cit. 2021.03.20], dostupné z <<http://www.ekomonitor.cz/reference/sanacni-prace/likvidace-stare-zateze-zp-v-arealu-a-okoli-podniku-mars-svratka-as>>.

VZ Ekomonitor, ©2021b: Sanace průmyslových areálů Carborundum Electrite, a.s. Benátky nad Jizerou (online), [cit. 2021.03.20], dostupné z <<http://www.ekomonitor.cz/reference/sanacni-prace/sanace-prumyslovych-arealu-carborundum-electrite-as-benatky-nad-jizerou-as>>.

### **Legislativní zdroje**

Vyhláška č. 500/2006 Sb., o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a o způsobu evidence územně plánovací činnosti v platném znění.

Zákon č. 92/1991 Sb., o podmínkách převodu majetku státu na jiné osoby v platném znění.

Zákon č. 171/1991 Sb., zákon České národní rady o působnosti orgánů České republiky ve věcech převodů majetku státu na jiné osoby a o Fondu národního majetku České republiky.

Zákon č. 178/1991 Sb., o zrušení Fondu národního majetku České republiky a o působnosti Ministerstva financí před privatizací majetku České republiky v platném znění.

Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí v platném znění.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v platném znění.

Zákon č. 334/1992 Sb., zákon České národní rady o ochraně zemědělského půdního fondu v platném znění.

Zákon č. 289/1995 Sb., lesní zákon v platném znění.

Zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí v platném znění.

Zákon č. 185/2001 Sb., zákon o odpadech v o změně některých dalších zákonů.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů v platném znění.

Zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci v platném znění.

Zákon č. 183/2006 Sb., stavební zákon v platném znění.

Zákon č. 167/2008, o předcházení ekologické újmy a její nápravě a o změně některých zákonů v platném znění.

Zákon č. 89/2012 Sb., občanský zákoník v platném znění.

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší v platném znění.

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon v platném znění.

Zákon č. 541/2020 Sb., o odpadech v platném znění.

### **Metodiky**

MŽP, 2011A: Metodický pokyn MŽP Analýza rizik kontaminovaného území.

MŽP, 2011B: Metodický pokyn k plnění databáze SEKM včetně hodnocení priorit.

MŽP, 2005: Metodický pokyn MŽP pro průzkum kontaminovaného území.

MŽP, 2007A: Metodický pokyn MŽP – Vzorkování v sanační geologii.

MŽP, 2007B: Metodický pokyn MŽP - Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit.

MŽP, 2021A: Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM 3.

Směrnice MF ČR a MŽP pro přípravu a realizaci zakázek řešících ekologické závazky vzniklé při privatizaci č. 4/2017.



## Seznam obrázků

Obrázek č. 1: Kontaminované lokality v ČR (SEKM 3, ©2021, stav ke dni 19. 3. 2021) .....	20
Obrázek č. 2: Schéma procesních postupů.....	31
Obrázek č. 3: Hydrodynamická vertikální zonálnost (Pastuszek, ©2021) .....	35
Obrázek č. 4: Uspořádání elektrod při elektrokinetické sanaci půdy (Liu et al., 2018) .....	42
Obrázek č. 5: Princip čištění vody pomocí PRB (Naidu et al., 2014).....	47
Obrázek č. 6: Systém bioventingu (Alesi, F. J., ©2021).....	50
Obrázek č. 7: Popisná ilustrace fytořemediace (Arulhangai et Dengra, X., ©2021) .....	59
Obrázek č. 8: Situační plánec sanované lokality (SEKM 3, ©2021) .....	68
Obrázek č. 9: Odtěžba kontaminované zeminy v areálu hlavního závodu (VZ Ekomonitor, ©2021b) .....	70
Obrázek č. 10: Demolice vegetabilního objektu (VZ Ekomonitor, ©2021) .....	70
Obrázek č. 11: Ortofotomapa sanovaného areálu (SEKM 3, ©2021) .....	71
Obrázek č. 12: Ventingová stanice použitá při sanaci areálu podniku (SEKM 3, ©2021) .....	72
Obrázek č. 13: Průzkum a odběr vzorků (ATE ČR, ©2021) .....	90
Obrázek č. 14: Vsakovací zkouška (Geostar, s.r.o., ©2021) .....	90
Obrázek č. 15: Venting – air sparging (ATE ČR, ©2021) .....	91
Obrázek č. 16: Venting – air sparging (ATE ČR, ©2021) .....	91
Obrázek č. 17: Venting – air sparging (ATE ČR, ©2021) .....	91
Obrázek č. 18: sanační čerpání podzemní vody (ATE ČR, ©2021) .....	92
Obrázek č. 19: Sanační čerpání podzemní vody (ATE ČR, ©2021) .....	92
Obrázek č. 20: Sanační vrt (Lidařík, s.r.o., ©2021) .....	92
Obrázek č. 21: Elektronika udržující konstantní hladinu v sanačním vrtu (Lidařík, s.r.o., ©2021).....	92

Obrázek č. 22: Gravitační odlučovač (Lidařík, s.r.o., ©2021) .....	93
Obrázek č. 23: Gravitační odlučovač, sběr odloučené fáze RL (Lidařík, s.r.o., ©2021) .....	93
Obrázek č. 24: Stripovací věž (Lidařík, s.r.o., ©2021) .....	93
Obrázek č. 25: Technologie reversní osmózy (Lidařík, s.r.o., ©2021) .....	94
Obrázek č. 26: Sanační centrum s reversní osmózou (Lidařík, s.r.o., ©2021) ....	94
Obrázek č. 27: Probíhající sanační zásah v kontaminovaných lagunách (Aquatest, ©2021) .....	95
Obrázek č. 28: Kontaminovaná laguna Ostramo (Aquatest, ©2021) .....	95
Obrázek č. 29: Dekontaminační stanice (VZ Ekomonitor, ©2021) .....	96
Obrázek č. 30: Aplikace ventingu v prostoru bývalého skladu hořlavin (VZ Ekomonior, ©2021) .....	96
Obrázek č. 31: Vrtné práce v areálu podniku (SEKM 3, ©2021) .....	97
Obrázek č. 32: Sanační věž v areálu podniku (SEKM 3, ©2021) .....	97

## Seznam tabulek

Tabulka č. 1: Stav záznamů v databázi SEKM 3 k 27. 3. 2021 (vlastní zpracování dle SEKM 3) .....	18
Tabulka č. 2: Oxidačně – redukční potencionály běžných oxidačních činidel používaných v technologii vody (vlastní zpracování podle Černík et al., 2010) ...	44
Tabulka č. 3: Společnosti s ekologickou smlouvou (vlastní zpracování podle MF ČR, ©2021) .....	62
Tabulka č. 4: Stav schválených smluvních garancí a čerpání finančních prostředků na odstraňování ekologických škod vzniklých před privatizací způsobených dosavadní činností podniků - stav k 31. 12. 2019 (MF ČR, ©2021) .....	62
Tabulka č. 5: Stav schválených garancí a čerpání finančních prostředků na nápravu ekologických škod způsobených těžbou nerostů a na revitalizaci dotčených území - stav k 31. 12. 2019 (MF ČR, ©2021) .....	63

Tabulka č. 6: Schválené projekty z OPŽP v programovém období 2007 – 2013 - stav k 31. 5. 2016 (vlastní zpracování dle OPŽP, ©2021) .....	64
---	----

Tabulka č. 7: Analýza lokalit dle původce znečištění a stavu nápravných opatření (vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 20. 3. 2021) .....	67
---	----

## **Seznam grafů**

Graf č. 1: Nejčastěji detekované kontaminanty (vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 27. 3. 2021) .....	22
--	----

Graf č. 2: počty lokalit s prioritou A1 – A3 (vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 20. 3. 2021) .....	66
---	----

Graf č. 3: počty lokalit s prioritou P1 – P4 (vlastní zpracování dle SEKM 3, ©2021, stav ke dni 20. 3. 2021).....	66
--	----

## 8. Přílohy

### Hydrogeologický průzkum a odběr vzorků



Obrázek č. 13: Průzkum a odběr vzorků (ATE ČR, ©2021)



Obrázek č. 14: Vsakovací zkouška (Geostar, ©2021)

## IST venting – air sparging



Obrázek č. 15: Venting – air sparging  
(ATE ČR, ©2021)



Obrázek č. 16: Venting – air sparging  
(ATE ČR, ©2021)



Obrázek č. 17: Venting – air sparging (ATE ČR, ©2021)



## Sanační čerpání podzemní vody



Obrázek č. 18: sanační čerpání podzemní Vody (ATE ČR, ©2021)



Obrázek č. 19: Sanační čerpání podzemní vody (ATE ČR, ©2021)



Obrázek č. 20: Sanační vrt (Lidařík, ©2021)



Obrázek č. 21: Elektronika udržující konstantní hladinu v sanačním vrtu (Lidařík, s©2021)

## Technologie čerpání ropných látek



Obrázek č. 22: Gravitační odlučovač (Lidařík, ©2021)



Obrázek č. 23: Gravitační odlučovač, sběr odloučené fáze RL (Lidařík, ©2021)



Obrázek č. 24: Stripovací věž (Lidařík, ©2021)



## Technologie k odstranění směsí látek (pesticidy, CIU, ropné látky)



Obrázek č. 25: Technologie reverzní osmózy (Lidařík, ©2021)



Obrázek č. 26: Sanační centrum s reverzní osmózou (Lidařík, ©2021)



## Kontaminované laguny bývalé rafinerie Ostramo



Obrázek č. 27: Probíhající sanační zásah v kontaminovaných lagunách (Aquatest, ©2021)



Obrázek č. 28: Kontaminovaná laguna Ostramo (Aquatest, ©2021)

## Sanační zásah Carborundum Electrite Benátky nad Jizerou



Obrázek č. 29: Dekontaminační stanice (VZ Ekomonitor, ©2021)



Obrázek č. 30: Aplikace ventingu v prostoru bývalého skladu hořlavín (VZ Ekomonitor, ©2021)



## Sanační zásah Mars Žďár, a.s.



Obrázek č. 31: Vrtné práce v areálu podniku (SEKM 3, ©2021)



Obrázek č. 32: Sanační věž v areálu podniku (SEKM 3, ©2021)