

# **Stratigrafie a kontaminace recentních sedimentů přehradní nádrže Les Království, povodí Labe**

## **Diplomová práce**

Autor: Bc. Kateřina Mandlíková

Vedoucí diplomové práce: prof. Mgr. Ondřej Bábek, Dr.

Olomouc 2018



# Obsah

<b>1. Úvod .....</b>	<b>- 1 -</b>
<b>2. Přehradní nádrže .....</b>	<b>- 2 -</b>
2.1 Základní pojmy .....	- 2 -
2.2 Hlavní funkce nádrže .....	- 3 -
2.3 Klasifikace přehrad .....	- 3 -
2.4 Vertikální členění nádrže .....	- 4 -
2.5 Horizontální členění nádrže.....	- 5 -
2.6 Pohyby vody v nádrži.....	- 5 -
2.7 Fluktuace hladiny .....	- 7 -
2.8 Hlavní rozdíly mezi přírodními a umělými rezervoáry.....	- 7 -
<b>3. Abiotické gradienty v nádrži .....</b>	<b>- 9 -</b>
3.1 Vertikální gradienty.....	- 9 -
3.1.1 Gradient teploty.....	- 9 -
3.1.2 Gradient koncentrace kyslíku.....	- 12 -
3.1.3 Gradient světla.....	- 12 -
3.2 Horizontální gradienty.....	- 13 -
3.2.1 Gradient hloubky.....	- 13 -
3.2.2 Gradient koncentrace živin.....	- 13 -
3.2.3 Sedimentace v nádržích.....	- 14 -
<b>4. Kontaminace .....</b>	<b>- 15 -</b>
4.1 Těžké kovy .....	- 15 -
4.1.1 Zdroje těžkých kovů.....	- 16 -
4.1.2 Rtuť .....	- 18 -
4.1.3 Olovo.....	- 19 -
4.1.4 Kadmium.....	- 19 -
4.1.5 Měď .....	- 20 -
4.2 Persistentní organické polutanty (POPs).....	- 21 -
4.2.1 PCB – polychlorované bifenylly .....	- 22 -
4.2.2 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs).....	- 22 -
4.2.3 Organochlorované pesticidy (OCP) .....	- 23 -
4.2.4 Chlorované aromatické uhlovodíky (PCDDs/Fs) – „Dioxiny“.....	- 24 -

4.3 Nutrienty.....	- 24 -
4.3.1 Fosfor .....	- 24 -
4.3.2 Dusík .....	- 25 -
4.3.3 Eutrofizace .....	- 25 -
4.4 Zdroje kontaminace sedimentů .....	- 26 -
4.4.1 Významný kontaminační zdroj v zájmové lokalitě.....	- 26 -
<b>5. Přírodní podmínky zájmové oblasti .....</b>	<b>- 29 -</b>
5.1 Geografické poměry .....	- 29 -
5.2 Geologické poměry .....	- 35 -
<b>6. Přehradní nádrž Les Království .....</b>	<b>- 47 -</b>
6.1 Historie přehradní nádrže .....	- 47 -
6.2 Funkce přehradní nádrže .....	- 48 -
6.3 Základní parametry přehradní nádrže .....	- 48 -
<b>7. Metodika práce .....</b>	<b>- 49 -</b>
7.1 Terénní práce .....	- 49 -
7.1.1 Odběr vzorků.....	- 49 -
7.2 Laboratorní analýzy.....	- 51 -
7.2.1 Příprava vzorků .....	- 51 -
7.2.2 Granulometrie.....	- 52 -
7.2.3 Magnetická susceptibilita (MS) .....	- 52 -
7.2.4 Datování pomocí <sup>137</sup> Cs.....	- 52 -
7.2.5 Rentgenová fluorescenční analýza (EDXRF) .....	- 53 -
7.2.6 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) .....	- 54 -
7.3 Zpracování dat.....	- 54 -
<b>8. Výsledky .....</b>	<b>- 55 -</b>
8.1 Litologie .....	- 55 -
8.2 Magnetická susceptibilita (MS) .....	- 59 -
8.3 Datování pomocí <sup>137</sup> Cs .....	- 64 -
8.4 Rentgenová fluorescenční analýza (EDXRF) .....	- 66 -
8.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) .....	- 80 -

<b>9. Diskuze</b> .....	<b>- 82 -</b>
9.1 Litologie .....	- 82 -
9.2 Magnetická susceptibilita (MS) .....	- 83 -
9.3 Datování pomocí <sup>137</sup> Cs .....	- 84 -
9.4 Rentgenová fluorescenční analýza (EDXRF) .....	- 85 -
9.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) .....	- 94 -
<b>10. Závěr</b> .....	<b>- 96 -</b>

## Seznam použité literatury

## Přílohy

# 1. Úvod

Hlavní funkcí přehradních nádrží je zadržování vody z důvodu zásobování vodou v obdobích sucha, vyrovnávání průtoků, výroba elektrické energie a ochrana území pod těmito hrázemi před povodňovými průtoky, které zásadně přesahují průtoky běžné. Spolu se zadržováním povodňových průtoků dochází v prostoru přehradní nádrže i k zadržování velkého objemu recentních fluvialních sedimentů, které obsahují přirozenou i antropogenní kontaminaci v podobě toxických kovů a organických polutantů. Z akumulace těchto kontaminovaných sedimentů právě v prostoru přehradních nádrží se může stát významný sekundární zdroj znečištění vodního toku pod přehradní nádrží.

Tato diplomová práce na téma se zabývá problematikou možné kontaminace řeky Labe způsobenou sedimenty uloženými na jedné z našich nejkrásnějších přehrad. Ukládání sedimentů probíhá v této přehradě od roku 1920, kdy bylo vodní dílo dokončeno. K tomuto datu je počítána i změna sedimentace z fluvialní na lakustrinní. Vzhledem k tomu, že přehrada Les Království patří dle velikosti objemu zásobního prostoru mezi menší až středně velká vodní díla, je i přes pravidelnou údržbu velká pravděpodobnost zachycení značné moci sedimentu, který v sobě nese záznam o historickém antropogenním znečištění. V zájmovém povodí této přehradě se v minulosti nacházely významné zdroje průmyslového znečištění (krkonošské papírny, automobilový a potravinářský průmysl). Vzhledem k tomuto znečištění je přehrada Les Království považována za třetího největšího znečišťovatele celé labské vodní cesty. Pro výzkum přehradních sedimentů z hlediska stratigrafie či kontaminace jsou v posledních letech používány vysokorozlišující metody. Výhodou těchto metod je rychlost analýz a odběr relativně malého množství vzorku sedimentů.

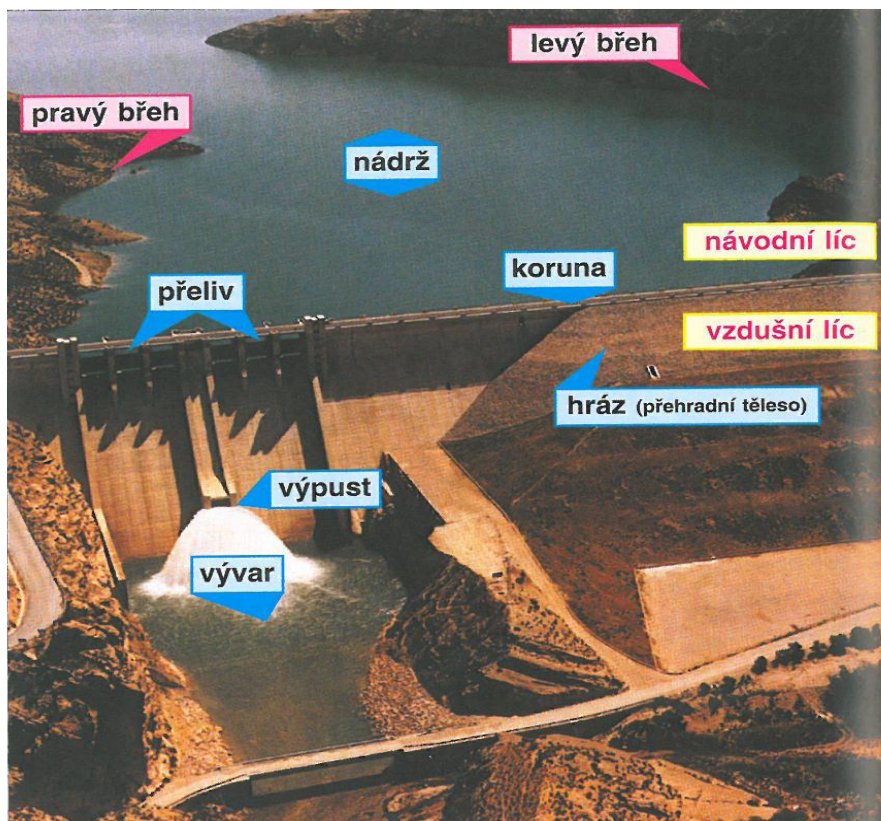
Cílem této diplomové práce je analyzovat stratigrafický záznam, rychlosti akumulace sedimentů a historii jejich znečištění z mělkých sond odebraných z depozičního materiálu této přehradní nádrže.

## 2. Přehradní nádrže

Přehradní nádrže jsou umělá vodní díla, která umožňují přizpůsobit rozkolísaný říční režim průtoků potřebám společnosti a prostředí. V dnešní době dochází ke zhoršování hydrologických poměrů na základě klimatických změn a proto i otázka hospodaření s vodou je stále aktuálnější. Hlavní funkcí, kterou již řešili generace před námi, je protipovodňová ochrana na straně jedné a zadržování a využívání povrchové vody k zásobování obyvatel pitnou vodou na straně druhé (Broža, 2005).

### 2.1 Základní pojmy

Podle Broži (2005) je **přehrada** stavbou, která umožnila vzduť vody a vytvoření prostoru **nádrže**, v níž je zadržena voda z přívalové vlny v době povodně a která může být následně použita v období s minimem dešťových srážek. Nejvyšší linie hráze se nazývá **koruna hráze**. V případech, kdy hladiny vody vystoupí nad hladinu ovladatelného prostoru, dochází k nekontrolovatelnému přepadu vody přes **přeliv**. Voda z nádrže odtéká **spodní výpustí** přes **vývar** dále do koryta toku (obr. 1).



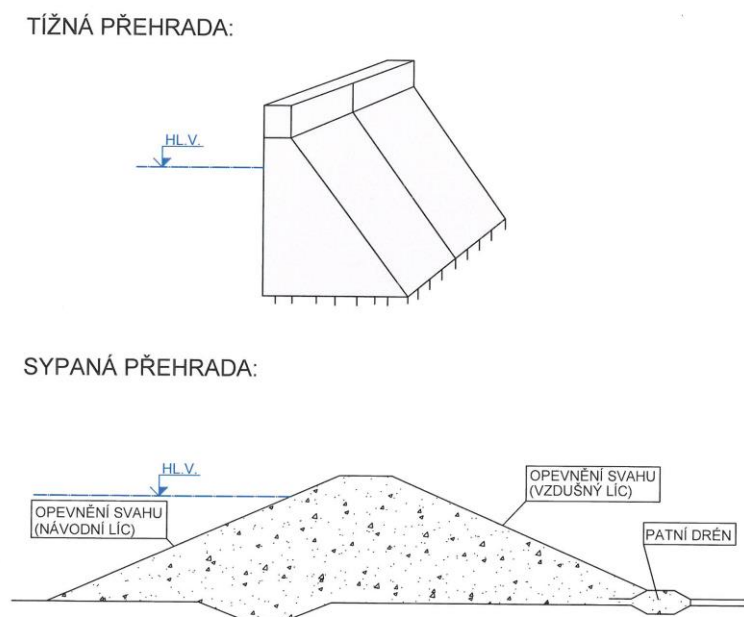
Obr. 1: Hlavní části vodního díla (Broža, 2005)

## 2.2 Hlavní funkce nádrže

Vodní nádrž má funkci zásobní a ochrannou, neboli retenční. V suchých obdobích, kdy přirozené přítoky nestačí pokrýt všechny požadavky zásobování vodou, plní vodní nádrž funkci zásobní pomocí odtoků vody z nadržného objemu nádrže. V tomto období dochází k poklesu hladiny, obnažování a erozi svahů. Při abnormálních srážkách se vodou zaplní nejdříve položený prostor, který se udržuje prázdný. V nádrži se tak zachytí část objemu povodně, čímž je zajištěna ochrana území pod přehradou. Povodeň přináší do nádrže velký objem splavenin a sedimentů, kterými dochází ke kontaminaci vodní nádrže. Sekundárními funkcemi vodních nádrží je výroba elektrické energie, rybolov, popřípadě i rekreace. Z výše uvedeného vyplývá, že většina nádrží je dvou a víceúčelová (Straškraba et al., 1993).

## 2.3 Klasifikace přehrad

Přehradu lze klasifikovat podle mnoha aspektů, z nichž nejdůležitější je funkce, pro kterou byly vybudovány, viz odstavec 2.2. Dále je lze klasifikovat na základě velikosti, typu konstrukce hráze nádrže a v neposlední řadě dle materiálu, ze kterého byla přehradní hráz postavena. Podle typu konstrukce a materiálu hráze je lze rozlišit na betonové a sypané. Betonové se pak liší dle způsobu přenášení zatížení do podloží na gravitační (tízné), klenbové, pilířové a případně i další. Předchůdcem betonových přehrad jsou přehrady zděné, které se ale v principu liší jen použitým materiálem.



**Obr. 2:** Základní typy konstrukce hráze (Broža, 2005; upraveno)

Sypané přehrady se pak dělí především na zemní („hliněné“) a kamenité, které jsou též nazývané rockfilové, a které jsou tvořeny vrstvami kamení na způsob železničního náspu (obr. 2). U nich nehrozí tak velké riziko sesuvu, takže mohou mít prudší svahy a tudíž i menší celkový objem tělesa hráze. Jejich nevýhodou je, že samostatně vůbec netěsní. Těsnicí funkci zajišťuje např. jílové, zemní, asphaltové, betonové nebo fóliové těsnicí jádro. Objem vody v nádrži představuje při porušení hráze potenciální riziko, proto požadavky na jejich bezpečnost jsou vyšší než u jiných staveb (Broža, 2005).

Další důležitou klasifikací podle Morrise a Fana (1997) je klasifikace na základě velikosti. Dle plochy přehradních nádrží je rozdělujeme na velmi malé, malé, střední, velké a obrovské. ICOLD (International Commission on Large Dams) definuje velkou přehradní nádrž jako tu, která má hráz vysokou alespoň 15 metrů, vodní plochu minimálně 1 km<sup>2</sup>, přičemž nezáleží na tom, kolik vody zadržuje. Nejmenší nádrže jsou definovány minimálním objemem kolem 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> zadržené vody (Straškraba a Tundisi, 1999).

## 2.4 Vertikální členění nádrže

Na základě výšky hladiny vody lze nádrž vertikálně rozdělit do několika prostor, a sice:

- neovladatelný prostor nádrže,
- ovladatelný ochranný prostor nádrže,
- prostor stálého nadržení,
- mrtvý prostor nádrže.

**Neovladatelný ochranný prostor nádrže** je prostor, který se nachází nad úrovní koruny nehrazeného přelivu, nebo nad úrovní nejvyšší hladiny ovládané uzávěry na přelivu; shora je omezen maximální hladinou.

**Ovladatelný ochranný prostor nádrže** je prostor nádrže nebo jeho část, která se nachází pod úrovní koruny nehrazeného přelivu, nebo pod úrovní nejvyšší hladiny ovládané uzávěry na přelivu.

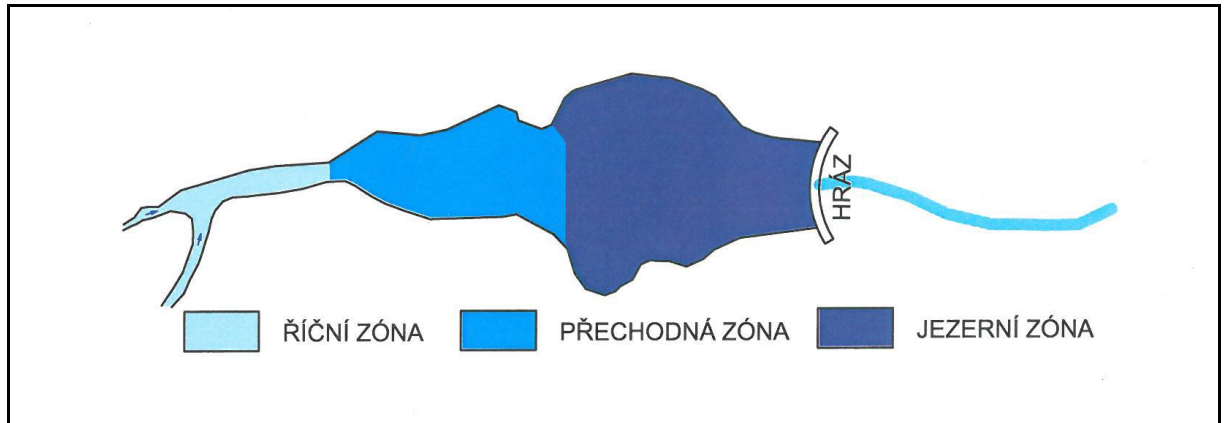
**Prostor stálého nadržení** je část celkového prostoru nádrže, která se za normálního provozu nevyužívá k řízení odtoku. Slouží k zajištění požadované jakosti vody, usazování splavenin a k vytvoření spádu. Nachází se mezi dnem nádrže a hladinou stálého nadržení.

**Mrtvý prostor nádrže** je část prostoru stálého nadržení pod úrovní spodních výpustí, kterou nelze gravitačně vyprázdnit. Pro každou přehradní nádrž je zpracován a schválen, manipulační řád, který přesně určuje výšku hladiny vody v nádrži (Morris a Fan, 1997).



## 2.5 Horizontální členění nádrže

Přehradní nádrže napájené jedním hlavním tokem lze od přítoku po hráz podélně rozdělit na říční zónu, přechodnou zónu a jezerní zónu (obr. 3).



**Obr. 3:** Horizontální členění nádrže (Smol, 2008; upraveno)

**Říční zóna**, kde převládají říční procesy, se vyznačuje úzkým, mělkým korytem, rychlým proudem, turbidními proudy s vysokým obsahem hrubých alochtonních sedimentů, ve vodním sloupci je z důvodu zakalení málo světla. To má dopad na výskyt planktonu. Sedimenty jsou okysličené (Smol, 2008).

**Přechodná zóna** se již blíží vlastnostmi k limnickému prostředí. Koryto se rozšiřuje a prohlubuje. Rychlost proudu se snižuje. Sedimenty jsou alochtonní i autochtonní, organického i anorganického původu. Ve vodním sloupci přibývá světla a s tím i plankton. Pokud probíhá v nádrži stratifikace, jsou sedimenty této zóny okysličené, pokud ne, obsah kyslíku v nich je nízký.

**Jezerní zóna** se vyznačuje širokým a hlubokým korytem s minimální rychlostí toku. Světlo ve vodním sloupci dosahuje větších hloubek a je doprovázené bohatým planktonem. Autochtonní sedimenty jsou jemnozrnné s nízkým obsahem živin a rozpuštěného kyslíku (Smol, 2008).

## 2.6 Pohyby vody v nádrži

Pohyby vody v nádržích ovlivňují fyzikální a chemické abiotické gradienty, které následně mění biotické osídlení nádrže (Říhová Ambrožová, 2007). Mezi základní pohyby patří:

- turbulentní proudění (pohyb se děje ve všech třech směrech),
- proudění převládající v jednom směru - tyto pohyby jsou vertikální (konvekční), horizontální (driftové) a vratné,

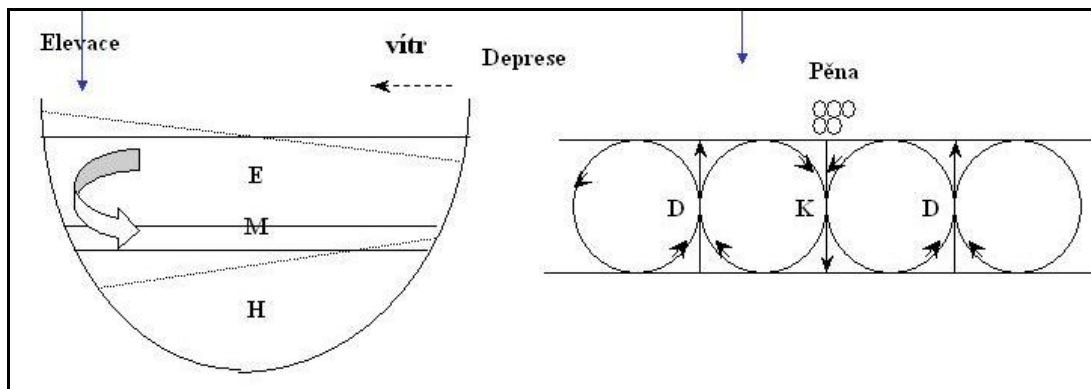
- proudění způsobené větrem,
- langmuirova cirkulace,
- periodické pohyby.

**Turbulentní proudění** je udáváno Reynoldsovým číslem, které určuje přechod laminárního proudění k turbulentnímu pohybu. V přírodě se vyskytuje i ve stojatých vodách, výjimkou jsou nárosty vegetace a mezery mezi kameny. Při dosažení koncentračního gradientu, např. vlivem fytoplanktonu, vznikne turbulentní difúze, která transportuje částice mezi epilimniem a hypolimniem. Epilimnium je nejvyšší vrstva ve stratifikovaném jezeře (teplotně rozděleno do pásem). Je nejteplejší, má vyšší pH a vyšší koncentraci rozpuštěného kyslíku než hypolimnion, který se nachází pod epilimniem. Díky větru dochází ke směšování a výměně rozpuštěných plynů, jako je  $O_2$  a  $CO_2$ , s atmosférou. Tato vrstva přijímá nejvíce světla, obsahuje nejvíce fytoplanktonu, které se v této vrstvě množí a zároveň absorbují živiny z vody. Když zemřou, klesají do spodních vrstev hypolimnia (Říhová Ambrožová, 2007).

**Proudění** je způsobeno spádem, který ovlivňuje rychlost proudu, větrem a pohybem vodních mas. Rychlost proudu je závislá na charakteru koryta, členitosti a zakřivení, drsnosti stěn a na výškovém rozdílu hladin u spádu. Přitékající voda mající nižší teplotu a vyšší hustotu (hyperpiknické proudy) se promíchá do vrstvy se stejnou hustotou při dně stratifikované nádrže. V případě, že přitékající voda má hustotu nižší (hypopiknické proudy) je vlivem proudění rozptýlena po povrchu (Batuca a Jordaan, 2000).

**Proudění způsobené větrem** ovlivňuje povrchové vrstvy vody. Na straně návětrné dochází ke snížení hladiny a na závětrné straně k převýšení hladiny. U stratifikovaných nádrží způsobuje tento jev pokles termokliny vůči epilimniu na straně závětrné a převýšení na straně návětrné. Vlny mají vliv pouze pro mělké nádrže, kde dochází k periodickému pohybu vodního sloupce. Naopak tento vliv ztrácí v hlubokých nádržích (Říhová Ambrožová, 2007).

**Langmuirova cirkulace** je zvláštní struktura pohybu částic ve svrchních vrstvách vody (obr. 4). Částice unášené proudem se pohybují po šroubovicích položených vedle sebe, jejichž osy jsou rovnoběžné a orientované ve směru větru. U každých dvou sousedních šroubovic je směr otáčení v nich opačný, čímž vzniká konvergence (sestupný proud v obou) či divergence (vzestupný proud). V místech konvergence se na vrcholcích vln tvoří pěna (je lehčí), která je při pohledu na hladinu nádrže pozorována jako bílé pásy pěny.



**Obr. 4:** Langmuirova cirkulace (Říhová Ambrožová, 2007)

**Periodické pohyby** vody se projevují při delším působení větru, prudkého deště, nebo povodňové vlny. Jsou to kývavé pohyby hladiny. Tento jev trvá po dobu působení vnějšího faktoru, po jeho ukončení se hladina nádrže vrací do normálu. U stratifikovaných nádrží se periodický pohyb projeví vzájemným promícháním epilimnia vůči hypolimniu (Batuca a Jordaan, 2000).

## 2.7 Fluktuace hladiny

Na rozdíl od přírodních rezervoárů je kolísání neboli fluktuace vodní hladiny v přehradních nádržích zcela přirozeným jevem. Za tímto účelem jsou vybudovány. Přehradní nádrže vyrovnávají průtokové poměry, ve vodných obdobích se plní, v suchých periodách se prázdní. Kolísání hladiny vody obnažuje břehy, které vysychají a vymrzají. Kvůli těmto pohybům dochází k abrazi větrem a vlnami. Břeh je erodován a je zde nemožné jakékoliv uchycení rostlin. Poklesem hladiny se snižuje objem nádrže, zkracuje se doba zdržení vody a zvyšuje se specifické zatížení fosforem, což vede ke zvýšené přítomnosti sinic. Poklesy hladiny zvýrazňují eutrofizační projevy, způsobují vysušení sedimentů, změnu jejich geochemie a výrazně ovlivňují biotu nádrže (Duras, 2008).

## 2.8 Hlavní rozdíly mezi přírodními a umělými rezervoáry

Na rozdíl od jezer jsou přehradní nádrže umělá vodní díla vytvořená člověkem. Nejčastěji vznikají přehrazením řeky. Jejich tvar kopíruje původní koryto řeky, podmínky v nich jsou ale už podobné jezerům (Straškraba, 1998).

- Zásadním rozdílem jezer a nádrží je jejich hloubka. V případě nádrže se hloubka od přítoku k tělesu hráze zvětšuje. Oproti tomu jezera jsou nejhlubší uprostřed.
- Dalším podstatným rozdílem je plocha povodí. Nádrže mají podstatně větší plochu povodí než jezera (Straškraba, 1998).
- Odtok vody z jezer bývá většinou povrchový, kdežto z nádrží se děje pomocí odtokových výpustí umístěných téměř ve dně.
- Směr pohybu vody v nádrži je většinou směrem od přítoku ke hrázi. Voda v jezerech pouze cirkuluje, na základě síly větru.
- Podle Hejzlara a Vyhnálka (1998) množství živin, nerozpuštěných částic a organismů směrem od přítoku ke hrázi ubývá. Z tohoto důvodu je u hráze větší viditelnost. Toto ovlivňuje i výskyt fauny a flóry. Množství živin, nerozpuštěných částic a organismů je v jezeře konstantní.
- Při zpomalení toku při přítoku do nádrže dochází ke zvýšené sedimentaci. Na základě ztráty unášecí schopnosti vody se ve směru od přítoku ke hrázi mění i zrnitost sedimentu (Sloff, 1997). Zrnitost sedimentů v přírodních rezervoárech je horizontálně nemění.
- V přehradě se z větší části nacházejí alochtonní sedimenty. Zdrojem těchto sedimentů je erodovaný materiál v zájmovém povodí. V jezeře se mnohem více vyskytují autochtonní sedimenty tvořené anorganickými a organickými látkami přímo v nádrži.
- Množství přitékající vody a celkový objem nádrže ovlivňuje dobu zdržení, přičemž doba zdržení je u přehradních nádrží výrazně kratší než u jezer. Čím je tato doba delší, tím je větší předpoklad vzniku teplotní stratifikace.

Teplotní stratifikace v nádržích vznikne, pokud doba zdržení je alespoň deset dnů, za kterých se uklidní vodní sloupec. K teplotní stratifikaci v nádržích dochází v letních měsících v přechodové zóně mezi říční a jezerní částí nádrže (Kalf, 2003). Doba zdržení ovlivňuje sedimentaci i samotnou kvalitu vody v nádrži. Velká doba zdržení v nádrži zaručuje vyčerpání živin organismy, tedy čistší vodu u hráze. Na tomto principu funguje většina nádrží na pitnou vodu.

## 3. Abiotické gradienty v nádrži

S abiotickými gradienty se setkáme jak v umělých nádržích, tak i v jezerech. Po přehlednost je můžeme rozdělit dle směru na horizontální a vertikální. Vertikální gradienty přehradních nádrží a jezer se nikterak zásadně neodlišují. Jiné je to u gradientů horizontálních, které jsou specifické pro nádrže. V jezerech se téměř nevyskytují (Straškraba, 1998).

### 3.1 Vertikální gradienty

Mezi vertikální gradienty patří:

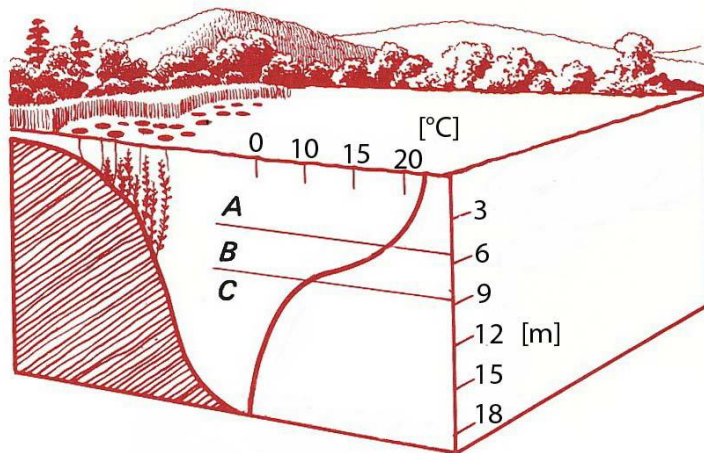
- gradient teploty (teplotní stratifikace),
- gradient koncentrace kyslíku,
- gradient světla.

#### 3.1.1 Gradient teploty

Gradient teploty neboli teplotní stratifikace je určen různými teplotami v rozdílných hloubkách. Je typický pro jezera a nádrže mírného klimatického pásu, tzv. dimiktická jezera, případně monomiktická jezera, která se míchají v zimním období (Hejzlar a Vyhnaněk, 1998). Voda v nádržích se promíchává dvakrát v průběhu roku, na jaře a na podzim, na základě dlouhodobého vyrovnání teplot mezi vzduchem a vodou v nádrži. Po jarním míchání nastává období letní stratifikace, které je časově mnohem delší než zimní stratifikace. Teploty se v průběhu ročních období obvykle mění jen o 5-10 °C. Vzniká tak každoročně opakující se cyklus. Maximální teploty je dosaženo ke konci srpna a v září. Zdrojem tepla je hlavně sluneční záření, které proniká vodním sloupcem a je velmi rychle absorbováno. Sezónní periodicitu teplotní stratifikace nádrží v mírném klimatickém pásu provází dlouhodobou izolaci spodních vrstev vody, přerušovanou cirkulacemi vodních mas. Tento roční cyklus vytváří specifické fyzikálně-chemické podmínky, které mají mimořádný význam pro koloběh látek ve vodě a také pro organismy stojatých vod. Teplotní stratifikace dimiktické nádrže zachycují čtyři období (Wetzel, 2001).

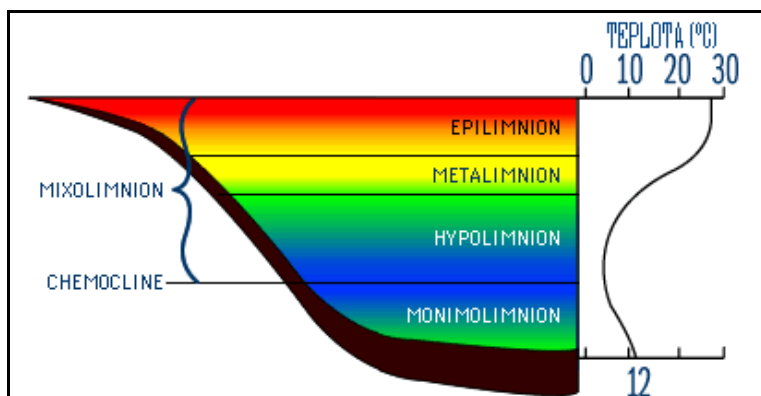
**Při letní stratifikaci** se za slunečného, bezvětrného letního dne nachází nejteplejší vrstva vody těsně u hladiny, do hloubky pak teplota rychle klesá (obr. 5). Večer a v noci se však tato nejteplejší vrstva díky vyzařování tepla a odparu ochlazuje rychleji než vrstvy ležící hlouběji. Hustota této vrstvy se zvětšuje a ochlazená voda klesá do hloubky, kde se spojí

s vrstvou stejně chladné a husté vody. Naopak již teplejší a lehčí voda ze spodních vrstev je vynášena vzhůru. Změny teploty svrchních vrstev vody jsou způsobeny konvekčním vertikálním prouděním, které je podporováno horizontálním prouděním, vyvolaným větrem.



**Obr. 5:** Grafické znázornění letní stratifikace s jednotlivými vrstvami epilimnion (A), metalimnion (B) a hypolimnion (C) (Říhová Ambrožová, 2007)

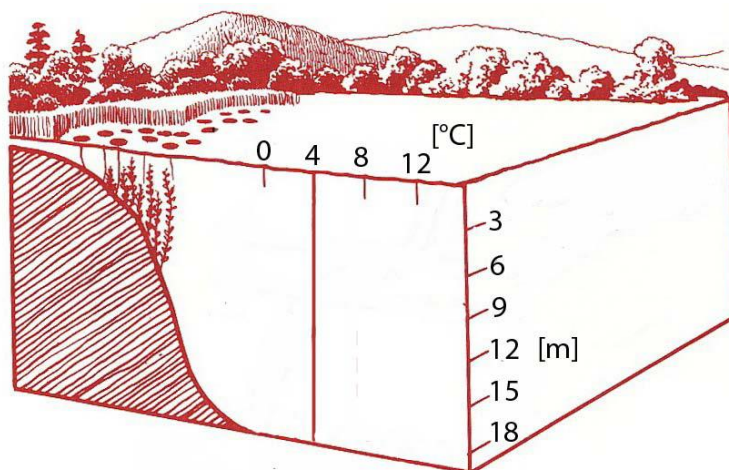
Vlivem změny teplot dochází k cirkadiánnímu promíchávání svrchních vrstev vody. Promíchávání vody zasahuje do takové hloubky, ve které konvekční ani horizontální proudění vody již nemůže narušit stabilitu studených vrstev vody. Velikost nádrže a částečně expozice větru určují hloubku, do které dojde k promíchání vody. U malých až středních nádrží (20-500 ha) v severním mírném pásu je obvyklá stratifikace a bohaté promíchávání do hloubky 3-7 m, u větších jezer až do 10-15 m (Kalf, 2003). Na této hranici vznikne teplotní skočná vrstva (termoklina), v níž lze na 1 m hloubky naměřit pokles teploty o několik stupňů celsia. Letní stratifikací je sloupec stojatých vod rozdělen na tři zóny: na svrchní epilimnion a spodní hypolimnion, mezi kterými je více či méně silná přechodná (skočná) vrstva, označovaná jako metalimnion (obr. 6). U dna stagnuje anoxická vrstva vody zvaná monimolimnion a je oddělena od mixolimnionu (vrstvy vody, která se alespoň jednou ročně kompletně promísí) chemoklinou.



**Obr. 6:** Zonální členění vodní masy při letní stratifikaci (Wetzel, 1975)

Stagnující a typicky anaerobní monimolimnion má ve srovnání s mixolimnionem vysokou koncentraci rozpuštěných látek. Změna hustoty v metalimnionu funguje jako fyzická bariéra, která brání míchání horní a spodní vrstvy po období několika měsíců (Bertoni, 2011).

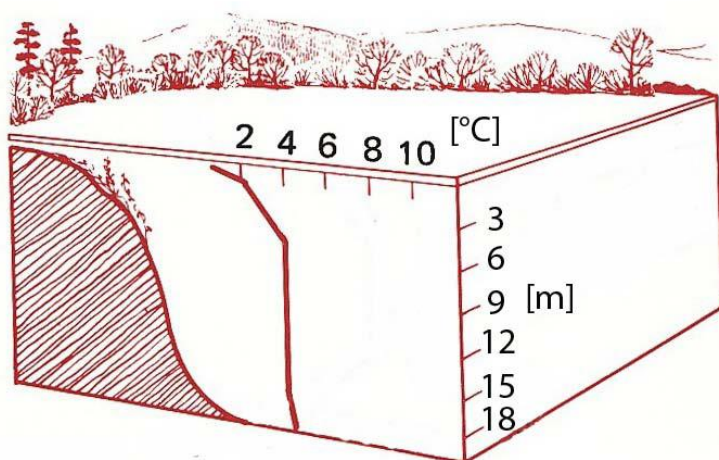
**Při podzimní cirkulaci** dochází k ochlazení epilimnia, do cirkulace se přidávají stále hlubší vrstvy vody a metalimnion se posunuje směrem ke dnu. Dochází k prudkému rozvířování vody při teplotách vody 4 °C , včetně dnových jemných usazenin. Celý vodní sloupec je obohacován o živiny (obr. 7).



**Obr. 7:** Grafické znázornění teplotního rozložení při jarní a podzimní cirkulaci (Říhová Ambrožová, 2007)

**Při zimní stagnaci** se nejtěžší voda o teplotě 4 °C nachází u dna. Nad ní je lehčí voda pokrytá na hladině ledem. Vodní sloupec je chráněn před promícháváním větrem vrstvou ledu, takže stagnace přetrvává celou zimu (obr. 8).

**K jarní cirkulaci** dochází až po roztání ledu, kdy je opět promícháván celý vodní sloupec (obr. 7) (Lelák a Kubíček, 1996).



**Obr. 8:** Grafické znázornění teplotního rozložení při zimní stagnaci (Říhová Ambrožová, 2007)

### 3.1.2 Gradient koncentrace kyslíku

Koncentrace kyslíku ovlivňuje další procesy v nádrži. Jeho zásadní úbytek má dramatický vliv na biotu. V podmínkách eutrofních nádrží s charakteristickou distribucí je nejvíce kyslíku u hladiny a směrem ke dnu jeho obsah ubývá. U dna se vyskytuje anoxické prostředí. (Lampert a Sommer, 2007). Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě je zajišťován ze dvou zdrojů. Za prvé je to difúzí ze vzduchu, probíhající převážně u hladiny, druhým zdrojem je fotosyntéza vodních rostlin. Do hloubky se pak dostává pomocí jarního a podzimního míchání. Během dne koncentrace kyslíku kolísá vlivem fotosyntézy rostlin (Morris a Fan, 1997). V anoxických podmínkách dochází ke změně mobility Fe a Mn, které jsou v oxidačním prostředí nerozpustné. Fe i Mn se stávají mobilními a migrují v sedimentech (Smol, 2002). Na základě poměru těchto prvků lze určit redoxní podmínky. V mělkých rezervoárech, kde dochází ke zvyšování teploty vody, se zároveň snižuje obsah kyslíku.

### 3.1.3 Gradient světla

Množství světla velice ovlivňuje biotu nádrže. Fytoplankton a následně pak zooplankton je distribuován právě na základě intenzity a druhu světla v závislosti na hloubkách. Světlo v nádržích ubývá směrem od hladiny ke dnu. Viditelnost závisí na množství částic ve



vodním sloupci. Celkové světlo je ovlivněno dvěma složkami. První složkou je viditelné spektrum, které řídí orientaci organismů a produkci fytoplanktonu. Druhou složkou je infračervené záření, to způsobuje ohřev vody (Longhi a Beisner, 2009). Na základě výše uvedeného lze vodní prostředí rozdělit na dvě zóny. V první euforické zóně je dostatek světla, ve druhé afotické zóně je světla nedostatek (Lampert a Sommer, 2007).

## **3.2 Horizontální gradienty**

Jak již bylo výše řečeno, horizontální gradienty se v přírodních jezerech nevyskytují nebo nejsou tak výrazné, aby mohly ovlivnit další procesy a podmínky pro biotu.

### **3.2.1 Gradient hloubky**

Jeden z nejvýraznějších horizontálních gradientů je gradient hloubky, který se vyskytuje hlavně u přehradních nádrží. Od přítoku k tělesu hráze se hloubka zvětšuje. Způsobuje to gravitační spád původního toku koryta řeky (Straškraba, 1998). Gradient hloubky ovlivňuje gradient světla. Se zvyšující se hloubkou klesá množství světla, zvyšuje se vodní sloupec, klesá teplota i množství kyslíku. Tyto faktory jsou rozhodující pro biotu.

### **3.2.2 Gradient koncentrace živin**

Přehradní nádrže se většinou plní jedním přítokem, kterým se do nádrže dostává značné množství nerozpuštěných látek a živin. Jejich množství je největší u přítoku, směrem ke hrázi klesá.

Trofie neboli úživnost vody je vlastnost označující obsah chemických látek, které vedou ke zvyšování obsahu anorganických živin tekoucích a stojatých vod.

Přírodní eutrofizace je způsobena uvolňováním fosforu, dusíku a případně silikátů ze sedimentů, půdy a odumřelých vodních organismů. Antropogenní eutrofizace je způsobena intenzivní zemědělskou výrobou, průmyslovými odpadními vodami s obsahem polyfosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích a zvýšenou produkcí odpadních vod fekálního charakteru (Ambrožová, 2003). Na základě úživnosti vody jsou jezera rozdělena do tří tříd:

- oligotrofní,
- mezotrofní,
- eutrofní.

**Oligotrofní vody** jsou živinami chudé, proto se v nich vyskytuje poměrně méně rostlin a živočichů.

**Mezotrofní vody** obsahují o něco více živin, rostlin a živočichů.

**Eutrofní vody** jsou velmi bohaté na živiny. V těchto vodách dochází k nadměrnému množení bakterií a sinic. Pro eutrofizaci je velmi důležitá teplota vody a množství rozpuštěného kyslíku.

Eutrofizace závisí na tom, kudy protéká řeka. Horské řeky nebudou pravděpodobně zatíženy živinami. Gradient koncentrace živin v nádržích je minimální, nebo žádný. Naopak řeka protékající městy a zemědělskými oblastmi přináší do nádrže velké množství živin, gradient koncentrace živin bude tedy velmi vysoký (Pont a Amrani, 1990).

Nerozpuštěné látky způsobují zákal vody, který je u přítoku větší než u hráze nádrže. Zákal pohlcuje světlo, které se tak dostává do mnohem menších hloubek (Lampert a Sommer, 2007). Zákal v nádržích nemusí způsobovat jen nerozpustné částice ve vodě, ale také samotný fytoplankton. Tento jev se projevuje hlavně v letních měsících.

### **3.2.3 Sedimentace v nádržích**

Všechny částice obsažené ve vodě větší než 0,45  $\mu\text{m}$  jsou považovány za nerozpuštěné (Pitter, 2009). Sedimenty v nádržích jsou tvořeny z 95–98 % minerálními částicemi a 2–5 % představují organické a antropogenní částice (Batuca a Jordaan, 2000). Původ minerálních sedimentů je v erodovaném horninovém prostředí zájmového povodí. Erozi výrazně urychlují antropogenní zásahy do krajiny. Tyto sedimenty mají podobu jednak kohezivních jílovitých a prachovitých částic vázaných elektrochemickými silami, nebo mohou být tvořeny nekohezivními valouny, štěrkem a pískem vázaných gravitačními silami. Organické sedimenty se vyskytují v malém množství. Při letní stratifikaci se může vytvořit anoxické prostředí, kdy je produkován  $\text{H}_2\text{S}$  a  $\text{CO}_2$ , dojde k poklesu pH a k vysrážení roztoků s Fe a Mn.

Organické nebo anorganické znečištění vody se projeví ve složení sedimentu. Při vtoku do přehradní nádrže se sníží rychlost říčního toku a s ní i unášecí schopnost. Nejprve se z vodního sloupce usazují v proximální části nádrže hrubé štěrkové a písčité částice. Vytváří se tak facie delty, která je složena z topsetu a foresetu. Foreset je na rozdíl od topsetu jemnozrnější se strmějším sklonem, který je náchylný k podvodním sesuvům (Morris a Fan, 1997). Proximální prostor nádrže se postupně zužuje a protékající voda se soustřeďuje do koryta. V distálních částech nádrže se usazuje jemnozrný materiál. Pokud je již nádrž takřka zanešena tímto sedimentem, dojde k gradaci hrubozrného materiálu

přes distální jemnozrný sediment směrem k hrázi. Směrem k hrázi se snižuje mocnost sedimentů. Akumulace sedimentu zmenšuje zásobní prostor a kapacitu nádrže. Životnost přehrad je relativně omezená (Morris a Fan, 1997). Při zvýšených průtocích dochází k ukládání většího množství sedimentu. Hyperpykrický proud se zvýšenou hustotou teče vlivem gravitace při dně a unáší velké množství suspendovaného materiálu. Takto uložené sedimenty se nazývají turbidity. Mocnost turbiditů se pohybuje řádově od několika decimetrů až po několik metrů. Charakteristické pro tyto sedimenty je gradační zvrstvení obsahující vespuďu písek s valouny, poté se objevuje silt, následují laminované siltovce a nakonec jílovce. Organické sedimenty tvoří odumřelé rostlinné a živočišné zbytky, které klesají ke dnu, kde jsou zakomponovány do sedimentu (Smol, 2008). V podmínkách mírného a suchého klimatu se množství organických sedimentů pohybuje v množství 5-11 kg ročně. V humidních a tropických oblastech je to až desetkrát více (Batuca a Jordaan, 2000).

## **4. Kontaminace**

### **4.1 Těžké kovy**

Těžké kovy jsou významnou složkou dnových sedimentů. Kontaminace těchto sedimentů je z větší části způsobena člověkem. Vzhledem k tomu, že živé organismy neumějí tyto prvky, popřípadě jejich sloučeniny, vylučovat, dochází k jejich akumulaci ve tkáních, kde působí toxicky. Těžké kovy jsou definovány jako kovy s objemovou hmotností  $5\ 000\ \text{kg}\cdot\text{m}^3$ . Jedná se o následující prvky: La, Ce, Pr, Zr, Hf, Th, V, Nb, Ta, Cr, Mo, W, U, Mn, Re, Fe, Co, Ni, Ru, Rh, Pb, Os, Ir, Pt, Cu, Ag, Au, Zn, Cd, Hg, Ga, In, Tl, Ge, Sn, Pb, As, Bi, Sb, Te.

Nejčastějšími kontaminanty ze skupiny rizikových prvků v životním prostředí jsou toxické kovy jako je Hg, Pb, Cd, Cu a další, jako je Zn, Cr, Mn, Fe, Ni, ale i Ag, Sn, Mo, Rh, Pd, Au, Bi, Pt a některé polokovy jako je As, Se, Sb a Te. Těžké kovy jsou přirozenou součástí zemské kůry.

Podle vlivu na lidský organismus se těžké kovy dělí na (Pitter, 2009):

- toxické kovy a polokovy (Hg, Cd, Pb, As, Se, Be, V, Ni, Ba, Ag, Zn),
- karcinogenní a teratogenní účinky (As, Cd, Cr, Ni, ),
- chronicky toxické kovy (Hg, Cd, Pb, As),
- kovy ovlivňující organoleptické vlastnosti vody (Mn, Fe, Su, Zn).

Z chemického hlediska mohou být kovy přítomny buď v podobě kationů či aniontů, nebo ve formě anorganických a organických komplexních sloučenin. Vzhledem k tomu, že nerozpustné a komplexní sloučeniny kovů nemohou vstupovat přímo do organismů, jsou výrazně méně toxické. O formě výskytu kovů ve vodě rozhodují fyzikálně chemické vlastnosti vody. Významnou negativní vlastností těžkých kovů je jejich schopnost kumulovat se jak v sedimentech, tak i ve vodní fauně a floře. Obsah těžkých kovů v sedimentech je hlavním ukazatelem skutečného znečištění vodního prostředí. Stopové množství těžkých kovů ve vodě je přirozeného původu. K výraznému zvyšování hodnot kontaminace dochází při styku vody s horninami a půdou v okolí rudných nalezišť. Dalším zdrojem kovů může být vulkanická činnost. Dnes je značně obtížné odlišit přírodní pozadí ve vodách od antropogenního znečištění (Svobodová et al., 1987).

#### **4.1.1 Zdroje těžkých kovů**

Vzhledem k hojnému výskytu nejrůznějších sloučenin těžkých kovů existuje i mnoho zdrojů:

- zvětrávání,
- atmosférická depozice,
- aplikace hnojiv a průmyslových kompostů,
- odpadní voda,
- rozvíjející se žádoucí i nežádoucí aktivity člověka.

##### **Zvětrávání**

Podle Beneše (1994) půdotvornými procesy a zvětráváním se roční nárůst koncentrace jednotlivých prvků do ekosystému pohybuje od 5 do 10 %.

##### **Atmosférická depozice**

Atmosférickou depozici lze rozdělit na dva druhy. První je přenos pomocí atmosférických srážek. Tato depozice se nazývá mokrá. Suchá depozice je způsobena gravitační sedimentací, impakcí a sorpcí. Přírodním zdrojem těžkých kovů v ovzduší jsou lesní požáry, sopečná a větrná činnost. Antropogenním zdrojem těžkých kovů v ovzduší je

hlavně popílek, prach, dým a kouř. Tato kontaminace se podílí 80 % na znečištění ekosystému (Beneš, 1994).

### **Aplikace hnojiv, průmyslových kompostů**

Bodovými zdroji znečištění jsou silážní jámy, velkochovy, hnojiště, močůvkové jímky a sklady průmyslových hnojiv. Plošnými zdroji pak aplikace průmyslových hnojiv, kompostů a pesticidů na obdělávanou půdu. Nejproblémovějším imisním prvkem z této kategorie vstupů je kadmium (Beneš, 1994).

### **Odpadní voda**

Odpadní vody, které obsahují zvýšené množství toxických kovů, jsou zásadním problémem kontaminace vodního prostředí. Znečištění způsobují důlní vody, vody kontaminované průsakem hlušínovými haldami, odpadní vody z některých složišť popílku, odpadní vody strojírenských závodů, koželužen, odpadní vody z ČOV, kde ke kanalizační síti je napojeno velké množství průmyslových podniků, průsaková odpadní voda ze skládek a další (Beneš, 1994).

### **Rozvíjející se žádoucí i nežádoucí aktivity člověka**

- Arsen:** zpracování rud, aditiva do skla, zemědělství (hnojiva, insekticidy), léčiva pro veterinární medicínu, kouření, ochranné prostředky na dřevo (Kafka a Punčochářová, 2002).
- Chrom:** chemický průmysl, pigmenty do barev, ochranné prostředky na dřevo, zpracování kůže, výroba cementu, pokovování, slitiny kovů, spalování fosilních paliv (Kafka a Punčochářová, 2002).
- Kadmium:** doprovodný kov v zinkových a olověných rudách, zemědělství (fosfátová hnojiva), kouření, pigmenty pro barvy a plasty, baterie, spalování fosilních paliv (Kafka a Punčochářová, 2002).
- Měď:** elektrotechnický materiál, slitiny kovů (mosaz, bronz), komunální odpad, chemický průmysl, zemědělství (fungicidy), měděné dráty a plechy (Kafka a Punčochářová, 2002).
- Nikl:** úpravny rud, hutě, rafinerie, baterie, pokovování, slitiny kovů, kouření, kosmetické přípravky (Kafka a Punčochářová, 2002).
- Olovo:** úpravny rud, hutě, rafinerie, chemický průmysl, akumulátory, pigmenty do barev, olovnaté sklo, přísady do glazur, zemědělství (hnojiva, insekticidy), spalování fosilních paliv, automobilový průmysl (Kafka a Punčochářová, 2002).

- Rtuť: zpracování rud, zemědělství (herbicidy, fungicidy), elektrochemie, katalytické procesy, baterie, spalování fosilních paliv (Kafka a Punčochářová, 2002).
- Selen: zpracování rud, komunální odpady, spalování fosilních paliv, povrchové úpravy kovů, polovodiče (Kafka a Punčochářová, 2002).
- Zinek: galvanizace, pigmenty do barev a keramických glazur, slitiny kovů (mosaz, bronz), zemědělství, kouření, komunální odpady (Kafka a Punčochářová, 2002).

Z hlediska ochrany životního prostředí jsou jako kontaminanty nejvýznamnější rtuť, olovo, kadmium a měď.

### 4.1.2 Rtuť

Rtuť je za normálních okolností kapalný kovový prvek stříbrně bílé barvy. Je nápadně těžká a velice dobře vede elektrický proud. V zemské kůře je rtuť velmi vzácná. Průměrný obsah činí kolem 0,1–0,3 mg/kg. Hlavním minerálem rtuti je cinabarit HgS (rumělka). Kromě cinabaritu se rtuť objevuje společně se sulfidickými rudami. Přirozeně se rtuť do prostředí dostává sopečnou činností a zvětráváním Hg ložisek. Z větší části se do prostředí dostane díky antropogenní kontaminaci. Hlavním zdrojem elementární rtuti je především spalování fosilních paliv a odpadů, těžba, metalurgie a chemický průmysl. Do vodního prostředí se rtuť dostává především průmyslovými odpadními vodami a atmosférickými srážkami, které obsahují kontaminanty ze spalování fosilních paliv. Koncentrace rtuti v nekontaminovaných povrchových vodách se pohybuje v rozmezí setin až desetin  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , v zatížených lokalitách v desetínách až jednotkách  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Pitter, 2009). Rtuť a její sloučeniny podléhají v sedimentech dna kvůli činnosti mikroorganismů methyloaci. Vzniklá toxická methylrtuť vstupuje do potravinových řetězců a ve zvýšené míře se akumuluje ve svalstvu vodních živočichů. Člověka rtuť ohrožuje právě po konzumaci těchto kontaminovaných živočichů. Tato látka se kumuluje především v játrech, ledvinách a mozku. Rtuť je nervovým a ledvinovým jedem kumulativního charakteru. Otrava se projevuje vážnými poruchami centrálního nervového systému, které vedou k demenci, úplnému ochrnutí a končí smrtí. Z tohoto důvodu je rtuť, která je schopna kontaminovat vodu i půdu na vzdálenost tisíce kilometrů daleko od zdroje znečištění, pro náš ekosystém vážným rizikem (Pitter, 2009). V požadavcích na jakost pitné vody v ČR je rtuť limitována nejvyšší mezní hodnotou 1,0  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . V balené kojenecké vodě je nejvyšší přípustná hodnota 0,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

### 4.1.3 Olovo

Olovo je lesklý, stříbrošedý, nízkotavitelný, měkký, velmi těžký, toxický kov. Má velmi nízký bod tání. Kujným kovem se stává při běžné pokojové teplotě. Je odolný vůči korozi. V zemské kůře je olovo zastoupeno poměrně řídko, průměrný obsah činí pouze 12–16 ppm (mg/kg). Z důvodu radioaktivního rozpadu řad uranu a thoria se obsah olova v zemské kůře zvětšuje. Nejrozšířenější olovněnou rudou je galenit (PbS), méně rozšířenými rudami jsou anglesit (PbSO<sub>4</sub>), cerusit (PbCO<sub>3</sub>) a hydrocerusit [Pb<sub>3</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub>] (Pitter, 2009). Malé obsahy olova jsou v půdách, které se vytvořily na vyvřelých horninách, granulitech a spraších. Vyšší obsahy najdeme v půdách vytvořených na ortorulových svorech nebo nevápnitých nivních sedimentech (Kozák et al., 1988). Olovo pochází z antropogenních zdrojů, především vzniká spalovacími procesy, výrobou akumulátorů, těžbou, metalurgickým, chemickým i sklářským průmyslem. Nenahraditelnou rolí olova je jeho použití ve výrobcích odolných vůči rentgenovým a gama paprskům. V minulosti byly zásadním antropogenním zdrojem olova výfukové plyny motorových vozidel. Zavedením bezolovnatých paliv se však v dopravě jeho spotřeba významně snížila. Z atmosféry se na povrch dostane během 10 dnů. Olovo má vysokou akumulaci schopnost. Hromadí se v kalcích, plaveninách i v sedimentech. Používání hnojiv s vysokým obsahem olova, vyrobených z průmyslových kompostů a čistírenských kalů, nebo aplikace pesticidů jsou také velice významným zdrojem kontaminace půdy (Kozák et al., 1988). Pro svou vysokou toxicitu je ve vodě velmi závadné (Pitter, 2009). Podle Svobodové et al. (1987) se ve vodním prostředí hromadí v sedimentech dna, kde je jeho obsah zhruba o 4 řády vyšší ve srovnání s koncentrací ve vodě. Olovo ovlivňuje krvetvorbu, nervovou soustavu, imunitní systém, trávení i reprodukci. Při vysokých dávkách dochází k nevratnému poškození nervové soustavy, křečím, případně i smrti. V požadavcích na jakost pitné vody se v ČR uvádí nejvyšší mezní hodnota 0,01 mg.l<sup>-1</sup>, pro kojeneckou vodu platí hodnota 0,005 mg.l<sup>-1</sup> (Pitter, 2009).

### 4.1.4 Kadmium

Kadmium je typický kovový prvek bíle stříbrné barvy, lehce tavitelný, měkký. Kadmium doprovází zinek v jeho rudách. V zemské kůře se vyskytuje vzácně. Množství kadmia v zemské kůře je asi 0,15-0,2 mg/kg. Poprvé byl objevený v roce 1817 jako nečistota v minerálu smithsonitu. Přirozeně se kadmium uvolňuje především sopečnou činností, antropogenní kontaminace jsou však mnohokrát vyšší. Antropogenní zdroj kadmia je

těžba, metalurgie, spalování fosilních paliv a odpadů a použití fosfátových hnojiv. Do atmosféry se kadmium dostává spalování fosilních paliv, nafty a topných olejů (Pitter, 2009). Kadmium je velmi nebezpečný jed. Značně se kumuluje v plaveninách, kalech, sedimentech ale i v biomase. Zesiluje účinek jiných kovů, např. Zn a Cu (Pitter, 2009). Koncentrace kadmia v nekontaminovaných říčních a jezerních vodách se pohybuje v rozmezí 0,07-0,8  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ . Obsah kadmia v sedimentech nekontaminovaných vodních toků a nádrží dosahuje hodnot 0,04-0,8 mg/kg. Z důvodu schopnosti kumulace se vyšší koncentrace kadmia se nacházejí ve vodních sedimentech než v samotné vodě. Obsah kadmia v sedimentech z kontaminovaných míst může být až o několik řadů vyšší. V lidském organismu se kadmium kumuluje v ledvinách a játrech. Se zvyšující se koncentrací vápníku a hořčíku ve vodě (tvrdost vody) se toxicita kadmia snižuje (Svobodová et al., 1987).

#### 4.1.5 Měď

Měď je ušlechtilý kovový prvek načervenalé barvy. Její vlastností je velmi dobrá tepelná a elektrická vodivost. Dobře se mechanicky zpracovává a je velmi odolná proti atmosférické korozi. Je základní součástí řady velmi důležitých slitin, mimořádně důležitá pro elektrotechniku. Měď je součástí přípravků proti houbám, řasám, virům a bakteriím. V životním prostředí je měď velmi mobilní. V zemské kůře je relativně vzácná. Obsah se odhaduje zhruba na 55–70 ppm. V půdě zůstává především v povrchových vrstvách, dochází k její pevné vazbě na organické látky. Nejnížší hodnoty se nalézají v půdách, které vznikly na kyselých vyvěřelinách, nejvyšší hodnoty mají půdy na bazických vyvěřelinách (Kozák et al., 1988). Rozpuštěná měď je schopna transportu na velké vzdálenosti, častěji je ale pevně vázána v sedimentech. V nadměrném množství je vysoce toxická pro vodní organismy. Ve vodě se její koncentrace pohybuje pouze na úrovni 0,003 mg/l. V říčních sedimentech je vázána na karbonáty, oxidy a hydroxidy Fe a Mn a organickou hmotu (Graf et al., 2007). Ryzí měď je velmi vzácná. Nejčastěji se nachází ve sloučeninách, jako jsou sulfidy (např. chalkosin  $\text{Cu}_2\text{S}$ , chalkopyrit  $\text{CuFeS}_2$ ). Mezi další minerály obsahující měď patří např. kuprit, malachit nebo azurit. Tyto minerály jsou hlavními kontaminanty podzemní vody. Povrchové vody jsou kontaminovány odpadními vodami z povrchové úpravy kovů, rozpouštěním měděného vodovodního potrubí v důsledku agresivního působení vody (Pitter, 2009). Mezi sloučeninami mědi má největší význam síran měďnatý (modrá skalice). Modrá skalice je dobře rozpustná ve vodě. V průmyslu je využívána pro výrobu galvanických lázní pro proudové poměďování. Měď ovlivňuje vlastnosti vody



respektive její chuť, která je hořká a kovová. Pro živé organismy je měď velice důležitá. Nedostatek mědi zpomaluje duševní vývoj, zhoršuje metabolismus cukrů, způsobuje ztrátu pigmentu a vypadávání vlasů, poruchu tvorby a zhoršení kvality kostí a vaziva. Extrémní dávky však poškozují játra, ledviny, způsobují anémii a smrt.

## 4.2 Persistentní organické polutanty (POPs)

Stockholmská konvence podepsaná 23. května 2001 definuje persistentní organické polutanty jako chemické sloučeniny antropogenního původu, které jsou vysoce odolné vůči fotolytické, chemické a biologické degradaci. Shromažďují se v organismech, jsou přenosné vzduchem, vodou a migrujícími organismy přes mezinárodní hranice. Sedimentují daleko od místa jejich úniku do prostředí, tam se hromadí v zemských a vodních ekosystémech. Z hlediska účinků na lidské zdraví byla v souvislosti s POPs diagnostikována rakovina, alergie, poškození centrální a periferní nervové soustavy, neplodnost a poruchy imunitního systému. U některých POPs se navíc předpokládá vliv na endokrinní systém, což ve svém důsledku způsobuje poruchy ve vývoji potomstva a hormonální nerovnováhu (Holoubek et al., 2001).

**Tab. 1:** 12 základních POPs (Holoubek et al., 2001).

<b>Pops</b>	<b>Využití</b>
aldrin	insekticid
endrin	insekticid
PCB	náplň elektrických transformátorů
chlordan	širokospektrální insekticid
HCB	fungicid
PCDFs	hlavní příměs při výrobě PCBs
dieldrin	insekticid
toxafen	směs insekticidů
polyaromatické uhlovodíky PAH	Asfalt, Výroba hliníku, krakování ropy
DDT	insekticid

Jejich používání je zakázáno. V minulosti byly v České republice hojně používány. Persistentní organické polutanty představují významnou ekologickou zátěž horninového prostředí, povrchových a podzemních vod, především z lokalit skládek odpadů, areálů průmyslové a zemědělské výroby, nezabezpečených skládek nebezpečných odpadů, bývalých vojenských areálů a území postižených těžbou nerostných surovin. V následující kapitole budou charakterizována xenobiotika, která mají v našich podmínkách největší význam.

### **4.2.1 PCB – polychlorované bifenyly**

Polychlorované bifenyly jsou spolu s DDT nejstaršími POPs. Z chemického hlediska jsou PCB velkou skupinou látek se dvěma benzenovými jádry spojenými jednoduchou kovalentní vazbou. Jedná o velmi stabilní látky, termicky se rozkládající při teplotách více než 1200 °C. Bifenyl je součástí černouhelného dehtu a ropné frakce s teplotou varu mezi 255–265 °C. Ve 30. letech 20. století se PCB se rychle staly velmi rozšířenou sloučeninou z důvodu jejich výborné teplotnosnosti, schopnosti elektroizolace, nízké hořlavosti a vznětlivosti. Po prokázání negativních dopadů na zdraví a stav životního prostředí, včetně bioakumulace, byla v 80. letech ukončena jejich výroba. PCB i přes svou chemickou stabilitu podléhají v sedimentech a vodách transformačním procesům, jako je oxidace, redukce, hydrolýza a dehydrogendehalogenace. Tyto přeměny probíhají velmi pomalu s poločasem pohybujícími se od několika dní až do mnoha let (Pitter, 2009). Koncentrace PCB jsou v blízkosti urbanistických a průmyslových lokalit včetně bodových zdrojů, jako jsou výroby a skládky, vyšší, než v řídké osídlených oblastech, kde je akumulován díky mobilitě. Do ovzduší se PCB dostává vytékáním z půdy, ze skládek odpadů a čistírenských kalů. Dalším zdrojem PCB v ovzduší jsou havárie průmyslových podniků. Do vodního prostředí se PCB nejčastěji dostává vyplavením skládek, průmyslových podniků, deponií technických materiálů z průmyslových podniků do vodotečí a na zemědělskou půdu, kde může dojít ke kontaminaci hospodářských rostlin a zvířat.

### **4.2.2 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs)**

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou považovány za typické představitele POPs se schopností dlouhodobě přetrvávat v životním prostředí a se zdravotními riziky, které se projevují jejich toxicitou, karcinogenními a mutagenními vlastnostmi. Tyto látky jsou tuhé, většinou bezbarvé, bílé nebo žluté, s relativně vysokými body tání i varu. Do této skupiny

patří více jak 100 sloučenin tvořené dvěma a více benzenovými jádry (Petrлік, 2005). Na rozdíl od ostatních POPs PAHs nejsou pouze antropogenního původu. Do životního prostředí se dostávají přírodními biologickými procesy, např. biosyntézou řas, vodních rostlin a bakterií, dále pak jako produkt metabolismu některých bakterií a fytoplanktonu při odumírání. PAHs se velmi dobře váží s pevnými sorbenty, prachem i živými organismy. Jejich větší karcinogenost je dosažena při sloučení několika druhů. PAHs vznikají převážně nedokonalým spalováním fosilních paliv. Do atmosféry se dostávají při výrobě energie, spalováním odpadů, ze silniční dopravy, při krakování ropy, při výrobě hliníku, z metalurgických procesů, při výrobě koksu a asfaltu, při výrobě cementu, z rafinerií, krematorií, z požárů a také při kouření. Z atmosféry se mokrou či suchou cestou kontaminují vody a půdy. PAHs jsou deponovány na hladinu vody při vymývání deštěm z atmosféry a prostřednictvím suché depozice pocházející z ovzduší. V povrchových vodách jsou posléze přítomny v rozpuštěné formě. Dále pak je voda i půda znečištěna haváriemi při kontaktu odpadních vod pocházejícími z ropného průmyslu (Pitter, 2009).

### **4.2.3 Organochlorované pesticidy (OCP)**

Pesticidy lze rozdělit podle jejich biologického účinku na prostředky k hubení hmyzu (insekticidy), prostředky proti plevelům (herbicidy) a prostředky proti parazitickým houbám (fungicidy). V minulosti byly tyto látky v ČR používány v zemědělství, lesnictví a vodním hospodářství (likvidace vodních rostlin, redukce planktonu při ohrožení ryb kyslíkovým deficitem). Do ekosystému se OCP dostávaly většinou splachem z polí do ovzduší leteckým postřikem při ošetřování rostlin. Zdrojem dalšího znečištění jsou vody z mytí a vyplachování použitého strojního rozstřikovacího zařízení a přímá aplikace ve vodním hospodářství při chovu ryb a průmyslové odpadní vody z jejich výroby. Znečištění je dále pak usnadněno kvůli emulgačním přísadám OCP, usnadňujících jejich aplikaci (Pitter, 2009). Nejstarší a nejznámější pesticid DDT je bezbarvý nebo bílý krystalický prášek, velmi slabé aromatické vůně, téměř nerozpustný ve vodě, zato dobře rozpustný v některých organických rozpouštědlech a v tucích. Poločas rozpadu tohoto pesticidu je 8-15 let. DDT je rozkládán chemicky (hydrolýza, fotolýza), popřípadě biochemicky živými organismy přítomnými ve vodě a půdě (Holoubek et al., 2001). Vzhledem k dřívější neznalosti toxicity tohoto xenobiotika došlo k rozsáhlé kontaminaci ekosystému. Likvidace velkých zásob tohoto nebezpečného odpadu zejména spalováním

a uskladněním v nedostatečných podmínkách představovala ještě větší zátěž životního prostředí budoucnosti. Tyto pesticidy byly řádně zlikvidovány vhodnou technologií až v roce 1993 (Pitter, 2009).

#### **4.2.4 Chlorované aromatické uhlovodíky (PCDDs/Fs) – „Dioxiny“**

Chlorované aromatické uhlovodíky jsou vysoce toxické. Do této skupiny látek patří 135 druhů PCDFs a 75 druhů PCDDs. Z toho pouze 17 představuje zdraví ohrožující xenobiotika. PCDDs/Fs jsou těkavé, sorbující na povrch pevných částic. Jsou málo rozpustné ve vodě. Z tohoto důvodu je najdeme především v půdě, sedimentech a kalech. Rozkladu podléhají velmi pomalu. PCDDs/Fs se kumulují v tukových tkáních živočichů a člověka (Petrlík, 2005).

### **4.3 Nutrienty**

Nutrienty jsou minerální živiny, které způsobují růst a výživu mikroorganismů. Mezi nejvýznamnější nutrienty patří fosfor a dusík. Tyto dva významné makrobiogenní prvky se v různých formách vyskytují v podzemních, povrchových i odpadních vodách.

#### **4.3.1 Fosfor**

Fosfor se na Zemi vyskytuje v horninách a sedimentech. V zemské kůře se nachází ve formě nerozpustných fosforečnanů železitých, hlinitých, vápenatých a hořečnatých, které se do prostředí dostávají zvětráváním litosféry a do vody vyluhováním některých minerálů, např. apatitu [ $3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{F},\text{Cl})_2$ ], variscitu ( $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), strengitu ( $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), vivianitu [ $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ]. V podobě rozpustných ortofosforečnanů se do ekosystému dostává katabolickými reakcemi živých organismů (Orlínová, 2009). Fosfor je jedním z nejdůležitějších prvků pro produkční procesy ekosystému se značnou důležitostí pro výživu nižších i vyšších organismů. Tyto organismy ho přeměňují na organicky vázaný fosfor. Zpět do prostředí se dostává úhynem těchto organismů, kde je využíván vodními zelenými rostlinami. Jeho nadbytek má zásadní význam pro eutrofizaci povrchových vod. Fosfor se do vody dostává také antropogenními zdroji, např. splaškovými odpadními vodami, fosforečnými hnojivy a odpadními vodami z praní (Hlavínek et al., 2006).

### 4.3.2 Dusík

Dusík obsahují všechny živé organismy. Dusík se ve vodách vyskytuje v přírodní formě jako produkt metabolismu živých organismů nebo rozkladem organické hmoty. Antropogenní vliv na ekosystém je následkem splachu ze zemědělství, popřípadě splaškovými odpadními vodami. Dusík ve vodě ovlivňuje i atmosféra. Toto znečištění může být přirozeného i antropogenního původu. Mezi významné antropogenní vlivy na množství dusíku v atmosféře patří průmyslová fixace atmosférického dusíku při výrobě umělých dusíkatých hnojiv, spalování fosilních a syntetických paliv, při kterém vznikají oxidy dusíku NO<sub>x</sub>, odpady z chovu hospodářských zvířat, odpady z měst a průmyslu (Malá, 2006).

### 4.3.3 Eutrofizace

Eutrofizace je soubor přírodních a uměle vyvolaných procesů, které zvyšují obsah anorganických živin ve vodách. Jedná se o zamoření vod živinami. Tyto živiny a vhodné klimatické podmínky (teplo a světlo) umožňují rozvoj a růst sinic, řas a vyšších rostlin.

Z makrobiogenních prvků ve vodním prostředí má rozhodující význam pro fotolitotrofní organismy uhlík, dusík a fosfor. Z 1 mg fosforu se může vytvořit až 115 mg řas. Fosfor bývá z výše uvedených makrobiogenních prvků zastoupen nejméně, je limitujícím prvkem eutrofizace (Malá, 2006).

**Tab. 2:** Rozlišení trofie vod dle koncentrace fosforu (Doležal, 2011).

Stupeň trofie	Koncentrace P [µg/l]
Oligotrofie	< 10
Mezotrofie	10–35
Eutrofie	35–100
Hypertrofie	>100

Malá (2006) poukazuje na důsledky eutrofizace na celkový systém, jako jsou:

- narušení kyslíkového režimu vod,
- snížená samočisticí schopnost řek a jezer,
- úbytek citlivějších organismů a tím tedy snížení biodiverzity,
- masový rozvoj vodního květu sinic a vegetačního zbarvení,

- rozvoj bentických řas a snížení poréznosti dnových sedimentů,
- úbytek vyšších rostlin v důsledku nadměrného rozvoje fytoplanktonu,
- produkce toxických látek sinicemi.

Podle původu znečištění můžeme rozdělit eutrofizaci na přirozenou a antropogenní. K přirozené dochází tak, že se u dna nádrží kumulují sedimenty obsahující velké množství rozkládajících se odumřelých organismů. Tento proces je dlouhodobý a přeměna oligotrofních jezer na eutrofní obvykle trvá i tisíce let. Druhým typem eutrofizace je antropogenní eutrofizace způsobená člověkem a jeho činností. Jedná se především o vypouštění komunálních odpadních vod do recipientu obsahujících značné množství dusíku a fosforu bez předešlého vyčištění ČOV, dále pak oplachy dusíkatých a fosforečných hnojiv ze zemědělsky obdělávaných půd, ale i z půd s intenzivním chovem dobytka.

## **4.4 Zdroje kontaminace sedimentů**

Zdroje kontaminace všeobecně rozdělujeme na přírodní a antropogenní. Přírodní kontaminací nazýváme procesy probíhající v životním prostředí. Ty můžeme dále rozdělit na primární, kterými jsou zvětrávání hornin, a na sekundární, jako jsou přirozené požáry, vulkanismus, prašnost atd. Antropogenní zdroje kontaminace lze definovat jako zdroje sloužící lidem, ze kterých dochází ke znečištění životního prostředí. Toto znečištění se týká přímo půdy, ovzduší, ale i povrchových vod (Škárka et al., 2003). Antropogenní znečištění lze dále rozdělit na přímé a nepřímé. Mezi přímé zdroje znečištění patří zemědělství (aplikace hnojiv, biocidů, kompostů, přímá aplikace kalů z ČOV a dnových sedimentů do půdy, úniky provozních kapalin při obdělávání půdy), doprava (emise výfukových plynů), nakládání s odpady (černé skládky, nesprávné skládkování, vyplavení odpadů, vyluhování škodlivin z odpadů). Nepřímými zdroji znečištění se rozumí transport škodlivin z ovzduší a z povrchových vod. Dalšími případy znečištění jsou katastrofy a živelné pohromy, popřípadě havárie způsobené člověkem (zemětřesení, povodně), kdy dochází k úniku škodlivin (Škárka et al., 2003).

### **4.4.1 Významný kontaminační zdroj v zájmové lokalitě**

Podle Zapletala (1987) byly v minulosti největším znečišťovatelem Labe v zájmovém úseku Krkonošské papírny Hostinné. První papírenský závod v Hostinném byl založen roku 1835. Později byla postavena sulfitová celulózka a další papírenské provozy jak

přímo v Hostinném, tak také proti toku Labe v Prosečném, Klášterské Lhotě a Dolní Branné. Rozvoj výroby papíru v podhůří Krkonoš byla vyvolána poptávkou, nadbytkem pracovních sil, čistou vodou a především příznivou surovinovou základnou. Po roce 1945 byly tyto závody spojeny a vznikl národní podnik Krkonošské papírny. Potřeba vody a její kvalita je pro výrobu buničiny a papíru zásadní. Voda z Labe byla před zavedením do výroby upravována a zbavena všech nežádoucích příměsí v objemných sedimentačních nádržích. Kaly z těchto nádrží byly pak nárazově vypouštěny do Labe. V dnešní době se vzniklé kaly odvodňují a poté jsou likvidovány v deponiích. Samotné sulfítové výluhy z výroby buničiny a papírenské odpadní vody se původně také vypouštěly přímo do Labe a docházelo ke zhoršení kvality vody v základních ukazatelích. Výluhy z vařené dřevoviny byly navíc silně kyselé. Stoupající množství výluhů z rozšiřování výroby, které bylo přímo vypouštěno do Labe, zásadně zhoršilo kvalitu vody v Labi. Koncem čtyřicátých let 20. století byl stav již natolik špatný, že v důsledku kritického kyslíkového deficitu bylo zcela znemožněno rybochovné hospodaření v nádrži Les Království a dále na Labi v celém úseku od přehrady až po Jaroměř. Pozorování kvality vody v Labi před rokem 1960 byla velmi sporadická. Přesto prokázala na základě ukazatelů kyslíkového režimu zásadní vliv celulóžky v Hostinném na kvalitu vod Labe. Ze zhodnocení vyplynuly tyto závěry:

- za nízkých průtoků v letních měsících docházelo na toku k anaerobním procesům doprovázeným silným zápachem,
- znečištěním se odbourává přirozená samočisticí schopnost Labe,
- pod přehradou není možné používat povrchovou vodu pro průmyslové účely (potřeba byla pokryta vodou podzemní na úkor zásobování obyvatelstva pitnou vodou),
- existuje riziko průniku kontaminovaných vod do křídových kolektorů,
- dochází poškození životního prostředí,
- znemožnění rekreace v okolí nádrže Les Království,
- znemožnění využívání městských koupališť (napájení z artézských vod bylo zakázáno).

V důsledku znehodnocení kvality vody v Labi docházelo k významným hospodářským škodám a ztrátám, a sice:

- omezení nebo znemožnění chovu ryb,
- agresivním účinkům na stavební konstrukce, které přicházejí do styku s vodou Labe,
- zvýšení provozních nákladů na úpravu vody,
- ohrožení zdraví lidí.

## **Pokus o nápravu**

Vzhledem k tomu, že s odpadními vodami unikaly do Labe i cenné suroviny, zejména vlákna buničiny a plnidla bylo přistoupeno k primárnímu zachycování papírenských odpadních vod v sedimentačních nádržích a k jejich zpětnému vracení do výroby. Tento krok snížil množství vypouštěné vody. Přesto ale odpadní vody i po primárním vyčištění vykazovaly vysoký obsah rozpuštěných a koloidních nerozpuštěných látek. Při výrobě barevných papírů byla navíc voda zbarvena. Sulfitové výluhy byly i nadále vypouštěny bez čištění přímo do recipientu. Řešením této problematiky bylo ukončení výroby buničiny, nebo výstavba ČOV a kalového hospodářství. Přes veškeré tlaky vládních organizací o zlepšení kvality vypouštěných vod nebyla přerušena výroba z důvodů nedostatku náhradní kapacity výroby buničiny, nebo nedostatku finančních prostředků na výstavbu ČOV. V roce 1962 byl předložen k vodohospodářskému projednání projekt na chemické vyčištění odpadních vod z papírny i celulóžky. Vyčištěno mělo být 75 % vody. Stavba měla být dokončena v roce 1965. Pro nezajištění dodavatele se stavba nerealizovala a později bylo od ní upuštěno. V tomtéž roce byla také udělena první pokuta za znečišťování ve výši 31 410,- Kčs. V roce 1967 byly jednoznačně formulovány požadavky na jakost vody v Labi. Byl vysloven názor, že jediným řešením je likvidace celulóžky a to v termínu 31. 12. 1972. Koncem roku 1970 se ukázalo, že je tato myšlenka pro nedostatek výrobních kapacit neuskutečnitelná a ve výrobě se pokračovalo až do roku 1975. Mezi tím byly uděleny další finanční postihy za znečišťování. K definitivnímu zastavení výroby celulóžky v Hostinném došlo až k 31. 5. 1984. ČOV v nákladech 80 miliónů Kčs byla zprovozněna v dubnu 1985 a do dnešní doby trvale pracuje s velkou účinností čištění. Po uvedení ČOV do provozu se významně zlepšila kvalita vody. Zlepšila se průhlednost vody v nádrži z pouhých několika cm až na 3,0 m. Na konci roku 1985 kleslo vypouštěné znečištění v ukazateli BSK<sub>5</sub> o 6000 tun za rok, v ukazateli nerozpustných látek o 800 tun za rok. Bohužel sedimenty uložené v přehradní nádrži slouží jako výrazný kontaminant celé labské vodní cesty dodnes (Zapletal, 1987).

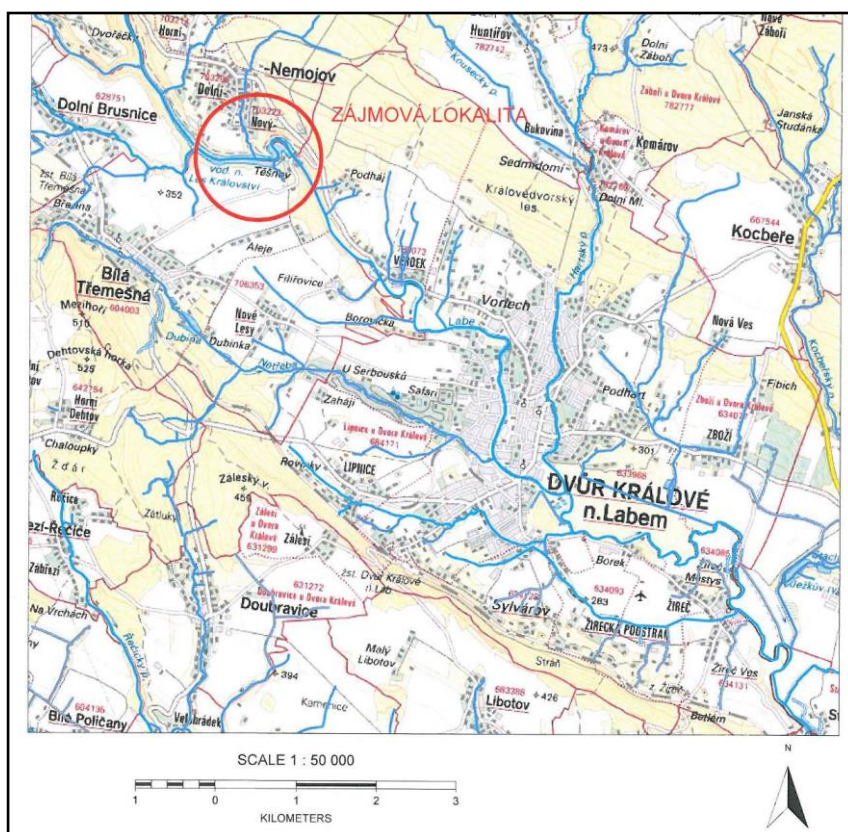


## 5. Přírodní podmínky zájmové oblasti

### 5.1 Geografické poměry

Administrativně spadá zájmová oblast do správy Královéhradeckého kraje, do okresu Trutnov. Terén je v této oblasti velmi členitý, s velkými výškovými rozdíly. Labe pramení na Labské louce v Krkonoších v nadmořské výšce 1387 m n. m. Odtud teče jihovýchodním směrem k Labské boudě, tvoří zde vodopády, spadá po skalním srázu do Labského dolu, kde přijímá několik přítoků, a sice: Pančavu, Pudlavu, Dvorský, Medvědí potok a Bílé Labe (největší a nejvýznamnější přítok v oblasti Krkonoš). Poté se dostává do Špindlerova Mlýna, který vděčí za svůj vznik rozvoji těžby dřeva a barevných rud. Ty zde byly objeveny v 16. století. Ve Špindlerově Mlýně se do Labe vlévá Český a Dolský potok. Pod Špindlerovým Mlýnem byla vybudována přehrada Labská. V místech dnešní přehrady Labská vtéká Labe do skalnatého úzkého údolí. Mezi kopci Struhadlo a Janský vrch, v místě zvaném Volský důl nebo také Kukačka, je více než 1 km dlouhá tzv. Labská soutěska. Labe zde teče ve velkém sklonu, ve velice úzkém korytě se spoustou skal, balvanů a obřích hrnců. U Michlova mlýna přitéká do Labe Dřevarašský potok. Od Herlíkovic se úzké údolí začíná rozšiřovat a Labe vtéká do průmyslového města Vrchlabí a tím také do oblasti Podkrkonoší. Pod Vrchlabím se do Labe vlévá Bělá, v Dolní Branné Sovinka, v Kunčicích Vápenický potok, v Prosečném Malé Labe, v Hostinném Čistá, pod Vestřevem Pilníkovský, Kalenský a Kateřinský potok. Řeka pak dále pokračuje do Dvora Králové nad Labem. Severozápadně nad Dvorem Králové nad Labem se nachází přehrada Les Království. Ve Dvoře Králové nad Labem přibývá do toku Netřeba, Hartský, Ježkův a Kladrubský potok. Ze Dvora Králové nad Labem pak Labe protéká Jaroměř, kde se do něj vlévá Úpa a Metuje. Tok horního Labe končí soutokem s Orlicí v Hradci Králové (Zapletal, 1987).

V minulosti bylo zájmové území od Krkonoš až ke Dvoru Králové n. L. z větší části pokryto rozsáhlými lesy habrovými a dubovými. Tyto původní lesy byly vykáceny, nebo nahrazeny jinými, převážně smrkovými. Rozsáhlé lesní komplexy dubů a habrů se zachovaly mezi Dvorem Králové a Hostinným – tzv. Království, kde se nachází i přehrada Les Království. Zájmovou lokalitu přehradní nádrže Les Království konkrétně najdeme v katastrálním území Bílá Třemešná, 5 km jihozápadně od Dvora Králové nad Labem (obr. 9).



**Obr. 9:** Zájmová lokalita přehrady Les Království (www1)

Studovaná oblast je z hlediska geomorfologického členění Demka a Mackovčina (2006) součástí provincie Česká vysočina. Nachází se na rozhraní Krkonošsko-jesenické soustavy a České tabule (obr. 10). Podrobné členění Krkonošsko-jesenické soustavy a České tabule je uvedeno v tab. 3 a tab. 4. Podcelky, kde se nachází studovaná oblast, jsou v textu tabulek zvýrazněny.

Konkrétně přehrada Les Království leží na území okrsku Královédvorské kotliny, respektive Královédvorské nivy, která společně s Miletínským úvalem tvoří synklinální sníženiny podcelku Bělohradské pahorkatiny (Bína a Demek, 2012). Bělohradská pahorkatina je dále tvořena Hořickým a Libotovským hřbetem, který je jihovýchodním pokračováním Zvicínského hřbetu (obr. 11).



**Obr. 10:** Rozhraní Krkonoško-jesenické soustavy a České tabule (Povodí Labe, 2009)

**Tab. 3:** Členění Krkonoško-jesenické soustavy (Demek a Mackovčín, 2006)

Soustava:	Krkonoško-jesenická
Podsoustava:	Krkonošská oblast
Celek:	Krkonošské podhůří
Podcelek:	Železnobrodská vrchovina
	Podkrkonošská pahorkatina
	<b>Zvičínsko-koclěřovský hřbet</b>
Okrsek:	Zvičínský hřbet
	Koclěřovský hřbet

**Tab. 4:** Členění soustavy České tabule (Demek a Mackovčín, 2006)

<b>Soustava:</b>	<b>Česká tabule</b>
Podsoustava:	Severočeská tabule
Celek:	Jičínská pahorkatina
Podcelek:	Turnovská pahorkatina
	<b>Bělohradská pahorkatina</b>
Okresek:	Hořický hřbet
	Miletínský úval
	Libotovský hřbet
	Královédvorská kotlina
	Královédvorská niva

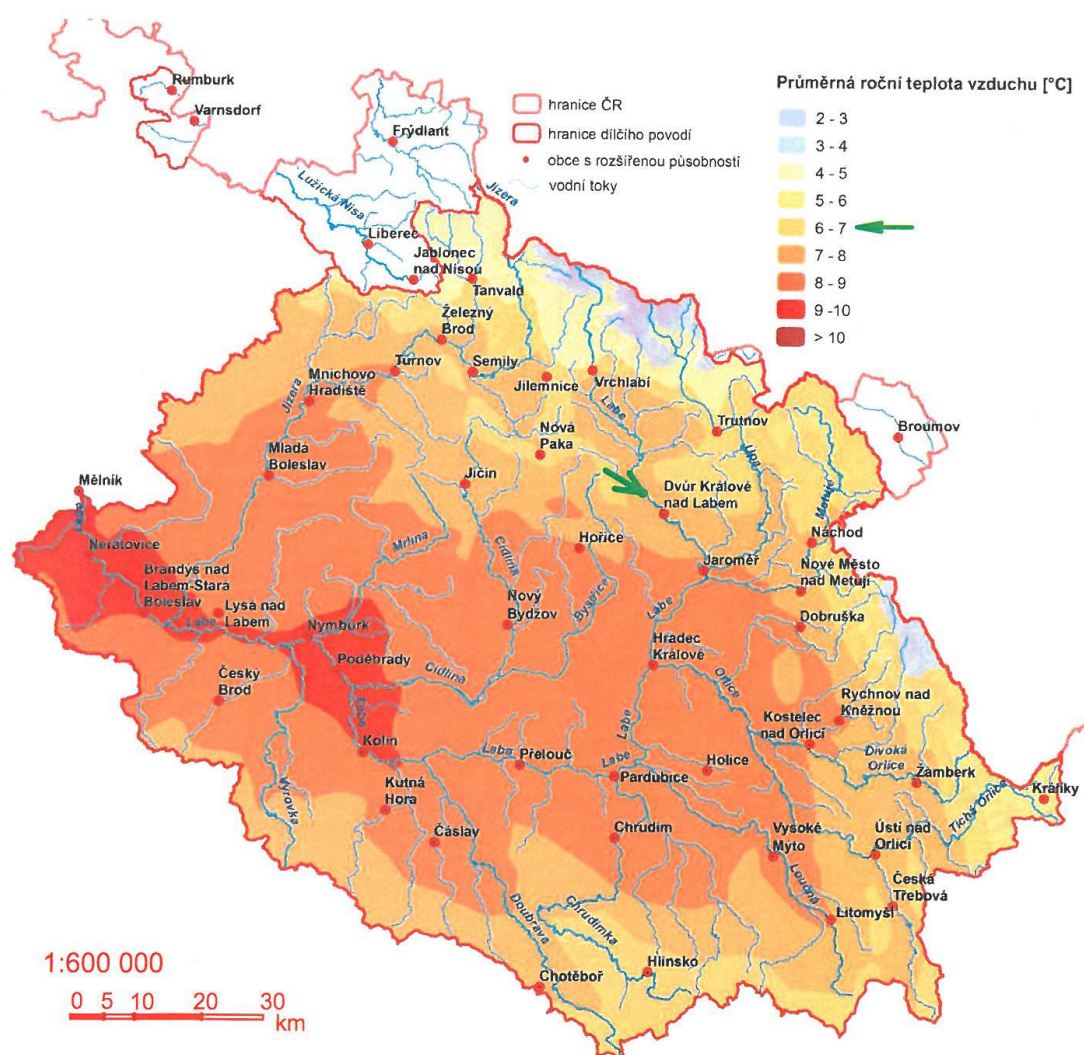


**Obr. 11:** Členění Bělohradské pahorkatiny (Bína a Demek, 2012)

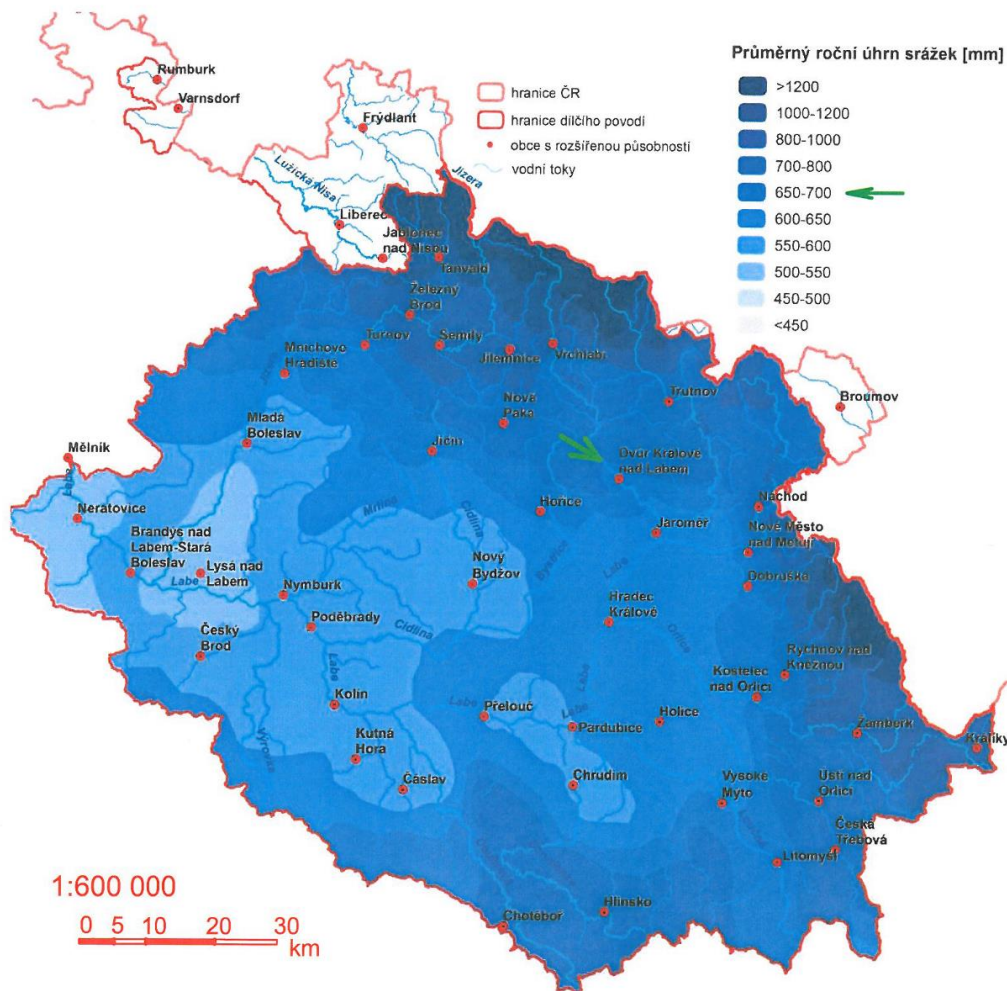
### Klima

Klimatické poměry zcela zásadně utvářejí vodní režim zájmového povodí. Odtokové poměry jsou závislé na spadlých srážkách, na jejich druhu, množství, časovém a plošném rozložení a dále pak na výparu. Společně s nadmořskou výškou, sklonitostí, expozicí svahů a dalšími činiteli podmiňují výskyt a druhové složení vegetace. Zájmová oblast se nachází, stejně jako celá Česká republika v mírném klimatickém pásu severní polokoule na okraji

území s mírným oceánským vlivem a pravidelným střídáním čtyř ročních období. Zájmová oblast má průměrné roční teploty vyšší než 6 °C (obr. 12). V horských a vrchovinných oblastech jsou průměrné roční teploty nižší než 5 °C. V Krkonoších je roční průměr pod 4 °C. Srážky jsou v zájmové oblasti rozmístěny velmi nerovnoměrně. Jejich množství je ovlivněno nadmořskou výškou a orografickým členěním. Průměr srážek v celém povodí dosahuje hodnoty 705 mm za rok (obr. 13). V nejvyšších partiích Krkonoš dosahuje roční průměr až 1 400 mm. Průměrná roční vypočtená hodnota výparu z vodní hladiny je v zájmovém povodí 501 mm (Povodí Labe, 2009).



**Obr. 12:** Teplotní poměry zájmové oblasti (Povodí Labe, 2009)



**Obr. 13:** Srážkové poměry zájmové oblasti (Povodí Labe, 2009)

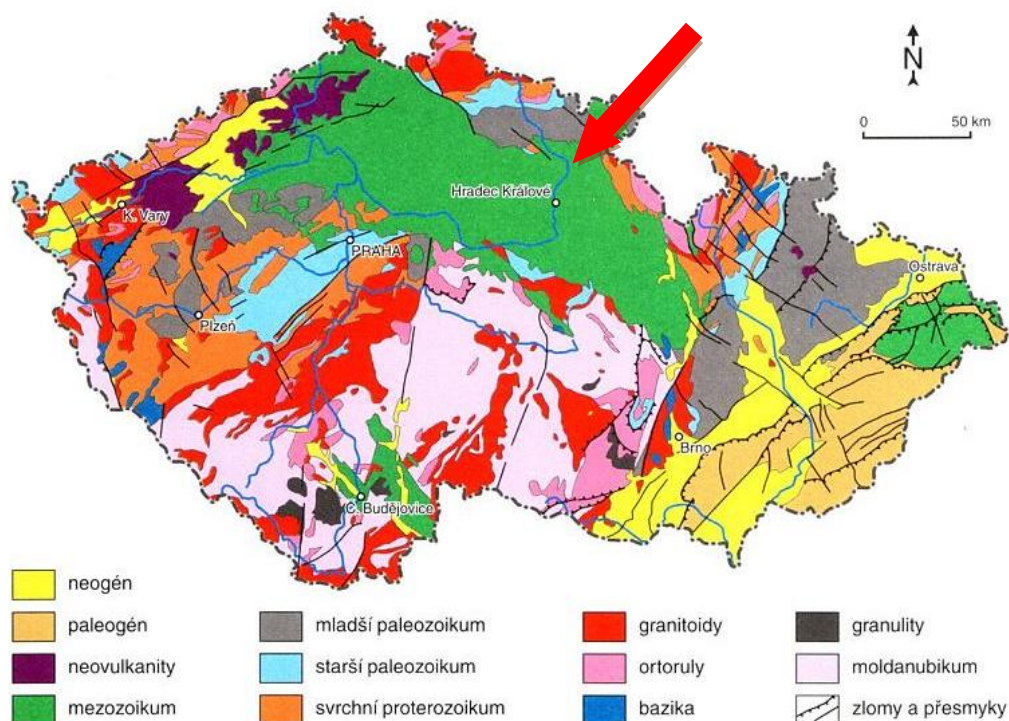
## Hydrologie

Hydrologický režim ovlivňuje tvar a hustota říční sítě, délka toku, sklonitostní poměry, půdní a hydrogeologické poměry, vegetační pokryv, výskyt nádrží a úprav toků apod. Mezi zásadní činitele patří klimatické poměry, a to zejména srážky a výpar. Délka Labe od pramene na Labské louce v Krkonoších v nadmořské výšce 1387 m n.m. po přehradní profil je 51,50 km. Absolutní spád je 1085,70 m. Plocha zájmového povodí k profilu hráze je 549,80 km<sup>2</sup>. Průměrný roční odtok z tohoto povodí je 258,60 mil. m<sup>3</sup>. Labe v této oblasti se řadí mezi toky dešťovo-sněhového typu, což značí typický zimní režim povodní (tání sněhu v horských a podhorských oblastech spolu s územně rozsáhlými dešti za situací teplého jihozápadního proudění). Specifický odtok činí 10 l.s<sup>-1</sup>km<sup>-2</sup>. Extrémních povodňových průtoků bylo v posledních letech dosaženo v březnu 2000 (kulminace v hodnotách 50–100-letých velkých vod). Dále významnější povodně zasáhly tuto oblast v roce 2006. Zde platí, že regionální povodňové situace z přívalových srážek jsou častější a svými projevy mohou být nebezpečnější (vlivem výstupných proudů podmíněných

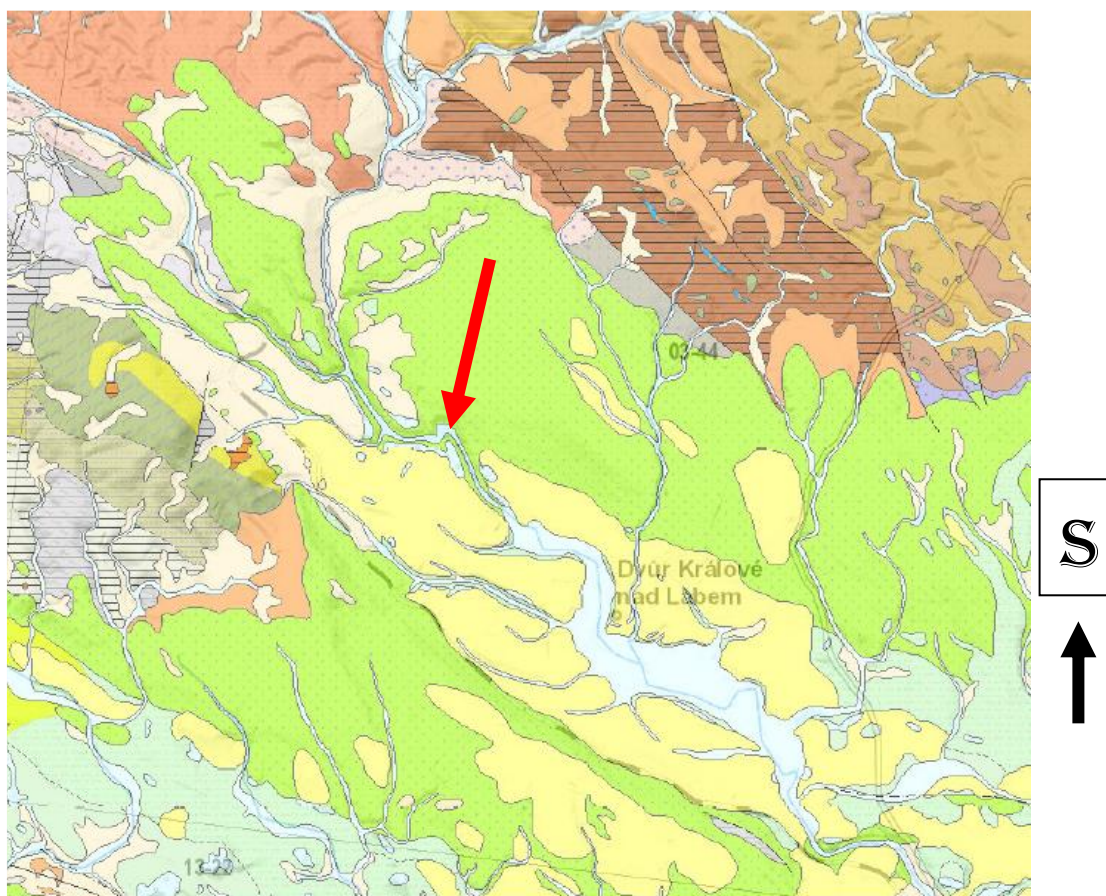
orografií a vlivem větší sklonitosti území). Nejvýznamnější suché období bylo v roce 2003. Na některých vodních tocích musely být omezeny nebo zakázány odběry povrchových vod. Ze všech nádrží byl vypouštěn požadovaný minimální průtok, dotující vodou úseky pod nimi. Zájmová přehrada Les Království napomáhá ochraně území pod přehradou před účinky povodní, zajišťuje minimální průtok v Labi pod nádrží a slouží i k výrobě elektrické energie. Celkový objem nádrže (celkový prostor) je 7,3 mil. km<sup>3</sup>, zatopená plocha je 0,85 km<sup>2</sup> (Povodí Labe, 2009).








## 5.2 Geologické poměry

Geologické poměry jsou považovány za základní ukazatel popisující povodí, které přímo či nepřímo ovlivňuje řadu charakteristik povodí. Mají vliv na intenzitu zvětrávání, ovlivňují tvar říční sítě, materiál dna či chemické složení vody. Zájmová oblast je dle regionálního členění Českého masivu součástí západosudetské oblasti (obr. 14). Oblast je tvořena metamorfovanými sledy proterozoického a paleozoického stáří, včetně kadomských a variských granitoidních plutonů. V nadloží se nachází limnický permokarbon a jižní část je překryta českou křídovou pánví. Bližší geologická pozice přehradní nádrže Les Království je znázorněna na obr. 15.



**Obr. 14:** Zjednodušená geologická mapa 1:50 000 (Chlupáč et al., 2002)



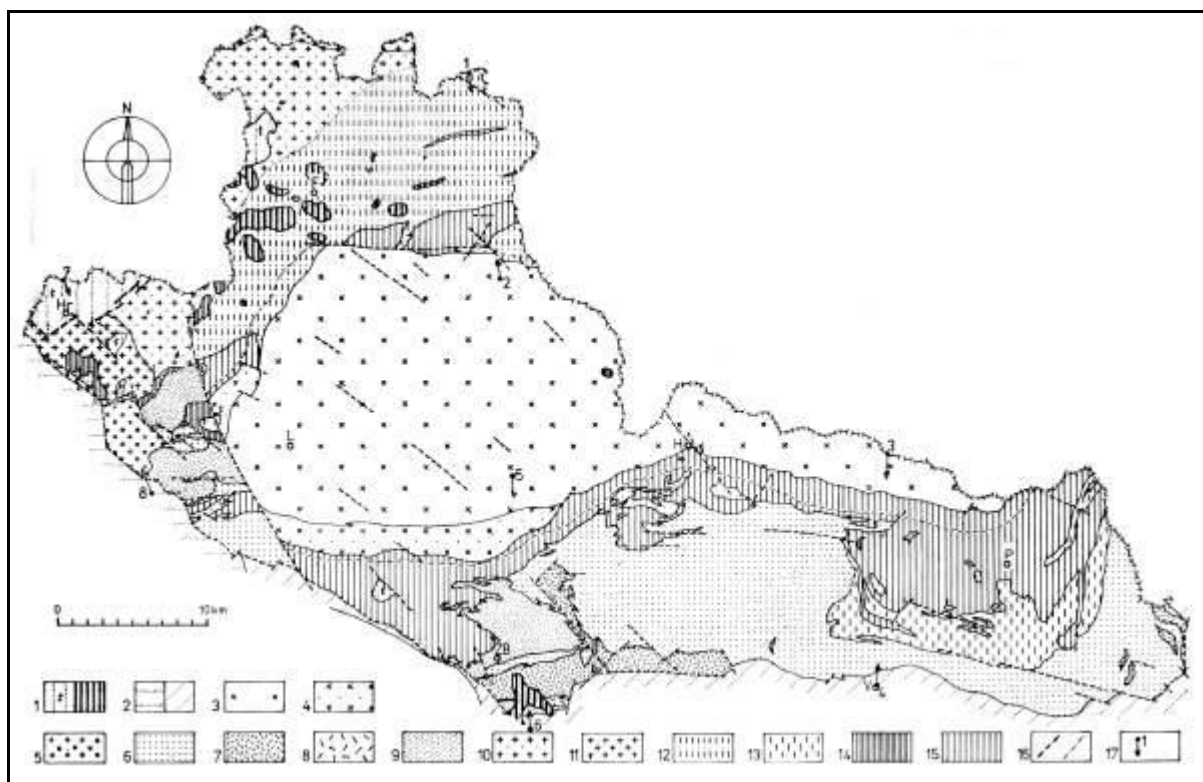
	16	spraš a sprašová hlína
	13	kamenitý až hlinito-kamenitý sediment
	315	pískovce křemenné, jílovité, glaukonitické
	353	hrubozrné a středozrné arkózy a arkóзовé pískovce s polohami slepenců, podřadné polohy červenohnědých aleuropelitů
	330	červenohnědé aleuropelity, pískovce, lokálně pestrobarevné vápnité aleuropelity s vložkami vápencu
	332	červenohnědé aleuropelity, polohy pískovcu, arkóz, slabé vložky pestrobarevných a šedých pelitů s vápenci a silicity, tufy a tufity
	338	pískovce s polohami slepenců, vložky aleuropelitů

**Obr. 15:** Zájmová lokalita přehrady Les Království, výřez geologické mapy 1:50 000 (www2)



### Krkonoško-jizerské krystalinikum

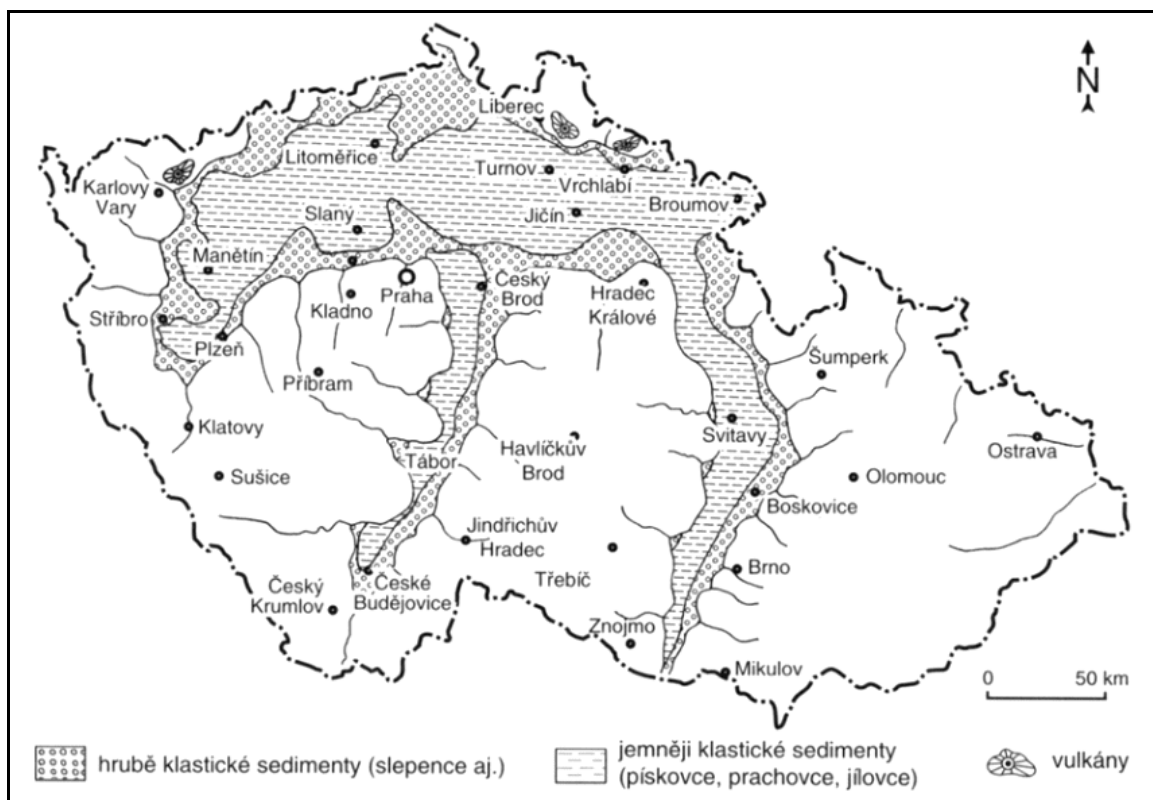
Toto krystalinikum (obr. 16) buduje skalní podklad mladším rozsáhlým komplexům. Nejstaršími horninami jsou krkonošské a jizerské ruly kadomského nebo předkadomského stáří, které se nacházejí hlavně v jihovýchodní části krystalinika. Zvolna přecházejí do svorových hornin, fylitů s hojnými vložkami kvarcitů, erlanů, amfibolitů, krystalických vápenců a grafitických břidlic velkoúpské skupiny. **Velkoúpská skupina** tvoří jádro krystalinika. Krystalinické jádro obklopují svrchnoproterozoické jednotky fylity s bazickými a kyselými metavulkanity **machnínské skupiny**. V nadloží machnínské skupiny se v jižní části krystalinika objevují zvrásněné, slabě metamorfované horniny **radčické skupiny** (svrchní proterozoikum – střední kambrium) a **skupiny ponikelské** (svrchní ordovik – spodní devon). Svrchní devon a spodní karbon je zastoupen **jítravskou skupinou** tvořenou metasedimenty a vulkanity (Chaloupský et al., 1989).



1 – terciární sedimenty a vulkanity, 2 – svrchní paleozoikum – křída, 3 – krkonoško-jizerský masiv, 4 – tanvaldská žula, 5 – jítravská skupina, 6 – ponikelská skupina, 7 – železnobrodský vulkanický komplex, 8 – bitouchovská žula, 9 – radčická skupina, 10 – rumburská žula, 11 – zawidovský granodiorit, 12 – jizerské ruly a žuly, 13 – krkonošské ruly, 14 – machnínská skupina, 15 – velkoúpská skupina

**Obr. 16:** Přehledné dělení krkonoško-jizerského krystalinika (Chaloupský et al., 1989)

Během karbonu a permu doznívá variská orogeneze. Z Českého masivu se stává stabilní konsolidovaná jednotka. Důsledkem kolizních deformací došlo k nárůstu mocnosti kůry variského orogénu a vzniku limnických pánví. Permokarbonské pánve mají charakter asymetrických příkopů členěných hrást'ovými strukturami (obr. 17). Barva permokarbonských sedimentů včetně jejich složení odráží klimatické změny. Klimaticky sušší období reprezentují červené sedimenty. Šedé a pestré sedimenty se ukládaly v humidnějším období.

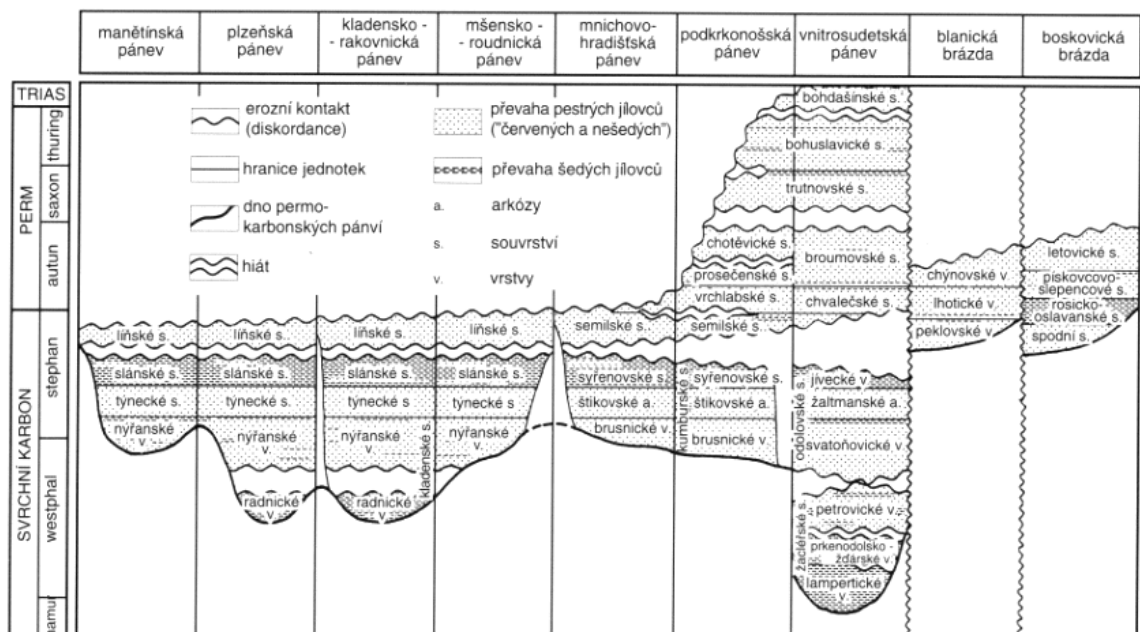


**Obr. 17:** Paleogeografická rekonstrukce permokarbonských pánví (Pešek et al., 1998)

### **Podkrkonošská pánev**

Podkrkonošská pánev leží v jižní části krkonoško-jizerského krystalinika. Na východě je ohraničen hronovsko-poříčským zlomem, na západě lužickou poruchou a rovenským zlomem. Jižní hranice se nachází v okolí Hořic a Jaroměře. Sedimentace podkrkonošské pánve (obr. 18) začíná **kumburským souvrstvím** (vestfálem D - stefanem A). Kumburské souvrství lze rozdělit na spodní brusnické vrstvy a svrchní štikovské arkózy. Brusnické vrstvy tvoří převážně aleuropelity s hlízy karbonátů, dále oligomiktními slepence a pískovce. Dále následuje sedimentace **syřenovského souvrství**, které je stratigraficky omezeno na stefan B. Spodní vrstvy syřenovského souvrství jsou budovány

bazálními arkózami nebo pískovci a aleuropelity s uhelnými slojemi. Nad nimi začíná sedimentace černošedých jílovců s laminami tonsteinů. Po přerušení sedimentace následuje transgresivní sedimentace aleuropelitů, psefitů a psamitů **semilského souvrství** (během stefanu C). Následuje sedimentace **vrchlabské souvrství** (stáří autun), se spodní částí tvořenou staropackými pískovci a svrchní částí tvořenou čistskými pískovci. Staropacké pískovce jsou dobře vyvinuté světle šedé, hrubozrnné arkózové pískovce až arkózy. Čistské pískovce jsou lavicovité červenohnědé horniny. V nadloží se nacházejí velmi jemnozrnné jezerní sedimenty červených aleuropelitů, místy s polohami vápenců **prosečenské souvrství** (autun). Ve východní části pánve sedimentuje **chotěvické souvrství** (autun), reprezentované červenými arkózami, pískovci a slepenci, které se střídají s prachovci a ojedinělými polohami evaporitů. Nejvyššími členy sedimentační výplně podkrkonošské pánve je trutnovské, bohoslavické a bohdašínské souvrství. Tyto tři souvrství jsou společně s vnitrosudetskou pánví. **Trutnovské souvrství** je saxonského stáří a je tvořeno červenohnědými aleuropelity, psamity a psefity. **Bohuslavické souvrství** je řazeno do stupně durynk. Typickou horninou jsou dolomitické pískovce a arkózy s lavicovitou až masivní stavbou bez zvrstvení. **Bohdašínské souvrství** je tvořeno triasovými arkózovými pískovci (Tásler et al., 1981).

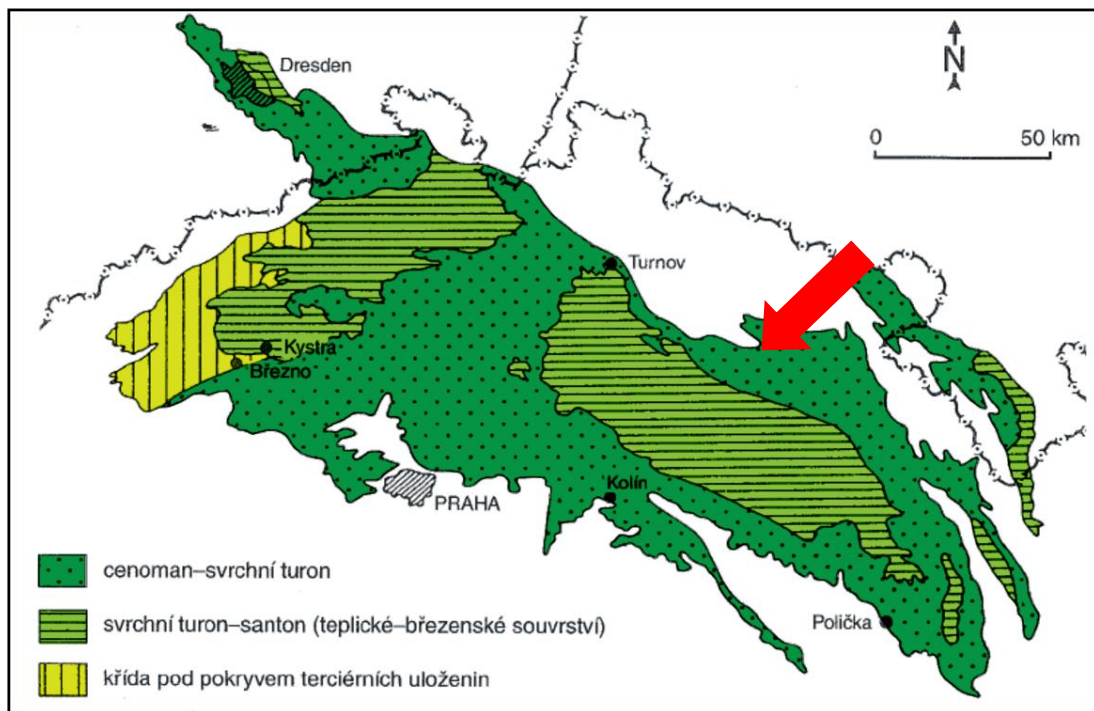


**Obr. 18:** Litostratigrafie permokarbons na území České republiky (Pešek et al., 1998)

Limnický permokarbon je překryt sedimenty české křídové pánve. Česká křídová pánev představuje svým rozsahem největší dochovanou sedimentační pánev na území České republiky. Její plocha 14 600 km<sup>2</sup> pokrývá rozsáhlou část severní poloviny Českého masivu. Její tvar je výrazně protáhlý ve směru SZ-JV. Délka v ose v tomto směru je 290 km, šířka až 100 km (Mišík et al., 1985). V nejhlubší části dosahují mocnosti sedimentů 900 m. Vlivem pozdější eroze byla část sedimentů odstraněna. Odhaduje se tedy, že lokální mocnost sedimentů byla přes 1 km.

Vývoj české křídové pánve můžeme rozlišit do tří hlavní fází vyplňování (obr. 19).

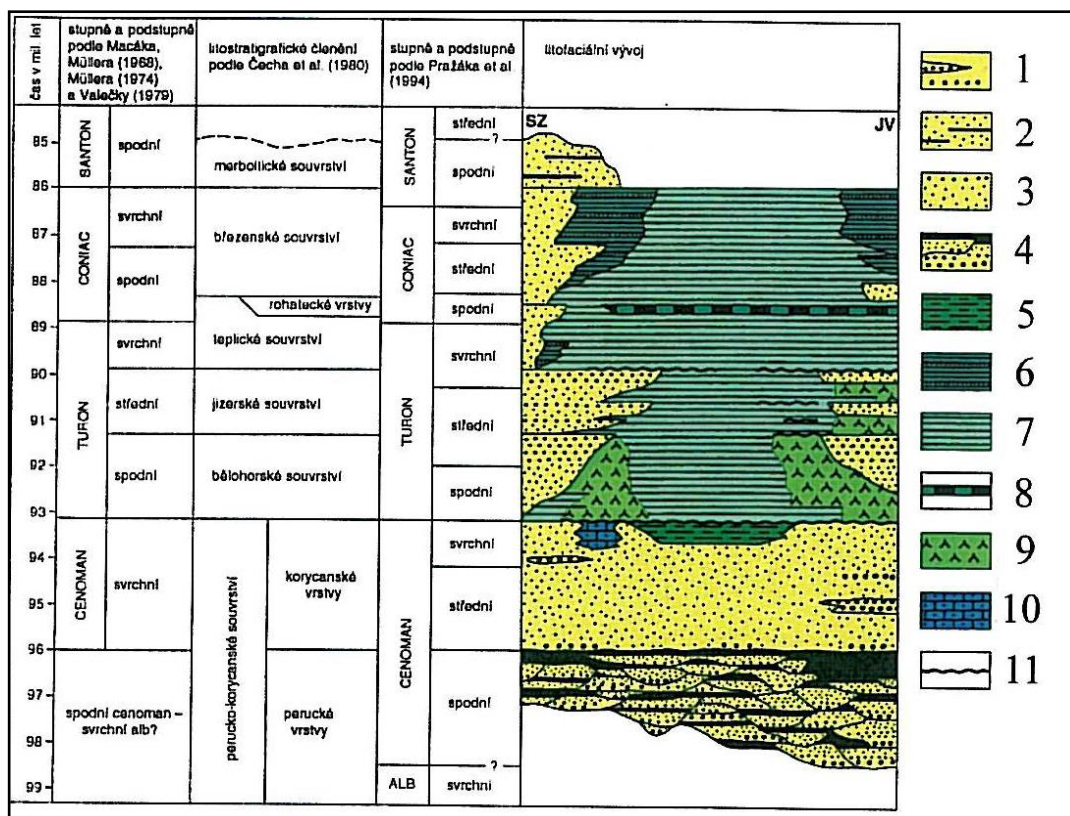
- spodní až střední cenoman
- svrchní cenoman až sv. turon
- coniac až santon



**Obr. 19:** Fáze vývoje české křídové pánve, s vyznačením zájmové lokality (Čech, 1980; upraveno)

Sedimentace pánve začala ukládáním peruckých vrstev **perucko – korycanského souvrství** ve spodním cenomanu (obr. 20). Perucké vrstvy jsou reprezentovány sedimenty říčních toků - konglomeráty, červeně zbarvenými pískovci a jezerními jílovcí. Ve svrchním cenomanu při mořské transgresi nastala změna v sedimentaci. Sladkovodní sedimenty byly nahrazeny lagunárními sedimenty, které směrem do nadloží plynule přecházejí do facií

marinních glaukonitických pískovců **korycanského souvrství**, pro které jsou charakteristické proudově zvrstvené mělkomořské křemenné pískovce. Tyto sedimenty představují materiál pobřežních valů, bariérových ostrovů apod. Na počátku turonu po hiátu došlo opět k transgresi a ukládání prachovitých vápnitých slínovců - opuk **bělohorského souvrství** (Čech et al., 1980). V nadloží těchto vrstev se nacházejí pískovce **jizerského souvrství** (střední turon). Z těchto pískovců je tvořena většina skalních měst. Dílčí transgrese se projevila na bázi **teplického souvrství** (svrchní turon), které je reprezentováno prachovito-písčitymi sedimenty, které přecházejí do slínovců, místy s polohami mikritových vápenců. Díky zrychlené subsidenci je v **březenském souvrství** (coniak) větší podíl nezralého materiálu ve svrchní části přechází až do flyšoidního vývoje, v němž se střídají pískovce s jílovcí. Nejsvrchnější **merboltické souvrství** (spodní santon) je tvořeno jemnozrnnými pískovci. Toto souvrství se zachovalo pouze v Českém středohoří (Valečka a Skoček, 1990).

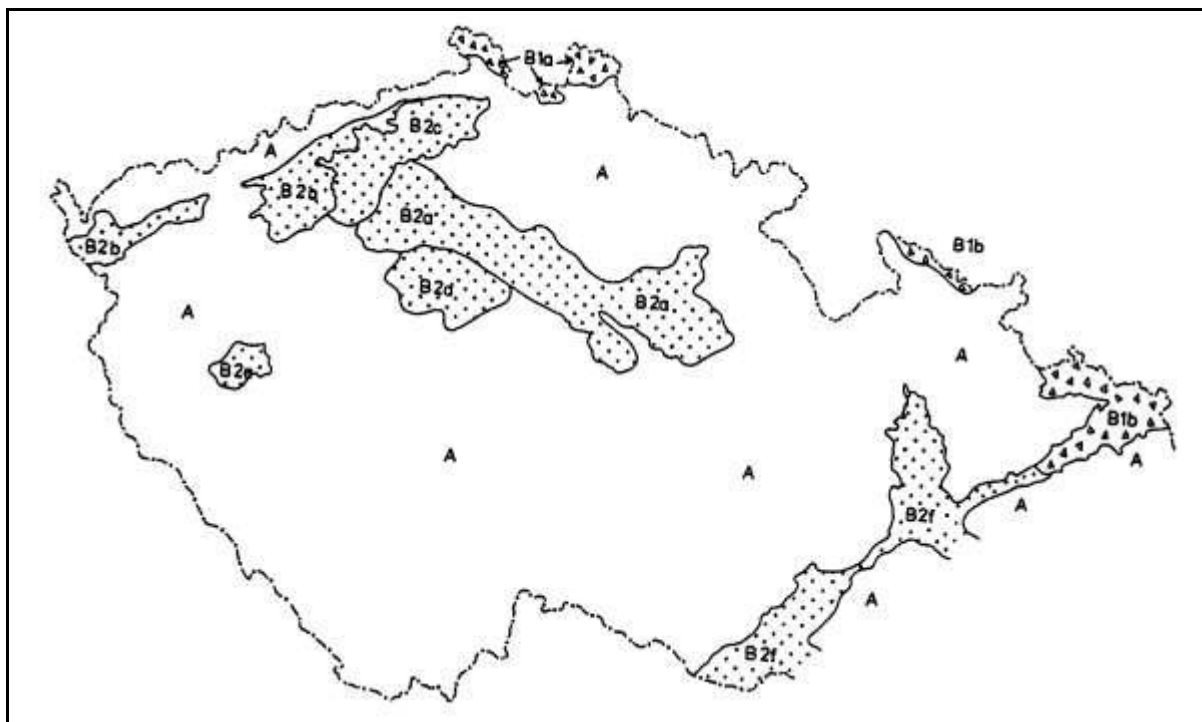


1 – slepence, 2 – pískovce s vložkami jílovců, 3 – pískovce, 4 – cyklické střídání slepenců, pískovců a jílovců, 5 – prachovce, 6 – vápnité jílovce až slínovce s vložkami pískovců (flyšoidní facie), 7 – vápnité jílovce, slínovce, méně biomikritické vápence, 8 – vápnité jílovce a slínovce, méně jílovité vápence, z části silicifikované (rohatecké vrstvy), 9 – spikulovité slínovce, méně spongolity, 10 – biosparitické vápence, 11 – glaukonitické horizonty na hiátové ploše

**Obr. 20:** Schéma litofaciálního vývoje České křídové pánve (Herčík et al., 1999; upraveno).

### Kvartérní sedimenty

Kvartérní sedimenty jsou na našem území většinou v kontinentálním vývoji. Tyto sedimenty pokrývají většinu Českého masivu (obr. 21). Mocnost se pohybuje maximálně několik metrů. Jednotlivé genetické typy jsou přímo vázány na morfologii území, nebo je jejich vývoj reliéfem ovlivňován (Czudek, 1986).



**A** – kvartér denudačních oblastí; **B** – kvartér akumulčních oblastí: **B1a** – oblast kontinentálního zalednění; **B1b** – oblast oderská. Kvartér extraglaciálních oblastí: **B2a** – Polabí; **B2b** – podkrušnohorské pánve; **B2c** – České středohoří; **B2d** – Pražská plošina; **B2e** – plzeňská kotlina; **B2f** – moravské úvaly.

**Obr. 21:** Kvartér Českého masivu (Tyráček a Růžička, 1992)

### **Kvartér denudačních oblastí**

V denudační oblasti jsou nejrozšířenější kvartétní uloženiny deluviální (suti, kamenná moře, svahové hlíny atd.). V období glaciálu jsou klastika drobnější, s ostrohrannými úlomky, bez hlinité hmoty. V době interglaciálů jsou hrubě balvanité s hlinitou mezihmotou.

## **Kvartér akumulčních oblastí**

- oblasti kontinentální zalednění (tily, souvkové hlíny s bludnými kameny, morény glaci-fluviální sedimenty, glaci-lakustrinní sedimenty, tence vrstvené varvity)
- extraglaciální oblasti s dominantním zastoupením písكوštérkových říčních teras, spraší a navátých písků

V glaciálech dochází k rozpadu hornin důsledkem mechanického zvětrávání. V interglaciálech při chemické zvětrávání se mění chemické složení původní horniny a výsledkem je vznik půd (Tyráček a Růžička, 1992).

## **Pedologie**

Nejrozšířenějším typem půdy v zájmové oblasti jsou kambizemě, což jsou hnědé lesní půdy. Tyto vznikají na středně živném podloží. Z pohledu zrnitosti se nejčastěji jedná o hlinité, převážně hluboké až velmi hluboké půdy a v jejich vlastnostech se odráží vliv půdotvorného substrátu a nadmořské výšky. S nadmořskou výškou stoupá hloubka půdy, roste obsah humusu a hloubka prohumóznění, zároveň však větší množství srážek způsobuje větší vymývání. Nejvyšší polohy zájmové oblasti zaujímají podzoly (obr. 22). Podzoly vznikají na druho-horních křídových cenomanských pískovcích. Jsou lehké, písčité, poměrně mělké, kamenitější, na nejchudších lokalitách pak hluboce výrazné železité podzoly. Na zbytcích sprašových překryvů nižších poloh oblasti (okolí Jaroměře, v Bělohradské a Královédvorské kotlině a v polabských tabulích) se vyvinuly luvizemě a hnědozemě, na slínovcích až slinitých vápnitých pískovcích (opukách) se objevují pararendziny (slinovatky). V okolí přehradní nádrže Les Království jsou vyvinuty poměrně hluboké těžké (písčitojílovité) půdy, střídavě zamokřené, a to nejprve luvizemě (půdy illimerizované) až kambické (hnědé) a pravé pseudogleje (Povodí Labe, 2009).





**Obr. 22:** Pedologické poměry zájmové oblasti (Povodí Labe, 2009)

### Hydrogeologie

Krystalinikum neobsahuje kolektory, jedinou propustnou vrstvou je přípovrchová zóna periglaciálního rozvolnění puklin spojená s pokryvnými útvary. Dosahuje hloubky až několika desítek metrů.

V permokarbonských pánvích je podzemní voda rozptýlena do velkého počtu neurčitě ohraničených puklinových kolektorů. Oběh vody není v pánvi souvislý, ale je rozčleněn do jednotlivých zlomových ker. Proto nejsou tyto rajony vodohospodářsky tak významné jako mladší sedimenty (Povodí Labe, 2009).

Svrchnokřídové sedimenty jsou nejrozšířenější geologickou jednotkou v povodí. Zájmová oblast má charakter kotliny, v jejímž středu se rozkládá křídová pánev s pokryvem čtvrtohorních sedimentů. Kotlinu ohraničují horská pásma krystalinika, která při úpatí přecházejí v permokarbonské pánve, zasahující pod křidu (Herčík et al., 1999). Tuto stavbu povodí respektuje členění území do hydrogeologických rajonů (obr. 23). Křídová pánev

pokrývá hlavní část dílčího povodí. Ve výplni pánve se nacházejí až 4 vrstevní kolektory značného plošného rozsahu s živým oběhem podzemních vod. Proto jsou v rajonech křídové pánve vodohospodářsky nejvýznamnější zdroje podzemních vod, které umožňují velké soustředěné vodárenské odběry. Podle stylu zvodnění lze křídové rajony rozdělit do čtyř skupin-centrální, východní, jižní a západní. Zájmová lokalita patří do východního rajónu pod číslem 424 Královédvorská synklinála. Tento rajón se vyznačuje strukturně rozpadlými křídovými sedimenty, které tvoří samostatné dílčí jednotky, kde souvislé zvodnění kolektorů je omezeno na strukturní deprese – koryta synklinál.



**Obr. 23:** Hydrogeologické poměry zájmové oblasti (Povodí Labe, 2009)

## 6. Přehradní nádrž Les Království

### 6.1 Historie přehradní nádrže

Bezprostředním podnětem k výstavbě této přehrady byla ničivá povodeň v červenci 1897. V místě přehradního profilu protékalo řečištěm  $330 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , což je hodnota blízká stoleté vodě. Tato povodeň v hustě zalidněném a průmyslovém kraji způsobila velké škody na budovách, mostech a v otevřeném údolí mezi Dvorem Králové nad Labem a Jaroměří škody na zemědělské půdě. V roce 1903 začaly přípravné projektové práce v technickém oddělení pro úpravu řek pod vedením Ing. Josefa Plicky. Stavební práce byly zahájeny v roce 1910. Prováděla je firma Ing. Volflika z Prahy. Místo přehradního profilu bylo pečlivě zváženo a nakonec pro svoji příznivou geologickou pozici zvoleno. Největší část tohoto vodního díla byla dokončena v roce 1914. V důsledku první světové války byl prodloužen termín dokončení stavby až do roku 1919. Dno nádrže ve střední části tvoří pevný, nepropustný melafyr, boky údolí jsou z kvádrového pískovce korycanských vrstev perucko-korycanského souvrství české křídové pánve. Pravá strana údolí je tvořena pískovcem jednotného složení, kdežto levá strana údolí je tvořena vrstvami nestejnorodého pískovce odlišnými vlastnostmi a propustností. Proto na levé straně docházelo při zahájení provozu elektrárny a navýšení hladiny vody ke značným průsakům, které byly odstraněny vybudováním těsnicí zdi. Založena je až do neporušeného melafyru, její průměrná výška je 16 m, šířka 3 m. Koruna betonové zdi přibližně sleduje terén a pohybuje se kolem kóty 314,00 m n. m., délka zdi je 182 m. Zeď je chráněna na návodní straně cihelným obkladem, vzdušná strana je betonová. V letech 1952 až 1959 byla ve čtyřech etapách provedena generální oprava přehrady. Od 1. července 2010 je národní kulturní památkou (Trejtnar, 1975). Od doby dokončení bylo toto vodní dílo několikrát prověřeno vysokými povodňovými průtoky. Z největších to bylo např. v únoru 1964 –  $311 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , v lednu 1948 –  $248 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , v březnu 1981 –  $307 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , v březnu 2000 –  $375 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

## 6.2 Funkce přehradní nádrže

Přehradní nádrž Les Království má hned několik funkcí. Jednou z nejdůležitějších je snížení povodňových vod na Labi a částečná ochrana území pod přehradou. Neméně důležitou funkcí je dodávka povrchové vody odběratelům pod přehradou. V období s nedostatečnou intenzitou dešťových srážek zajišťuje minimální, hygienický průtok na Labi pod nádrží. Součástí přehrady je vodní elektrárna. Přehradní nádrž slouží přehradní rybářům k chovu ryb.

## 6.3 Základní parametry přehradní nádrže

Hráz je gravitační, oblouková, zděná z pískovcového zdiva na cementovou maltu. Jako materiál byl používán královédvorský pískovec. Návodní i vzdušný líc je tvořen kyklopským zdivem. Návodní líc je proti prosakování vody opatřen ochranným pláštěm, který je tvořen 1 m silnou vrstvou zdiva rybinovitě zapuštěného do zdiva hráze na výšku od kóty 296,60 m n. m. až po korunu hráze. Na tomto zdivu je 3 cm silná cementová omítka, která konstrukci dotěsňuje. Korunový přeliv na hrázi má 5 polí, s kapacitou  $71 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Základová výpust' průměru 2000 mm je opatřena na vzdušné straně segmentovým manipulačním uzávěrem a na návodní straně tabulí. Kapacita při maximálně vzduté hladině v nádrži je  $62,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Dva obtokové tunely jsou umístěny paralelně s osou hráze. Do obtokových tunelů vyústuje kruhový šachtový přeliv průměru 7,80 m, s kapacitou  $71,50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . V elektrárně na pravém břehu jsou nainstalovány 2 horizontální Francisovy turbíny o hltnosti  $2 \times 4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  a minimálním spádu 19,05 m.

## 7. Metodika práce

### 7.1 Terénní práce

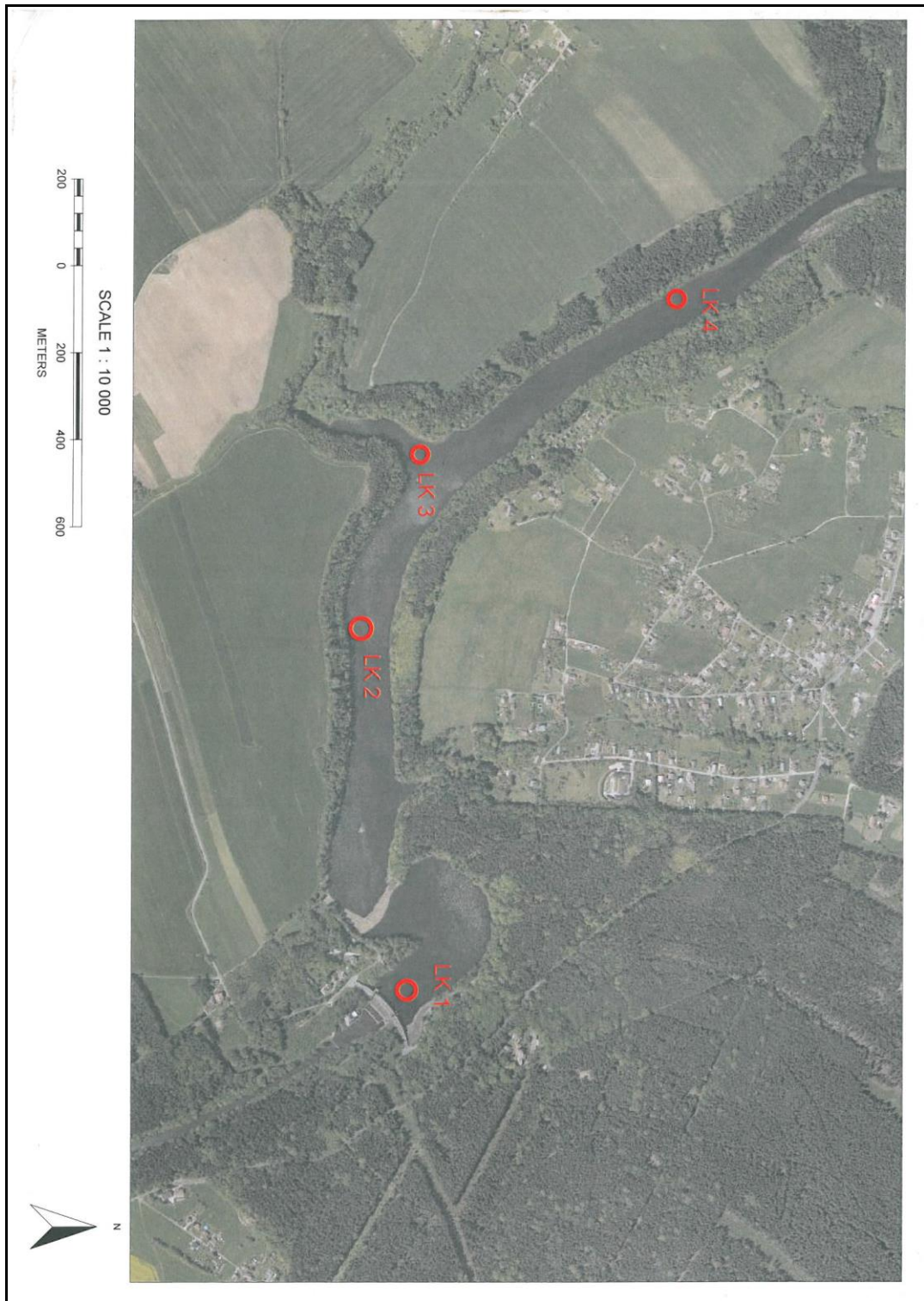
#### 7.1.1 Odběr vzorků

Pro účely této diplomové práce byly v terénu odebrány vzorky čtyř profilů dnových sedimentů LK 1 až LK 4, v podélném směru od tělesa hráze po přítok do přehradní nádrže (obr. 24). Sedimentární jádra byla odebrána pomocí ručního pístového vzorkovače firmy Eijkelkamp Multisampler (Holandsko) s délkou jádrovnice 1,0 m. Sedimentární profily LK 2, LK 3 a LK 4 jsou reprezentovány vždy dvěma navazujícími jádry (např. LK 2/1 a LK 2/2), odebranými několika dm přes sebe, s vertikálním přesahem cca 20 cm.

Sedimentární profil LK 1 je reprezentován jedním jádrem, které bylo odebráno pomocí pístového vzorkovače UWITEC (Niederreiter, Rakousko) z plovoucí plošiny za pomoci potápěčů v oblasti spodních výpustí tělesa hráze. Soupis sedimentárních profilů s GPS souřadnicemi a prováděnými analýzami je uveden v tab. 5. Při odběru docházelo ke kompakci sedimentu v jádrovnici. Hloubka sedimentu po vytažení z jádrovnice byla přepočtena na pravou hloubku pode dnem (dekompakce) pomocí lineárního faktoru kompakce, jako poměru mezi délkou stlačeného jádra v jádrovnici a skutečnou hloubkou zaražení (tab. 6). Mocnosti stlačených jader byly tímto poměrem vynásobeny. Fotodokumentace z odběrů sedimentárních profilů se nachází v **Příloze 1**.

**Tab. 6:** Tabulka pro výpočet dekompakce

Sedimentární profil	Hloubka zaražení jádrovnice (cm)	Délka sedimentu po vytažení z jádrovnice (cm)	Lineární faktor pro výpočet dekompakce
LK 1	100	73	1,37
LK 2/1	100	73	1,37
LK 2/2	100	57	1,75
LK 3/1	100	56	1,79
LK 3/2	100	52	1,92
LK 4/1	100	80	1,25
LK 4/2	100	43	2,33



**Obr. 24:** Pozice odebraných sedimentárních profilů

**Tab. 5:** Přehled odebraných profilů, jejich GPS souřadnice a provedené analýzy

<b>Sedimentární profil</b>	<b>Provedené analýzy</b>	<b>GPS souřadnice</b>
<b>LK 1</b>	Granulometrie, MS, TOC, EDXRF, <sup>137</sup> Cs, ICP MS, ICP OES, PAU	50°45'82"N 15° 76' 73" E
<b>LK 2</b>	Granulometrie, MS, TOC, EDXRF, <sup>137</sup> Cs, ICP MS, ICP OES	50° 27' 23" N 15° 45' 21" E
<b>LK 3</b>	Granulometrie, MS, <sup>137</sup> Cs	50° 27' 26" N 15° 45' 00" E
<b>LK 4</b>	Granulometrie, MS, <sup>137</sup> Cs	50° 27' 38" N 15° 44' 45" E

**Vysvětlení zkratk uvedených v tabulce:**

MS .....Magnetická susceptibilita

TOC ..... Celkový organický uhlík

EDXRF ..... Rentgenová fluorescenční analýza

ICP – MS ..... Hmotnostní spektrometrie

ICP – OES ..... Optická emisní spektrometrie

PAU .....Polycyklické aromatické uhlovodíky

## **7.2 Laboratorní analýzy**

### **7.2.1 Příprava vzorků**

Jádro sedimentárního profilu LK 1 bylo makroskopicky popsáno, nafotografováno, rozřezáno ve vertikálním kroku 1 cm a vzorky zabaleny do polypropylenových sáčků přímo v terénu, z důvodu malého počtu jádrovnic, které byly potřeba pro odebrání a následné uchování dalších vzorků. Sedimentární profily LK 2, LK 3 a LK 4 složené ze dvou jader byly již zpracovávány v laboratoři. Makroskopický popis všech sedimentárních jader je součástí **Přílohy 2**.

Poté byla jádra rozřezána ve vertikálním kroku 1 cm. Jednotlivé vzorky se sušily při teplotě 50 °C cca 24 hodin. Následně byly zabaleny do polypropylenových sáčků a uchovány pro další analýzy.

## 7.2.2 Granulometrie

Na základě makroskopického popisu, kde byla jádra popsána jako siltová, byla zrnitost velmi jemné frakce určena laserovým granulometrem. Měření probíhalo ve vodní suspenzi, do které byl přidáván vzorek sedimentu s vodou. Přes tuto směs procházely laserové paprsky, které měřily velikost zrn. Granulometrie je to metoda rychlá a levná. V rámci této diplomové práce proběhlo měření všech sedimentačních profilů LK 1 až LK 4 mokrou cestou v rozsahu 0,8  $\mu\text{m}$  až 2 mm, ve vertikálním kroku 1 cm, pomocí laserového granulometru FRITSCH Analysette 22 MicroTec plus. Celkem bylo analyzováno 434 vzorků.

## 7.2.3 Magnetická susceptibilita (MS)

V rámci této diplomové práce proběhlo měření všech vzorků ve vertikálním intervalu 1 cm. Měřeno bylo prováděno kappa můstkem KLY- 4 (výrobce Agico, s. r. o., Brno). Při měření byla použita intenzita magnetického pole 300  $\text{Am}^{-1}$ , operační frekvence 920 Hz. Vzorky byly měřeny s citlivostí  $3 \cdot 10^{-8}$  SI. Měření každého vzorku probíhalo po dobu 30 sekund. Před měřením byla změřena magnetická susceptibilita držáku s polypropylenovým pytlíkem, která se poté odečítá od měřené susceptibility vzorků. Výsledkem měření je tzv. „objemová magnetická susceptibilita, uváděná v jednotkách SI“. Z naměřených hodnot objemové MS byla spočítána hmotnostně-specifická MS podle vzorce:  $\text{SI/hmotnost vzorku [g]*10)/1000}$ , uváděná v jednotkách  $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ .

## 7.2.4 Datování pomocí $^{137}\text{Cs}$

Vertikální distribuce hmotnostní aktivity  $^{137}\text{Cs}$  byla stanovena pomocí gamaspektrometrie. V rámci této diplomové práce byly měřeny všechny čtyři sedimentační profily ve vertikálním intervalu 4 cm (spojením 4 po sobě jdoucích vzorků s intervalem 1 cm). Doba jednoho měření byla 30 minut. Hmotnostní aktivita  $^{137}\text{Cs}$  byla stanovena laboratorním gamaspektrometrem PCAP (Nucleus, USA) se scintilačním detektorem (velikost krystalu 3x3") NaI(Tl) a detekčním limitem 9  $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ .



## 7.2.5 Rentgenová fluorescenční analýza (EDXRF)

Rentgenovou fluorescenční analýzou (EDXRF) byly analyzovány sedimentární profily LK 1 (73 vzorků) a LK 2 (130 vzorků). Vzorky sedimentů byly měřeny energiově-disperzním spektrometrem PANalytical MiniPal 4.0 v Ústavu anorganické chemie v Řeži. Vzhledem k tomu, že se zrnitost většiny vzorků pohybuje v rozmezí do 63  $\mu\text{m}$  (hrubý silt), splňují potřebnou analytickou jemnost. Vzorky přesahující 63  $\mu\text{m}$  byly pomlety a také analyzovány. Tento přístup umožnil vysvětlení závislosti mezi obsahy jednotlivých prvků a zrnitostí. Výsledkem této analýzy jsou hodnoty 22 prvků (Al, Si, P, S, T, V, K, Ca, Fe, Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Zr, Sr, Rb, Y, Pb, As, Nb, U). Hodnoty byly měřeny v cps - count per second (počty impulsů za sekundu). Pro další vyhodnocení této metody je nutné získat koncentrace jednotlivých prvků v % či jednotkách ppm. Koncentrace prvků v (% , ppm) byla provedena pomocí nezávislých analýz 14 vzorků z profilů LK 1 i LK 2 metodou hmotnostní spektrometrie (ICP-MS) a optickou emisní spektrometrií (ICP-OES). Poté byly hodnoty kalibrovány, resp. přepočteny kalibrační rovnicí (tab. 7). Koeficient lineární regrese  $R^2$  se pohybuje v rozmezí od 0,8691 (Al) do 0,0023 (Sr). Vysoký koeficient lineární regrese značí přesnost, resp. přítomnost signálu EDXRF. Naopak nízký koeficient lineární regrese značí nízký obsah daného prvku se signálem mimo detekci EDXRF.

**Tab. 7:** Rovnice přepočtu analyzovaných prvků

Analyzované prvky	Rovnice přepočtu (ICP - EDXRF)	Koeficient lineární regrese ( $R^2$ )
Al (%)	$y = 0,3957 \cdot \text{Al}(\text{EDXRF}) - 1,1743$	0,8691
Si (%)	$y = 0,1279 \cdot \text{Si}(\text{EDXRF}) + 6,4764$	0,7244
Ti (%)	$y = 0,008 \cdot \text{Ti}(\text{EDXRF}) + 0,0242$	0,9579
P (%)	$y = 0,1304 \cdot \text{P}(\text{EDXRF}) - 0,0739$	0,5619
K (%)	$y = 0,0019 \cdot \text{K}(\text{EDXRF}) + 0,0362$	0,905
Ca (%)	$y = 0,0007 \cdot \text{Ca}(\text{EDXRF}) + 0,3818$	0,6368
Fe (%)	$y = 0,001 \cdot \text{Fe}(\text{EDXRF}) - 0,4212$	0,9574
Mn (%)	$y = 0,0008 \cdot \text{Mn}(\text{EDXRF}) - 0,0065$	0,8212
Cr (ppm)	$y = 6,0827 \cdot \text{Cr}(\text{EDXRF}) - 61,846$	0,7639
Ni (ppm)	$y = 5,9222 \cdot \text{Ni}(\text{EDXRF}) - 46,9$	0,674
Cu (ppm)	$y = 2,1024 \cdot \text{Cu}(\text{EDXRF}) + 15,886$	0,6384
Zn (ppm)	$y = 2,1975 \cdot \text{Zn}(\text{EDXRF}) + 36,661$	0,7781
Zr (ppm)	$y = 0,774 \cdot \text{Zr}(\text{EDXRF}) + 85,873$	0,4373
Sr (ppm)	$y = -0,032 \cdot \text{Sr}(\text{EDXRF}) + 116,51$	0,0023
Rb (ppm)	$y = 0,9216 \cdot \text{Rb}(\text{EDXRF}) + 50,067$	0,2704
Nb (ppm)	$y = 0,3283 \cdot \text{Nb}(\text{EDXRF}) + 9,9472$	0,0438
U (ppm)	$y = 0,3182 \cdot \text{U}(\text{EDXRF}) + 3,2187$	0,0379
Pb (ppm)	$y = 1,5776 \cdot \text{Pb}(\text{EDXRF}) + 25,473$	0,4465

## **TOC**

Celkový obsah organického uhlíku (TOC) byl měřen u vybraných vzorků sedimentárního profilu LK 1 a LK 2 za použití ELEMENTAR LiquiTOC Vario cube (Analytická přesnost je <1% TOC při > 5 mg / l C) na Institutu Recetox, Masarykovy univerzity v Brně.

### **7.2.6 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)**

PAU se do vodního prostředí dostávají při úniku ropných látek, olejů a maziv.

Ve vodě se vyskytují buď jako rozpuštěné, nebo nerozpuštěné látky, které jsou silně adsorbovány na sedimenty. Z tohoto důvodu je vodní prostředí určitým rezervoárem kontaminace. Stanovování PAU ve vodách či zeminách začíná extrakcí vzorku vhodným rozpouštědlem (hexan), poté je extrakt přečištěn a analyzován chromatografickými metodami, a to plynovou chromatografií s hmotnostní detekcí (GC/MS), nebo pomocí vysokoúčinné kapalinové chromatografie (HPLC) s fluorescenční detekcí (Szulejko et al., 2014). Obě tyto metody jsou srovnatelné. Po provedení analýzy metodou GC/MS jsou získaná data vyhodnocena pomocí softwaru. Výsledný analyt je přepočten na obsah jednotlivých složek ve vzorku sedimentu v jednotkách **µg/kg**.

Pro potřebu diplomové práce byl výskyt a obsahy PAU zjišťován na vzorcích sedimentárního profilu LK 1. Z mnoha látek této skupiny byly analyzovány Naftalen, Acenaftalen, Acenaften, Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren, Benzo[a]antracen, Chrysen, Benzo[b]fluoranten, Benzo[k]fluoranten, Benzo[j]fluoranten, Benzo[a]fluoranten, Benzo[e]pyren, Benzo[a]pyren, Indeno[cd]pyren, Dibenzo[ah]antracen, Benzo[ghi]perylen. Analýzy probíhaly v laboratořích Fakulty životní prostředí Univerzity J.E. Purkyně.

### **7.3 Zpracování dat**

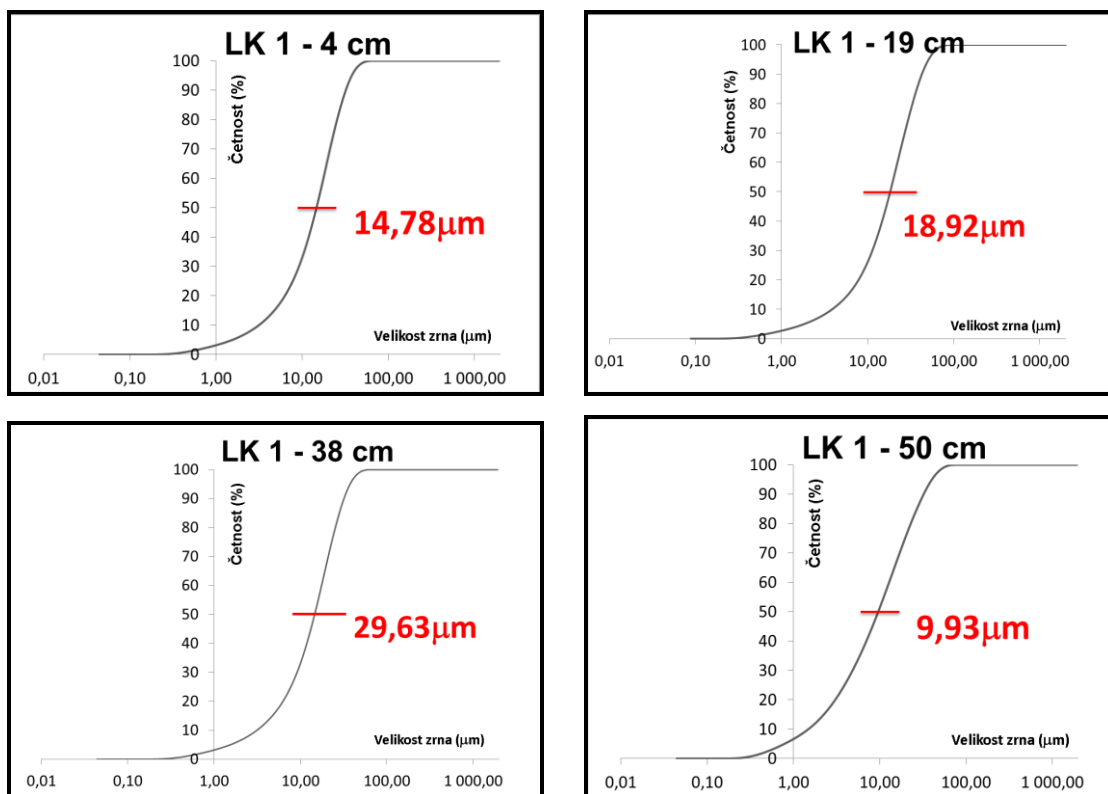
Data byla zpracována v programu Ms Excel, Autocad 2017.

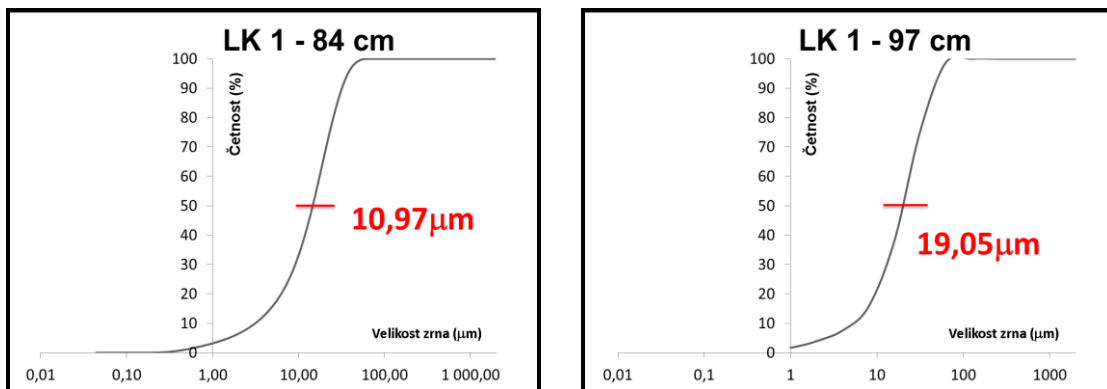
## 8. Výsledky

### 8.1 Litologie

Makroskopicky byla jádra popsána jako více méně siltová s výskytem jemnozrně písčitých vrstviček, s výraznou laminací, viditelným obsahem slídových zrn a velkým množstvím fyto-detritu. Pro zpřesnění litologie a možnosti korelace s ostatními analýzami byla provedena granulometrie sedimentárních profilů LK 1 až LK 4, jejichž výsledkem jsou zrnitostní křivky s uvedením mediánu. Pro každé jádro byly vybrány vzorky reprezentující zrnitost celého profilu.

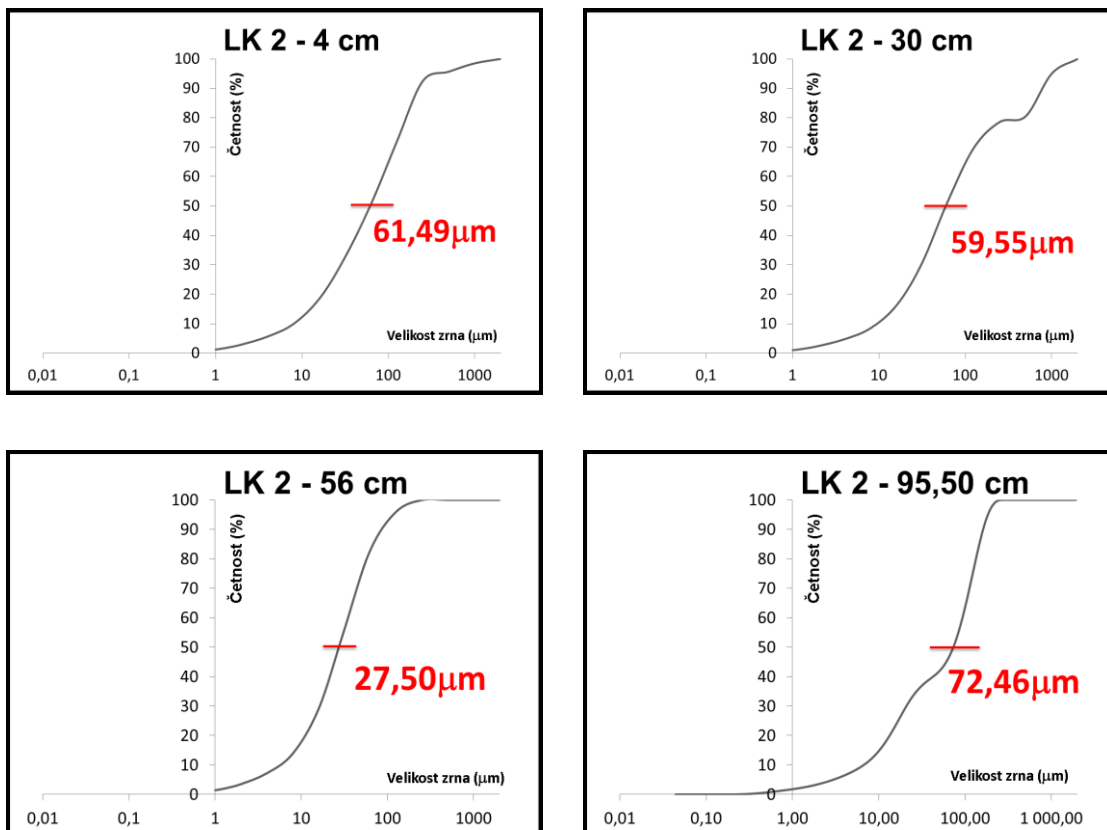
Z následujících křivek sedimentárního profilu LK 1 (obr. 25) je patrné, že medián nepřesahuje 20  $\mu\text{m}$  – jedná se tedy o jemnozrný silt, s výjimkou změny zrnitosti v hloubce 38 cm. Hodnota mediánu v této hloubce je 29,63  $\mu\text{m}$ , což odpovídá frakci hrubého siltu. Tvary zrnitostních křivek dokazují dobré vytřídění sedimentů.

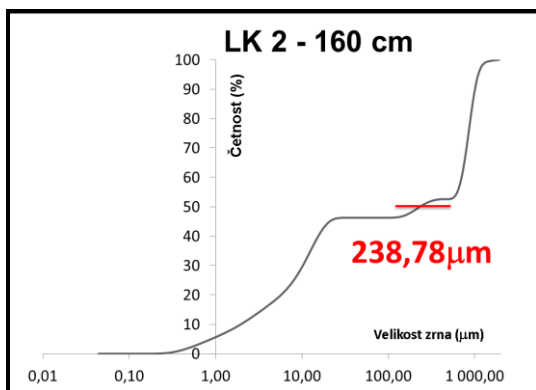
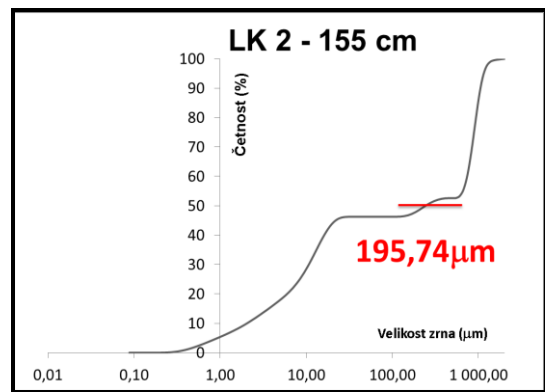
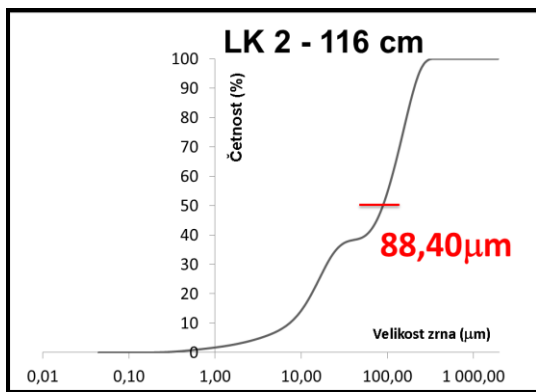




**Obr. 25:** Zrnitoství křivky sedimentárního profilu LK 1

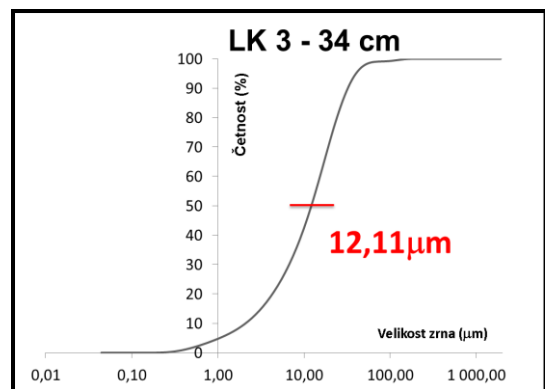
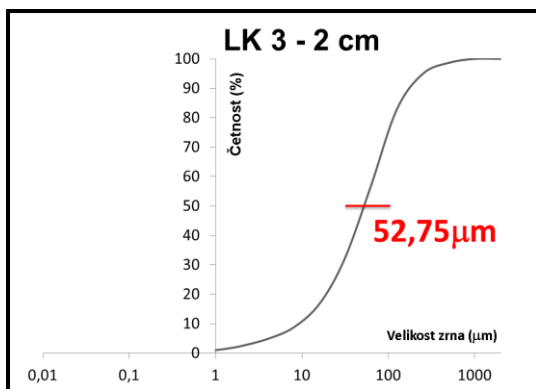
Sedimentární profil LK 2 obsahuje dle podrobné zrnitostní analýzy (obr. 26) sedimenty tří frakcí. Na bázi se vyskytuje jemnozrný písek, který je reprezentován zrnitostními křivkami LK 2 - 155 cm a LK 2 - 160 cm. Směrem do nadloží dochází ke zjemňování sedimentu od velmi jemnozrného písku, který je doložen profilem LK 2 - 116 cm a LK 2 - 95,50 cm až po hrubý silt reprezentovaný profily LK 2 - 30 cm a LK 2 - 4 cm. Nestejnorodost materiálu dokládají i zrnitostní křivky, ze kterých je zřejmá bimodální distribuce hrubého siltu po jemnozrný písek.

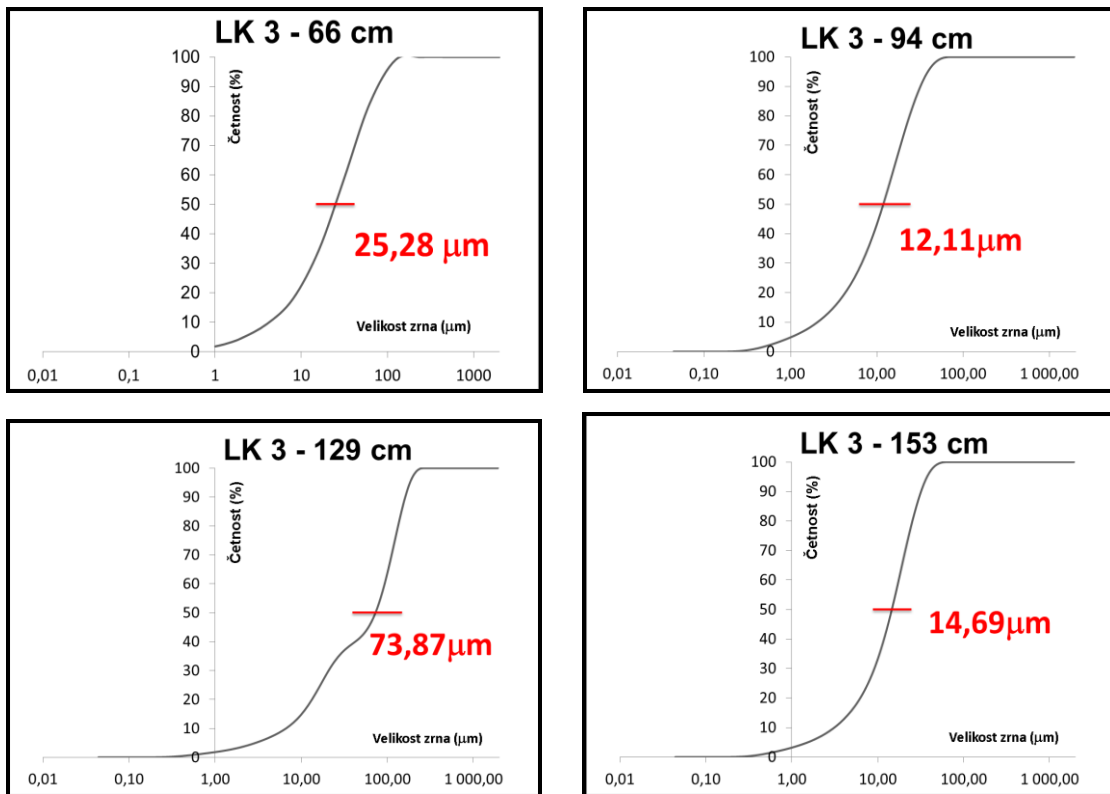




**Obr. 26:** Zrnitoství křivky sedimentárního profilu LK 2

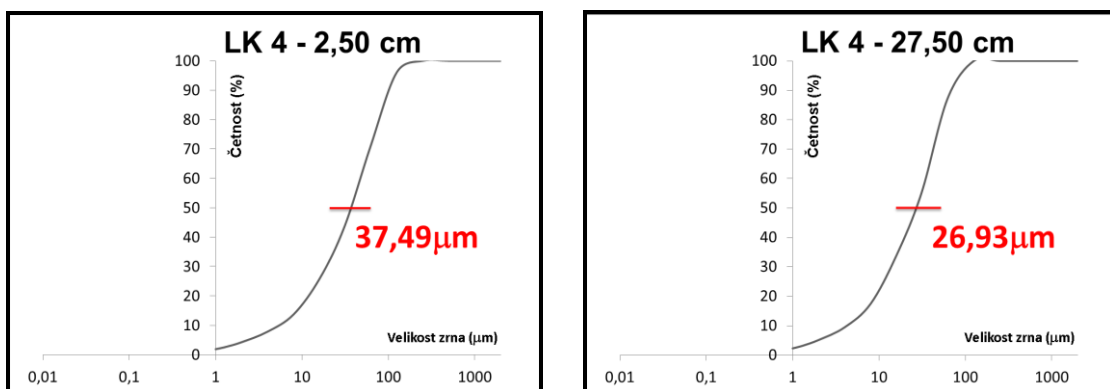
Na bázi sedimentárního profilu LK 3 – 153 cm se vyskytuje jemný silt. Nad touto siltovou vrstvou se nachází lamina jemnozrného písku reprezentovaná profilem LK 3 – 129 cm. Do nadloží se střídá jemný a hrubý silt (obr. 27).

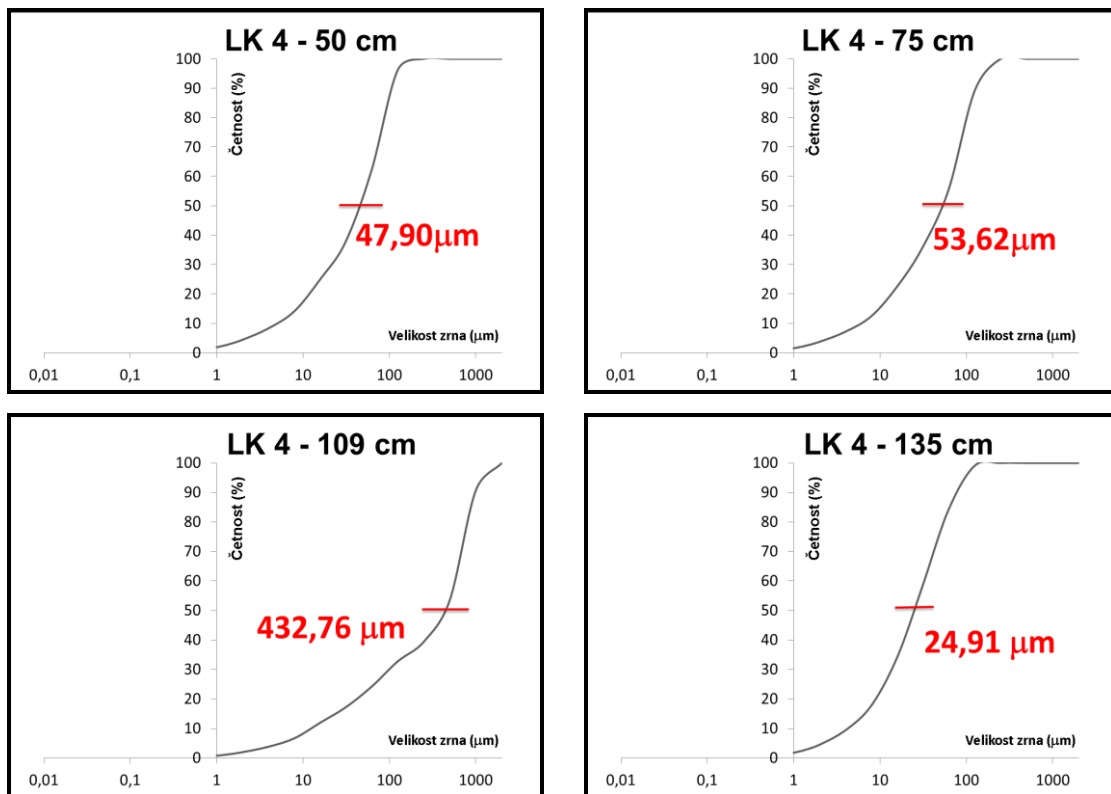




**Obr. 27:** Zrnitoství křivky sedimentárního profilu LK 3

Ze zrnitostních křivek sedimentárního profilu LK 4 (obr. 28) vyplývá, že je tvořen hrubým siltem (medián nepřesahuje  $63 \mu\text{m}$ ). V poloze LK 4 - 109 cm byla zachycena vrstva středně zrnitého písku (medián je  $432,76 \mu\text{m}$ ). Mocnost této vrstvy je 4 cm. V této vrstvě se nachází materiál jemného siltu až středně zrnitého písku.





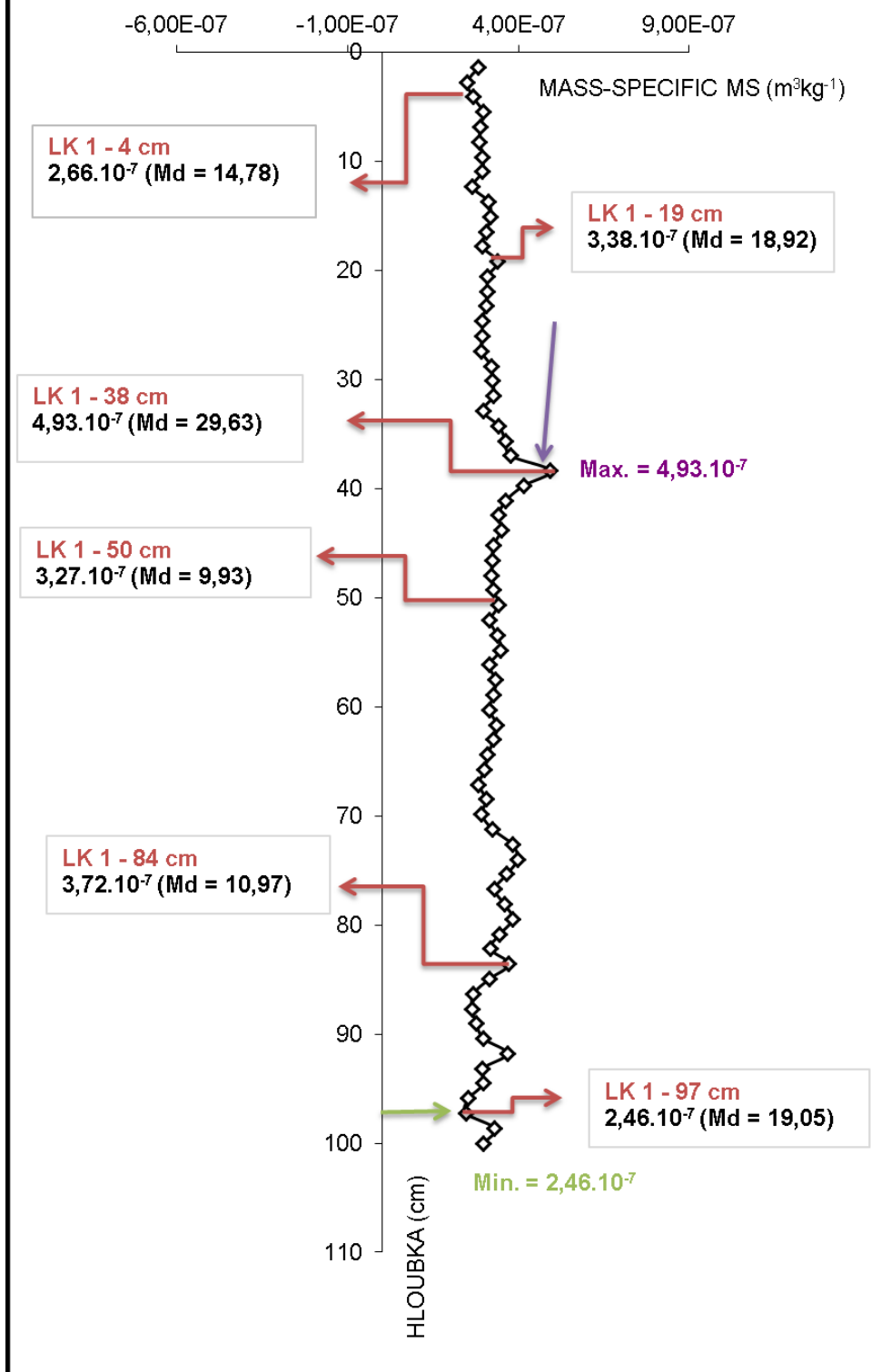
**Obr. 28:** Zrnitoství křivky sedimentárního profilu LK 4

## 8.2 Magnetická susceptibilita (MS)

Výsledkem prováděné MS bylo určení obsahu magnetických částic v odebraných sedimentárních profilech. Zpracování měření MS včetně výpočtu jsou uvedeny v

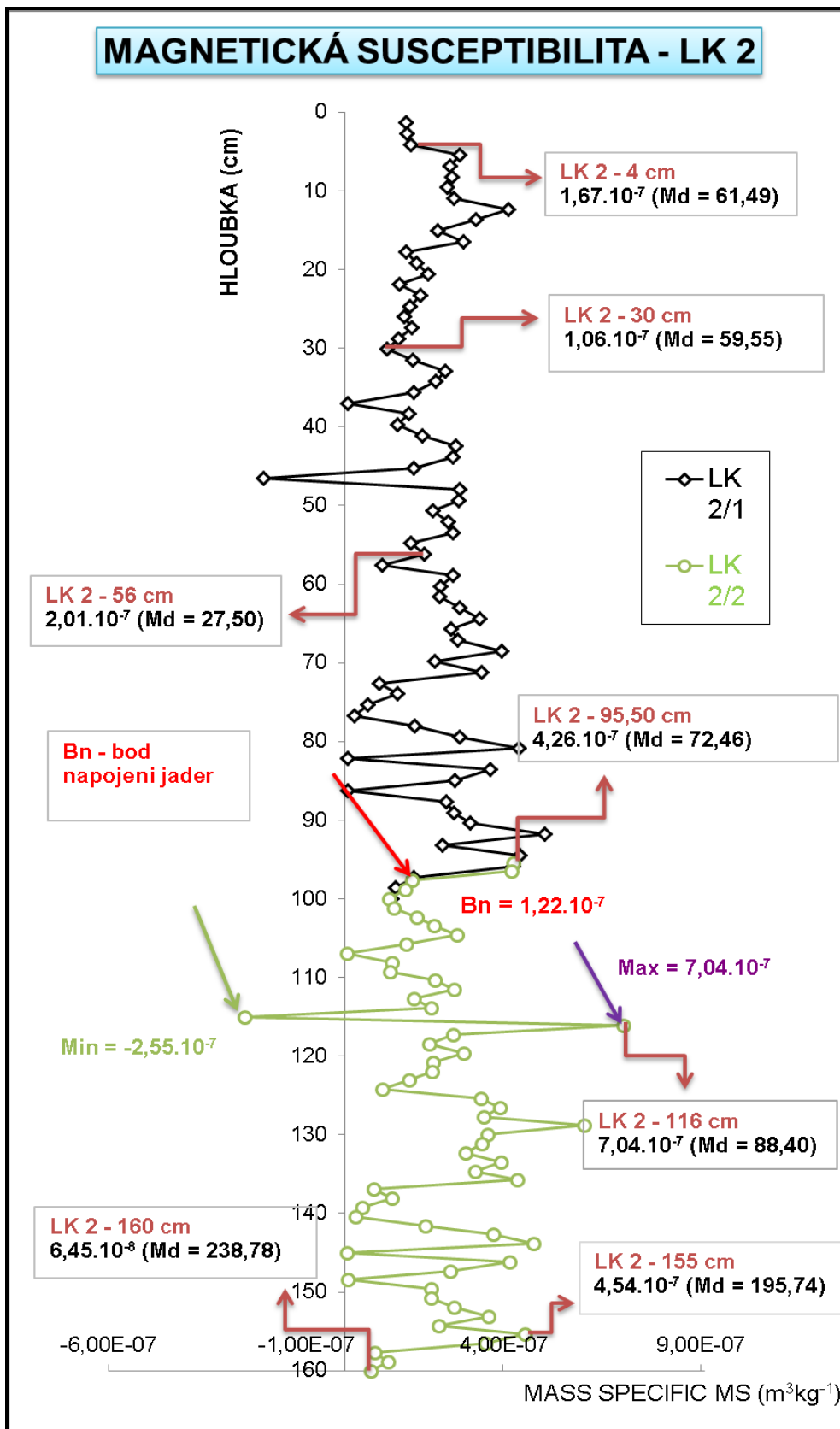
**Příloze 3.** Naměřené hodnoty jsou poměrně nízké. Výsledné křivky MS pro sedimentární profil LK 1 až LK 4 s uvedením maximálních a minimálních hodnot jsou patrné z grafů na (obr. 29 - 32). Průměrná hodnota MS v sedimentárním profilu LK 1 je  $3,20 \cdot 10^{-7}$ . Průměrná hodnota MS v sedimentárním profilu LK 2 je  $2,36 \cdot 10^{-7}$ . Průměrná hodnota MS v sedimentárním profilu LK 3 je  $3,10 \cdot 10^{-7}$ . Průměrná hodnota MS v sedimentárním profilu LK 4 je  $2,91 \cdot 10^{-7}$ .

## MAGNETICKÁ SUSCEPTIBILITA - LK 1



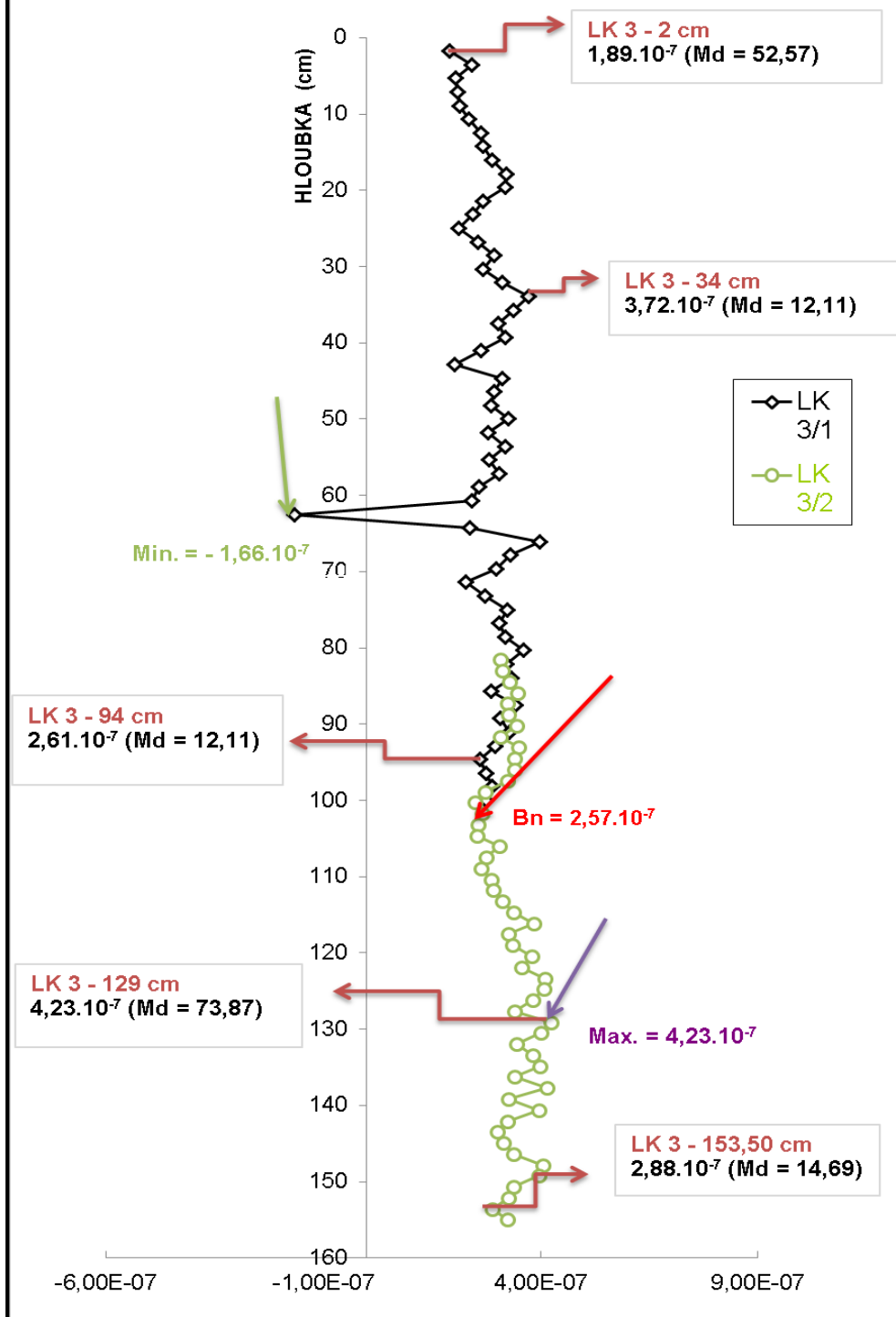
Obr. 29: Křivky vyhodnocení MS v závislosti na hloubce profil LK 1



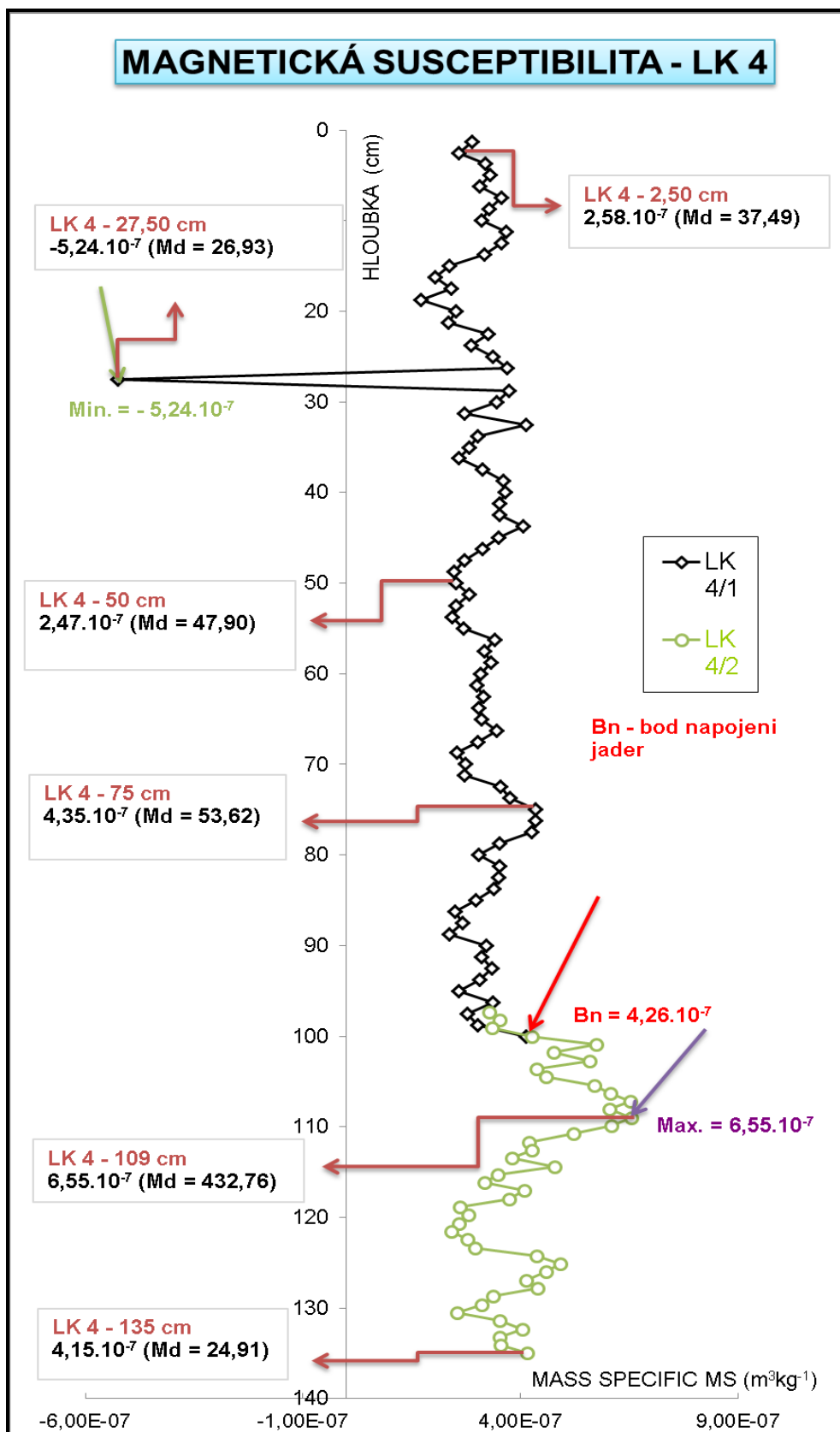


**Obr. 30:** Křivky vyhodnocení MS v závislosti na hloubce profil LK 2

## MAGNETICKÁ SUSCEPTIBILITA - LK 3



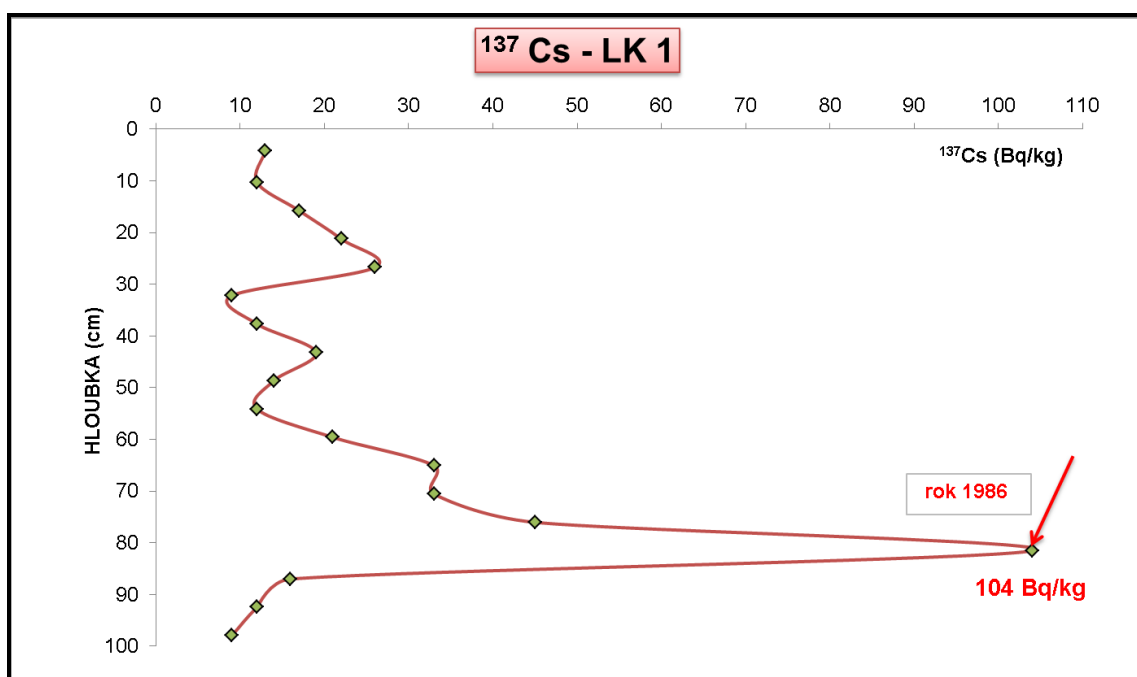
**Obr. 31:** Křivky vyhodnocení MS v závislosti na hloubce profil LK 3

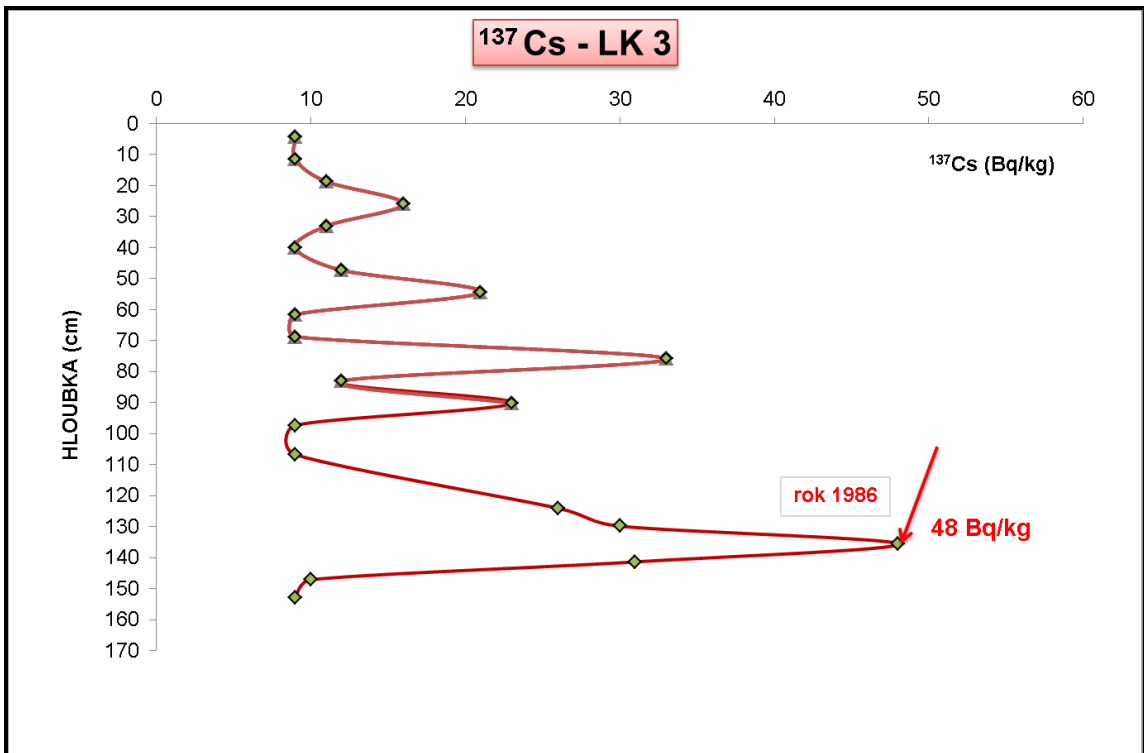
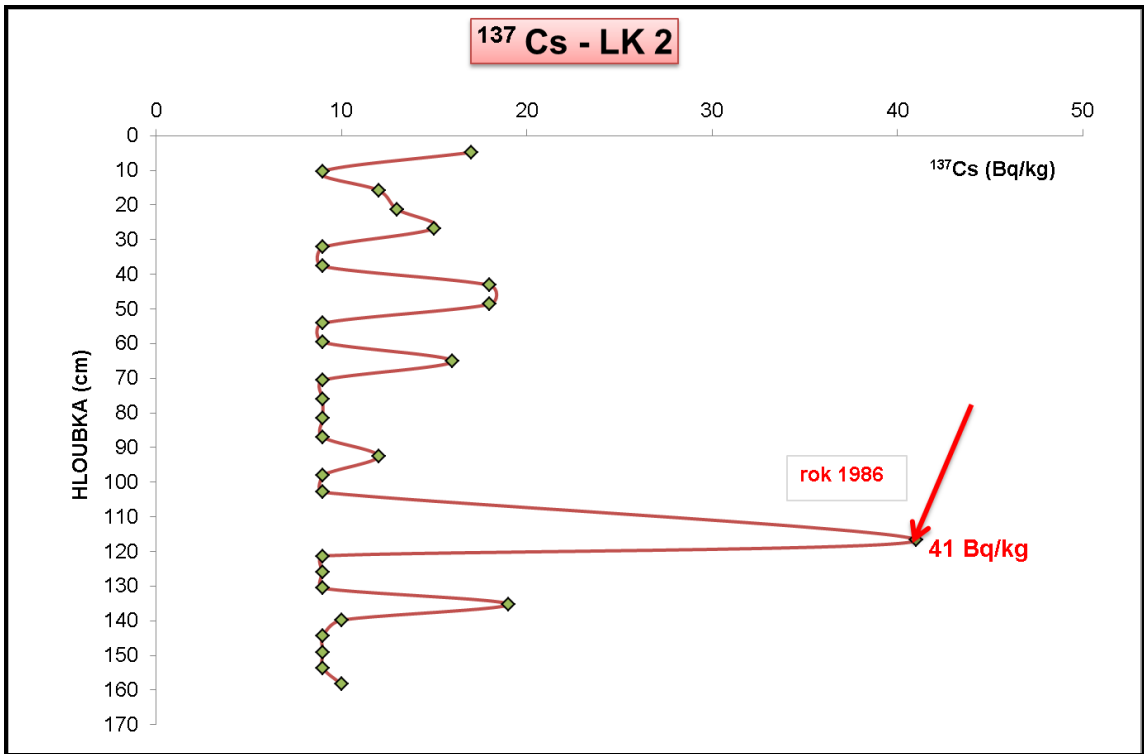


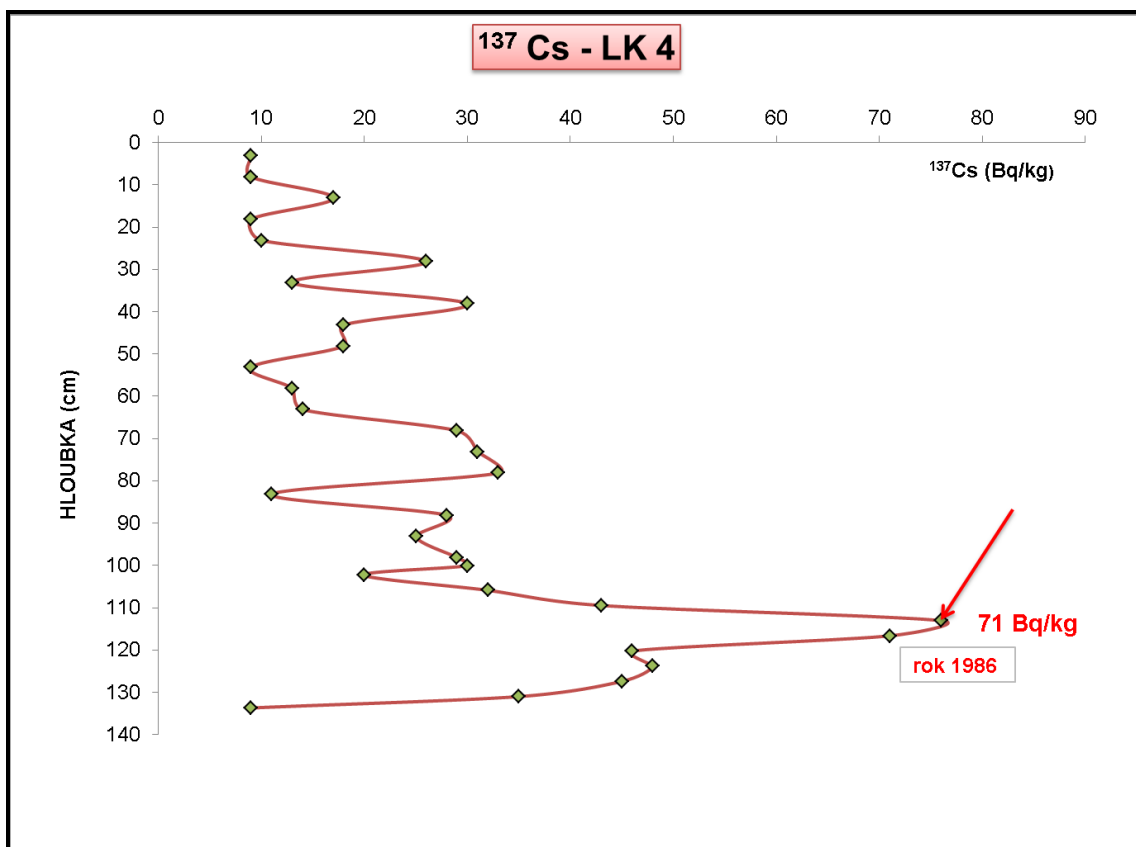
**Obr. 32:** Křivky vyhodnocení MS v závislosti na hloubce profil LK 4

### 8.3 Datování pomocí $^{137}\text{Cs}$

Tabulky naměřených hodnot hmotnostních aktivit  $^{137}\text{Cs}$  sedimentárních profilů LK 1 až LK 4 jsou uvedeny v **Příloze 4**. Distribuce hmotnostních aktivit  $^{137}\text{Cs}$  sondy na profilech LK1 až LK 4 je patrná z grafů (obr. 33). Červenou šipkou jsou označeny maximální hodnoty hmotnostních aktivit, které jsou považovány za následek Černobylské katastrofy v dubnu 1986. V profilu LK 1 se maximální hodnota 104 Bq/kg nachází v hloubce 81,50 m. V profilu LK 2 se maximální hodnota 41 Bq/kg nachází v hloubce 116,70 m. V profilu LK 3 se maximální hodnota 48 Bq/kg nachází v hloubce 135,50 m. V profilu LK 4 se maximální hodnota 71 Bq/kg nachází v hloubce 113,0 m. Hodnoty spadových píků byly následně využity pro výpočet rychlosti sedimentace. Vzorky byly odebrány v roce 2015, což je 29 let po katastrofě. Rychlost sedimentace u profilu LK 1 byla spočítána 1,89 cm/rok, v profilu LK 2 je rychlost sedimentace 3,90 cm/rok, v profilu LK 3 je rychlost sedimentace 4,50 cm/rok, v profilu LK 4 je rychlost sedimentace 4,13 cm/rok. Při extrapolaci průměrné rychlosti (1cm/rok) a stáří přehrady (rok napouštění 1920) by se k dnešnímu dni nacházely v přehradní nádrži sedimenty mocnosti okolo 2,60 – 4,50 m.







Obr. 33: Distribuce hmotnostních aktivit <sup>137</sup>Cs

## 8.4 Rentgenová fluorescenční analýza (EDXRF)

### Rozsahy koncentrací prvků

Z velkého počtu prvků, které byly metodou EDXRF analyzovány byly pro potřeby této diplomové práce využity prvky Al, Si, Zr, Cu, Pb, Zn, Ni a Cr. Pomocí kalibrace výsledných hodnot metodou ICP-OES a ICP-MS jsou využitelné jako geochemické proxy pro určení jejich koncentrací. Tabulka 8 obsahuje minimální, maximální a průměrné hodnoty zájmových prvků ze sedimentárního profilu LK 1. Tabulka 9 obsahuje minimální, maximální a průměrné hodnoty zájmových prvků ze sedimentárního profilu LK 2.

**Tab. 8:** Rozsahy koncentrací zájmových prvků LK 1

## LK 1

PRVKY	Al (%)	Si (%)	Zr (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	Pb (ppm)	Ni (ppm)	Cr (ppm)
MINIMÁLNÍ HODNOTA KONCENTRACE PRVKŮ	5,03	19,59	141,33	40,68	196,07	47,66	34,25	64,60
MAXIMÁLNÍ HODNOTA KONCENTRACE PRVKŮ	9,44	29,09	255,13	88,20	477,11	70,48	64,17	106,45
PRŮMĚRNÁ HODNOTA KONCENTRACE PRVKŮ	8,05	26,96	188,86	55,23	288,20	54,87	53,30	91,25

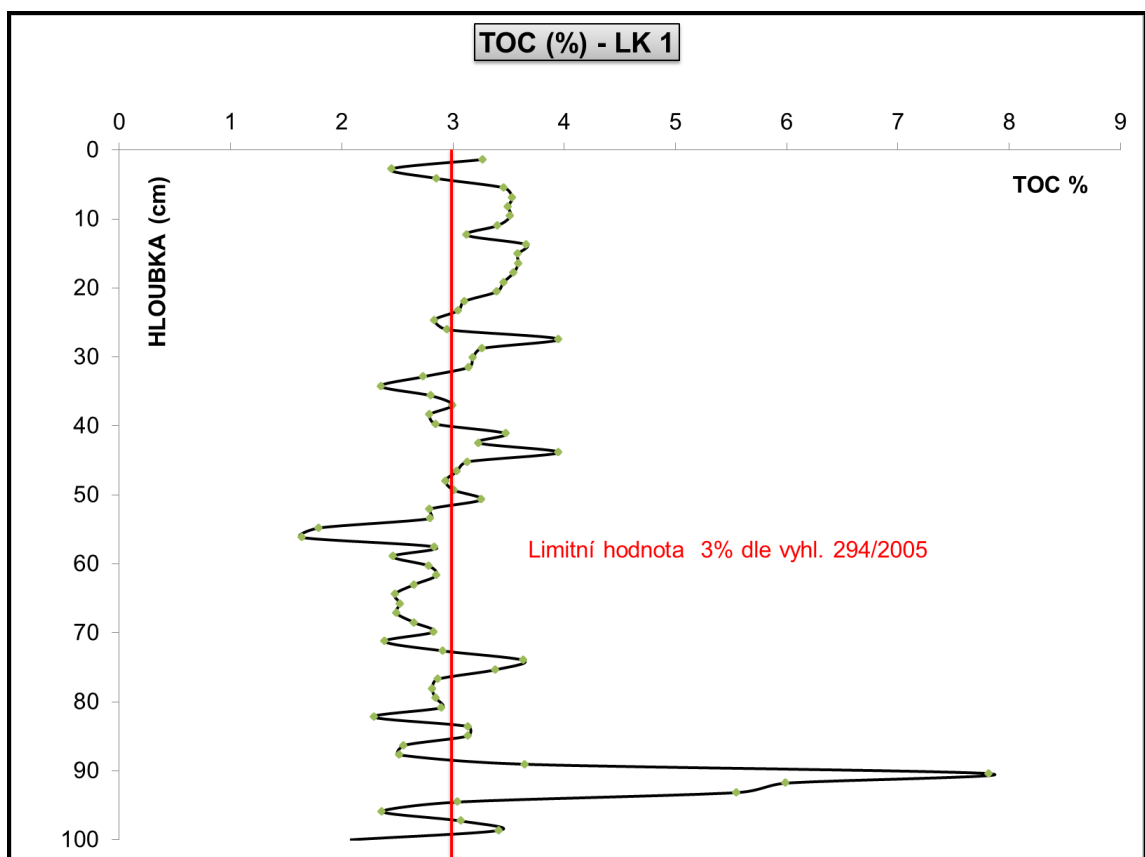
**Tab. 9:** Rozsahy koncentrací zájmových prvků LK 2

## LK 2

PRVKY	Al (%)	Si (%)	Zr (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	Pb (ppm)	Ni (ppm)	Cr (ppm)
MINIMÁLNÍ HODNOTA KONCENTRACE PRVKŮ	5,60	24,13	121,32	33,36	138,89	38,13	15,54	19,30
MAXIMÁLNÍ HODNOTA KONCENTRACE PRVKŮ	8,14	37,31	295,04	71,03	427,56	61,86	64,83	117,19
PRŮMĚRNÁ HODNOTA KONCENTRACE PRVKŮ	6,57	28,47	208,75	51,98	237,07	50,41	40,06	73,06

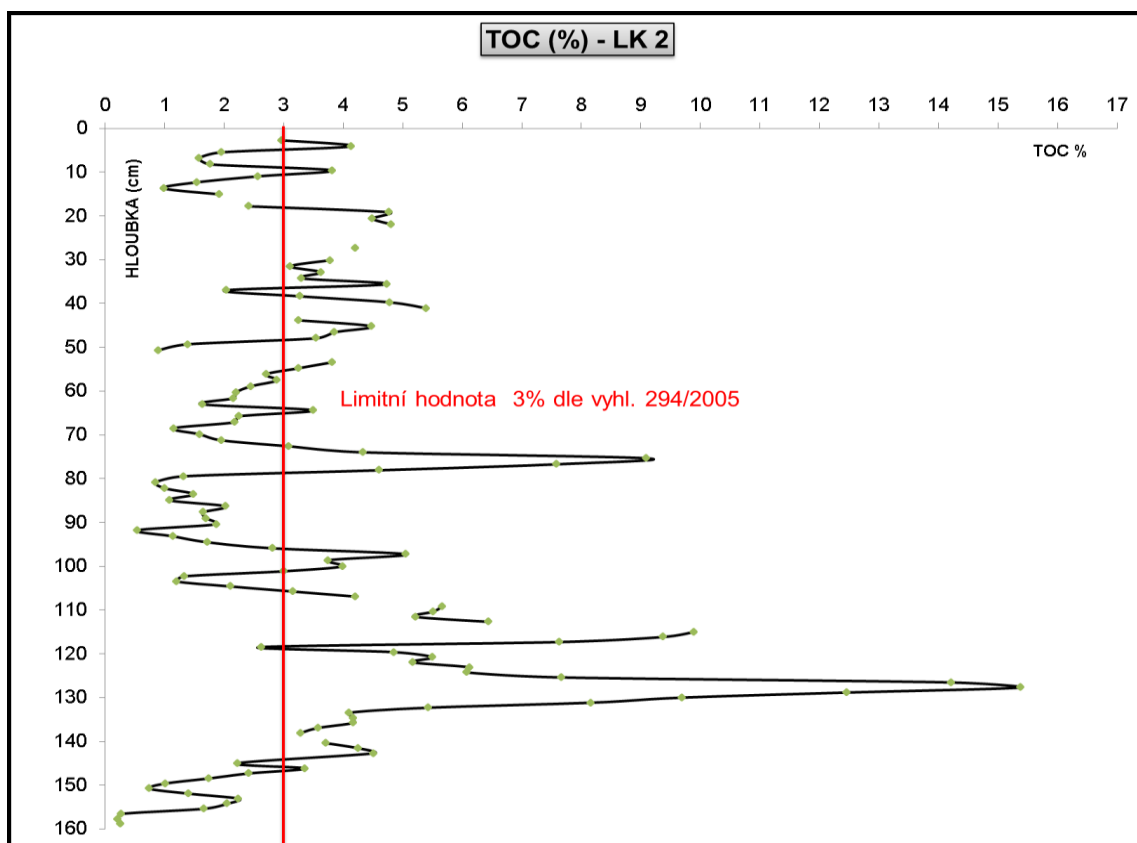
### Hodnoty TOC (%)

V sedimentárním profilu LK 1 se hodnoty TOC pohybují průměrně okolo 3,12 %. Nejvyšší hodnota 7,82 % se nachází v hloubce 90,50 cm. Další výraznější koncentrace 3,95 % a 3,60 % TOC se nacházejí v hloubkách 27,40 cm, 43,90 cm a 74,0 cm. (obr. 34). V profilu LK 2 je průměrná hodnota TOC 3,63 %. Nejvyšší hodnota 15,40 % se nachází v hloubce 127,70 cm. Další výraznější koncentrace 9,90 % a 9,08 % TOC se nacházejí v hloubkách 115,0 cm a 75,30 cm. (obr. 35). Červenou čarou jsou na obou grafech vyznačeny limitní hodnoty 3% obsahu TOC dle vyhlášky 294 /2005 Sb (Vyhláška o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu).



Obr. 34: Vertikální distribuce TOC (%) v LK 1

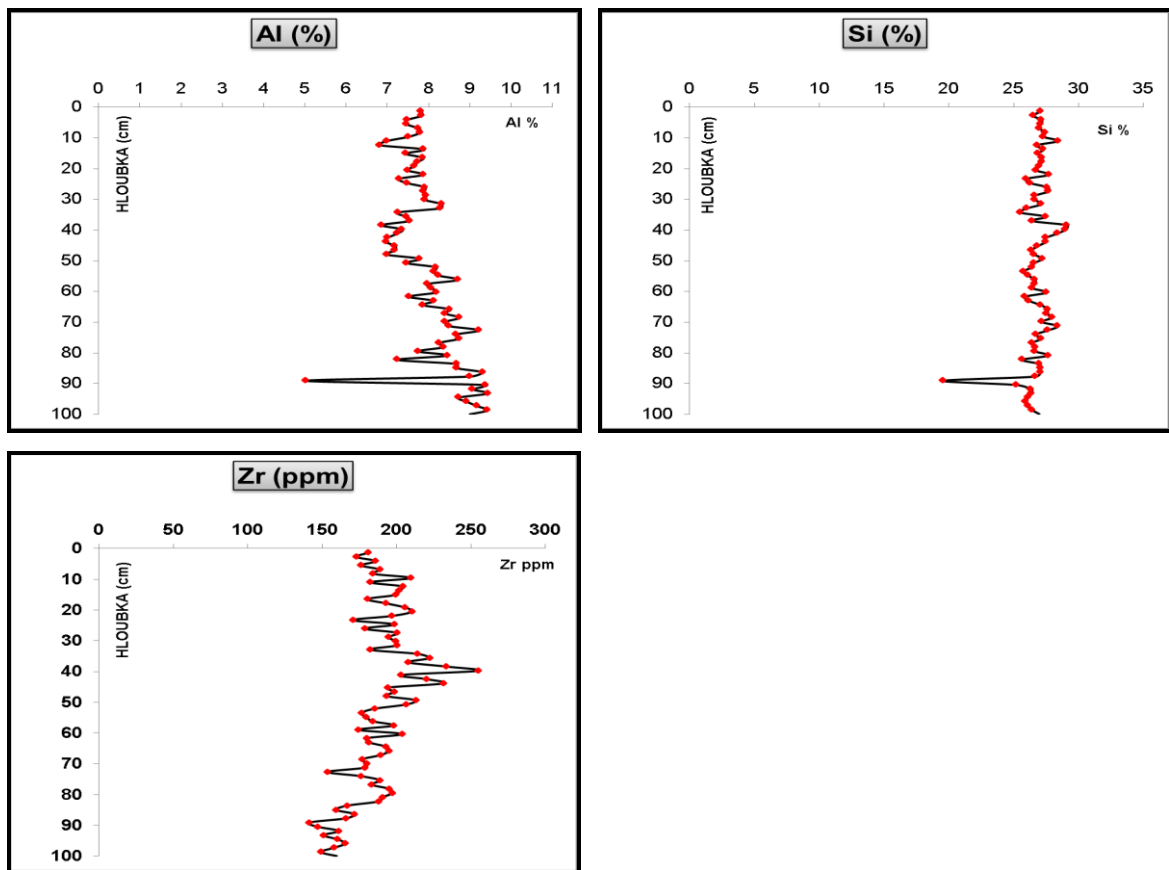




**Obr. 35:** Vertikální distribuce TOC (%) v LK 2

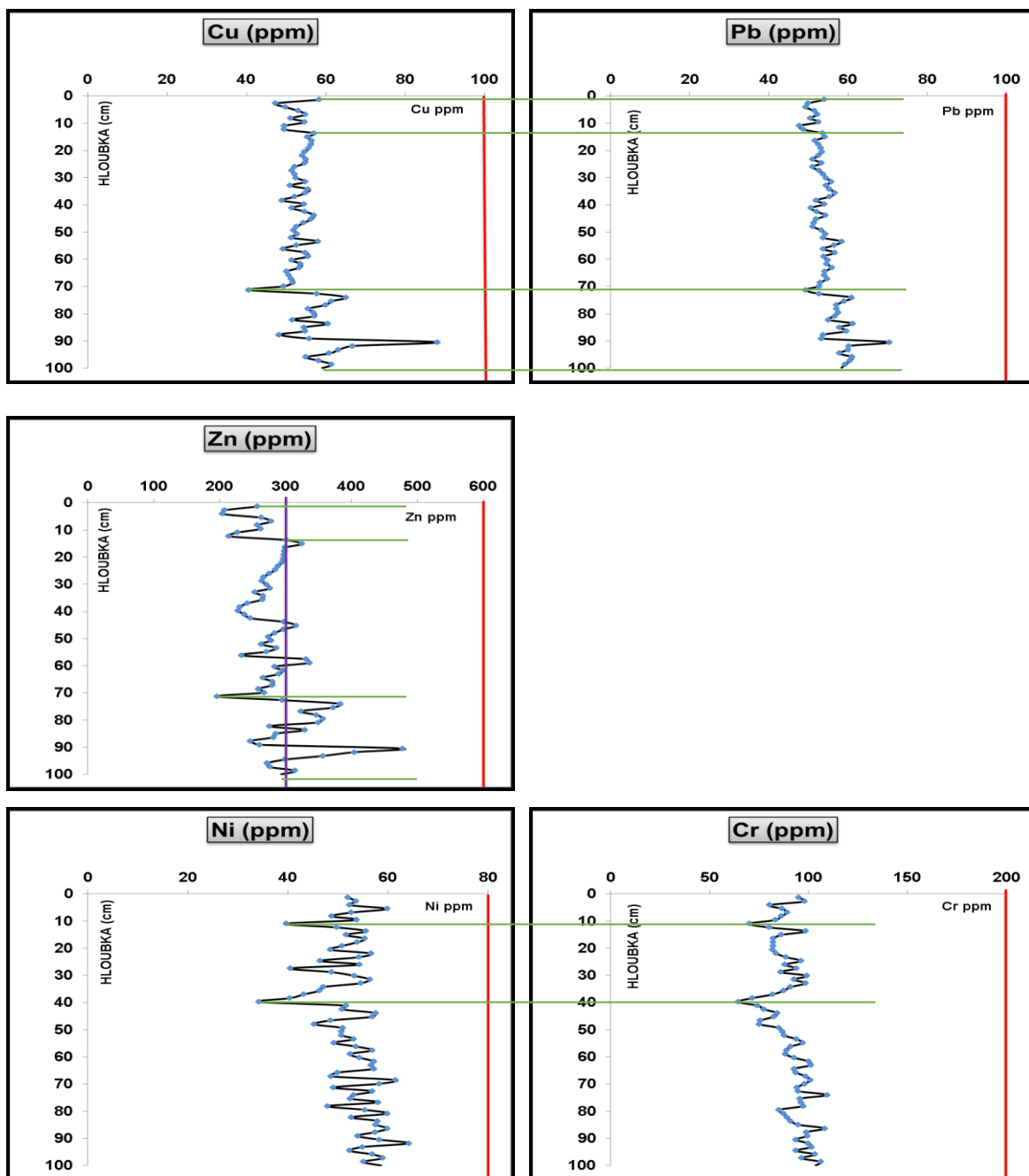
### Vertikální distribuce koncentrace prvků (Al, Si, Zr, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr)

Z koncentrace prvků Al, Si a Zr sedimentárního profilu LK 1 a její vertikální distribuce (obr. 36) je možné si udělat představu o základní litologii. Vysoké koncentrace Al značí přítomnost jílových minerálů (jílové sedimenty). Vysoké koncentrace Si značí přítomnost SiO<sub>2</sub> (písčité sedimenty). Vysoké koncentrace Zr dokazují přítomnost prachové frakce. Litologie studovaných sedimentárních profilů na základě vertikální distribuce poměrů těchto prvků bude zpracována v následujícím bloku této kapitoly. Sedimentární profil LK 1 má minimální koncentrace Al (5,03 %), Si (19,59 %) a Zr (141,33 ppm) v hloubce 89,05 cm. Maximum Al (9,44 %) se nalézá v hloubce 93,20 m. Maximální hodnota Si (29,09 %) se nalézá v hloubce 38,40 cm. Vysoké koncentrace Zr se nacházejí ve svrchní části sedimentárního profilu s maximem (255,13 ppm) v hloubce 39,80 cm. Tabulka vertikální distribuce koncentrace prvků (Al, Si, Zr, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr) pro sedimentární profil LK 1 a LK 2 je součástí **Přílohy 5**.



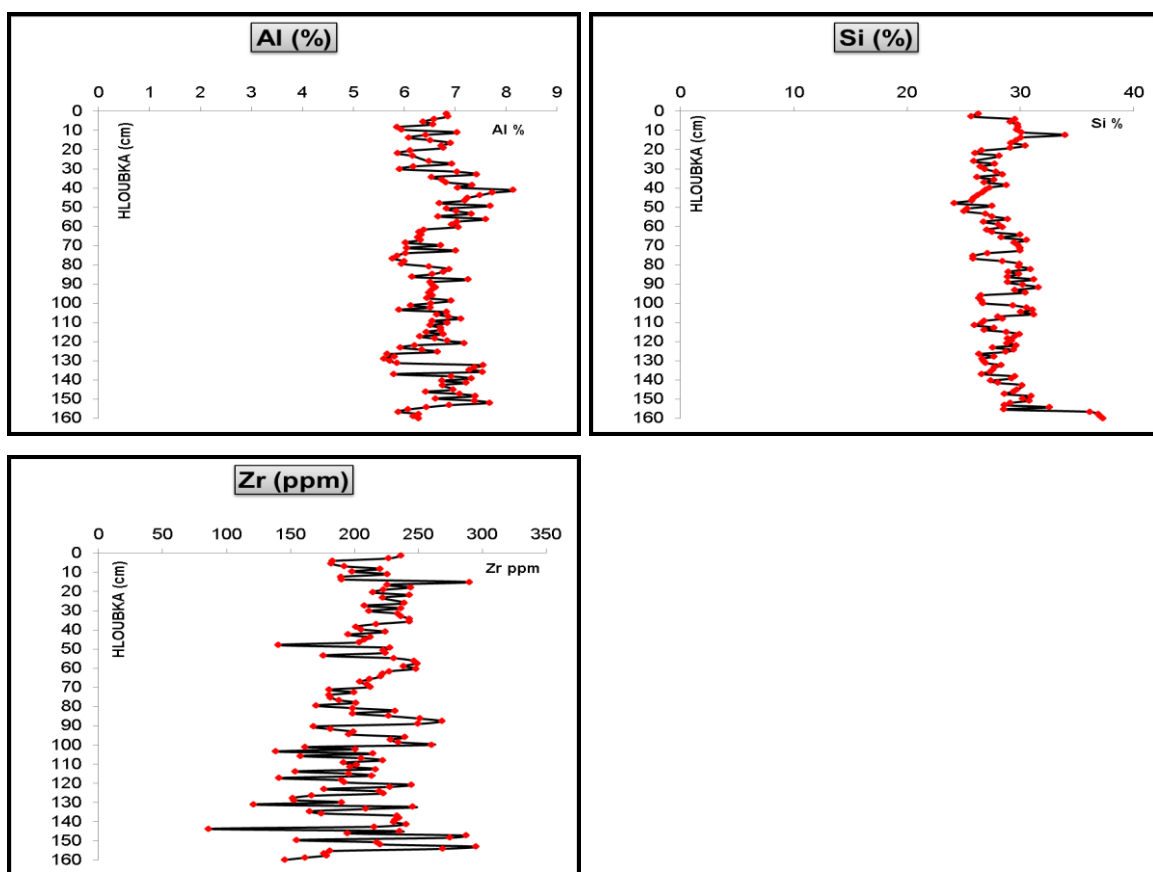
**Obr. 36:** Vertikální distribuce prvků Al, Si, Zr v LK 1

Vertikální distribuce těžkých kovů (Cu, Pb, Zn, Ni, Cr) v sedimentárním profilu LK 1 jsou patrné z obr. 37. Křivky prvků Cu, Pb a Zn lze mezi sebou na základě jejich podobnosti korelovat v hloubce 1,37 cm – 13,70 cm. Další korelace je možná v hloubce 71,24 cm – 100 cm. Korelační oblasti jsou vyznačeny zelenými čarami. V této oblasti se nacházejí jak minimální hodnoty všech třech prvků (Cu – 40,68 ppm, Pb – 47,66 ppm, Zn – 196,07 ppm) a to v hloubce 71,24 cm, tak i maximální hodnoty všech třech prvků (Cu – 88,20 ppm, Pb – 70,48 ppm, Zn – 477,11 ppm) a to v hloubce 90,50 cm. Svislá červená čára značí limitní hodnotu pro daný prvek dle vyhlášky 294/2005 Sb. (Vyhláška o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu). Svislá fialová čára značí limitní hodnotu pro daný prvek dle vyhlášky 257/2009 Sb. (Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě). Podobnost křivek s možností korelace vykazují také křivky prvků Cr a Ni v hloubce 11,0 cm a v hloubce 39,80 cm, kde se nacházejí minimální hodnoty obou prvků, pro Cr to je 64,60 ppm a pro Ni to je 34,25 ppm. Maximální hodnota Cr 106,45 ppm se nachází v hloubce 74 cm. Maximální hodnota Ni 64,17 ppm se nachází v hloubce 91,80 cm. Korelační píky jsou vyznačeny opět zelenou čarou.



Obr. 37: Vertikální distribuce prvků Cu, Pb, Zn, Cr a Ni v LK 1

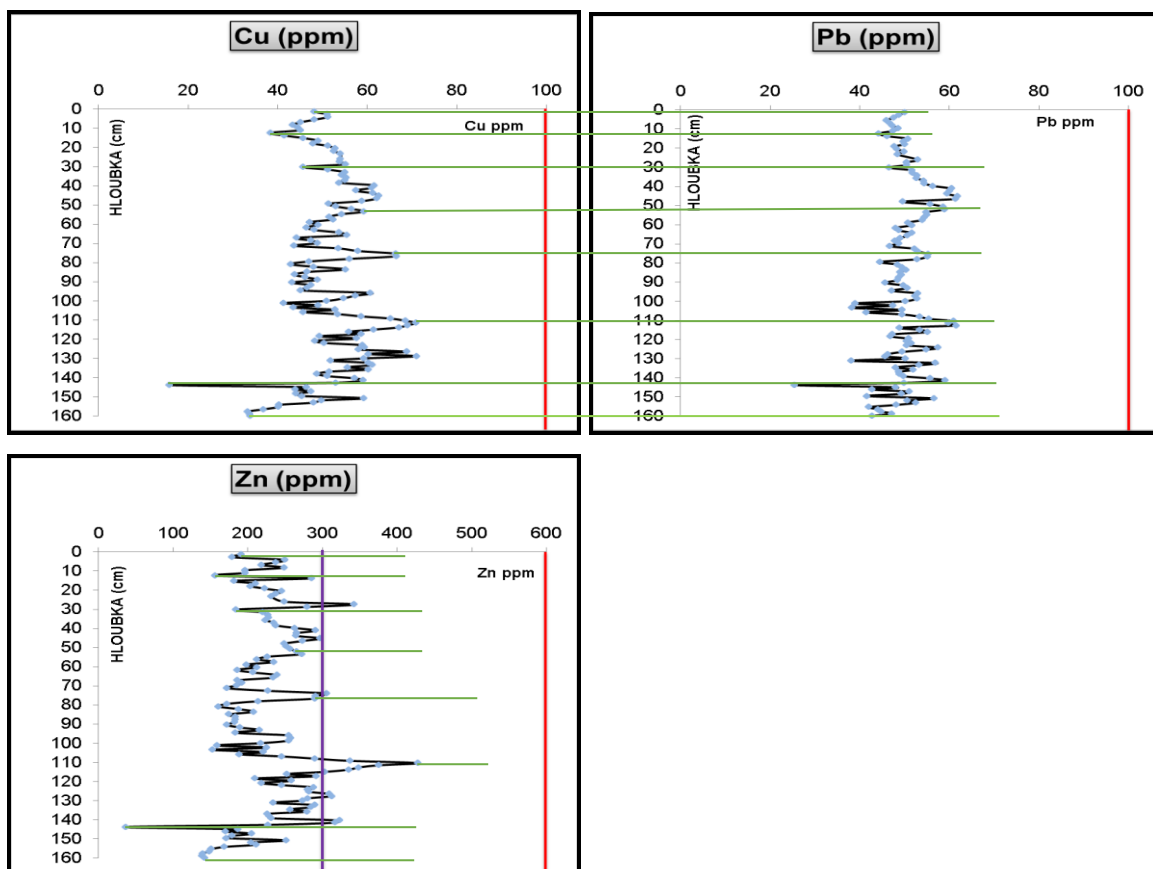
V sedimentárním profilu LK 2 se minimální koncentrace Al (5,60 %) nachází v hloubce 129,0 cm, naopak maximum koncentrace Al (8,14 %) se nachází ve 41,0 cm. Minimální koncentrace Si (24,13 %) se nachází v hloubce 48,0 cm. Maximální koncentrace Si (37,31 %) se nachází v hloubce 160,0 cm. Minimální koncentrace Zr (121,32 ppm) se nachází v hloubce 131,0 cm. Maximální koncentrace Zr (295,04 ppm) se nachází v hloubce 153,0 cm. Vertikální distribuce prvků Al, Si a Zr sedimentárního profilu LK 1 jsou patrné z obr. 38.

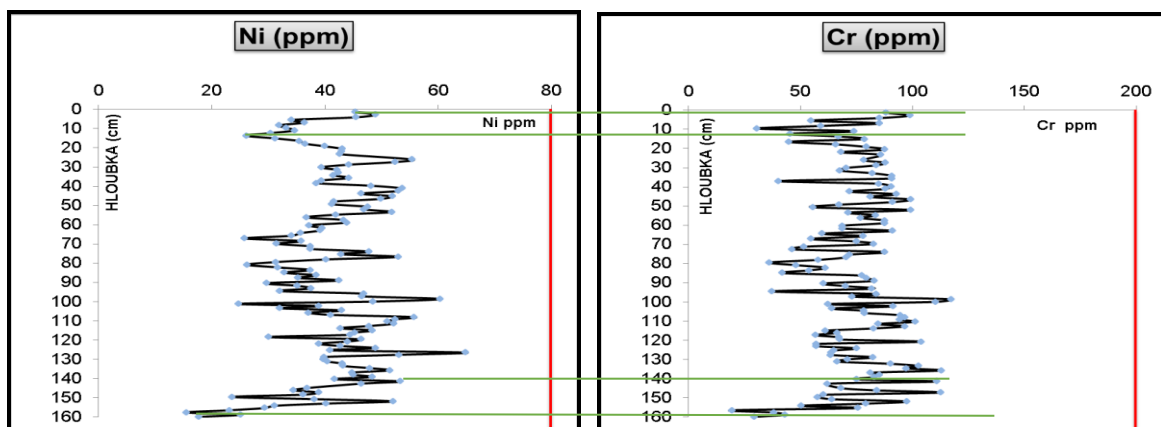


**Obr. 38:** Vertikální distribuce prvků Al, Si, Zr v LK 2

Vertikální distribuce těžkých kovů (Cu, Pb, Zn, Ni, Cr) v sedimentárním profilu LK 2 jsou patrné z obr. 39. Křivky prvků Cu, Pb a Zn lze mezi sebou na základě jejich podobnosti korelovat v hloubce 1,40 cm – 12,30 cm. Další korelace jsou možné v hloubce 30,10 cm – 49,30 cm, 75,30 cm – 110,40 cm a 146,15 cm – 160,0 cm. Korelační oblasti jsou vyznačeny zelenými čarami. Minimální koncentrace Cu (33,36 ppm) se nachází v hloubce 157,70 cm, maximální koncentrace (71,03 ppm) se nachází v hloubce 128,90 cm. Minimální koncentrace Zn (138,89 ppm) se nachází v hloubce 158,90 cm, maximální koncentrace (427,56 ppm) se nachází v hloubce 110,40 cm. Minimální koncentrace Pb

(38,135 ppm) se nachází v hloubce 131,20 cm, maximální koncentrace (61,86 ppm) se nachází v hloubce 45,20 cm. Svislá červená čára značí limitní hodnotu pro daný prvek dle vyhlášky 294/2005 Sb. (Vyhláška o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu). Svislá fialová čára značí limitní hodnotu pro daný prvek dle vyhlášky 257/2009 Sb. (Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě). Podobnost křivek s možností korelace vykazují také křivky prvků Cr a Ni v hloubce 1,40 cm – 13,70 cm a v hloubce 141,50 cm – 160,0 cm. Minimální koncentrace Cr (19,30 ppm) se nachází v hloubce 156,50 cm, maximální koncentrace (117,19 ppm) se nachází v hloubce 98,60 cm. Minimální koncentrace Ni (15,54 ppm) se nachází v hloubce 157,70 cm, maximální koncentrace (64,83 ppm) se nachází v hloubce 126,50 cm. Korelační píky jsou vyznačeny opět zelenou čarou. Celkově lze vyhodnotit, že vertikální distribuce těžkých kovů je podobná.

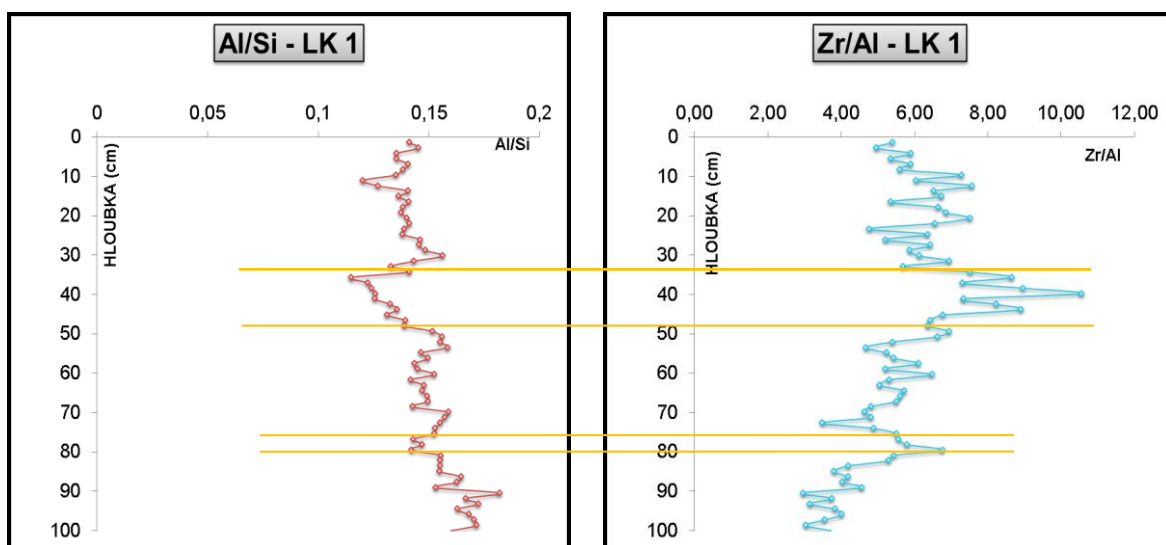




**Obr. 39:** Vertikální distribuce prvků Cu, Pb, Zn, Cr a Ni v LK 2

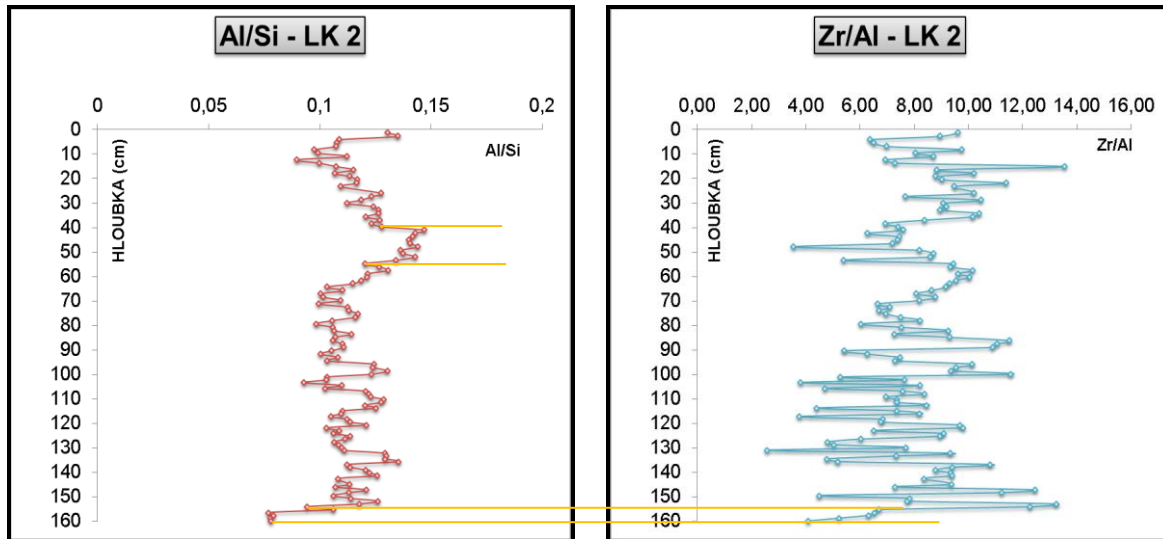
### Vertikální distribuce poměrů prvků

Výsledky měření EDXRF lze využít pro odhad litologie sedimentárních profilů díky poměrům Al/Si (cps), který indikuje poměr jílové a prachové frakce. Nízké hodnoty poměru Al/Si (cps) značí snížený obsah jílových minerálů (možnost výskytu pískové frakce), vysoké hodnoty poměru Al/Si (cps) odpovídají většímu obsahu jílových minerálů. Obsah prachové složky odráží poměr Zr/Al (cps). Vysoké hodnoty poměru Zr/Al (cps) značí prachovou frakci, nízké hodnoty poměru Zr/Al (cps) značí výskyt jílové frakce. Hodnoty poměru Al/Si (cps) ve vzorcích LK 1 jsou poměrně vysoké (0,114 – 0,182), což odpovídá zvýšenému množství prachovité a jílovité frakce. Hodnoty poměru Zr/Al (cps) se pohybují od 2,96 – 10,57. Z grafů na obr. 40 je patrné, že sedimentární profil LK 1 je jílovitý a v polohách s klesajícími hodnotami poměru Al/Si (cps) narůstají hodnoty poměru Zr/Al (cps) v hloubkách 32,90 cm – 43,90 cm a 75,40 cm – 80,90 cm (korelace vyznačena oranžovými čarami) což znamená možný výskyt prachové frakce.



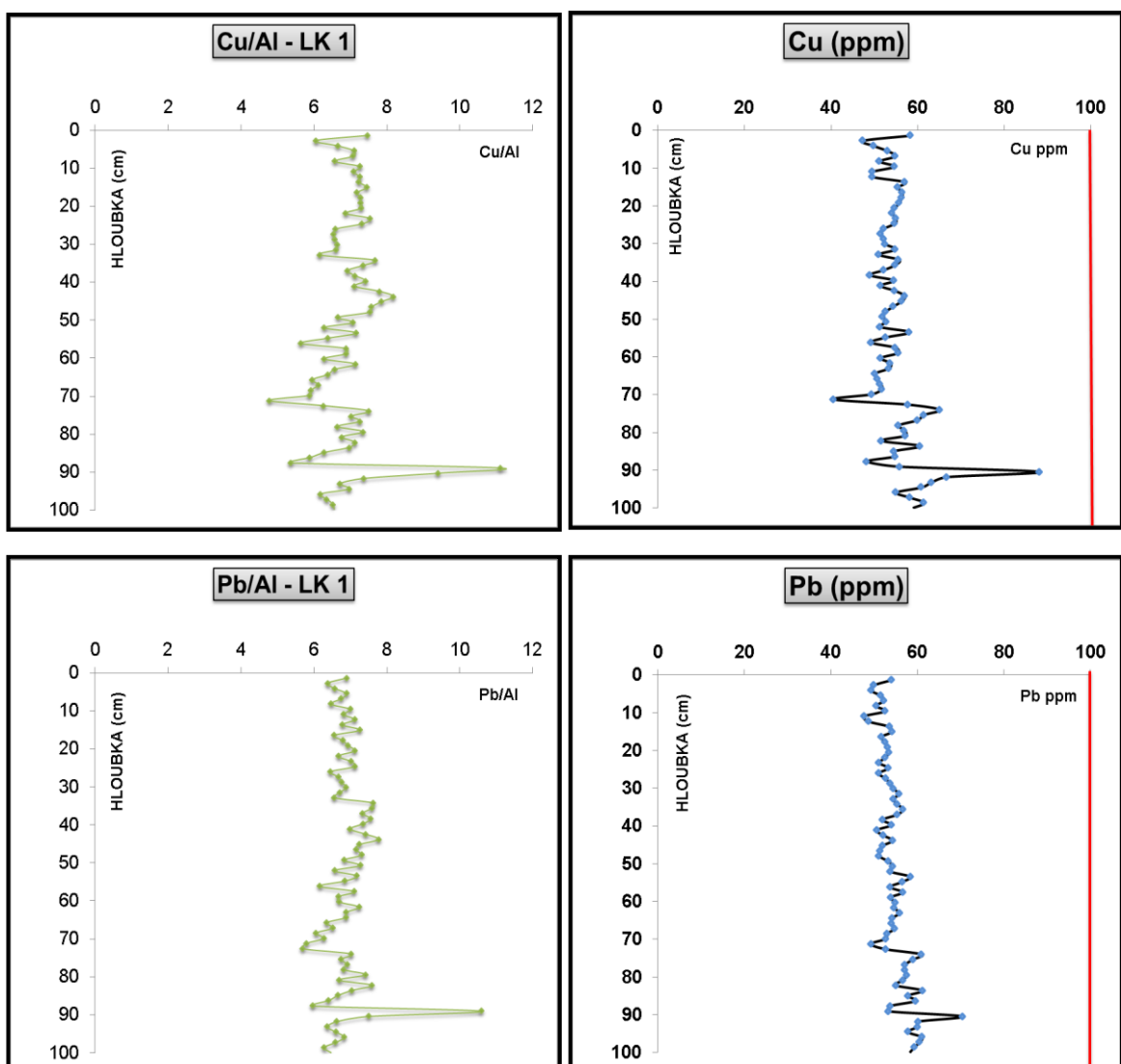
**Obr. 40:** Vertikální distribuce poměru Al/Si a Zr/Al sedimentárního profilu LK 1

V profilu LK 2 se objevují při bázi v hloubce 160,0 cm v mocnosti cca 6 cm hodnoty Al/Si (cps) pod 0,1 což značí snížení jílové frakce a nástup frakce písku (obr. 41). Tato vrstva jemnozrného písku byla zjištěna i při granulometrické analýze konkrétně polohou LK 2 – 160 cm a LK – 155 cm (medián = 238,70  $\mu\text{m}$  a 195,74  $\mu\text{m}$ ). Poté následuje frakce velmi jemnozrného písku doložená polohou LK 2 - 116 cm a LK 2 – 95,50 cm (medián = 88,40  $\mu\text{m}$  a 72,46  $\mu\text{m}$ ). Průměrná hodnota poměru Al/Si (cps) se pohybuje okolo 0,1. Tato frakce končí v hloubce 55,0 cm, kde dochází až do hloubky 40 cm ke zjemňování sedimentu s průměrnou hodnotou poměr Al/Si (cps) 0,14. V této poloze je předpokládán výskyt jemného siltu. Sedimentární profil ukončuje frakce hrubého siltu, který dokládají granulometrické křivky LK 2 – 30,0 cm (medián = 59,55  $\mu\text{m}$ ) a LK 2 – 4 cm (medián = 61,49  $\mu\text{m}$ ). Hraniční změny frakcí jsou označeny oranžovou čarou. Celkově lze podle této analýzy vyhodnotit litologickou změnu mezi profilem LK 1, který je zastoupen jílovitou frakcí místy až prachovitou a profilem LK 2, kde dochází k hrubnutí sedimentu. Tabulka vertikální distribuce poměrů Al/Si, Zr/Al, Cu/Al, Pb/Al, Zn/Al, Ni/Al, Cr/Al pro sedimentární profil LK 1 a LK 2 je součástí **Přílohy 6**.

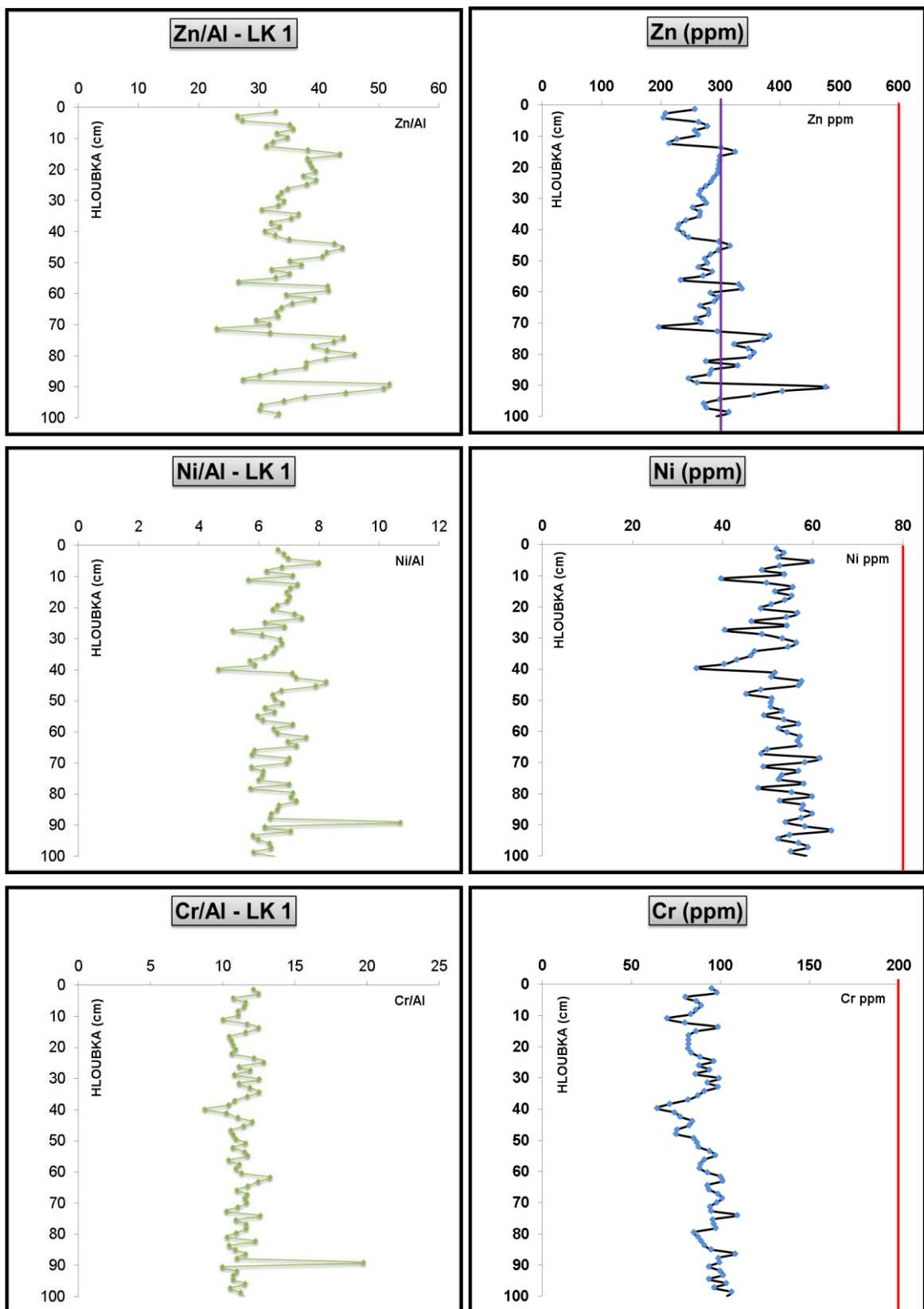


**Obr. 41:** Vertikální distribuce poměru Al/Si a Zr/Al sedimentárního profilu LK 2

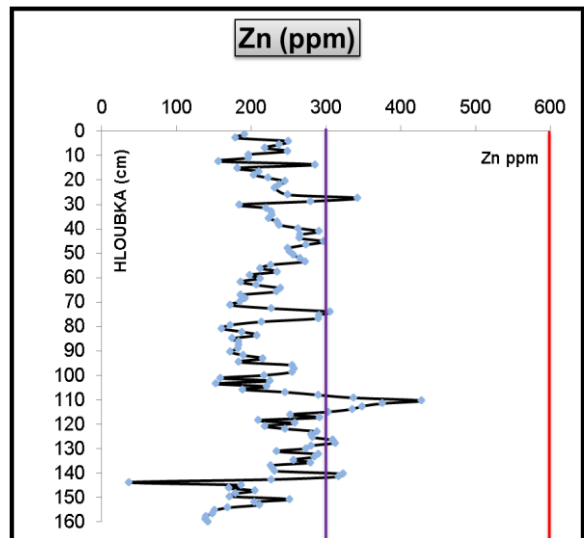
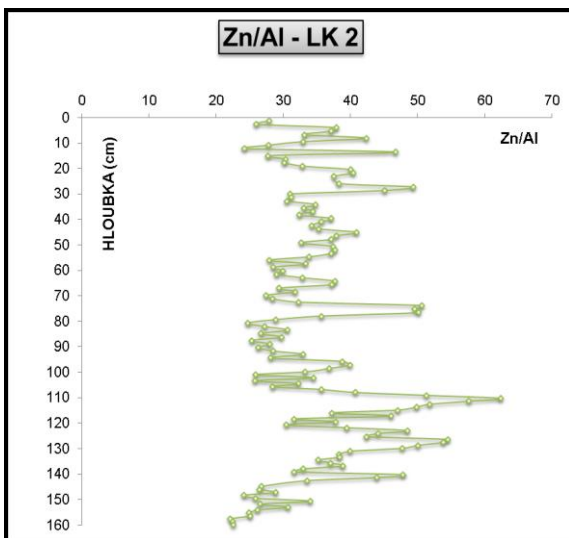
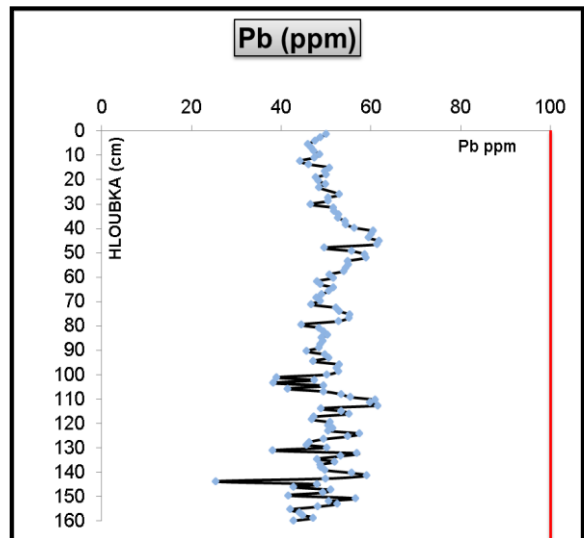
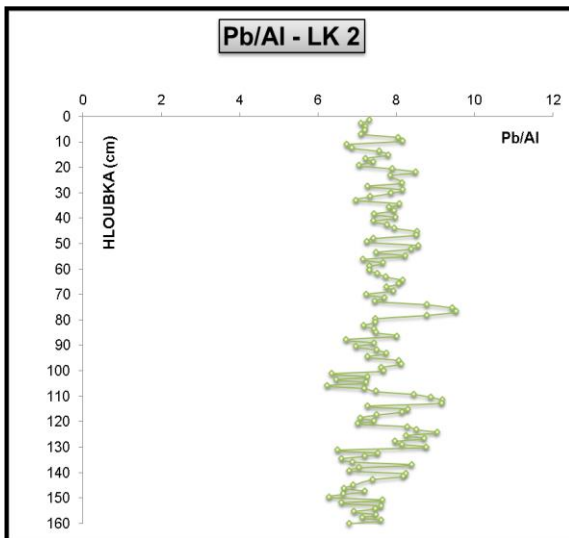
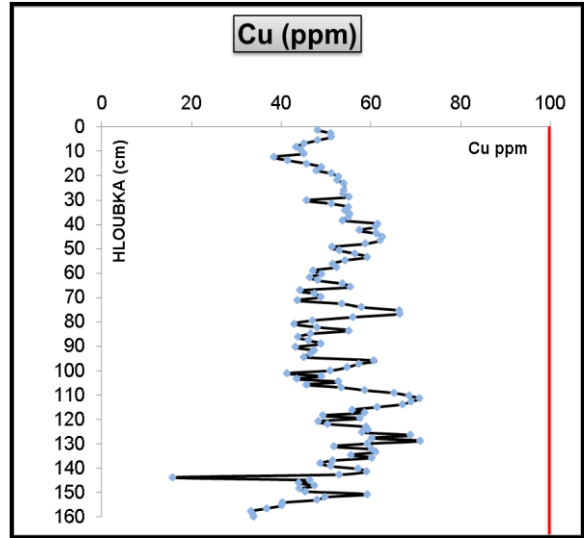
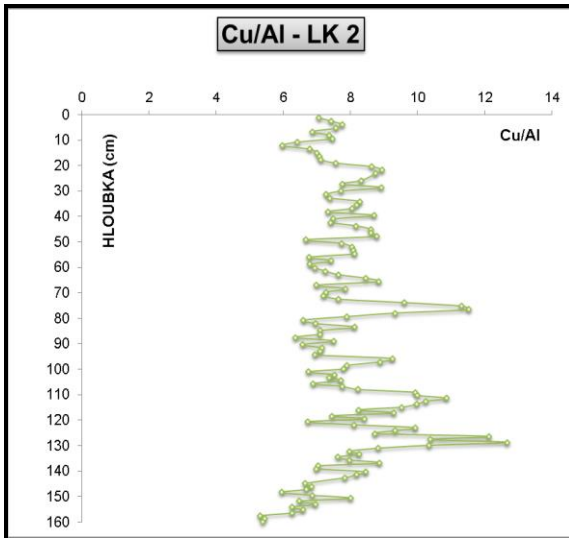
Distribuce těžkých kovů v sedimentech závisí především na zrnitosti, která se liší povrchem a počtem vazebných míst. Jílové a prachové částice mají mnohonásobně větší povrch a i sorpční kapacitu než částice pískové. Z toho vyplývá, že těžkými kovy a organickými polutanty bude zatížený jemnozrný sediment (Dung et al., 2013). Z důvodu odlišení litogenního pozadí a antropogenní kontaminace prvky Cu, Pb, Zn, Ni a Cr byla provedena normalizace pomocí Al (grafy vlevo). Pro srovnání a vyhodnocení jsou korelovány s vertikální distribucí daného prvku (grafy vpravo). Z výsledků sedimentárního profilu LK 1 (obr. 42) a sedimentárního profilu LK 2 (obr. 43) je patrný, podobný průběh křivek.

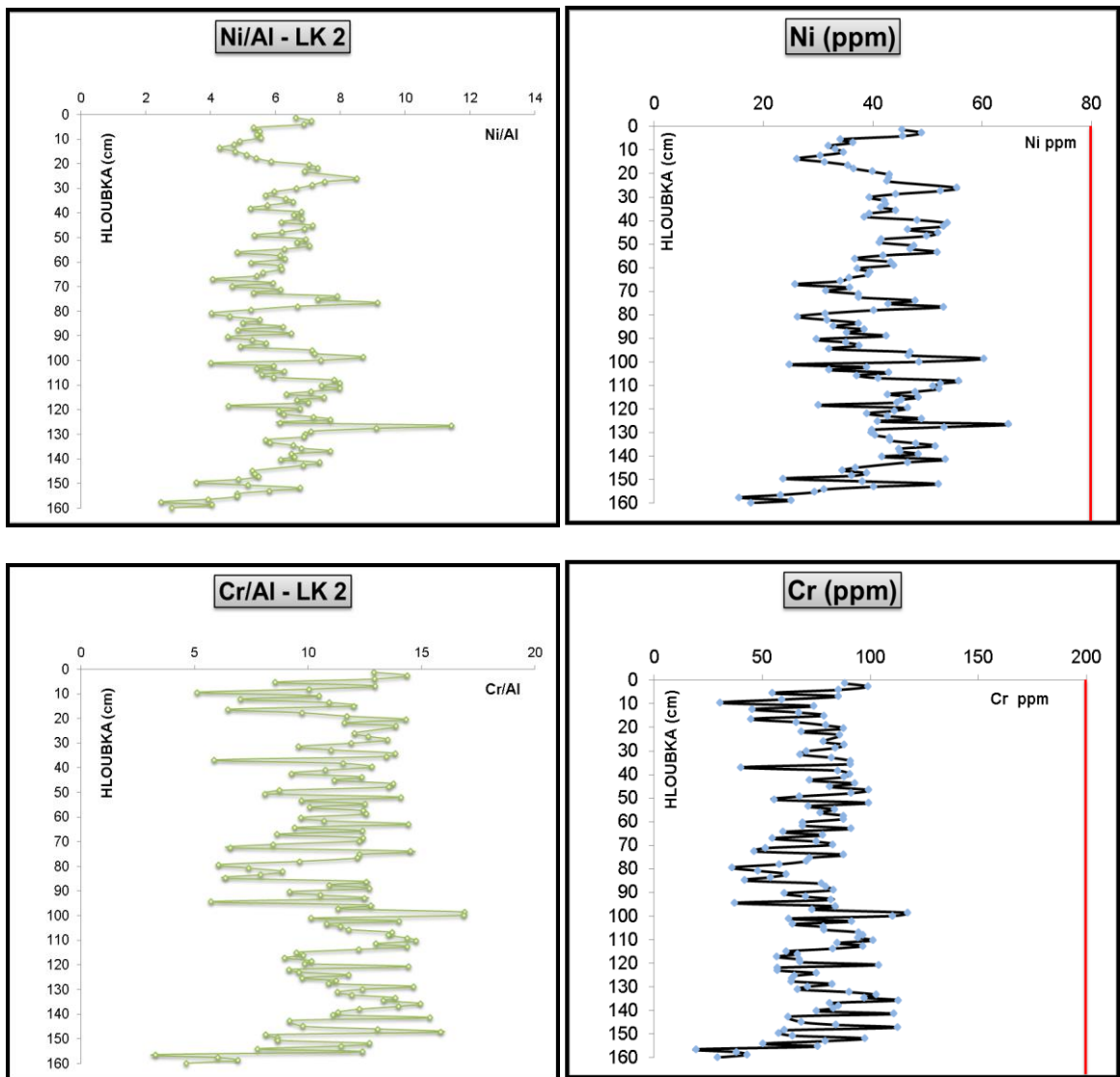






**Obr. 42:** Vertikální distribuce poměru Cu/Al, Pb/Al, Zn/Al, Ni/Al, Cr/Al sedimentárního profilu LK 1 vs. vertikální distribuce daného prvku





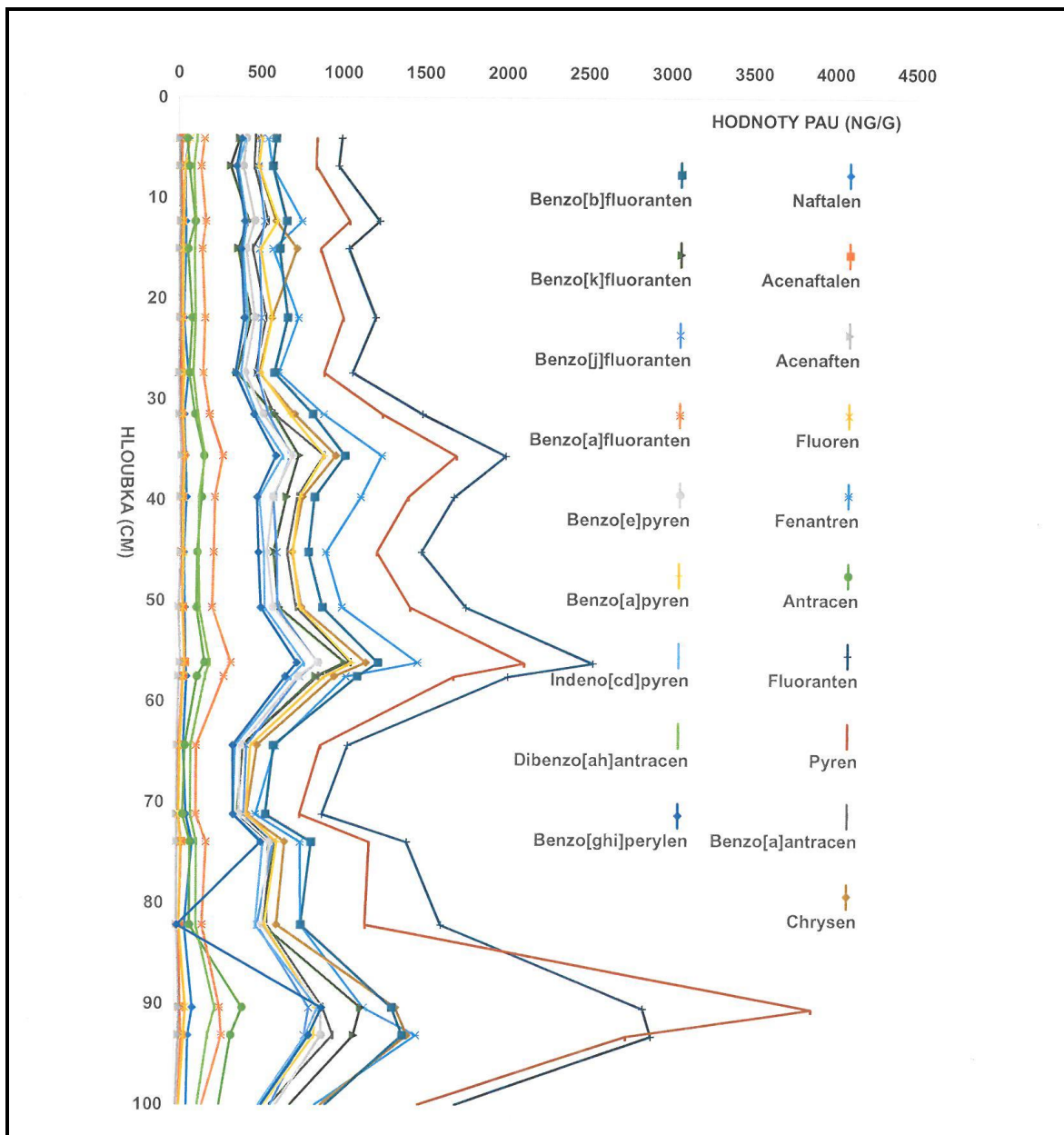
**Obr. 43:** Vertikální distribuce poměru Cu/Al, Pb/Al, Zn/Al, Ni/Al, Cr/Al sedimentárního profilu LK 2 vs. vertikální distribuce daného prvku

## 8.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

Průměrné hodnoty PAU v sedimentárním profilu LK 1 uvádí tab. 10. Vertikální distribuce PAU v sedimentárním profilu LK 1 jsou patrné z obr. 44. Křivky obsahů jednotlivých sloučenin mají podobný tvar s výraznými hodnotami v hloubkách 36,0 cm, 56,0 cm a 90,50 cm.

**Tab. 10:** Průměrné hodnoty PAU v sedimentárním profilu LK 1

<b>PAU</b>	<b>Průměrné hodnoty (ng/g)</b>
Naftalen	63,33622
Acenaftalen	33,88989119
Acenaften	15,882295
Fluoren	43,6346
Fenantren	879,451711
Antracen	137,926054
Fluoranten	1697,17566
Pyren	1418,99
Benzo[a]antracen	640,215
Chrysen	762,433
Benzo[b]fluoranten	838,787
Benzo[k]fluoranten	610,209
Benzo[j]fluoranten	591,892
Benzo[a]fluoranten	204,574
Benzo[e]pyren	568,912
Benzo[a]pyren	662,472
Indeno[cd]pyren	525,522
Dibenzo[ah]antracen	138,504
Benzo[ghi]perylen	487,685



**Obr. 44:** Vertikální distribuce PAU v sedimentárním profilu LK 1

## 9. Diskuze

### 9.1 Litologie

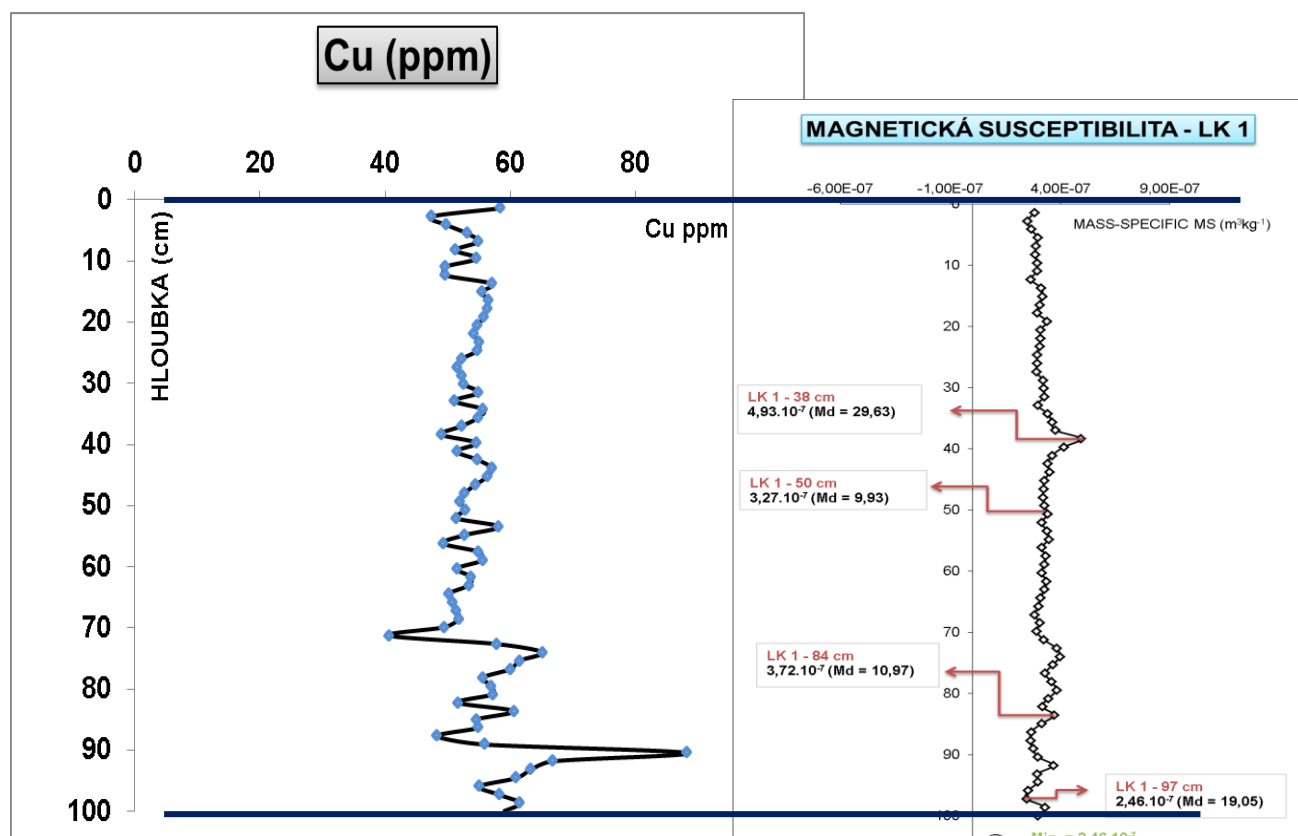
Řeky přinášejí do nádrže velké množství sedimentu. Při vtoku sedimentuje hrubozrnný materiál, což může vést k vytvoření deltové akumulace. Distribuce sedimentů v nádrži je určena velikostí nádrže, profilem dna, podvodními proudy a v neposlední řadě i mírou antropogenních zásahů (Kalf, 2003). Sedimenty přehradních nádrží lze rozdělit do tří skupin (Bubík, 1995):

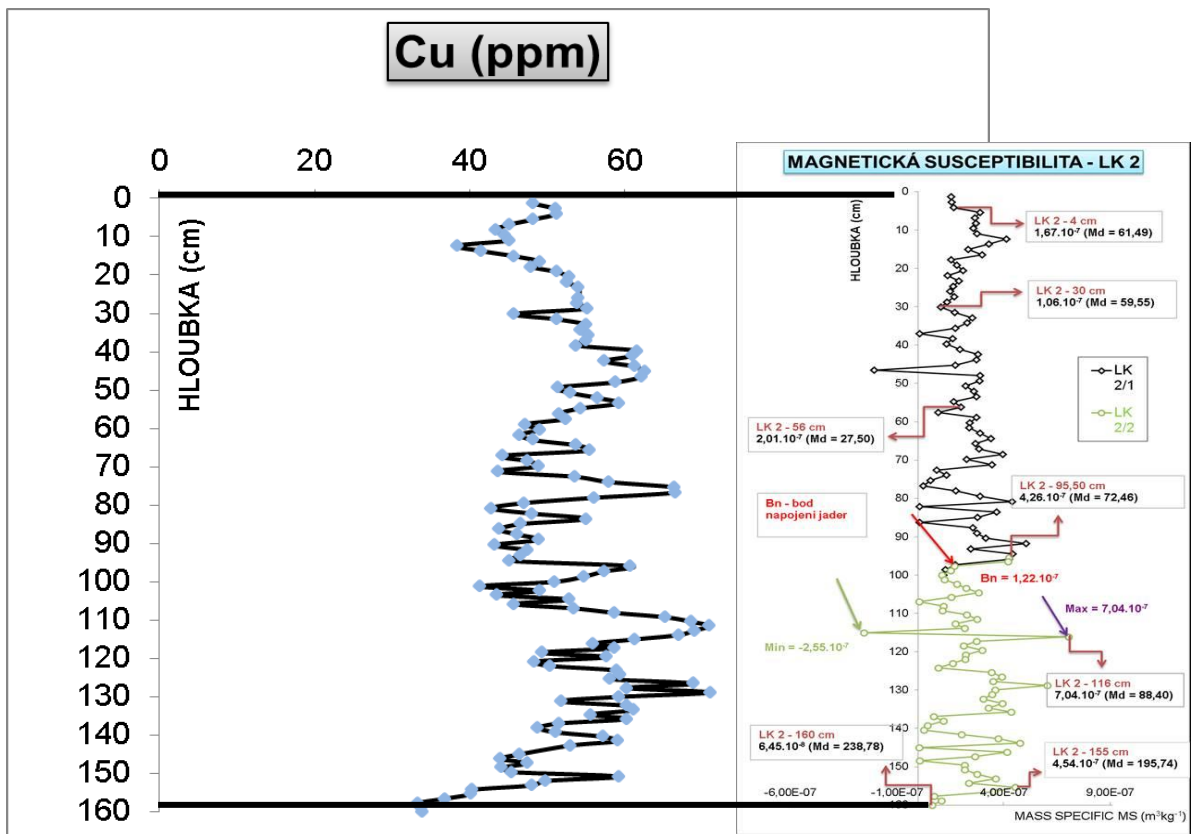
- sedimenty delty (překotně uložené písčité šterky a písky u vtoku do nádrže),
- sedimenty proudnice (střídání diagonálně zvrstvených písků, laminovaných siltů, fyto-detritu a prachovitých bahen),
- sedimenty uložené ze suspenze (bahna/sapropely pánevního dna s ojedinělými polohami jemného fyto-detritu).

Při vtoku řeky do přehradní nádrže klesá rychlost proudění. Snižuje se unášecí síla. Jako první se ze suspenze ukládají hrubé šterkové a písčité částice. Jemnější materiál je unášen dále a sedimentuje v distálních částech nádrže. Směrem k hrázi klesá mocnost uložených sedimentů. Je to důsledkem menšího množství unášených částic, jejich menší velikostí a větším akomodačním prostorem (Smol, 2008). Tento fakt potvrzuje sedimentární profil LK 1, který se nachází před hrázi. Je v celkové mocnosti tvořen jemnozrnným siltem. Při extrapolaci průměrných rychlostí sedimentace byla spočítána mocnost sedimentů na cca 2,60 m. V sedimentárním profilu LK 4, který se nachází blíže vtoku řeky do nádrže byla spočítána mocnost sedimentů na cca 4,50 m. V sedimentárních profilech LK 2 až LK 4 jsou patrné změny v sedimentaci od hrubého siltu po středně zrnitý písek. Sedimentární profily LK 2 až LK 4 se nacházejí dále od hráze směrem proti proudu, blíže k vtoku řeky. Na základě zrnitostních křivek a dalších analýz (datování <sup>137</sup>Cs a MS) lze konstatovat, že uvnitř nádrže dochází k redepozici sedimentárního materiálu vlivem fluktuace hladiny při běžném provozu přehrady, nebo vlněním způsobeným větrem. Nejvíce náchylné na tyto procesy jsou jemnozrnné materiály. V sedimentech přehradní nádrže se vyskytuje značné množství fyto-detritu.

## 9.2 Magnetická susceptibilita (MS)

Metoda magnetické susceptibility se v posledních letech využívá ke studiu kontaminace daného území a k následnému vymezení oblasti pro další geochemický výzkum. Výhoda MS je jak časová, tak i finanční nenáročnost. Možnost korelace koncentrace těžkých kovů a magnetické susceptibility je možná, pokud jsou koncentrace těžkých kovů dostatečně vysoké (Spiteri et al., 2005). Námi vyhodnocené koncentrace těžkých kovů Cu, Pb, Zn, Ni a Cr jsou překvapivě nízké, zdaleka nedosahující limitních hodnot vyhlášky 294/2005 Sb. (Vyhláška o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu), ani vyhlášky 257/2009 Sb. (Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě). Z tohoto důvodu i korelace magnetické susceptibility s koncentracemi těžkých kovů sedimentárních profilů LK 1 a LK 2 je sporná (obr. 45). Vzhledem k podobnosti křivek vertikální distribuce těžkých kovů jsem vybrala pro prezentaci korelace koncentrace těžkých kovů s MS pro oba profily LK 1 a LK 2 měď.





**Obr. 45:** Korelace koncentrace Cu (ppm) a MS v sedimentárním profilu LK 1 a LK 2

### 9.3 Datování pomocí $^{137}\text{Cs}$

Izotop  $^{137}\text{Cs}$  je používán jednak ke geochemickému datování, k výpočtu rychlosti sedimentace a dále je pak využíván jako marker redepozice (Mabit et al., 2008). Geochemické datování pomocí tohoto izotopu určuje období od roku 1950-1960 kdy byly prováděny testy atomových bomb. Hodnoty hmotnostní aktivity se pohybovaly od 160 – 3200 Bq/kg. Radioaktivní spad zasáhl v globálním měřítku celý svět. Druhým obdobím, které lze datovat pomocí tohoto izotopu je havárie jaderné elektrárny Černobyl 26. dubna 1986 (Stam, 1998). Hodnoty hmotnostní aktivity se pohybovaly okolo 500 Bq/kg (Mabit et al., 2008). Na rozdíl od celosvětové kontaminace  $^{137}\text{Cs}$  při zkušebních testech byla radioaktivitou zasažena pouze oblast, kam zasahoval kontaminační mrak. Výzkum prokázal přítomnost radioaktivního spadu ve všech sedimentárních profilech LK 1 až LK 4 v přehradní nádrži, kdy jsou maximální hodnoty přisuzovány havárii černobylské elektrárny. Spadové píky profilů LK 1 až LK 4 se nacházejí ve spodní části profilu. Zvýšené hodnoty nad těmito píky v LK 1 - 27cm a 43 cm, v LK 2- 43 cm, 48 cm a 65 cm, v LK 3 – 54 cm, 76 cm a 90 cm a v LK 4 – 28 cm, 38 cm, 68 cm, 78cm s největší pravděpodobností prokazují redepozici sedimentů v přehradní nádrži.



Z tvarů křivek (střídání klesajících a stoupajících hodnot) je patrné, že sedimentace přehradní nádrže je neklidná. To ovlivňuje i přesnost výpočtu rychlosti sedimentace, která se pohybuje od 1,89 cm/rok – 4,50 cm/rok. Vzhledem k tomu, že pro výzkum byly odebrány „mělké“ sondy nemáme jistotu, že spadový pík s vyšší hmotnostní aktivitou se nenachází ve větších hloubkách. Tento fakt by znamenal rychlejší sedimentaci a zaměřený spadový pík by se stal píkem redepozice materiálu.

## 9.4 Rentgenová fluorescenční analýza (EDXRF)

Metodou EDXRF byly analyzovány obsahy prvků Al, Si, Zr, Cu, Pb, Zn, Ni a Cr. Na základě kalibrace výsledných hodnot metodou ICP-OES a ICP-MS byla určena jejich koncentrace. Hodnoty koncentrací výše uvedených prvků jsou velice důležité k navržení způsobu případné likvidace sedimentů z přehradní nádrže. V České republice řeší následné umístění vytěženého sedimentu dvě vyhlášky, kde jsou určeny limitní hodnoty těžkých kovů a perzistentních organických látek. První vyhláška je 257/2009 Sb. (Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě). Druhá vyhláška je 294/2005 Sb. (Vyhláška o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu). Z grafů vertikální distribuce Zn jsou patrné přesahy koncentrací v některých polohách napříč sedimentárními profily LK 1 i LK 2. Celkově lze z výsledků konstatovat, že naměřené průměrné koncentrace obsahů prvků Cu, Pb, Zn, Ni a Cr splňují limitní hodnoty jak pro vyhlášku 257/2009 Sb. (tab. 11, 12 a obr. 46, 47) tak i pro vyhlášku 294/2005 Sb. (tab. 13, 14 a obr. 48, 49).

**Tab. 11:** Limitní hodnoty dle vyhl. 257/2009 Sb., a průměrné koncentrace prvků sedimentárního profilu LK 1

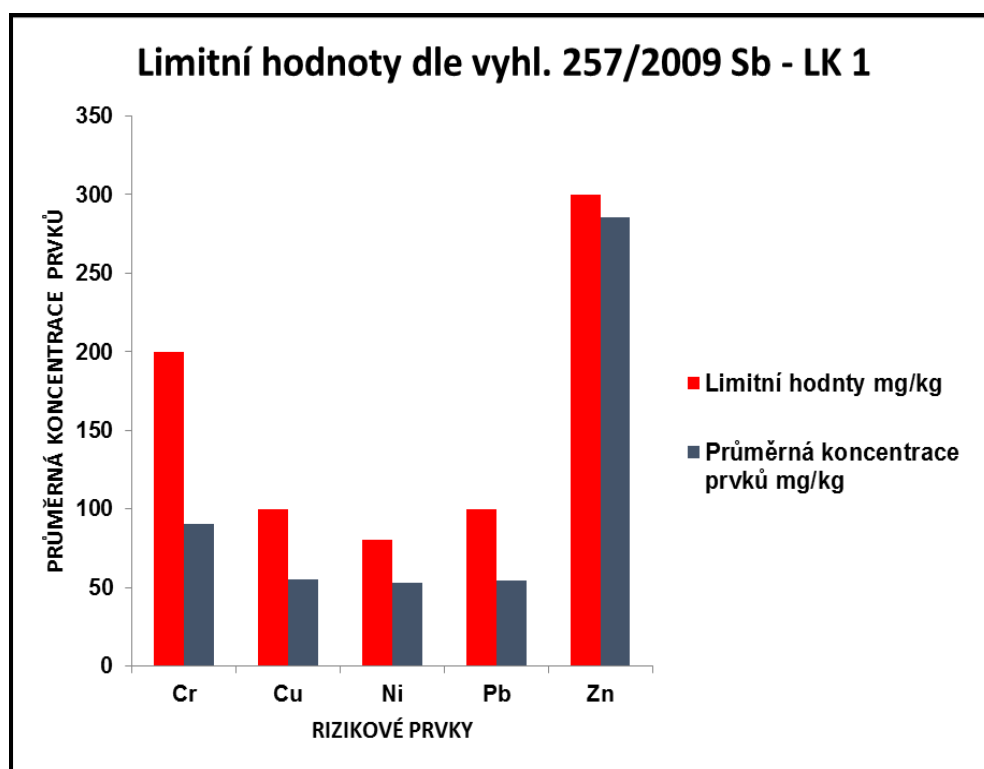
### LK 1

Prvky	Limitní hodnoty mg/kg	Průměrná koncentrace prvků mg/kg
Cr	<b>200</b>	90,59085417
Cu	<b>100</b>	54,92169373
Ni	<b>80</b>	52,84746456
Pb	<b>100</b>	54,68669945
Zn	<b>300</b>	285,7903886

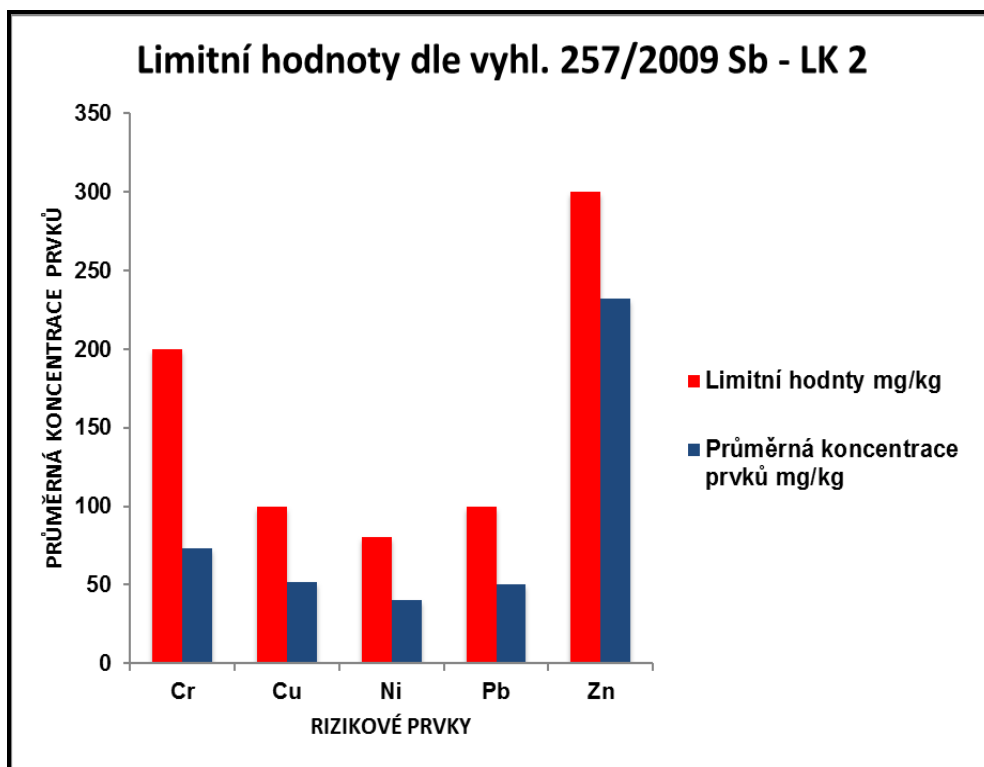
**Tab. 12:** Limitní hodnoty dle vyhl. 257/2009 Sb., a průměrné koncentrace prvků sedimentárního profilu LK 2

## LK 2

Prvky	Limitní hodnoty mg/kg	Průměrná koncentrace prvků mg/kg
Cr	<b>200</b>	73,06367492
Cu	<b>100</b>	51,97629009
Ni	<b>80</b>	40,0593401
Pb	<b>100</b>	50,41430893
Zn	<b>300</b>	232,0749635



**Obr. 46:** Limitní hodnoty dle vyhl. 257/2009 Sb., průměrné koncentrace LK 1



**Obr. 47:** Limitní hodnoty dle vyhl. 257/2009 Sb., průměrné koncentrace LK 2

**Tab. 13:** Limitní hodnoty dle vyhl. 294/2005 Sb., a koncentrace prvků sedimentárního profilu LK 1

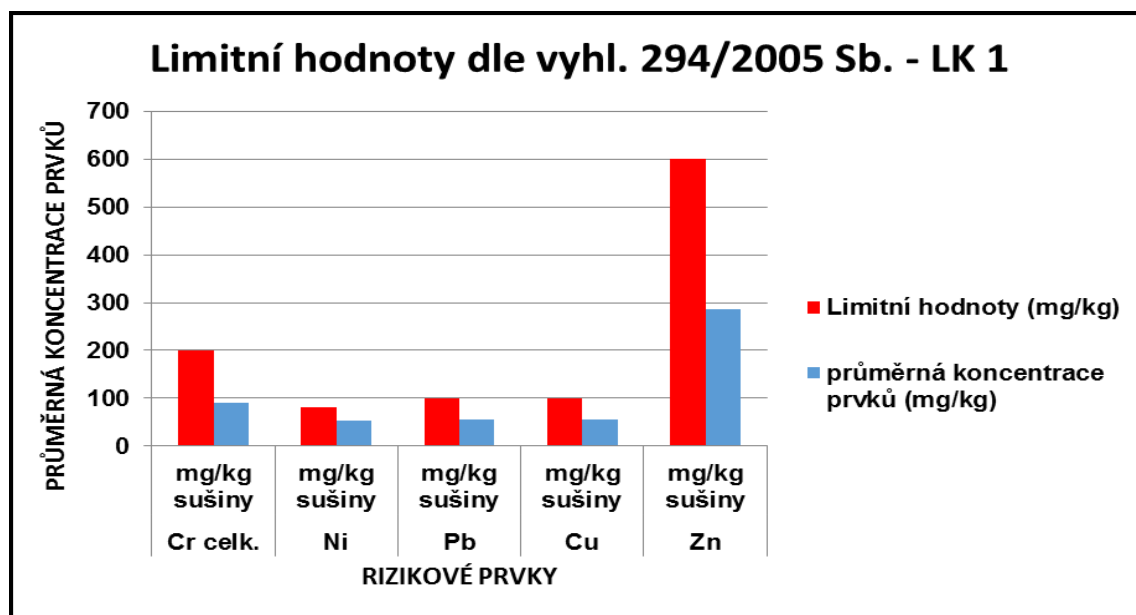
### LK 1

Ukazatel [mg/kg sušiny]	Jednotka	Limit	průměrná koncentrace prvků (mg/kg)
<b>Cr celk.</b>	mg/kg sušiny	<b>200</b>	90,59085417
<b>Ni</b>	mg/kg sušiny	<b>80</b>	52,84746456
<b>Pb</b>	mg/kg sušiny	<b>100</b>	54,68669945
<b>Cu</b>	mg/kg sušiny	<b>100</b>	54,92169373
<b>Zn</b>	mg/kg sušiny	<b>600</b>	285,7903886

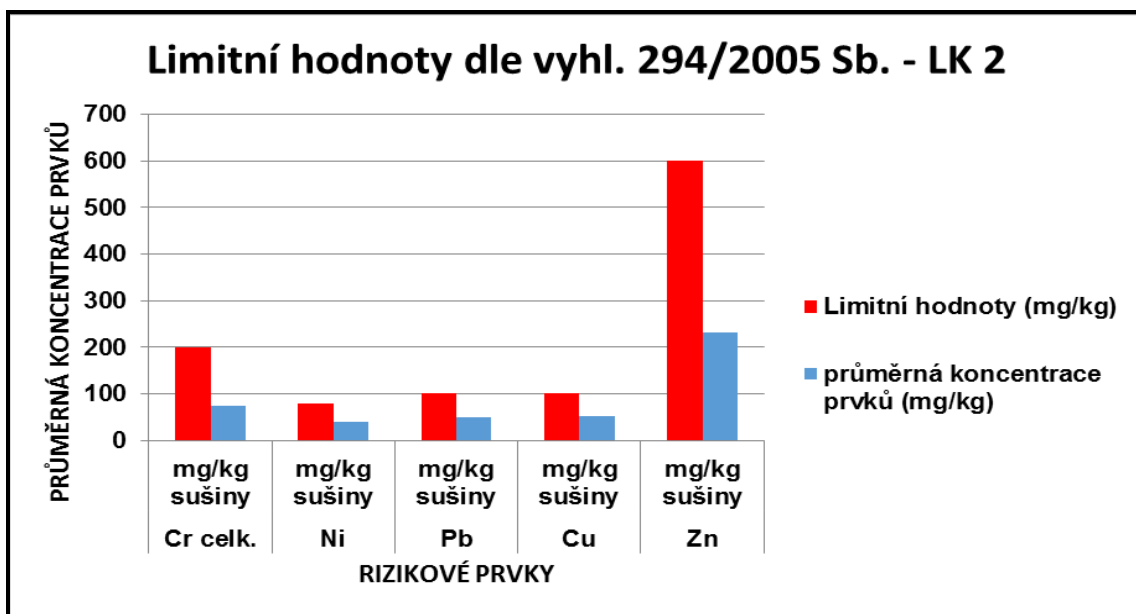
**Tab. 14:** Limitní hodnoty dle vyhl. 294/2005 Sb., a koncentrace prvků sedimentárního profilu LK 2

## LK 2

Ukazatel [mg/kg sušiny]	Jednotka	Limit	průměrná koncentrace prvků (mg/kg)
<b>Cr celk.</b>	mg/kg sušiny	<b>200</b>	73,06367492
<b>Ni</b>	mg/kg sušiny	<b>80</b>	40,0593401
<b>Pb</b>	mg/kg sušiny	<b>100</b>	50,41430893
<b>Cu</b>	mg/kg sušiny	<b>100</b>	51,97629009
<b>Zn</b>	mg/kg sušiny	<b>600</b>	232,0749635



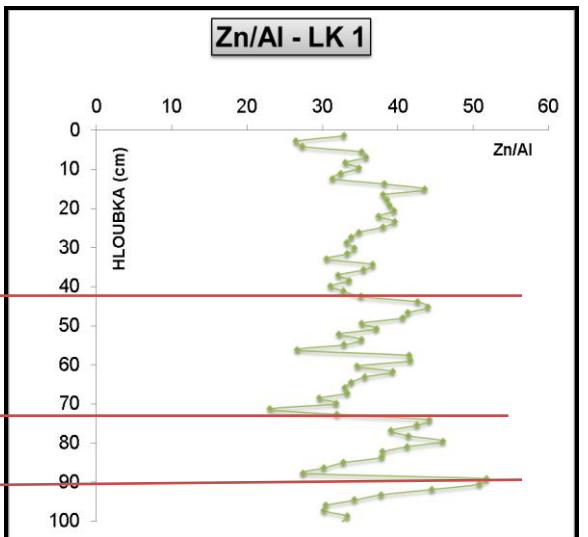
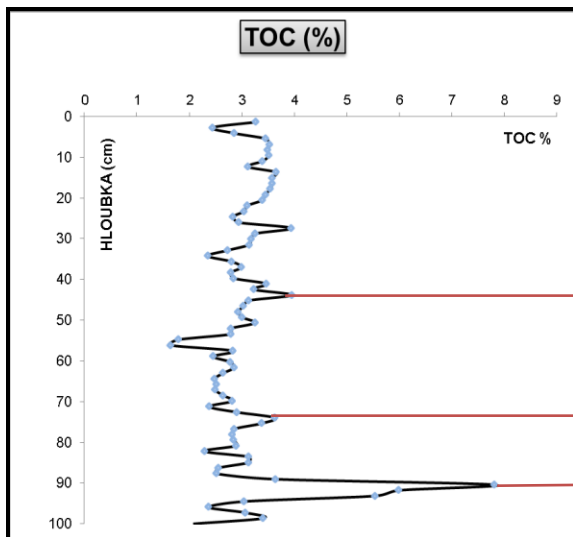
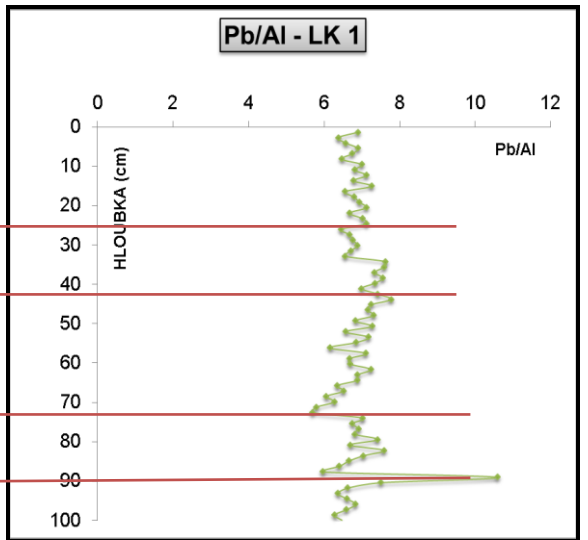
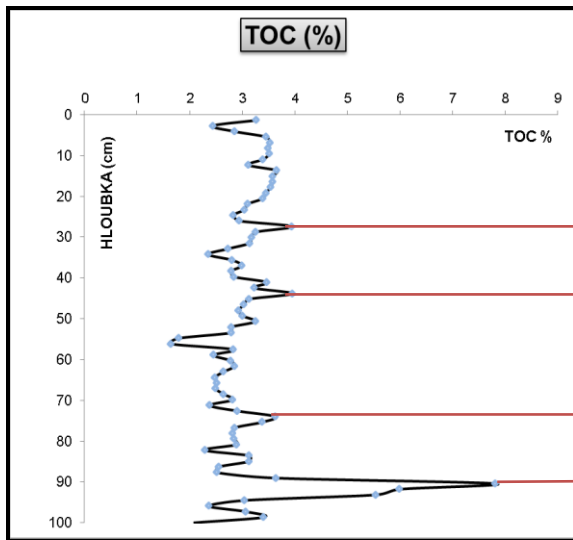
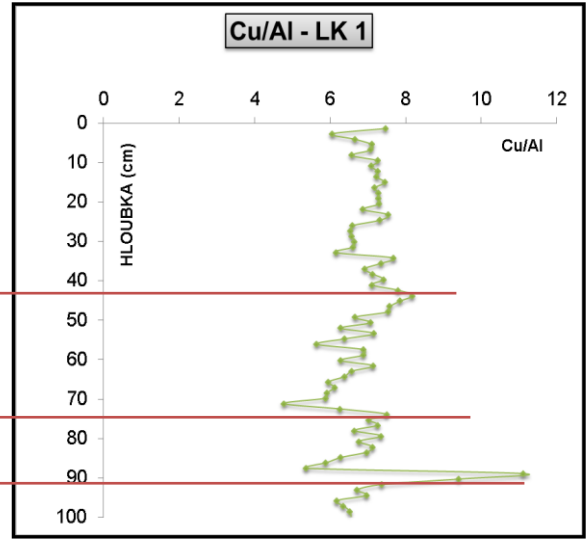
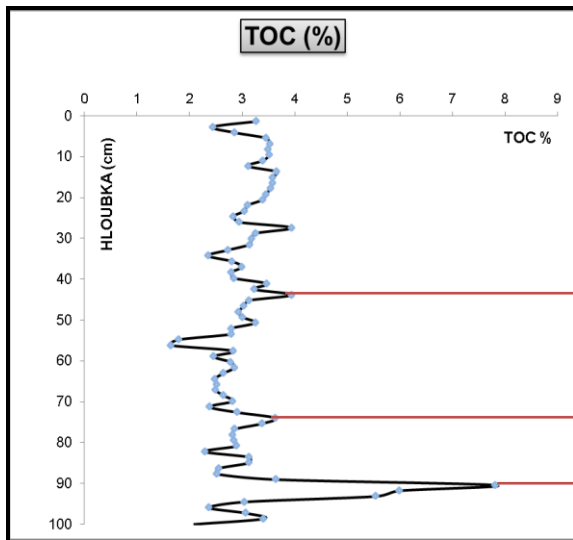
**Obr. 48:** Limitní hodnoty dle vyhl 294/2005 Sb., průměrné koncentrace LK 1

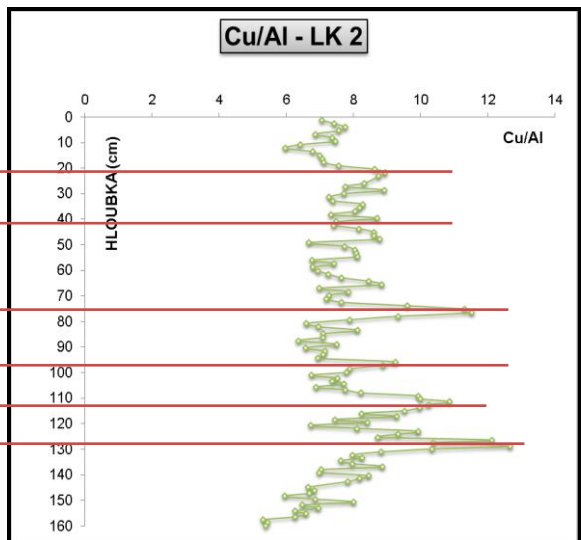
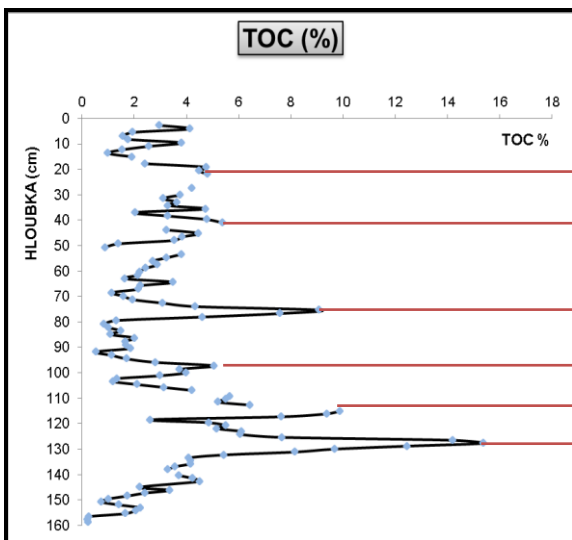
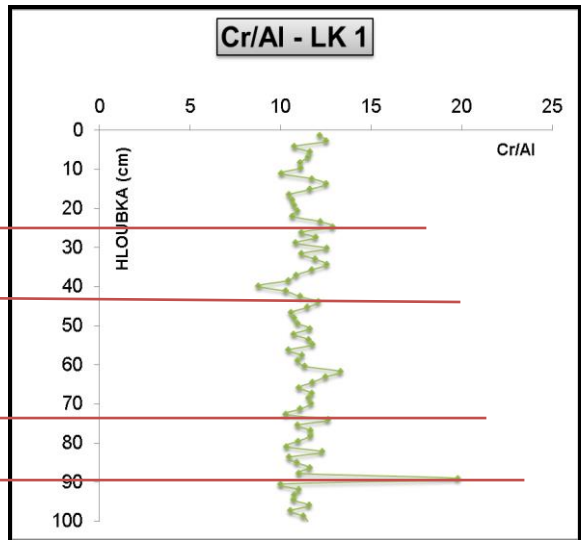
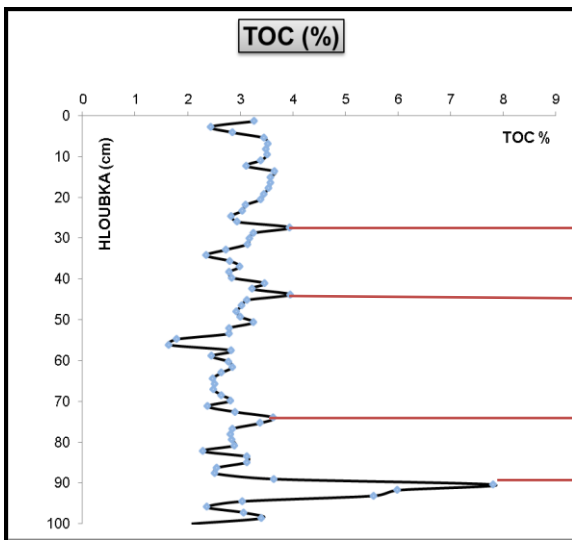
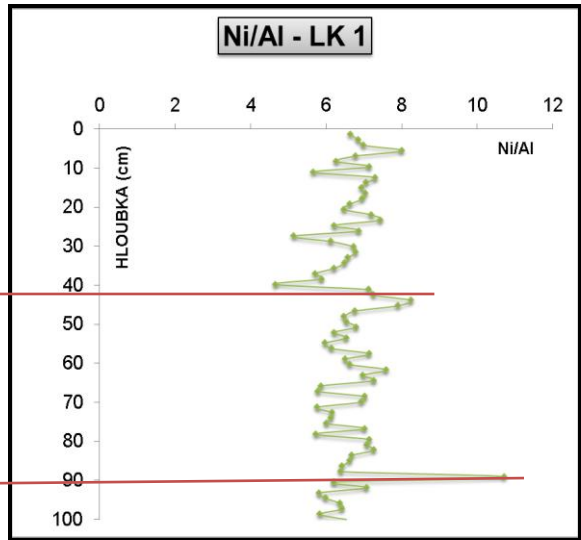
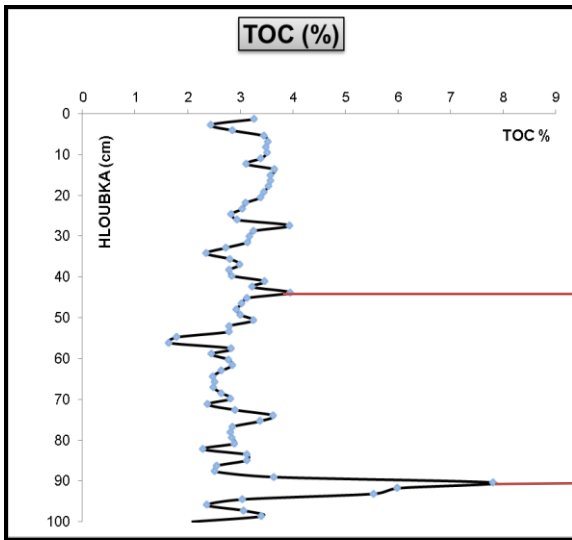


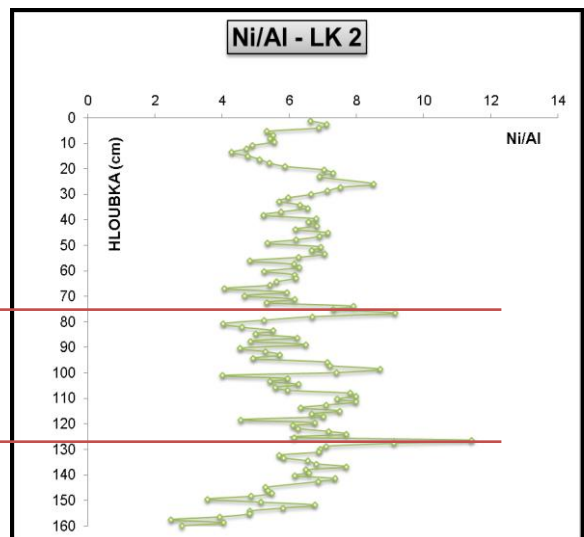
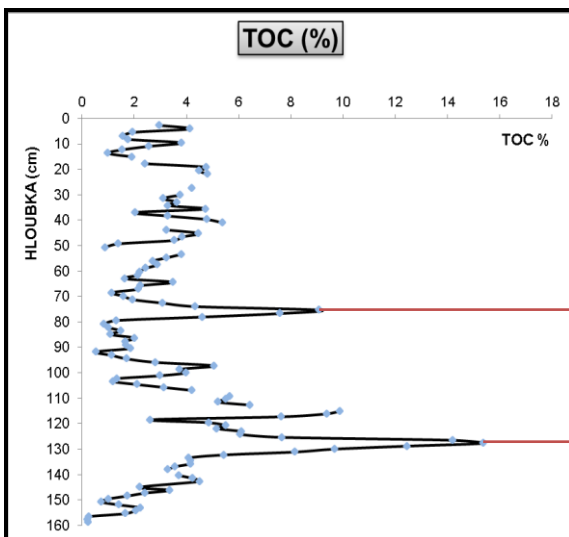
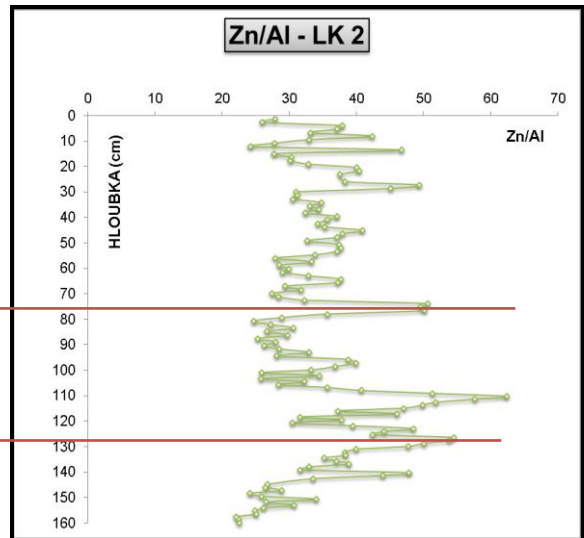
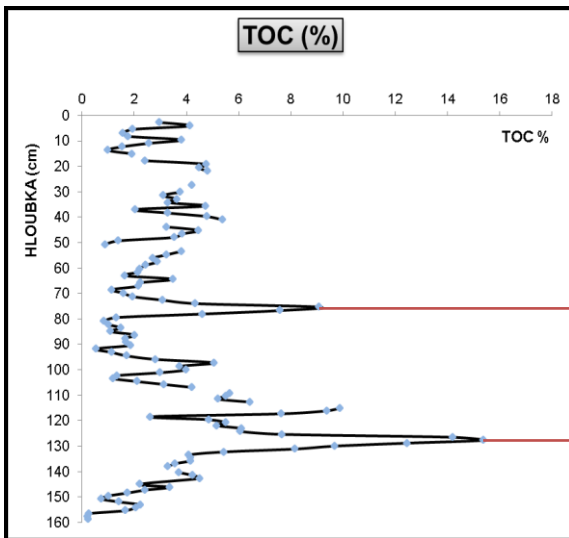
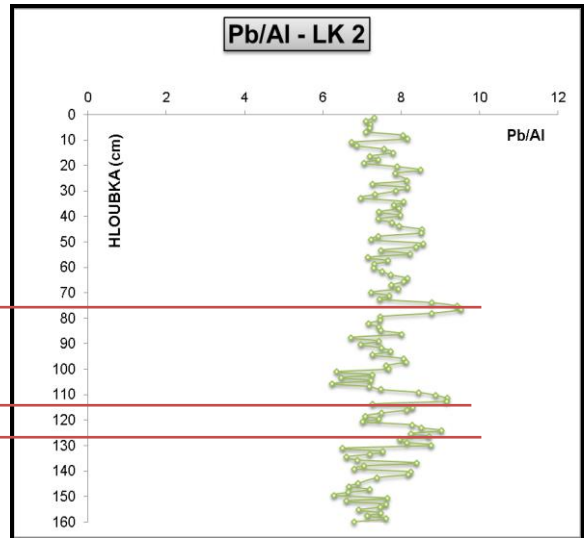
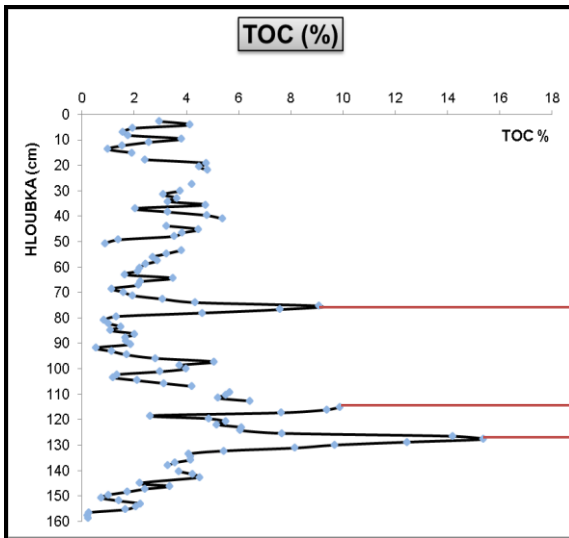
**Obr. 49:** Limitní hodnoty dle vyhl 294/2005 Sb., průměrné koncentrace LK 2

Poměry Al/Si a Zr/Al (cps) potvrdily litologii sedimentů určenou na základě granulometrie, kdy poměr Al/Si  $\rightarrow 0$  indikuje pískovou frakci a Al/Si  $> 0$  jílovou frakci (Grygar et al., 2009). Poměr Zr/Al vypovídá o poměru zastoupení jílové a prachové frakce. Zrnitost sedimentu výrazně ovlivňuje adsorbci organických a anorganických kontaminantů. Nejvíce zatížený kontaminací je jemnozrnný sediment, z důvodu větší adsorbční kapacity díky své větší povrchové ploše a větší kationtové výměnné kapacitě. Kromě zrnitosti je dalším receptorem znečištění sedimentů vysoký obsah organické hmoty z důvodu hydrofobního povrchu. Celkový obsah organického uhlíku (TOC) v sedimentech je stěžejní složkou dalších chemických, fyzikálních a biologických procesů. V LK 1 činí průměrná hodnota TOC 3,12 % a v LK 2 činí průměrná hodnota TOC 3,63 %. Limitní hodnoty dle vyhlášky 294/2005 jsou 3%.

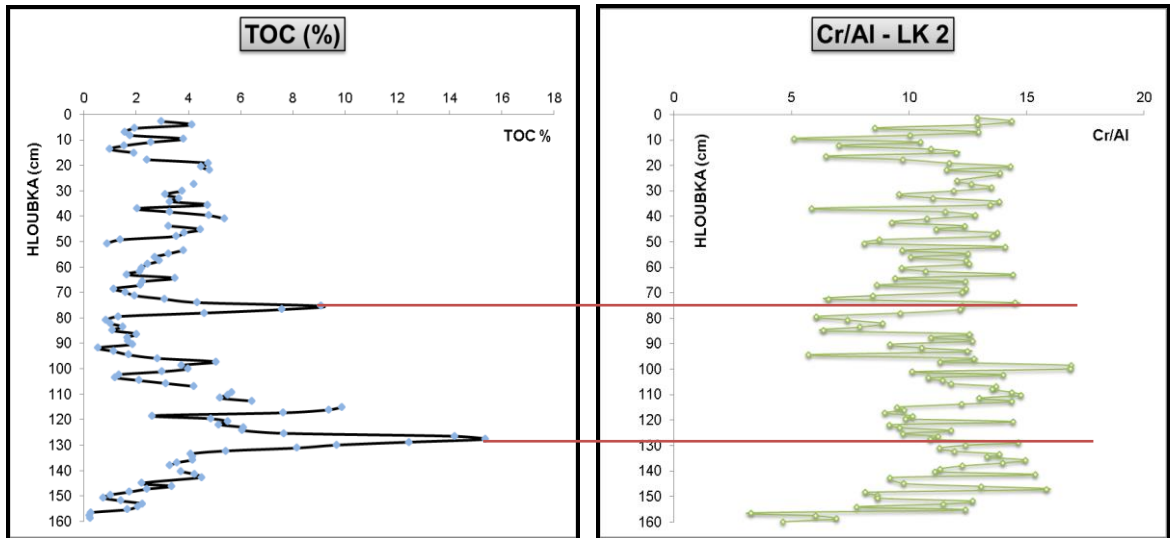
TOC je složen z rozpuštěného uhlíku (DOC) a organického uhlíku vázaného na částicích (POC). Rozpuštěný uhlík je silný činitel toxických kovů (Fe, Cu, Zn, Al, atd...). Organický uhlík vázaný na částicích zvyšuje rychlost zvětrávání hornin, rozpustnost, mobilitu a transport kovů a organických kontaminantů (Simpson et al., 2005). Fakt, že koncentrace těžkých kovů je v našem případě vázána na nerozloženou organickou hmotu dokládá korelace TOC s vertikální distribucí poměrů prvků (obr. 50).





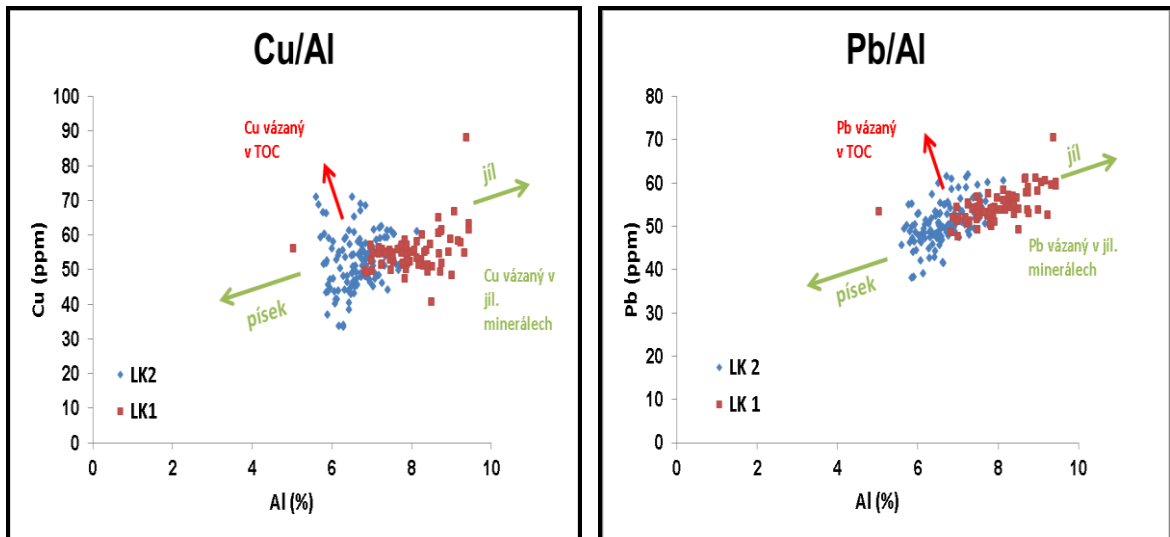


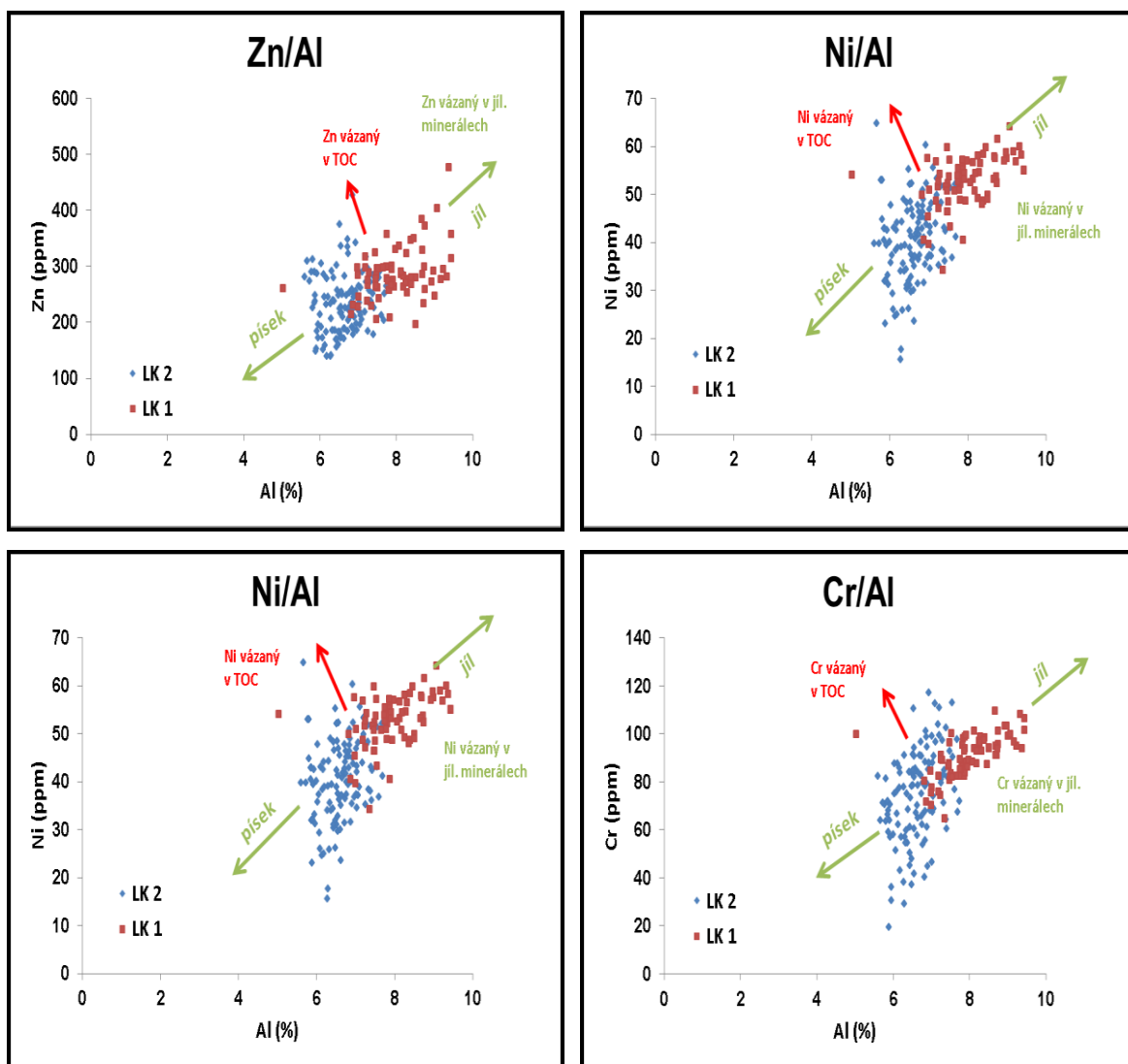




**Obr. 50:** Korelace koncentrace TOC (%) a vertikální distribuce poměru prvků v sedimentárním profilu LK 1 a LK 2

Normalizace celkových koncentrací prvků Cu, Pb, Zn, Ni a Cr pomocí hliníku je standartně prováděna metoda, díky které je možné odlišit geologické pozadí a antropogenní kontaminaci (Vasile et al., 2008). Z grafů normalizace litogenní a antropogenní kontaminace pomocí Al (obr. 51) je patrné, že koncentrace těžkých kovů (Cu, Pb, Zn, Ni a Cr) je z části vázaná na jílové minerály a z části na TOC.





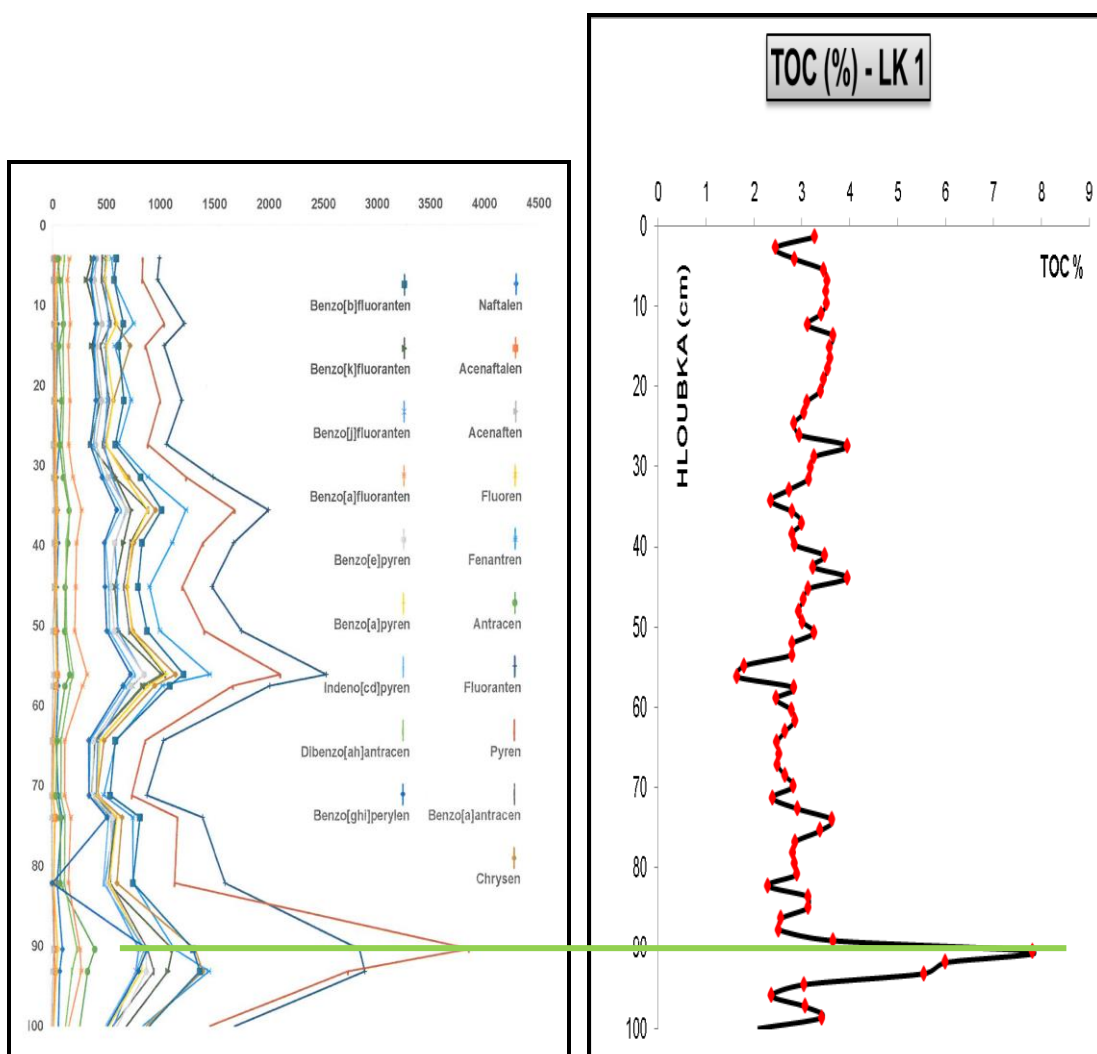
**Obr. 51:** Normalizace litogenní a antropogenní kontaminace pomocí Al v sedimentárním profilu LK 1 a LK 2

## 9.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

PAU se řadí mezi perzistentní organické polutanty. Vyskytuje se ve všech složkách životního prostředí s výbornou kumulací v půdě a v sedimentech, kde mají nejdelší dobu setrvání. PAU se do ovzduší dostává nedokonalými spalovacími procesy (Holoubek, 1996). Dálkovým transportem jsou koncentrací PAU zasaženy i lokality bez zdrojů znečištění. Vzhledem k tomu, že byla, jako u jedněch z prvních polutantů prokázána karcinogenita jsou PAU v celosvětovém seznamu uvedeny jako nejzávažnější kontaminant životního prostředí.

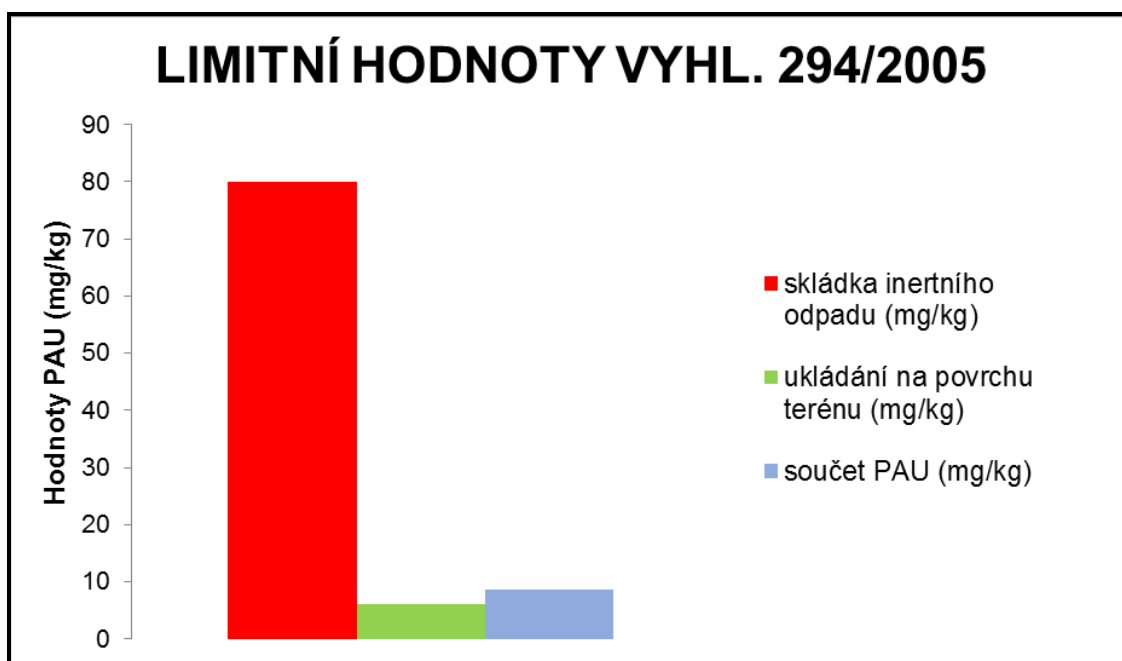
Povrchové vody jsou z větší části kontaminovány atmosférickou depozicí, ať už suchou (přímý spad), nebo mokrou - srážkovými vodami (Kužílek, 1994). Další cestou

kontaminace je přímý zdroj znečištění při vylití, či průsacích ropných látek z průmyslu, komunálních vod a v neposlední řadě také povrchovým smyvem z intravilánu. Významné adsorpční schopnosti PAU na nerozpuštěné látky zvyšují kontaminace sedimentů řek a nádrží (Pitter, 2009). Důležitým faktorem adsorpce PAU je přítomnost organického materiálu v sedimentech. Pokud se v sedimentech nachází značný obsah organického materiálu, zvýší se koncentrace PAU. Tato přímá úměra je prokázána na obr. 52, kde jsou mezi sebou korelovány koncentrační křivky PAU a TOC. Nejvyšší hodnoty obou grafů se shodně nacházejí v hloubce 90,50 m.



**Obr. 52:** Korelace PAU (ng/g) a TOC(%)

Vyhláška MŽP č. 294/2005 Sb. stanovuje ve své příloze č. 4 limit pro součet PAU, které lze uložit na skládku inertního odpadu ve výši 80 mg/kg sušiny a ve své příloze č.10 požadavek na obsah PAU pro obsah škodlivin v odpadech využívaných na povrchu terénu ve výši 6 mg/kg sušiny (obr. 53). Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou definovány jako součet antracenu, benzo(a)antracenu, benzo(a)pyrenu, benzo(b)fluoranthenu, benzo(ghi)pyrelenu, benzo(k)fluoranthenu, fluoranhtenu, fenanthrenu, chrysenu, indeno(1,2,3-c,d)pyrenu, naftalenu a pyrenu (SZÚ).



**Obr. 53:** Limitní hodnoty pro klasifikaci sedimentu a možnosti jeho uložení

## 10. Závěr

Sedimenty přehradních nádrží slouží jako environmentální archiv posledních staletí a tisíciletí ke studiu změn pozdně holocenního klimatu a k výzkumu historického vývoje zájmové oblasti. Tento archiv odráží jak regionální environmentální změny v zemědělském využívání krajiny tak i ve vývoji průmyslového odvětví. Diplomová práce byla zaměřena na studium stratigrafie sedimentů přehradní nádrže Les Království., která byla vypočítána na základě datování pomocí izotopu  $^{137}\text{Cs}$ . Ve všech sedimentárních profilech byl zaměřen pík hmotnostní aktivity  $^{137}\text{Cs}$ , korespondující s havárií jaderné elektrárny v Černobylu (rok 1986). Vypočítaná rychlost sedimentace a její extrapolace vývoje sedimentace v závislosti na stáří přehrady je sporná. Nelze předpokládat, že v daném depozičním systému je sedimentační rychlost konstantní. Přehrada Les Království je přehrada podhorská, plošně

malá. Při povodňových stavech je předpoklad zvýšené rychlosti sedimentace. Tomu odpovídá i mocnost sedimentů, která bude lokálně přesahovat vypočtené množství.

Dále se tato práce zabývala měřením magnetické susceptibility, stanovením kontaminace těžkými kovy (Cu, Pb, Zn, Ni a Cr) a polycyklickými aromatickými uhlovodíky v závislosti na litologii přehradních sedimentů a obsahů organické hmoty. Litologicky lze sediment popsat jako jemnozrnný. Faciálně byly zaznamenány sedimenty středně zrného písku až jemného siltu, přičemž nejjemnější frakce byly zastiženy v sedimentárním profilu LK 1 – nejbliže tělesu hráze. Geochemické proxy metody (poměry Al/Si a Zr/Al) potvrdily litologii profilů.

Výsledky magnetické susceptibility nelze korelovat s koncentracemi těžkých kovů. Tento fakt odporuje pracem z literatury, kde je magnetická susceptibilita uváděna jako významný environmentální parametr např. (Hoffmann et al., 1999), který uvádí existenci významných korelací mezi koncentracemi těžkých kovů a magnetickou susceptibilitou. Určitá závislost mezi magnetickou susceptibilitou a zrnitostí byla potvrzena u sedimentárního profilu LK 1, kde průměrná hodnota magnetické susceptibility odpovídá nejjemnějším frakcím jemného siltu, ovšem není nikterak významná, aby se projevila uvnitř jednoho vrtu.

Z výsledků diplomové práce dále vyplývá, že koncentrace těžkých kovů Cu, Pd, Zn, Ni a Cr je závislá na koncentraci litogenního hliníku tzn., že distribuce těžkých kovů je řízená z části litologicky a z části obsahem TOC (Koncentrace TOC přesahují limitní hodnoty vyhlášky 294/2005 Sb.) Celkové koncentrace těžkých kovů Cu, Pb, Zn, Ni a Cr splňují požadavky limitních hodnot jak pro vyhlášku 257/2009 Sb. tak i pro vyhlášku 294/2005 Sb. Vzhledem ke zvýšeným koncentracím polycyklických aromatických uhlovodíků nelze sediment ukládat na povrch terénu. Podle vyhlášky 294/2005 Sb. je nutné s ním nakládat jako s inertním odpadem, což ovšem komplikuje a zdražuje následnou likvidaci po jeho odtěžení z přehradní nádrže. Z důvodů finančních a v neposlední řadě z důvodů kapacitních (prostory pro velké množství kontaminovaných sedimentů) je otázka znovuoobnovení akumulčních prostor přehradních nádrží téměř neřešitelným problémem současnosti.



## Seznam použité literatury

- ✚ **Ambrožová J. (2003):** Aplikovaná a technická hydrobiologie. 2. vyd. VŠCHT, Praha.
- ✚ **Batuca D.G. a Jordaan J.M. (2000):** Silting and desilting of reservoirs. Balkema, Rotterdam.
- ✚ **Beneš S. (1994):** Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Část 2: Vstupy prvků do půd zvětráváním hornin, atmosférickými spady, aplikací hnojiv a ostatních surovin ve srovnání s výstupy erozní činností, podzemními vodami a sklizní zemědělských plodin. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha.
- ✚ **Bertoni R. (2011):** UNESCO. Limnology of rivers and lakes [online]. 1. vyd. Oxford: Eolss Publishers, [cit. 2016-05-16]. Dostupné z: [www.eolss.net](http://www.eolss.net).
- ✚ **Bína J. a Demek J. (2012):** Z nížin do hor: geomorfologické jednotky České republiky. Vyd. 1. Academia, Praha.
- ✚ **Broža V. (2005):** Přehradý Čech, Moravy a Slezska. Knihy 555, Liberec.
- ✚ **Bubík M. (1995):** Krytenky z recentních sedimentů Brněnské přehradý. – Zprávy geol. Výzk. v roce 1994, 16–18, Praha.
- ✚ **Czudek T. (1986):** Pleistocenní permafrost na území \_eskoslovenska. Geografický časopis, 38, 2 – 3: 245 – 252.
- ✚ **Čech S., Klein V., Kříž J., Valečka J. (1980):** Revision of the Upper Cretaceous stratigraphy of the Bohemian Cretaceous Basin. – Věstník ústředního ústavu geologického, 55, 5, 277–296. Praha.
- ✚ **Demek J. a Mackovčín P. eds (2006):** Zeměpisný lexikon ČR, Hory a nížiny. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Brno.
- ✚ **Doležal O. (2011):** Základní biogenní prvky dusík a fosfor: Výskyt ve vodním prostředí, jejich dopad na jakost povrchové vody, možnosti odstraňování z komunálních vod. In: JUNIORSTAV 2011, 3. Vodní hospodářství a vodní stavby [online]. FAST VUT, Brno. [cit. 2016-05-16]. Dostupné z: [www.fce.vutbr.cz/veda/JUNIORSTAV2011/pdf/3/Dolezal\\_Ondrej\\_1\\_CL.pdf](http://www.fce.vutbr.cz/veda/JUNIORSTAV2011/pdf/3/Dolezal_Ondrej_1_CL.pdf).
- ✚ **Dung T. T. T., Cappuyns V., Swennen R., Phung N. K., (2013):** From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 2(4), 335-353.

- ✚ **Duras J. (2008):** Ekologický potenciál vodních nádrží a jeho vztah k vodárenské praxi. Sborník konference Pitná voda, s. 41-46. W&ET Team, Č. Budějovice.
- ✚ **Graf M., Lair G. J., Zehetner F., Gerzabek M. H. (2007):** Geochemical fractions of copper in soil chronosequences of selected European floodplains.– Environmental Pollution, 148, 788-796.
- ✚ **Griffin, J.D., Hemer, M.A., Jones, B.G. (2008):** Mobility of sediment grain size distributions on a wave dominated continental shelf, southeastern Australia. Marine Geology 252, 13–23.
- ✚ **Grygar T., Kadlec J., Žigová A., Mihaljevič M., Nekutová T., Lojka R., Světlík I., (2009):** Chemostratigraphic correlation of sediments containing expandable clay minerals based on ion exchange with Cu(II) triethylenetetramine, Clays Clay Miner., 57: 168–182.
- ✚ **Hejzlar J. a Vyhnálek V. (1998):** Longitudinal heterogeneity of phosphorus and phytoplankton concentrations in deep-valley reservoirs.–International Review of Hydrobiology, 83, 139-146.
- ✚ **Herčík F., Hermann Z., Valečka, J. (1999):** Hydrologie České křídové pánve. – Český geologický ústav. Praha.
- ✚ **Hlavínek P., Mičín J., Prax P., Mífek R., Hjuštík P. (2006):** Stokování a čištění odpadních vod. FAST VUT, Brno.
- ✚ **Hoffmann V., Knab M., Appel E. (1999):** Magnetic susceptibility mapping of roadside pollution. Journ. of Geochem. Explor., 66, 313–326.
- ✚ **Holoubek I. (1996):** Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) v prostředí. Praha: Český ekologický ústav a Odbor ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR, ISBN 80-85087-44-8.
- ✚ **Holoubek I., Kočan A., Holoubková I. (2001):** POPs . – In Persistentní organické polutanty, TOCOEN REPORT. Brno, 2001. s. 10. [cit. 2016-05-16]. Dostupné z [www.recetox.muni.cz, /sources/unido\\_NIP/TR\\_200.pdf](http://www.recetox.muni.cz/sources/unido_NIP/TR_200.pdf).
- ✚ **Chaloupský J., Červenka J., Jetel J., Králík F., Líbalová J., Píchová E, Pokorný J., Pošmourný K., Sekyra J., Shrbený O., Šalanský K., Šrámek J., Václ J. (1989):** Geologie Krkonoš a Jizerských hor. – ČGÚ v nakladatelství Academia, Praha.
- ✚ **Chlupáč I., Brzobohatý R., Kovanda J., Stráník Z. (2002):** Geologická minulost České republiky. – Academia. Praha.



- ✚ **Kafka Z., Punčochářová J. (2002):** Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chemické listy, Roč. 96, č. 7, s. 611–617.
- ✚ **Kalff J. (2003):** Limnology. – Prentice Hall, London.
- ✚ **Kozák J., Pavel L., Jehlička J. (1988):** Zdroje těžkých kovů a jejich chování v půdách. – In: Těžké kovy v životním prostředí, Krajská rada ČSVTS 1988, České Budějovice.
- ✚ **Kužilek V. (1994):** Polycyklické aromatické uhlovodíky v hydrosféře. Praha, Výzkumný ústav vodohospodářský Tomáše Garrigua Masaryka.
- ✚ **Lampert W. a Sommer U. (2007):** Limnoecology – The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University.
- ✚ **Lelák J. a Kubíček F. (1996):** Hydrobiologie. Karolinum, Praha.
- ✚ **Longhi M. L. a Beisner B. E. (2009):** Environmental factors controlling the vertical distribution of phytoplankton in lakes. Journal of Plankton Research 31, 1195-1207.
- ✚ **Mabit L., Benmansour M., Walling D. E. (2008):** Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides <sup>137</sup>Cs, <sup>210</sup>Pbex and <sup>7</sup>Be for assessing soil erosion and sedimentation. Journal of Environmental Radioactivity, 99: 1799–1807.
- ✚ **Malá J. (2006):** Složení a vlastnosti přírodních vod: modul 2 znečištění přírodních vod. FAST VUT, Brno.
- ✚ **Mišík M., Chlupáč I., Cicha I. (1985):** Stratigrafická a historická geológia. – Slovenské pedagogické nakladateľstvo. Bratislava.
- ✚ **Morris G. a Fan J. (1997):** Reservoir sedimentation handbook, Design and management of dams, Reservoirs, and watersheds for sustainable use.– McGraw-Hill, New York.
- ✚ **Orolínová M. (2009):** Chémia a životné prostredie [online]. Trnavská univerzita v Trnavě, Pedagogická fakulta, 122 s. Dostupné z: pdfweb.truni.sk/elskripta/chzp.pdf
- ✚ **Pešek J., Opluštil S., Kumpera O., Holub V., Skoček V. (1998):** Paleogeographic Atlas, Late Paleozoic and Triassic formations, Czech Republic Czech Geol. Surv., Prague.
- ✚ **Petrlík J. (2005):** Budoucnost bez jedů: Chemické látky – Polychlorované bifenyly PCB [online] [cit. 2014-05-13]. Dostupný z [www.bezjedu.arnika.org/chemickelatky/polychlorovane-bifenyly-pcb](http://www.bezjedu.arnika.org/chemickelatky/polychlorovane-bifenyly-pcb).
- ✚ **Pitter P. (2009):** Hydrochemie. VŠCHT, Praha.

- ✚ **Pont D. a Amrani J. (1990):** The effects of selective fish predation on the horizontal distribution of pelagic cladocera in a southern french reservoir. *Hydrobiologia* 207: 259-267.
- ✚ **Povodí Labe (2009):** Plán oblasti povodí horního a středního Labe.
- ✚ **Říhová Ambrožová J. (2007):** Tepelný režim ve vodách. From *Encyklopedie hydrobiologie: výkladový slovník* [online]. Praha: VŠCHT Praha, 2007 [cit. 2014-05-16]. Dostupné z [www: vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid\\_es-006/ebook.html?p=T000](http://www.vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=T000)
- ✚ **Simpson S.L., Batley G.E., Chariton A.A., Stauber J.L., King C.K., Chapman J.C., Hyne R.V., Gale S.A., Roach A.C., Maher W.A. (2005):** Handbook for Sediment Quality Assessment (CSIRO: Bangor, NSW): 117pp
- ✚ **Sloff C. J. (1997):** Modeling reservoir sedimentation processes for sediment management studies. – In Proc. Conf.: Hydropower into the Next Century, 513-524 Surrey, U.K.: Aqua Media International.
- ✚ **Smol J.P. (2002):** Pollution of lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective. Wiley-Blackwell, London.
- ✚ **Smol J.P. (2008):** Pollution of lakes and rivers: A paleoenvironmental perspective. 2nd ed. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- ✚ **Spiteri C., Kalinski V., Rösler W., Hoffmann V., Appel E., and MAGPROX team, (2005):** Magnetic screening of a pollution hotspot in the Lausitz area, Eastern Germany: correlation analysis between magnetic proxies and heavy metal contamination in soils. *Environ. Geol.*, **49**: 1–9
- ✚ **Stam M. H., (1998):** The dating of fluvial deposits with heavy metals, 210Pb and 137Cs in the Geul catchment (The Netherlands). *Phys. Chem. Earth*, 24: 155 – 160.
- ✚ **Straškraba M. (1998):** Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes - *International Review of Hydrobiology*, 83, 1-12.
- ✚ **Straškraba M., Tundisi J.G. (1999):** Guidelines of lake management: reservoir water quality management: Vol. 9, ILEC, Kusatsu, p. 229.
- ✚ **Straškraba M., Tundisi J.G., Duncan A. (1993):** Comparative reservoir limnology and water quality management – Kluwer Academic publisher, Dordrecht.
- ✚ **Svobodová Z., Gelnerová J., Justyn J., Krauper V., Machová J., Simanov L., Valentova I., Wohlgemutl E. (1987):** Toxicology of aquatic organism. SZN, Prague.

- ✚ **SZÚ (2005):** Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí. Souhrnná zpráva za rok 2004. Kapitola 11 - Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací. <http://www.szu.cz>
- ✚ **Szulejko, J. E., Kim, K. H., Brown, R. J. C., Bae, M. S. (2014):** Review of progress in solvent-extraction techniques for the determination of polyaromatic hydrocarbons as airborne pollutants. Trends in Analytical Chemistry, <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.trac.2014.07.001>.
- ✚ **Škárka B., Polívka Ľ., Fendrich E., Hostín S., Lacuška M. (2003):** Environmentálna chémia. Slovenská technická univerzita, Bratislava.
- ✚ **Tásler R., Havlena V., Prouza V. (1981):** Nové litostratigrafické členění centrální a západní části podkrkonošské pánve. – Věstník ÚÚG, 56, 3, 129-143.
- ✚ **Trejtner K. (1975):** Přehradý Povodí Labe. Nakladatelství Kruh, Praha.
- ✚ **Tyráček, J., Růžička, M. (1992):** Regionálně geologické dělení Českého masivu na území České republiky. Časopis pro mineralogii a geologii, Vol. 37, No. 4, 257-275.
- ✚ **Valečka, J. a Skoček, V. (1990):** Litoeventy v české křídové pánvi. – Věstník Ústředního ústavu geologického, 65, 1, 13–28. Praha.
- ✚ **Vasile G. D., Nicolau M., Vladescu L. (2008):** Zinc speciation in sediments from a polluted river, as an estimate of its bioaccessibility. Environ Monit Assess, DOI 10.1007/s10661-008-0658-y.
- ✚ **Wetzel R.G. (1975):** Limnology W. B. Saunders Company, Philadelphia.
- ✚ **Wetzel R. G. (2001):** Limnology: lake and river ecosystems. Academic Press, San Diego.
- ✚ **Zapletal T. (1987):** Výskyt lososovitých ryb ve vymezeném úseku Labe. – MS, seminární práce, Gymnázium Trutnov.

#### **Internetové zdroje:**

- ✚ **www1:** Mapa 1:50 000. Dostupné z: <http://www.geoportal.cuzk.cz> 10.5.2015
- ✚ **www2:** <https://mapy.geology.cz/geocr50/?center=-570100,-1110200&scale=15000>

**Vyhláška 294/2005 Sb.** - o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, dostupná na: <http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/>

**Vyhláška 257/2009 Sb.** – o používání sedimentů na zemědělské půdě, dostupná na:  
<http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/>