

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Fyzikálně-chemické a mikrobiologické vlastnosti
čistírenských kalů**

Diplomová práce

Nela Friedrichová

Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: doc. Ing. Aleš Hanč, Ph.D.

Konzultant: RNDr. Petra Innemanová, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Fyzikálně-chemické a mikrobiologické vlastnosti čistírenských kalů" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 16.4.2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu práce doc. Ing. Alešovi Hančovi, Ph.D. za metodickou, odbornou a pedagogickou pomoc, a především za trpělivost při tvorbě této práce. Dále bych ráda poděkovala konzultantce RNDr. Petře Innemanové, Ph.D. za poskytnutí materiálů.

Diplomová práce byla vytvořena v rámci projektu NAZV č. QK1910095 s názvem „Využití vermikompostování k eliminaci mikropolutantů za účelem bezpečné aplikace čistírenského kalu na zemědělskou půdu“.

Fyzikálně-chemické a mikrobiologické vlastnosti čistírenských kalů

Souhrn

Cílem této diplomové práce bylo zhodnotit fyzikálně-chemické a mikrobiologické parametry čistírenských kalů jako jsou rizikové prvky, persistentní organické polutanty (POP) a patogenní mikroorganismy. Naměřené hodnoty byly porovnány s limitními koncentracemi stanovenými legislativou (limitní koncentrace pro použití čistírenských kalů na zemědělskou půdu, jako bioodpad na povrch terénu či kompostování). Další porovnání proběhlo z pohledu vlastností jednotlivých čistíren a jeho vlivu na obsah naměřených parametrů (průměrné zatížení ČOV, technologie čištění odpadních vod, technologie stabilizace a odvodnění kalu, obsah POP určen napojeným průmyslovým závodem a obsah patogenních mikroorganismů určen napojeným zdravotnickým zařízením).

Literární rešerše se zabývala složením, produkcí a nakládáním s čistírenskými kaly v obecném měřítku. Následné charakteristiky rizikových prvků, POP a patogenních mikroorganismů byly již zaměřeny na analyzované parametry. Závěr rešerše byl věnován legislativě z pohledu Evropské unie a České republiky.

Analyzované vzorky byly odebrány celkem z 25 čistíren odpadních vod z celé České republiky. Tato práce však pracovala s 26 vzorky, a to z toho důvodu, že jedna z ČOV uvedla dva různé způsoby odvodnění kalu. Charakteristika jednotlivých čistíren byla zapracována do metodické části na základě krátkého dotazníku. Naměřené hodnoty byly dále zpracovány statistickými analýzami (párový t-test, jednovýběrový t-test, dvouvýběrový t-test a neparametrická anova) a vyhodnoceny dle stanovených hypotéz.

Všechny čistírenské kaly byly vyhodnoceny jako nevhodné pro aplikaci na zemědělskou půdu i jako bioodpad na povrch terénu. Každý kal překročil limitní hodnoty v jiných parametrech, společně však byly překročeny limitní koncentrace pro intestinální enterokoky, termotolerantní koliformní bakterie a *Escherichia coli*. Opačné byly výsledky využití kalu pro účely kompostování, kde byly vyloučeny celkem čtyři vzorky, a to z důvodu překročení některých rizikových prvků (As, Cu a Ni). Aby mohl být kal aplikován na zemědělskou půdu či využit jako bioodpad, je třeba provést dodatečnou úpravu. Pro tyto účely by mohlo být vhodné využití žížal a vermikompostování, které je v současné době předmětem výzkumu. Další variantou může být modernizace ČOV. Dle výsledků má na obsah výše zmíněných látek a mikroorganismů vliv průměrné zatížení ČOV a způsob stabilizace kalu. Vyšší hodnoty Σ12 PAU mohou být způsobeny průmyslovými podniky, které jsou napojeny na stokovou síť.

Klíčová slova: čistírenský kal, fyzikálně-chemické vlastnosti, patogenní mikroorganismy

Physico-chemical and microbiological properties of sewage sludge

Summary

The aim of the diploma thesis was to evaluate the physico-chemical and microbiological parameters of sewage sludge, such as risk elements, persistent organic pollutants (POPs) and pathogenic microorganisms. The measured values were compared with the limit concentrations that are set by legislation (concentration limits for the use of sewage sludge on agricultural land, as biowaste on the surface of the terrain or composting). Another comparison was made in terms of the properties of individual treatment plants and its effect on the content of measured parameters (average WWTP load, wastewater treatment technology, technology of stabilization and dewatering of sewage sludge, the content of POP determined by a connected industrial plant and content of pathogenic microorganisms determined by a connected medical facility).

The literature review dealt with the composition, production, and treatment of sewage sludge in general. Subsequent characteristics of toxic elements, POPs and pathogenic microorganisms were already focused on the analyzed parameters. The conclusion of the review was devoted to legislation from the perspective of the European Union and the Czech Republic.

The analyzed samples were taken from a total of 25 wastewater treatment plants from all over the Czech Republic. However, the thesis worked with 26 samples, because one of the WWTPs indicated two different methods of sludge dewatering. The characteristics of individual treatment plants were incorporated into the methodological part based on a short questionnaire. The measured values were further processed by statistical analysis (paired t-test, one-sample t-test, two-sample t-test and nonparametric anova) and evaluated according to the established hypotheses.

All samples of sewage sludge were evaluated as unsuitable for application to agricultural land and as biowaste on the surface of the terrain. Each sludge exceeded the limit values in different parameters, but at the same time the limit concentrations for intestinal enterococci, thermotolerant coliform bacteria and *Escherichia coli* was exceeded. The opposite was the result of the use of sludge for composting purposes, where a total of four samples were excluded, due to exceeding some toxic elements (As, Cu and Ni). For the sludge to be applied to agricultural land or used as biowaste, additional treatment is required. For these purposes, the use of earthworms and vermicomposting, which is currently the subject of research, could be appropriate. Another option may be the modernization of the WWTP. According to the results, the content of the above-mentioned substances and microorganisms is influenced by the average load of the WWTP and the method of sludge stabilization. Higher values of $\Sigma 12$ PAU can be caused by industrial companies that are connected to the sewer network.

Keywords: sewage sludge, physico-chemical properties, pathogenic microorganisms

Obsah

1	Úvod.....	8
2	Cíl práce.....	9
3	Literární rešerše.....	10
3.1	Čistírenské kaly.....	10
3.1.1	Typy kalů.....	10
3.1.2	Složení kalů.....	10
3.1.3	Vlastnosti kalů.....	11
3.1.4	Produkce kalů.....	12
3.1.5	Nakládání s čistírenskými kaly.....	12
3.2	Fyzikálně-chemické a mikrobiální vlastnosti čistírenských kalů.....	14
3.2.1	Rizikové prvky.....	14
3.2.2	Perzistentní organické polutanty (POP).....	21
3.2.3	Patogenní organismy.....	25
3.2.4	Ostatní sledované parametry.....	27
3.2.5	Legislativa.....	30
4	Metodika.....	33
4.1	Charakteristika zúčastněných ČOV.....	33
4.1.1	Do 500 EO.....	33
4.1.2	Do 2000 EO.....	33
4.1.3	2001 – 10 000 EO.....	34
4.1.4	10 001 – 100 000.....	35
4.1.5	Nad 100 000 EO.....	36
4.2	Technologie čištění a zpracování kalů.....	36
4.3	Použité metody.....	38
4.3.1	Chemické analýzy.....	38
4.3.2	Mikrobiologické analýzy.....	43
4.4	Použité statistické metody.....	45
5	Výsledky.....	46
5.1	Porovnání dvojího měření (párový t-test).....	46
5.2	Mezní hodnoty vybraných legislativních dokumentů (jednovýběrový t-test).....	46
5.2.1	Vyhláška 437/2016 Sb., příloha č. 3.....	46
5.2.2	Vyhláška 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.).....	47
5.2.3	ČSN 465735 (tabulka I.).....	47
5.2.4	Detailnější vyhodnocení.....	47
5.3	Průměrné zatížení ČOV (neparametrická ANOVA).....	57
5.4	Technologie ČOV (dvouvýběrový t-test).....	58

5.5	Technologie stabilizace kalu (neparametrická ANOVA)	59
5.6	Technologie odvodnění kalu (neparametrická ANOVA)	59
5.7	Napojení průmyslového závodu na ČOV (dvouvýběrový t-test).....	60
5.8	Napojení zdravotnického zařízení na ČOV (dvouvýběrový t-test).....	61
6	Diskuze.....	62
7	Závěr	66
8	Literatura	68
9	Seznam použitých zkratk a symbolů	79
10	Samostatné přílohy.....	80

1 Úvod

Problematika čistírenských kalů se v posledních letech dostává stále více do popředí. Nejdiskutovanějším tématem v této oblasti je vhodný způsob nakládání s kaly s ohledem na jejich toxicitu. V roce 2017 bylo v ČR vyprodukováno cca 178 000 tun sušiny kalu. Toto množství je rekordní od počátku sledování produkce. Podobný trend je zaznamenán i v řadě zemí EU, a to z důvodu zpřísnění evidence a v důsledku nových regulativů (ČSÚ 2018).

Použitím správných technologií se může produkce kalu do určité míry snižovat (Král 2004). Stěžejním však zůstává snaha o odstranění co největšího množství polutantů a mikropolutantů tak, aby mohl být považován za jeden z obnovitelných zdrojů. Zpracování kalu by mělo být udržitelné, ekonomicky únosné, a především přijatelné pro životní prostředí. Zároveň je třeba dodržovat standardy, které jsou dány legislativou. Vhodným způsobem nakládání s kaly je jeho recyklace a použití například jako organické hnojivo. V tomto případě je třeba minimalizovat negativní dopady aplikace čistírenského kalu na parametry půdy a pěstované rostliny.

Čistírenský kal je velmi specifická směs látek, která je bohatá na živiny a zároveň obsahuje velké množství rizikových prvků a patogenních organismů (Banks a kol. 2004). Z pohledu vysokého obsahu prospěšných látek má kal pozitivní dopad na životní prostředí. Velmi se podobá humusovým látkám a zlepšuje strukturu půdy (Zímová 2003). Rizikovost je určena obsahem a koncentrací těžkých kovů, persistentních organických polutantů a patogenních mikroorganismů (Banks a kol. 2004).

Vhodné technologie čištění a hygienizace kalu mohou být vybrány pouze v případě, že jsou známy jeho fyzikálně-chemické a mikrobiologické parametry. Předpokládá se, že je obsah mikropolutantů v kalu do určité míry ovlivněn průměrným zatížením ČOV, použitou technologií čištění odpadních vod nebo technologií stabilizace, či odvodnění kalu. Významnou roli, v obsahu persistentních organických polutantů, může hrát i sdílení stokové sítě s průmyslovým podnikem. Podobný předpoklad ohledně obsahu patogenních mikroorganismů je i u nemocnic. Zhodnocení těchto předpokladů je předmětem této diplomové práce.

2 Cíl práce

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit fyzikálně-chemické a mikrobiologické parametry, zejména polutanty, čistírenských kalů, které byly odebrány z 25 čistíren z celé České republiky a následně ověřit vliv využitých technologií a dalších určujících faktorů na jednotlivé parametry dle stanovených hypotéz.

Hypotézy:

1. Neexistuje statisticky významný rozdíl mezi 1. a 2. odběrem u jednotlivých ČOV.
2. Střední hodnota naměřených parametrů odpovídá mezním hodnotám z legislativních dokumentů (Vyhláška 437/2016 Sb., příloha č 3, Vyhláška 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 - tabulka 1).
3. Mezi kategoriemi průměrného zatížení ČOV a naměřenými hodnotami parametrů neexistuje statisticky významný rozdíl.
4. Účinnost mechanicko-biologické ČOV je shodná s účinností kořenové ČOV.
5. Mezi jednotlivými způsoby technologie stabilizace kalu není statisticky významný rozdíl.
6. Mezi jednotlivými způsoby odvodnění kalu není statisticky významný rozdíl.
7. Kaly z čistíren s napojeným průmyslovým závodem nemají statisticky větší obsah POP, než kaly z čistíren bez napojeného průmyslového zařízení.
8. Kaly z čistíren s napojeným zdravotnickým zařízením nemají statisticky větší obsah patogenních mikroorganismů, než kaly z čistíren bez napojeného zdravotnického zařízení.

3 Literární rešerše

3.1 Čistírenské kaly

Čistírenský kal je odpad, který je vytvářen během procesu čištění odpadních vod (Ministerstvo životního prostředí 2008). Jedná se o suspenzi, neboli směs, dvou nebo více odpadních látek s vysokým obsahem kapaliny (Lyčková a kol. 2008). Objem kalu je dán především velikostí pevných částic a obsahem organické hmoty. Na obecné rovině lze tvrdit, že čím jsou obsažené částice menší a obsah organické hmoty vyšší, tím vyšší je i obsah kapaliny (Dohányos a kol. 1998). Zpracováním OV jsou odstraněny nežádoucí složky, které jsou koncentrovány do objemově nevýznamného proudu, který je nazýván kalem (Ministerstvo životního prostředí 2008). Objem kalu je přibližně 1–2 % ze znečišťujících vod, je v něm však obsaženo 50-80 % původního znečištění (Lyčková a kol. 2008). Kromě znečišťujících složek může kal obsahovat i přebytečnou biomasu vytvořenou v průběhu biologického stupně čištění. Kaly z odpadních vod je třeba upravovat tak, aby se zamezilo nepříznivým dopadům na lidské zdraví nebo životní prostředí. Obsah prospěšných i znečišťujících látek závisí především na počáteční kvalitě OV a na úrovni požadované technologie.

Zpracování kalu by mělo být udržitelné, ekonomicky únosné, a především přijatelné pro ŽP. Zároveň je třeba dodržovat standardy, které jsou dány legislativou. Produkci odpadu a jeho ukládání na skládky je potlačováno odpadovou politikou EU, kdy v ČR je skládkování kalu zakázáno (Ministerstvo životního prostředí 2008).

3.1.1 Typy kalů

Primární kal

Jedná se o usaditelné látky odpadních vod, které jsou zpravidla svou strukturou zrnité. Tento typ kalu je tvořen nerozpuštěnými látkami, které prošly lapákem písku a česlemi. Obsah sušiny je v tomto případě 2,5 – 50 g/l. Z důvodu značného obsahu koloidních látek má kal schopnost vázat a udržovat vodu, a tím se hůř vysouší.

Sekundární (aktivovaný) kal

Sekundární kal je kal přebytečný. Jedná se o přebytečnou biomasu z biologického růstu z dosazovacích nádrží. Charakter je ovlivněn čistícím zařízením, ve kterém vznikl a má vločkovitou strukturu. Největší vliv na složení sekundárního kalu má složení a koncentrace odpadních vod (Lyčková a kol. 2008).

Oba typy kalů se spojují a společně či separátně se zahušťují. Takto spojený kal je nazýván surový kal.

3.1.2 Složení kalů

Obecně lze říct, že se složky čistírenských kalů dají definovat v rámci pěti základních skupin látek:

- a) Organické sloučeniny na bázi N, P, C
- b) Voda (tvoří přibližně 90 %)

- c) Anorganické sloučeniny na bázi Al, Mg, Ca, Si
- d) Patogenní organismy
- e) Toxické prvky a sloučeniny (Hubálek 2007)

Surový kal z běžné městské ČOV obsahuje v průměru 0,5 - 7 % sušiny, která je složena z 60-70 % anorganických látek a 30-40 % anorganických látek, zbylé látky jsou patogenní organismy a toxické sloučeniny (Dohányos a kol. 2004).

Fosfor a dusík jsou nejvíce zastoupenými živinami v kalech. Draslík se zpravidla neobjevuje v tak vysokých koncentracích (Schaeffer a kol. 1988). Počet a druh patogenních organismů závisí na původu a charakteru jejich donátorů (Hemsworth a kol. 1998). Těmito patogenními organismy jsou zejména viry (např. hepatitida A), bakterie (*Escherichia coli*, *Salmonella*), protozoa nebo parazitická červa (Matějů 2007).

Toxickými prvky jsou PAU, PCB, pesticidy, dioxiny atd. (Lyčková a kol. 2008). Z těžkých kovů jsou obsaženy Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, As, Hg, Co, Ni (Jeníček a kol. 2009). Tyto látky mohou být velmi nebezpečné pro člověka, hlavně kvůli schopnosti bioakumulace a rezistence. Významný podíl tvoří biostatické a biocidní látky, jako jsou rezidua užitých léčiv (antibiotika, léky hormonální povahy). Aplikovaná antibiotika jsou v tělech metabolizována jen na úrovni 10-20 %, zbytek odchází společně s exkrementy do odpadních vod. Struktury těchto látek jsou významnými alergeny, proto je aplikace nehygienizovaných kalů do prostředí vysoce riziková (Urase 2005).

V sekundárním kalu se vyskytují rody bakterií *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Flavobacterium*, *Micrococcus* atd. Zpravidla nechybí ani nitrifikační bakterie rodu *Nitrosomonas* a *Nitrobacter*. Dále se v aktivovaném kalu mohou vyskytovat plísně, houby nebo kvasinky (Zimová 2008). Často jsou přítomny i vláknité mikroorganismy, které při větším počtu způsobují technologické potíže. Jejich zvýšenou koncentrací jsou zhoršeny usazovací a zahušťovací vlastnosti kalu (Kuraš 1994). Mezi vyšší organismy, které jsou obsaženy v kalu, patří protozoa, vířníci, hlístice atd. Z prvků stojí za zmínku *Peritricha*, kterých je přibližně třetina. Tyto prvoci slouží jako indikátor pro odhad stavu sekundárního kalu, především proto, že zde nacházejí potravu (Zimová 2008).

3.1.3 Vlastnosti kalů

Důležitou vlastností kalu je jeho konzistence, která velmi úzce souvisí s koncentrací tuhých složek v kapalině (vyjadřovány jako obsah sušiny v kalu). Konzistence sušiny většinou značně závisí na charakteru koloidních částic, proto dva kaly, které mají stejnou sušinu, mohou mít odlišné vlastnosti (Růžek a kol. 1998).

Většina částic kalu má koloidní charakter. Suspendované částice tuhé fáze mají velikost nad 0,1 mm, jen cca 20 % částí má velikost pod 0,1 mm. Složení kalů se však může zásadně lišit v návaznosti na místní podmínky (Dohányos a kol. 2004). Organická hmota sušiny má většinou kapilární tvar povrchu. Tento fakt způsobuje, že se v ní zadržuje velké množství vody, což způsobuje nesnadné odvodňování kalu prostou sedimentací (Kuraš 1994). Vedle

prostorové vody, která je oddělitelná od kalu gravitačními silami neboli sedimentací, existuje voda, která je více či méně vázaná v kalu. Tato voda může být separována jen s vynaložením větší energie – tepelná energie, odstředivka (Salvato 1989).

Dalšími sledovanými vlastnostmi jsou také pH, vodivost a obsah organických kyselin, jejichž sledování je důležité zejména při procesu anaerobní digesce (Metcalf a kol. 1991). Vlastnosti kalů se dají optimalizovat pomocí přísad aditiv. Mezi tato aditiva patří například $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (vápenné mléko), které je málo rozpustné a zvyšuje pH, což napomáhá hygienizaci. Přidáním některých látek se kal hygienizuje s neutrálním či mírně alkalickým pH.

3.1.4 Produkce kalů

Celkové množství vyprodukovaných kalů závisí na množství zpracovávaného znečištění, které je vztaženo na počet ekvivalentních obyvatel (EO). Ekvivalentní obyvatel je definován produkcí znečištění 60 g BSK₅ za den.

Produkce závisí na způsobu čištění a typu kanalizace (Martens 2003). Zařazením fyzikálně-chemického odstraňování fosforu se zvyšuje produkce kalu zhruba o 30 %. Objem kalu závisí na způsobu technologického zpracování kalu (zahušťování, dezintegrace, stabilizace, odvodňování, dezinfekce, sušení atd.) nebo přidávání činidel do procesu čištění a zpracování kalů (soli železa nebo hliníku, vápno apod.). Vliv na produkci má i druh a stupeň čištění a velikost zatížení čistících zařízení (Novák a kol. 2001).

V České republice je produkce čistírenských kalů v absolutní sušině do 200 000 tun za rok. V roce 2017 bylo v ČR vyprodukováno cca 178 000 tun sušiny kalu. Toto množství je rekordní od počátku sledování produkce. Podobný trend je zaznamenán i v řadě zemí EU, a to z důvodu zpřísnění evidence a v důsledku nových regulativů (ČSÚ 2018).

Hnojení čistírenskými kaly se zdá jako jedno z nejrozumnějších řešení nakládání s tímto produktem. Značná část kalů v ČR však obsahuje nadlimitní množství některých polutantů, což značně omezuje jeho použití na zemědělské půdě (Valečko 2002). Mezi tyto polutanty můžeme zařadit některé z těžkých kovů, jako je například kadmium, olovo nebo chrom, které jsou extrémně škodlivé, jak pro člověka, tak i pro životní prostředí (Wu a kol. 2007).

3.1.5 Nakládání s čistírenskými kaly

Použitím správných technologií se může produkce kalů do určité míry snižovat. Množství vyprodukovaných kalů je přímo úměrné zvyšujícím se nárokům na kvalitu vypouštěné vody (Kráal 2004).

V současné době je několik možností, jak nakládat s čistírenskými kaly. Tyto způsoby se dají rozdělit do kategorií, jimiž jsou: skládkování, recyklace a destrukce. Mezi recyklační metody patří použití na půdu jako organické hnojivo nebo použití pro vylepšení půdy v zemědělství v rámci rekultivace. Destrukčními metodami je především spalování, které lze využít na energii, zplynování a použití kalu jako procesního paliva (využívání nebo skládkování popela), (Jirman 2003).

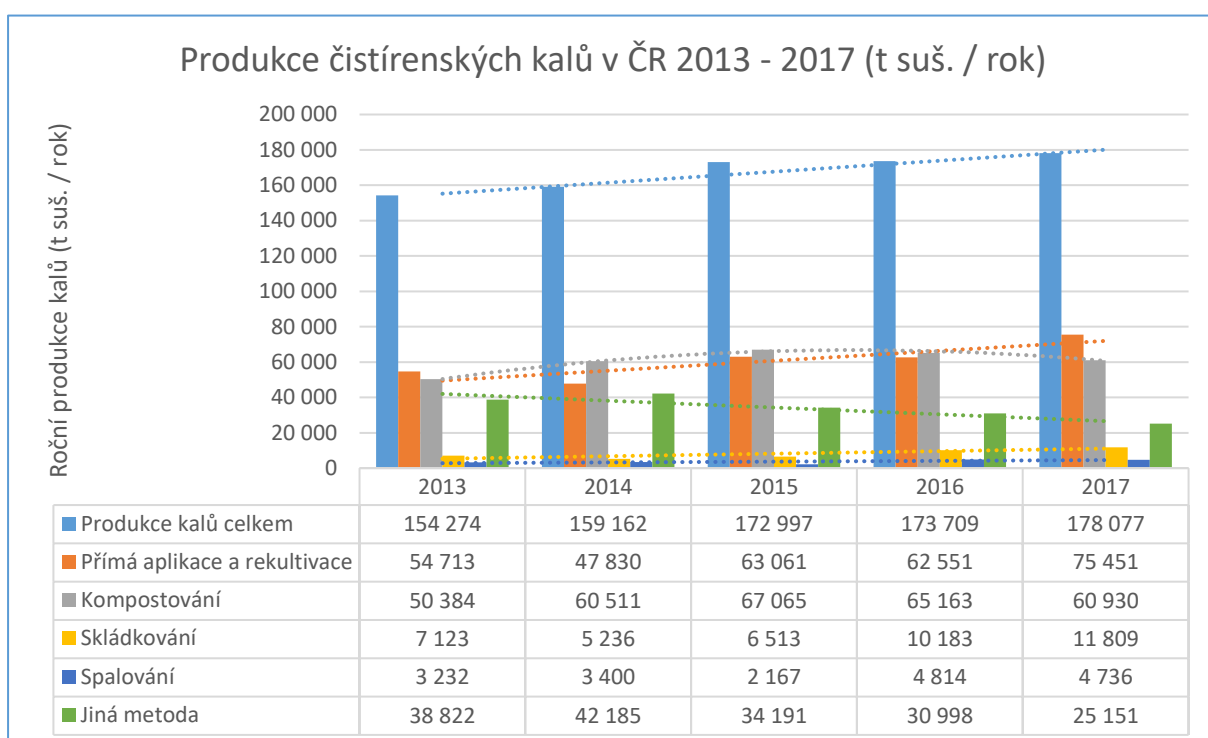
Přímá aplikace na zemědělskou půdu – využití jako hnojivo v zemědělství. Aplikace je možná pouze v případě, že je kal upravený (Dohányos 2006);

Kompostování – jedná se o aerobní biologickou stabilizaci materiálu a zároveň o využití jeho hnojivých vlastností (Dohányos 2006);

Skládkování – neboli deponie, je nejméně ekologicky vhodný způsob využití kalu a odsouvá problém na pozdější dobu. Jedná se o uložení na zabezpečenou skládku. Tato metoda je vhodná, pokud se nenalezne snazší způsob likvidace (Dohányos 2006).

Spalování – nejúčinnější metoda hygienizace kalu. Použití je vhodné pro biologicky nerozložitelné materiály nebo materiály nebezpečné (kontaminace, obsah toxických látek). Spalování může probíhat společně s energeticky bohatšími palivy v rámci tzv. spoluspalování (Dohányos 2006);

Zakomponování do stavebních materiálů – kaly z některých čistíren je možno zapracovat do stavebního materiálu, jako jsou například cihly nebo cement. Podmínkou je, že materiál nesmí ztratit svoje základní vlastnosti a nesmí být ohroženo ŽP. Zakomponování se může provádět metodou spalování v cementářské peci. Jedná se o poměrně novou a bezodpadovou metodu (Dohányos 2006).



Obr. č. 1: Trend nakládání s čistírenskými kaly v ČR v letech 2013–2017 (vlastní zpracování, data: ČSÚ 2019)

V České republice všeobecně roste produkce čistírenských kalů. V grafu výše jsou znázorněny trendové křivky používaných metod nakládání s čistírenskými kaly v ČR mezi roky 2013 a 2017. Přímá aplikace na zemědělskou půdu a rekultivace má celkově spíše rostoucí tendenci. Kompostování se nejvíce uplatňovalo v roce 2015. Skládkování má podobně jako aplikace na zemědělskou půdu stoupající trend a stejně je na tom i spalování. Tento jev je

pravděpodobně způsoben vzrůstající produkcí čistírenských kalů. Jiné metody mají naopak ve sledovaném období klesající tendenci.

3.2 Fyzikálně-chemické a mikrobiální vlastnosti čistírenských kalů

Čistírenský kal je velmi specifická směs látek, která je bohatá na živiny a současně obsahuje množství rizikových prvků a patogenních organismů (Banks a kol. 2004). Z pohledu vysokého obsahu prospěšných látek má kal pozitivní dopad na životní prostředí. Velmi se podobá humusovým látkám a zlepšuje strukturu půdy (Zimová 2003). Rizikovost je určena obsahem a koncentrací těžkých kovů, persistentních organických polutantů a patogenních organismů (Banks a kol. 2004).

Tato oblast je v současné době stále předmětem výzkumů, protože je stále obtížné určit dopad na životní prostředí. Polutanty jsou v potravinách, pitné vodě nebo v životním prostředí limitovány. Tyto limity jsou však určeny pouze pro jednotlivou látku a nejsou dostupné žádné informace ohledně rizika při dlouhodobé expozici směsí mikropolutantů (Hušková a kol. 2015).

3.2.1 Rizikové prvky

Znečištění životního prostředí rizikovými prvky se stalo vážným problémem napříč celým světem. Uvolnění kovů a polokovů způsobené extrakcí z rud a zpracováním vedlo k uvolňování jednotlivých prvků a následnému znečištění ŽP. Hromadění rizikových prvků je způsobeno především neschopností je biologicky odbourávat. Akumulace těchto látek představuje riziko pro životní prostředí i lidské zdraví (McGrath 1987).

Rizikové prvky jsou v biologických systémech klasifikovány jako esenciální a neesenciální. Esenciální prvky (Fe, Mn, Cu, Zn atd.) jsou ty, které jsou pro růst rostliny v malém množství užitečné (Cobbett 2003). Vysoké koncentrace esenciální a neesenciálních prvků jsou pro rostliny toxické a mohou způsobit inhibici růstu. Existují však rostliny, které se dokázaly přizpůsobit stresovým podmínkám, jako je zvýšená koncentrace těžkých kovů (Fišer a kol. 2014).

Arsen

Jedná se o prvek, který má vlastnosti kovů i polokovů, tzv. metaloid. Sloučeniny arsenu jsou vysoce toxické chemické látky. Přirozeně se arsen v přírodě vyskytuje z vulkanické činnosti nebo z půdní eroze. Většina arsenu, která se v životním prostředí objevuje, je především z antropogenního zdroje, jako je spalování fosilních paliv, hutní a rudný průmysl, výroba barviv, aplikace insekticidů nebo textilní a sklářský průmysl. Značné množství je obsaženo ve výluzích elektrárenských popílků a v důlních vodách. V potravinách se arsen nejvíce vyskytuje v mořských rybách, v rýži a v listové zelenině (Havel a kol. 2014).

Arsen se běžně vyskytuje ve více než 300 primárních a sekundárních minerálech (Drahota a kol. 2009). Nejčastějšími minerály jsou arsenopyrit (FeAsS), auripigment (As_2S_3), realgar (AsS) nebo kobaltin (CoAsS). Může se také vázat na některé sulfidické minerály, ve kterých tvoří hlavní komponent v krystalové mřížce. Takovým minerálem může být

například pyrit (FeS_2). Průměrný obsah arsenu v půdě se pohybuje okolo 2–20 mg/kg zeminy (Bissen a kol. 2003).

Příjem arsenu je ovlivněn hlavně půdním pH a obsahem jílovité frakce (Kabata – Pendias 2011). Jeho mobilita se zvyšuje s rostoucím pH, což může způsobit potíže při vápnění půd. Arsen u rostlin narušuje funkci fotosyntézy a dýchání a brání v růstu. Je schopen povzbudit sekundární metabolismus, což má za následek ztrátu výnosů (Brandstetter a kol. 2000).

Některé sloučeniny jsou prokázanými mutageny, karcinogeny a teratogeny. Kovový arsen je považován za netoxický, ale v organismu je přeměňován na toxické sloučeniny (Biotox 2009). Vznik akutní nebo chronické otravy arsenem je možný po inhalaci, perorálně nebo parentálně. Kůži vstřebáván není. Vyloučení probíhá různou rychlostí zejména močí, ale záleží na formě výskytu a velikosti expozice. Akutní otravy arsenem jsou v dnešní době spíše vzácné. Toxicky začíná působit až při dávce 30–50 mg a nejnižší letální dávka se udává v rozmezí 60–80 mg pro dospělého člověka (Křištofová 2005). Chronická onemocnění mohou vzniknout při dlouhodobé expozici arsenu již v malých dávkách (Havel a kol. 2014). Chronická otrava se projevuje hned několika způsoby – podráždění kůže, zažívací potíže, zápal plic, bolesti hlavy a kloubů, zhoršení pohyblivosti a palčivé bolesti v končetinách (Křištofová 2005). Toxicita tohoto prvku závisí na oxidačním stupni. Sloučeniny As^{V} jsou asi 5x až 20x méně toxické než sloučeniny As^{III} (Havel a kol. 2014).

Kadmium

Kadmium je měkký a tažný kov, který je odolný proti korozi a je velmi podobný zinku (Petrлік a kol. 2014). Znečištění ŽP kadmiiem lze rozdělit do několika oblastí podle výskytu, a to na atmosférické, vodní a půdní. Do ovzduší se kadmium dostává pouze z 10 % lidskou činností, zbytek připadá na přírodní činnosti (Beneš a kol. 1998). Takto emitované kadmium se následně hromadí ve vodě a v půdě a je schopno přejít do potravního řetězce (Cibulka a kol. 1991). Mezi hlavní zdroje v prostředí lze zařadit těžbu, metalurgii, používání fosfátových hnojiv nebo spalování fosilních paliv a odpadů (Petrлік a kol. 2014). Významným zdrojem znečištění jsou i odpadní vody z těžby a zpracování rud. Indikátorem znečištění povrchových vod jsou sedimenty dna, protože koncentrace prvku bývá v sedimentu až 10x vyšší než v samotné vodě (Pitter 1999).

Běžným oxidačním stavem je +2, výjimečně se může vyskytovat i ve stavu +1. Kadmium je schopno reagovat se sírou, halogeny nebo dalšími nekovovými prvky. Na vzduchu se mění v oxid kademnatý. Nebezpečnost tohoto prvku tkví především v tom, že je schopno vytvářet organické sloučeniny (Petrлік a kol. 2014). Dále je schopen se vázat na částice jílu nebo prachu.

Vysoké koncentrace v půdě vedou k zastavení růstu rostlin a k následnému uhynutí až celých druhů. Znečištění půd může být i přímé, jelikož se malé množství nachází i ve hnojivech (Cibulka a kol. 1991). Z rizikových prvků má kadmium druhý největší potenciál v přístupnosti pro rostliny (Harrison a kol. 1989).

Kov se do těla může dostat hned několika cestami. Vdechnutím částic prachu dýchacími cestami, kde se v závislosti na chemické formě vstřebává z 10-40 %. Zaživacím traktem, kdy je jeho schopnost vázat se odhadnuta na 29 %. Hromadění probíhá hlavně v játrech a ledvinách. K selhání těchto orgánů může dojít již při velmi malých koncentracích. V závislosti na druhu savce je stanoven poločas rozpadu na 7-40 let, močí je vyloučeno 0,3 – 0,7 mg denně. Podle Mezinárodní agentury pro výzkum rakoviny vzrůstá riziko rakoviny prostaty a dýchacího aparátu. Akutní otrava zvyšuje krevní tlak a způsobuje rozklad červených krvinek (Petrлік a kol. 2014). V současné době se významným zdrojem příjmu kadmia u lidí stává kouření. Vykouřením jedné cigarety se do lidského těla dostává 0,1 – 0,2 µg kadmia (Bencko 1995).

Chrom

Chrom je přirozeně se vyskytující křehký kov, jež je charakterizován světlostí, lesklostí a tvrdostí. Jeho reaktivita je poměrně nízká, za to je vysoce chemicky odolný (Příbylová a kol. 2014). Trojmocný chrom je prospěšný pro organismy a je nezbytnou součástí stravy. Obsahují ho potraviny jako je například melasa, hnědý cukr, lesní plody, kvasnice, pivo nebo červená řepa. Šestimocný chrom je pravým opakem, protože je považován za potencionální karcinogen (Jesenák 2005). Hlavními zdroji znečištění je v případě chromu chemický průmysl. Prvek se přidává jako pigment do barev a ochranných prostředků na dřevo. Znečištění chromem může způsobit výroba cementu a spalování fosilních paliv (Petrлік 2005).

Tento prvek často doprovází rudy železa. Nejběžnějším i nejtěžším minerálem, který obsahuje chrom je chromit. Výskyt je běžný ve všech oxidačních stavech od –II po +VI. Nejstálější je ve sloučeninách v oxidačním stavu Cr^{III}, naopak sloučeniny Cr^{VI} silně oxidují (Příbylová a kol. 2014). Koncentrace chromu se vyskytují v základních horninách jako je peridotit a pyrocenit (Richter 2004).

V rostlinách je nejvíce chromu kumulováno v kořenech, méně potom v listech a ve stoncích. Rostliny přijímají málo stabilní Cr^{VI}, který stimuluje vývoj a kladně působí na metabolismus cukrů. Toxicita tohoto prvku pro rostliny závisí na stupni oxidace. Je prokázáno, že aplikace Cr₂O₇ snížila intenzitu růstu u rostlin o 25 % (Richter 2004).

Pro lidské tělo je Cr^{III} důležitou živinou. Napomáhá působení inzulínu, a tím i zpracování cukrů, bílkovin a tuků. Šestimocný chrom proniká do lidského organismu dýcháním, příjmem potravin a vody. Po proniknutí do organismu dráždí nosní sliznici, způsobuje kýchání, svědění a krvácení z nosu. V některých případech byl zaznamenán vznik vředů a děr v nosní přepážce (Příbylová a kol. 2014).

Měď

Měď je měkký a tažný kov. Díky své tepelné vodivosti se uplatňuje především při výrobě elektrovodičů a v nejrůznějších slitinách jako je například mosaz nebo bronz. Vyskytuje se v algicidech, fungicidech nebo v přípravcích proti virům a bakteriím (Kleger a kol. 2014). Jsou zaznamenány případy, kdy se v pitné vodě objevilo abnormální množství mědi. Tento jev je způsoben uvolňováním kovu z měděných potrubních rozvodů. Voda s vysokou koncentrací mědi má typickou kovovou pachut' (Horáková 2003). Největší množství mědi je emitováno do

ovzduší, vody a půdy. Má schopnost se velmi dobře vázat na tuhé částice, které jsou přítomny v prostředí, a tím snižuje svoji toxicitu. Mezi největší zdroje znečištění mědi patří komunální odpad, zemědělství, chemický průmysl a měděné materiály (Petrлік 2005).

Přirozeně se měď vyskytuje ve formě sulfidů, významnými minerály jsou kuprit a zelený malachit (Richter 2007). Ve sloučeninách je výskyt mocenství nejčastější v podobě Cu^{I} , Cu^{II} a Cu^{III} . Nejčastějšími sloučeninami je Cu^{II} , který má modrou nebo zelenou barvu (Kleger a kol. 2014).

Měď patří mezi esenciální prvky pro rostliny i organismy a zároveň slouží jako ko-faktor enzymů, které jsou zapojeny do různých metabolických drah (Alaoui – Sossé a kol. 2004). Rostlinami je přijímána ve formě Cu^{2+} a kumuluje se především v kořenech. Mobilita mědi je poměrně nízká. Uvádí se, že se její mobilita zvyšuje se snižujícím se obsahem humusu a půdním pH (Kabata – Pendias 2011). Reakce rostlin na nedostatek mědi je deformace, vadnutí listů, zpomalení růstu, snížení výnosů nebo poruchy reprodukce. Naopak nadbytek způsobuje potlačení enzymové aktivity nebo poškození membrány (Vaněk a kol. 2002).

U lidí může vést nepřiměřený příjem mědi k závažným onemocněním. Velké množství poškozuje játra a ledviny, podporuje vznik anemie a v nejhorším případě může dojít k usmrcení. Nedostatek tohoto prvku naopak negativně působí na duševní vývoj, zhoršuje metabolismus cukrů a může dojít ke ztrátě pigmentů a vypadávání vlasů. Vzácně se můžou objevit genetické poruchy spojené s neschopností absorbovat měď (Menkeho choroba) nebo naopak sníženou schopností se jí zbavovat (Wilsonova choroba), (Kleger a kol. 2014).

Rtuť

Rtuť je jediný kov, který má za normální teploty a tlaku kapalný stav (Petrлік a kol. 2014). Jako elementární prvek se téměř nevyskytuje. Jedná se o velmi toxickou látku, jejíž anorganické sloučeniny se vyskytují jako jednomocné nebo dvojmocné (Petrлік 2005). Rtuť je špatným tepelným, ale dobrým elektrickým vodičem. Významným zdrojem tohoto prvku je průmyslová výroba. Poměrně velké množství je spotřebováno elektrolytickou výrobou chlóru a alkalických hydroxidů (Petrлік a kol. 2014). Do ovzduší je rtuť emitována ze spalování uhlí a do půdy se dostává společně s aplikací čistírenských kalů, ve kterých je zvýšená koncentrace. Imobilizaci lze snadno pomoci zvýšením pH (vápnění), (Richter 2004).

Rtuť obsahuje celkem dvacet minerálů, z nichž nejhojnější je cinabarit (HgS), který je v současné době hlavním průmyslovým zdrojem rtuti. Prvek snadno tvoří slitiny (amalgámy) skoro se všemi běžnými kovy (hliník, stříbro, zlato atd.). Oxidační stavy jsou nejběžnější +1, +2 a +3 (Petrлік a kol. 2014).

Hg je prvkem, který trvale setrvává v životním prostředí (Bernhoft 2012). Akumulace je běžnější v houbách než v rostlinách (Cibulka a kol. 1991). Do rostlin se dostává kořenovým systémem pomocí transpiračního proudu (Baya a kol. 2010). Poškozena je především plazmatická membrána nebo plastidy, v nichž se může hromadit organická rtuť. Takto nahromaděná rtuť ovlivňuje metabolické funkce, fotofosforylaci, transport elektronů nebo obsah chlorofylu (Küpper a kol. 1999).

V lidském těle, kam se dostává vdechováním, zažívacím traktem nebo difúzí pokožkou, narušuje strukturu bílkovin. Odbourávání z těla je velmi náročné a vylučuje se až po několika letech. Poločas rozpadu je pro elementární rtuť stanoven na 58 dní, u anorganických sloučenin se tato doba odhaduje na 30-60 dní a u dimethylrtuti okolo 70-74 dní. Příznaky otravy rtuťí jsou podrážděné dýchací cesty. Kovová příchut' v ústech, střevní problémy, pálení na prsou a v břiše, poruchy centrální nervové soustavy, podrážděnost, poruchy rovnovážného ústrojí, zapomnětlivost, bolesti hlavy, únava a další. Smrtnou dávkou je 1 g. Karcinogenita závisí na formě rtuti. Sloučeniny methylrtuti jsou hodnoceny jako možné karcinogeny, zatímco elementární rtuť a sloučeniny s ní nejsou klasifikovány jako karcinogenní (Petrлік a kol. 2014).

Molybden

Molybden je bílo-stříbrný, velmi tvrdý kov (Jopková a kol. 2014). Jedná se o značně odolný prvek, který za normální teploty reaguje s fluorem za vzniku fluoridu molybdenového MoF_6 . S ostatními prvky (Cl, Br) tvoří sloučeniny pouze za vysokých teplot (Barthelmy 2010). Hlavními zdroji z lidské činnosti je těžba, metalurgie, spalování fosilních paliv, keramický, sklářský a elektrochemický průmysl. V ovzduší je vázán na pevné částice, které dopadají zpět na zemský povrch. Molybden se využívá především na výrobu vysoce odolných kovových slitin, které se používají na obrábění kovu. Dále nalézá uplatnění při výrobě šroubů, ozubených kol a geologických mostních konstrukcí (Jopková a kol. 2014).

Obsah v rudách je jen ve velmi malých koncentracích. Nejvíce tohoto prvku obsahuje molybdenit (MoS_2), (Jopková a kol. 2014). Další minerály s nejčastějším výskytem molybdenu jsou wulfenit (PbMoO_4) a powellit (CaMoO_4), (Perelman a kol. 1968). Co se týká valenčních stavů, vyskytuje se celkem v pěti (+II až +VI) a může mezi nimi poměrně lehce přecházet. Jako elementární prvek se v přírodě nevyskytuje (Jopková a kol. 2014).

Molybden je důležitým stopovým prvkem a jeho dostupnost pro rostliny se zvyšuje se stoupajícím pH v půdě. Ve vyšších koncentracích může způsobovat problémy konzumentům, v nižších koncentracích naopak podporuje růst (Nerudová 1984). Nejvíce molybdenu je vyžadováno od brukvovitých (květák, růžičková kapusta), (Jopková a kol. 2014).

Aktivně se podílí v řadě enzymatických systémů, které jsou odpovědné za metabolismus železa nebo detoxikaci sulfidů. Přítomnost molybdenu zvyšuje tvrdost zubní skloviny a pomáhá v prevenci zubního kazu. Pro organismus je důležitá z hlediska správného hospodaření s dusíkem. Akutní otrava nebyla na člověku doposud zaznamenána. Zvýšená hladina snižuje příjem Cu a zabraňuje tak vazbě na plazmatické bílkoviny na měď a zvyšuje její množství, které je vylučované močí. Naopak nedostatek může vést k rakovině jícnu (Jopková a kol. 2014).

Nikl

Jedná se o stříbrno-šedý kujný kov, který dobře vodí elektrický proud a je odolný vůči korozi. Nikl je přirozeně doprovázený sírou a železem. Největší množství niklu je spotřebováno při výrobě nerezové oceli. Nejčastěji se používá v kombinaci s mědí nebo železem (tzv. Monelův kov), dále lze zpracovat společně s chromem, hliníkem a zinkem. Slitiny tohoto prvku mají bohaté průmyslové využití. Nacházejí se v nikl-hydridových bateriích,

v mincích, špercích nebo v magnetech (Kleger a kol. 2014). Obrovské zásoby niklu jsou sedimentovány na mořských dnech (Pitter 1999). Přírodním zdrojem Ni je vulkanická činnost, požáry, odpařování mořské vody a půdní eroze. Antropogenními zdroji je potom důlní činnost, metalurgie a spalování odpadů a fosilních paliv (Kleger a kol. 2014).

Obsah Ni v půdě se pohybuje okolo 40 mg/kg a je výrazně ovlivňován horninami v podloží. Půdy s podložní horninou serpentitem obsahují až 7000 mg/kg Ni. Tento prvek se v půdách vyskytuje v různých formách, které jsou závislé na poměru fosforečnanů a síranů. Jeho rozpustnost klesá s rostoucím pH (Raclavská a kol. 2008). Nejběžnějšími oxidačními čísly je +1, +2 a +3. S elementárním niklem se lze setkat pouze v nikl-železných meteoritech (Kleger a kol. 2014).

Nikl je rostlinami přijímán hlavně kořeny, kde je schopný se i akumulovat. Snižování pH vede k vyšší mobilitě a zlepšuje se tak schopnost příjmu rostlinami. Negativní dopady niklu na rostliny jsou charakterizovány poruchou výměny plynů, sníženou absorpcí CO₂ či vznikem volných radikálů (Seregin a kol. 2005).

Do organismu proniká společně s vodou, potravou, skrz kůži nebo vdechováním prachu (Pulford a kol. 2014). Nikl je nejhůře vstřebáván z potravy. Není jasné, jakým způsobem je absorbován skrz střeva. Částečně je využíván aktivní transferový systém absorpce Fe. Množství, které je absorbováno, bývá z těla poměrně rychle vylučováno močí (WHO 2005). Otrava Ni u citlivých jedinců se projevuje od výskytu astmatu až po poškození orgánů a mozku (Pulford a kol. 2003). V současné době nebyl zaznamenán negativní dopad na organismus z důvodu nedostatku niklu (Kleger a kol. 2014).

Olovo

Jedná se o stříbrno-šedý, lesklý, kujný, těžký kov, který se přirozeně vyskytuje v zemské kůře. V prostředí zpravidla nedegraduje a má schopnost se bioakumulovat a procházet do potravních řetězců. Patří mezi nejtěžší neradioaktivní prvky a je špatným elektrickým vodičem. (Havel a kol. 2014). Hlavními zdroji znečištění olovem jsou úpravny rud, rafinerie, hutě, chemický průmysl, pigmenty do barev, akumulátory, olovnaté sklo, zemědělství, a hlavně automobilový provoz (Petřík 2005). V roce 2013 bylo po celém světě vytěženo celkem 5,7 milionů tun Pb. Za největšího světového producenta je s 3 miliony tun ročně považována Čínská lidová republika (Havel a kol. 2014).

Olovo disponuje výraznými chalkogenními vlastnostmi. Hlavní forma výskytu v přírodním stavu je galenit (PbS). Kromě galenitu tvoří i další minerály, které jsou špatně rozpustné ve vodě. Nejčastějším oxidačním stavem je Pb²⁺ a Pb⁴⁺. (Kabata-Pendias a kol. 1984). Mobilita tohoto kovu v půdě není vysoká. Váže se hlavně na karbonáty, jílové minerály, oxidy Mn a Fe a organickou hmotu (Vaněk a kol. 2005).

Hromadění probíhá převážně v humusovém horizontu, sorpce humusem je pevnější než jílovými materiály. Olovo se rozpouští v kyselém prostředí. Při vápnění se rozpustnost snižuje a mění se na hydroxid, fosforečnan nebo uhličitán (Richter 2004). Kontaminace půdy bývá v drtivé většině případů trvalá (Yu a kol. 2001). Rostlinami je přijímáno z půdy do kořenů nebo

ze vzduchu do nadzemních částí (Frank a kol. 1996). Má negativní vliv na růst rostlin, klíčivost semen a funkci mitózy (Siddique a kol. 2012).

Do lidského těla se olovo vstřebává hlavně skrz plíce a trávicí ústrojí. Ovlivňuje tvorbu krve, nervový systém, imunitu, ledviny a trávicí a reprodukční systém (Havel a kol. 2014). Příznaky otravy olovem je anémie, bronchitida, trávicí problémy a křeče v břiše (Yu a kol. 2001). Při vyšších dávkách je schopno se hromadit v játrech, ledvinách a kostech. Obzvláště nebezpečným se stává při dlouhodobé expozici pro děti. V takovém případě vede k poruše chování (hyperaktivita), (Havel a kol. 2014). Vysokému riziku jsou vystaveny kojenci a plody, protože olovo přispívá ke vzniku vývojových vad (Lidský a kol. 2006).

Zinek

Zinek je křehký, středně tvrdý a čtvrtý nejběžněji používaný kov. Jako elementární prvek je užíván na galvanizaci málo namáhaných kovových výrobků. Jedná se o esenciální prvek, který je součástí enzymů a účastní se důležitých biologických procesů. Jeho nadbytek však může být pro organismy rizikový (Vebr a kol. 2014). Antropogenními zdroji je důlní činnost, výroba oceli, spalování uhlí a odpadů (Bencko a kol. 1995). Do vodních toků se zinek dostává s odpadními vodami z domácností, splachem z půd, či vypouštěním z továren (Havel a kol. 2014). Ve vodách sedimentuje na dně, malé množství může výjimečně zůstat rozpuštěné a zvyšovat tak kyselost vody (Pitter 1999).

Zn je zastoupen v různém množství ve většině minerálech a horninách (Bencko a kol. 1995). Přírodně se vyskytuje v minerálech jako je sfalerit (ZnS), smithsonit ($ZnCO_3$) nebo zinkit (ZnO). V České republice jsou největší ložiska v okolí Příbramska (Bencko a kol. 1995). Je schopen vytvářet mnoho různých solí ve vodě rozpustných (chloridy, dusičnany, sírany) i nerozpustných (oxidy, uhličitany, křemičitany, šťavelany, fosforečnany a organické komplexy), (Adriano 2001). Přírodně se vyskytuje pouze ve sloučeninách ve stavu Zn^{2+} (Vebr a kol. 2014).

Určitá koncentrace je nezbytná pro člověka, zvířata i rostliny (Merian a kol. 1991). Nadbytek v rostlinách způsobuje chlorózu mladých listů, zakrnutí hlavního kořene nebo žloutnutí kořenového systému. Dále může omezovat klíčivost semen, růst a transpiraci. Dlouhodobým působením jsou narušeny listy nekrotou (Reichmann 2002). Náchylnými rostlinami jsou obiloviny, citrusy, špenát a vinná réva (Tran a kol. 2013). Důsledky nedostatku zinku v půdě se projevují na mladých částech rostlin. Dochází ke změně barvy listů, k růstu drobných podélných listů a zkracování internodií (Hlušek a kol. 2002).

Velmi dobře jsou prostudovány účinky nedostatku zinku u člověka. Projevuje se jako opožděný růst, pohlavní dozrávání s projevy dermatitidy, atrofie varlat nebo anorexie. Do organismu je vstřebáván skrz trávicí nebo dýchací ústrojí (Vebr a kol. 2014). Příčinou nedostatku je mimo jiné i nízký příjem potravin živočišného původu. Ohroženými skupinami jsou těhotné a kojící ženy, vegetariáni a vegani. Nadbytek tohoto prvku poškozuje gastrointestinální trakt a dochází tak ke křečím, k bolesti žaludku a k průjmům. Při dlouhodobé

expozici dochází k chronické otravě, která se projevuje poruchami metabolismu cukrů, trávení a chudokrevnosti (Kenšová a kol. 2014).

3.2.2 Perzistentní organické polutanty (POP)

Perzistentní organické polutanty jsou látky, které vykazují toxické vlastnosti, jsou stále v prostředí a mají schopnost bioakumulace. U těchto látek zároveň dochází k dálkovému přenosu v ovzduší skrz hranice států a k depozicím. Významnou vlastností je škodlivý vliv na lidské zdraví a negativní účinky na životní prostředí (Holoubek a kol. 2001). POP představují celosvětové riziko, proto se všechny civilizované státy zavazují k omezování vzniku a šíření (Ministerstvo zemědělství 2005).

Na základě analýzy publikací o čistírenských kalech mezi lety 1991 a 2012 bylo zjištěno, že mezi nejoblíbenějšími metody zpracování kalů patří kompostování a anaerobní digesce (Li a kol. 2016). Rizikové prvky byly po dlouhá léta považovány za největší kontaminátory půdy. V posledních letech je však třeba věnovat pozornost i organickým látkám, které pocházejí především z lidské činnosti (Pulkrabová a kol. 2018).

Půda představuje důležitý rezervoár pro nejběžnější perzistentní organické polutanty (POPs), kterými jsou polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD), polychlorované dibenzo-p-furany (PCDF), polychlorované bifenyly (PCB), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), organické pesticidy (OCP), hexachlorcyklohexany (HCH) nebo dichlorodifenyltrichlorethan (DDT), (Rychen a kol. 2014).

V této souvislosti jsou čistírenské kaly považovány za materiál, který je schopen zvýšit přísun těchto látek do půdy (Elskens a kol. 2013). Poločas rozpadu PCB, PCDD a PCDF se pohybuje v rozmezí 9 až 12 let (Zennegg a kol. 2013). Persistence, mobilita, vyluhování, absorpce rostlinami a biodegradace závisí na různých faktorech, jako jsou vlastnosti půdy, složení čistírenských kalů, kontaminující vlastnosti nebo vzájemné vztahy mezi sloučeninami (Oleszczuk 2007).

Vážná kontaminace půdy PCB stále existuje v oblastech bývalých závodů na výrobu PCB, jako je například město Serpukhov v Rusku. V této oblasti byla neměřena koncentrace dosahující až 1169 mg/kg^{-1} sušiny, v závislosti na vzdálenosti od zdroje (Malina a kol. 2017). Kontaminaci organickými pesticidy zapříčinila masivní aplikace na půdu těchto látek během 20. století. Koncentrace DDT v půdě dosahovala až 25 mg/kg^{-1} zhruba 45 let po poslední aplikaci tohoto insekticidu (Egorova a kol. 2017).

Zbytky OCP byly identifikovány také na zemědělských půdách v České republice (Shegunova a kol. 2007). Dlouhodobá persistence organických sloučenin omezuje schopnost půdních mikroorganismů degradovat tyto látky a pravidelná aplikace čistírenských kalů může vést k trvalému přísunu těchto kontaminantů do půdy (Kim a kol. 2010).

Halogenové organické sloučeniny (AOX)

Jedná se o širokou skupinu organických látek, jejíž sloučeniny obsahují některý prvek ze skupiny halogenů. AOX je parametr pro sledování těchto sloučenin ve vodě a je mezinárodně uznávaný (Bujalský a kol. 2013). Jde o sumu organických látek, které obsahují fluor, chlor, brom nebo jod v kombinaci s uhlíkem a dalšími prvky. Za specifických podmínek jsou schopny adsorpce na aktivním uhlí (APHA 2005).

AOX se v přírodě většinou přirozeně nevyskytují. Antropogenními zdroji je především průmyslová výroba papíru a celulózy. Je velmi složité popsat konkrétní chemické i toxikologické vlastnosti halogenových organických sloučenin, protože jsou vždy závislé na druhu sloučeniny. Na obecné rovině lze tvrdit, že jsou toxické pro vodní organismy i pro člověka a jsou schopné bioakumulace (Bujalský a kol. 2013).

Řadí se sem jednoduché sloučeniny jako je například chloroform nebo komplexnější sloučeniny jako jsou dioxiny (Bujalský a kol. 2013). Nejjednodušší organochlorová sloučenina je chlormethan, též nazývaný methylchlorid (CH_3Cl). Jinými jednoduchými organohalogeny jsou například brommethan (CH_3Br), již zmíněný chloroform (CHCl_3) nebo chlorid uhličitý (CCl_4), (Gribble a kol. 1994). Nejznámějším insekticidem je DDT, který je vysoce účinný při usmrcování komárů, klíšťat a blech, které přenášejí nemoci. Pro savce je prakticky netoxický. Naopak pesticid s obsahem fluoru „1080“ je vysoce toxický pro všechny druhy savců. Produkt vedlejšího spalování, který se nazývá dioxin, je pro některé zástupce fauny též toxický. U lidí tato látka způsobuje kožní onemocnění (Tschirley a kol. 1986). Přibližně 80 % všech farmaceutických léčiv zahrnuje chlor. Pro výrobu mnoha léků je zapotřebí použít některý z halogenových prvků (Gribble a kol. 1995).

Od roku 2011 není přenos AOX společně s odpady sledován. V roce 2013 bylo z celkem 10 provozoven v ČR ohlášeno nadlimitní množství více než 46 tun v únicích do vody. Devět krajů byl ohlášen AOX. Nejčteněji je zastoupen Ústecký a Pardubický kraj (Bujalský a kol. 2013).

Název organizace	Název provozovny	Činnost	Typ úniku	Množství (kg/rok)
Mondi Štetí, a.s.	Celulózka	Výroba papíru a výrobků z papíru	Únik do vody	14 885
Spolek pro chemickou a hutní výrobu, a.s.	Spolek pro chemickou a hutní výrobu, a.s.	Výroba chemických látek a chemických přípravků	Přenosy látek v OV	9 346
Biocel Paskov, a.s.	Biocel Paskov, a.s.	Výroba papíru a výrobků z papíru	Únik do vody	9 073
CHS Epi, a.s.	CHS Epi, a.s.	Výroba chemických látek a chemických přípravků	Přenosy látek v OV	6 855
Pražské vodovody a kanalizace, a.s.	Ústřední čistírna odpadních vod	Shromáždění, úprava a rozvod vody	Únik do vody	5 916

Tab. č. 1: Pět největších znečišťovatelů ohlašujících AOX v ČR za rok 2013 (Bujalský a kol. 2013)

Polychlorované bifenyly (PCB)

Polychlorované bifenyly mají celkem 209 možných izomerů, z toho nejběžnějších je 100. Tyto sloučeniny jsou nepolární a téměř nerozpustné ve vodě. Naopak jsou schopné se rozpustit v tucích a jsou inertní (Chaudhry a kol. 1991). Jedná se o organické sloučeniny polycyklických aromatických uhlovodíků, které mají jednoduchou vazbu a vodíky jsou substituovány chlory (Kromka a kol. 2002).

Vzhledem ke svým výjimečným vlastnostem měli v minulosti široké využití v průmyslu, především jako náplň do elektrických transformátorů a velkých kondenzátorů, teplosměnné kapaliny, přísady do barviv, mazacích olejů, plastů nebo herbicidů (Jones 1989). Přirozeně se nevyskytují a jejich výroba byla zakázána. V současné době je jejich použití a likvidace přísně sledována (Bujalský a kol. 2013). Akutní otrava zatím nebyla pozorována. Mnohem závažnější je chronické působení PCB, které má za příčinu otravy, onemocnění jater, poruchy krevního oběhu, únavu a prodloužení těhotenství (IPCS 1993).

PCB byly vyráběny a distribuovány po celém světě v 30. - 70. letech minulého století. Prodávaly se hned pod několika označeními, jako je například Asbestol, Askarel, Bakola, Delor, Delotherm, Chlorinol nebo Pyranol (Holoubek a kol. 2000). Toxicita se odvíjí od počtu chloru ve sloučenině. PCB patří k nejvíce toxickým látkám z antropogenního zdroje (Kromka a kol. 2002). Dekachlorbifenyl je bifenyl, u kterého jsou všechny vodíky nahrazeny chlorem a jeho kongenerové číslo je 209 (ChEBI 2014).

V roce 2013 v České republice ohlásilo celkem 20 provozoven PCB. Oproti roku 2012 to bylo o 12 provozoven méně, což ale mělo za následek pokles pouze o 582 kg z původních téměř 2000 kg. Z krajů mělo největší zastoupení Středočeský a Zlínský kraj (Bujalský a kol. 2013).

Název organizace	Název provozovny	Činnost	Typ úniku	Množství (kg/rok)
Ing. Vlastimil Ladýř	Ing. Vlastimil Ladýř - LADEO Zákupy	Shromažďování, sběr a odstraňování odpadů, úprava odpadů k dalšímu využití	Přenosy látek v odpadech	350
ČEZ Distribuce, a.s.	R2/V - Duo	Výroba a rozvod elektřiny, plynu, tepla a klimatizovaného vzduchu	Přenosy látek v odpadech	300
E.ON Servisní, a.s.	OPDs Hodonín	Výroba a rozvod elektřiny, plynu, tepla a klimatizovaného vzduchu	Přenosy látek v odpadech	250
ČEZ Distribuce, a.s.	TR Benešov	Výroba a rozvod elektřiny, plynu, tepla a klimatizovaného vzduchu	Přenosy látek v odpadech	175
ČEZ Distribuce, a.s.	TR Valašské Meziříčí	Výroba a rozvod elektřiny, plynu, tepla a klimatizovaného vzduchu	Přenosy látek v odpadech	100

Tab č. 2: Pět největších znečišťovatelů ohlašujících PBC v ČR za rok 2013 (Bujalský a kol. 2013)

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

PAU je skupina toxických, kondenzovaných, kruhových, aromatických sloučenin, které se skládají z uhlovodíkových molekul dvou nebo více kondenzovaných benzenových nebo aromatických kruhů produkovaných z antropogenní činnosti (Shahsavari a kol. 2013).

Přírodně se vyskytují v podobě vulkanické činnosti, vznikají mikrobiální syntézou a také se nacházejí v uhlí, sedimentárních horninách a v minerálech (Kromka a kol. 2002). PAU se ve většině případech cíleně nevyrábějí, ale vznikají jako vedlejší produkt z průmyslové činnosti. Jedná se především o motorovou naftu, výrobky z černouhelného dehtu a asfaltu a materiály používající se při pokrývání střech a při stavbě silnic (Bujalský a kol. 2013). Polycyklické aromatické uhlovodíky existují jako složitá směs v mnoha různých ropných produktech, jako je dehet a kreosot a jsou hojně rozšířenými znečišťujícími látkami v životním prostředí (Juhász a kol. 2005). Podobně jako u PCB nezpůsobují PAU akutní otravu. Při dlouhodobé expozici může zapříčinit řadu zdravotních rizik, jako je porucha krvetvorby, zvýšení hladiny cholesterolu v krvi nebo poruchy reprodukce. Dále jsou tyto látky karcinogenní, mutagenní, teratogenní a genotoxické (Vácha a kol. 2008).

Jako nejčastější PAU bývají uváděny naftalen, aenaftylen, fluoren, fenantren, antracen, fenantren, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, benzo(a)pyren a další (Gehle 2008). Nejlépe prozkoumanou aromatickou látkou je benzo(a)pyren, který způsobuje rakovinu a jehož toxikologické údaje slouží jako kvantitativní měřítko pro celou karcinogenní podskupinu. (Alexander a kol. 2008).

Polycyklické aromatické uhlovodíky byly za rok 2013 ohlášeny ve všech typech úniků a přenosů. Nadlimitní množství bylo ohlášeno v přenosech v odpadech, a to celkem přes 44 tun, což je v porovnání s rokem 2012 zvýšení o 26 tun. Ohlašování probíhalo nejčteněji v Moravskoslezském kraji (Bujalský a kol. 2013).

Název organizace	Název provozovny	Činnost	Typ úniku	Množství (kg/rok)
AWT ROSCO, a.s.	Vypařovací a dezinfekční stanice Bohumín	Shromažďování, sběr a odstraňování odpadů, úprava odpadů k dalšímu využití	Přenosy látek v odpadech	4 662
Advanced World Transport, a.s.	Vlečka Karviná - Doly	Skladování a vedlejší činnosti v dopravě	Přenosy látek v odpadech	4 603
ArcelorMittal Ostrava, a.s.	ArcelorMittal Ostrava, a.s.	Výroba základních kovů, hutní zpracování kovů, slévárenství	Přenosy látek v odpadech	807
OK PROJEKT s.r.o.	TR Benešov	OK PROJEKT s.r.o. - dekontaminační a recyklační plocha - Všemyslice	Přenosy látek v odpadech	459
Jihomoravská armaturka spol. s.r.o.	Jihomoravská armaturka spol. s.r.o.	Výroba základních kovů, hutní zpracování kovů, slévárenství	Úniky do ovzduší	387

Tab č. 3: Pět největších znečišťovatelů ohlašujících PAU v ČR za rok 2013 (Bujalský a kol. 2013)

3.2.3 Patogenní organismy

Zdrojem biologického znečištění jsou exkrementy infikovaných lidí a zvířat. Mezi patogenní organismy, které se vyskytují v odpadních vodách, patří viry, bakterie, protozoa a parazitičtí červi (Růžička 1999).

Patogenními bakteriemi jsou především druhy rodu *Enterobacteriaceae*, které mají tyčinkovitý tvar a jsou dlouhé až 3 μm . Jejich schopností je fermentace glukózy a jiných cukrů. Nevytvářejí spóry a jedná se o fakultativně anaerobní bakterie. Běžně se rozdělují do tří skupin: nepatogenní, příležitostně patogenní a výhradně patogenní. Níže uvedené bakterie patří do skupiny výhradně patogenních bakterií. Tyto organismy obývají především prostředí trávicího traktu (Quinn a kol. 2004).

Salmonella spp.

Salmonella je zařazena mezi nekoliformní bakterie. Má oválný tvar a díky 4-5 petriarchálním bičíkům je pohyblivá. Vyskytuje se celosvětově a infikuje zvířata i člověka, u kterého může vyvolat nemoci jako je například salmonelóza (Quinn a kol. 2004). Přestože člověk může salmonelózou onemocnět i při kontaktu s infikovanými zvířaty, nejběžnější příčinou je konzumace kontaminovaných potravin (Microbial Factsheet Series 2011). Z těla je vylučována prostřednictvím exkrementů (Quinn a kol. 2004).

Salmonella spp. není zvláště odolná vůči teplu a většina jich je usmrcena při normálních podmínkách vaření, tj. okamžitá teplota 75 °C nebo ekvivalentní kombinace času a teploty (př. 70 °C po dobu 2 minut (Microbial Factsheet Series 2011).

Ve Švédsku je zaznamenáno málo případů, kdy se *Salmonella* nachází v potravinovém řetězci. V jedné ze studií však byla detekována u 55 % (38/69) vzorků odebraných čistírenských kalů, což může být způsobeno vyšším znečištěním, než je průměrně znečištění na obyvatele (Sahlström a kol. 2004).

Escherichia coli

Jedná se o organismus, který se běžně vyskytuje v trávicím traktu savců a je schopný kolonizovat střeva novorozenců krátce po příchodu na svět. V průběhu celého života představuje přirozeného a potřebného obyvatele tlustého střeva (Quinn a kol. 2004). *Escherichia coli* je považována za jediný spolehlivý indikátor fekálního znečištění. Její výskyt sice potvrzuje fekální znečištění, nicméně ne vždy je na místě hrozba infekce. Většina kmenů je neškodná, objevují se zde však i kmeny, které jsou patogenní a mohou způsobit různá onemocnění. Mezi nejčastější infekce patří průjemová onemocnění a močové infekce (Paruch a kol. 2012).

World Health Organization uvádí, že k usmrcení je potřeba teplota minimálně 60 °C po dobu 1 800 s (Moce-Llivina a kol. 2003). Při zvýšení teploty na 65 °C proběhne usmrcení za necelé 2 s (Spinks a kol. 2006). Zvýšení teploty na 72 °C zaručuje zneškodnění E. Coli do 0,4s (Sörqvist 2003).

V posledních letech se hojně využívají biocidy, zejména v lékařství, potravinářském průmyslu nebo v domácnostech (Kalkanci a kol. 2015). V mnoha případech je používání těchto přípravků zbytečné, např. antibakteriální mýdla (Fraise 2002). U antibakteriálních mýdel, která obsahují triclosan v běžně používaných koncentracích (0,1 – 0,45 %), bylo prokázáno, že nejsou účinnější při prevenci a snižování množství bakterií na ruce, než běžná mýdla (Aiello a kol. 2007). Nevhodným užíváním těchto přípravků se zvyšuje odolnost bakterií na látky jako je triclosan a může dojít i ke zkřížené rezistenci na antibiotika (Lavilla Lerma a kol. 2015). Data z výzkumu ukazují, že bakterie *Escherichia coli* obsažené v čistírenských kalech na Slovensku jsou schopny odolávat velmi vysokým koncentracím těchto látek, to představuje riziko přímé aplikace kalu do půdy v důsledku šíření bakteriální rezistence v ekosystému (Lépesová a kol. 2019).

Enterokoky

Enterokoky jsou grampozitivní koky kulatého tvaru, které se mohou vyskytovat jak jednotlivě, tak i ve dvojicích, slucích nebo krátkých řetězcích. Některé druhy mohou být pohyblivé (Facklam a kol. 1999). Jedná se o nenáročné bakterie, které jsou poměrně rezistentní vůči mnoha druhům antibiotik. Nejčastější infekcí, kterou způsobují, je zánět urogenitálního traktu. Dva druhy přirozeně žijí v tlustém střevě (Quinn a kol. 2004).

Většina druhů enterokoků roste při teplotách 5–50 °C, z toho je optimální teplota 42,7 °C, minimální 6,5 °C a maximální 47,8 °C v aerobních podmínkách (Van den Berghe a kol. 2006). Jsou známy i případy růstu v anaerobních podmínkách (Domig a kol. 2003). Zneškodnění nastává již při 60 °C a působení 30 minut (Foulquie Moreno a kol. 2006).

Tyto bakterie mají zajímavé mechanismy přežití v nepříznivých podmínkách znečištěných odpadních vod. Jsou schopné přežít, ale ztrácejí schopnost rozmnožování (Pinto a kol. 1999). V případě, že na ně působí jeden nepříznivý faktor, kterým může být například nedostatek substrátu, buňky hladoví, snižují svou metabolickou aktivitu na minimum a jsou schopné v tomto stavu setrvat do doby, než se podmínky zlepší (del Mar Lleo a kol. 2005). Dalším mechanismem je přechod buněk do nekultivovatelného stavu, který je aktivován v případě, že působí víc stresových faktorů než jeden. Nekultivovaný stav je stav, kdy mikroorganismy ztratí schopnost kultivace, ale zachovávají si faktory virulence. Po obnovení příznivých podmínek zpětně nastartují metabolismu a začnou se znovu rozmnožovat. Pro takto nekultivované bakterie se nedají použít kultivační metody stanovení KJT, a proto se při indikaci znečištění využívají molekulárně-biologické metody, které se dají aplikovat i u těchto forem mikroorganismů (Facklam a kol. 2002).

Termotolerantní koliformní bakterie

Jde o gramnegativní tyčinky, které netvoří spóry. V aerobních podmínkách vytvářejí kolonie během 24 h kultivace při teplotě 44 °C na selektivním diferenciačním médiu s laktózou a současně vytváří kyselinu nebo aldehyd. Původ těchto bakterií není vždy trávicí trakt, mohou to být průmyslové vody, rozkládající se rostlinný materiál či půda. Ze skupiny

termotolerantních koliformních bakterií jsou ve vodách nejvíce zastoupeny bakterie rodu *Escherichia*, *Citobacter*, *Klebsiella* a *Enterobacter* (Properzi a kol. 2004).

3.2.4 Ostatní sledované parametry

pH

Parametr pH udává míru koncentrace vodíkových iontů v roztoku. Hodnota aktivního pH je zjišťována elektrochemicky v definované vodné suspenzi kalu. Vzorok kalů je potřeba uchovávat v uzavřené, ne zcela naplněné nádobě a omezit jejich manipulaci před měřením, protože pH je ovlivněno uhličitánovou rovnováhou kalů (ECO trend Research centre s.r.o. 2015).

Tento parametr je důležitý hlavně při anaerobních procesech, protože jeho hodnota ovlivňuje biologickou aktivitu a řídí i dávku srážedla při chemickém srážení. Mikroorganismy jsou schopny růst v neutrální oblasti v rozmezí pH okolo 6,5 - 7,5 (Lyčková a kol. 2008). V nedávném výzkumu, který se týkal optimalizace nakládání s kalů z komunálních ČOV byla z 15 velkých a 13 malých ČOV zjištěna střední hodnota pohybující se okolo 7,7, tedy v neutrální až mírně alkalické oblasti (ECO trend Research centre s.r.o. 2015).

Sušina

Obsah sušiny v odpadním kalu udává koncentraci tuhých složek v kapalině. Tyto látky jsou v čistírenském kalu různě dispergované. Některé částice lze oddělit sedimentací, jiné je třeba oddělit slisováním nebo zahřátím kalu na určitou teplotu. V praxi je obsah sušiny určován podle normy ČSN EN 14346. Norma popisuje metodu sušení kalu při teplotě 105 °C, kdy dochází k odpaření a oddělení vody od pevných částic. Doba sušení kalu probíhá tak dlouho, dokud jeho hmotnost není konstantní. Konstantní hmotností je taková hmotnost, které se hodinu před a po sušení neliší o více než 0,5 %. (ČSN EN 14346 2007).

Nerozpuštěné látky

Čistírenský kal je dle základní definice suspenze nerozpuštěných látek ve vodě (Dohányos a kol. 1998). Primární kal obsahuje látky vyskytující se v surové odpadní vodě a vzhledem k tomu, že většina nerozpuštěných látek anorganické povahy je odstraněna již při předčištění, převažují zde látky organické. Naopak sekundární kal obsahuje především přebytečnou biomasu, která se využívá při čištění odpadních vod (Dohányos a kol. 2004). Nerozpuštěné organické látky mohou být biologicky rozložitelné (škrob, bakterie) nebo nerozložitelné (plasty). Mezi anorganicky rozložitelné se řadí látky usaditelné (písek, štěrk) nebo neusaditelné, což jsou ve většině případů koloidní částice (oxidy železa), (Groda a kol. 2007).

Nejčastěji se stanovují nerozpuštěné látky filtrací nebo odstředěním. Nejpoužívanějším druhem filtru je filtr membránový, na kterém se zachytí látky a provede se vysušení při 105 °C a následné vážení (Malý a kol. 1996).

Ztráta žiháním

Stanovení ztráty žiháním se používá pro zjištění obsahu netěkavých organických látek ve vzorcích čistírenských kalů. Dle normy je dáno, že jakýkoliv obsah elementárního uhlíku, těkavých organických materiálů nebo chemické reakce s anorganickými sloučeninami, je zahrnuto do ZŽ (ČSN EN 15169 2007).

Při žihání dochází ke spálení organických látek sušiny na oxid uhličitý a vodu. Zbytek po žihání je možné označit jako anorganické sloučeniny (Malý a kol. 1996).

Stanovení je možné provést pomocí dvou metod, kde první metodu je vhodné použít pro vzorky, které neobsahují těkavé látky, naopak druhá metoda je vhodná pro vzorky, které těkavé látky obsahují. Častěji je využívána první metoda, jejíž princip je založen na vyžhání vysušeného zkušební vzorku v muflové peci při teplotě 550 °C. Ztráta žiháním se vypočte z rozdílu hmotnosti před a po žihání (ČSN EN 15169 2007).

Fosfor

Fosfor se řadí mezi nejhojnější prvky zemské kůry a hraje zásadní roli jak v zemědělství, tak i ve všech formách života. Napomáhá procesům jako je dýchání, fotosyntéza, mikrobiální přeměny nebo rozkládání odpadu (Haygarth a kol. 2013). Jedná se o důležitou rostlinnou makroživinu, která tvoří asi 0,2 % hmotnosti sušiny rostlin a bez které rostliny nemohou růst (Schachtman a kol. 1998).

Obsah P v půdě se v různých oblastech světa výrazně liší. Tropické oblasti s nízkostupovými systémy zemědělství jsou ohroženy nízkou dostupností fosforu, naopak mírné oblasti s intenzivním zemědělstvím, které je spojeno s chovem zvířat, čelí nadměrnému množství tohoto prvku, což ohrožuje ekosystém (Sharma a kol. 2007).

Obsah fosforu v sušině surového čistírenského kalu, který je vyjádřený jako P_2O_5 je přibližně 10-20 hm. % (Shiba a kol. 2017). Obecně je fosfor z čistírenských kalů považován za důležitý sekundární zdroj tohoto prvku, protože přibližně 90 % fosfátů je přeneseno právě do kalu (Blöcher a kol. 2012). Jelikož je fosfátová hornina neobnovitelným zdrojem fosforu, jejíž vyčerpání se odhaduje na 115 až 350 let, je zařazena mezi 20 kritických surovin EU (Naji a kol. 2016). Některé státy již podnikly kroky k podpoře udržitelnějšího využívání fosforu a zároveň podporují jeho recyklaci. Mezi čtyři výchozí materiály pro recyklaci patří: hnoje, odpadní voda a vedlejší produkt z čistírenských kalů, vedlejší produkty živočišného původu (např. kosti) nebo potraviny a další zelený odpad (EurEau 2014).

Dusík

Dusík je nepostradatelná živina pro rostliny i všechny živé organismy a představuje základní stavební prvek živé hmoty – bílkovin (Vaněk a kol. 2007). Tento prvek je přirozeně cyklován živými organismy prostřednictvím dusíkového cyklu, kdy je přijímán zelenými rostlinami a řasami ve formě dusičnanů, jež je využíván pro konstrukci DNA, RNA a aminokyselin, které jsou označovány jako stavební kameny bílkovin. Mikroby v půdě

přeměňují sloučeniny dusíku zpět na dusičnany, které jsou znovu využitelné pro rostliny (Haynes a kol. 2015).

Je dobře známo, že jsou čistírenské kaly bohaté na živiny jako fosfor nebo dusík (Wong a kol. 1995). Proto jsou kaly považovány za vhodnou náhražku komerčních hnojiv (Richards a kol. 1998).

Organický uhlík

Stanovení organických látek je důležitým ukazatelem kvality vody. Obsah těchto látek může být definován pomocí analytických metod a vyjádřen jako CHSK nebo celkový organický uhlík (TOC), (Southwood 2006).

Jedná se o parametr ukazující celkové množství organických látek, které jsou přítomné ve vzorku vody. V praxi je využitelný pro sledování emisí vypouštěných do vod. Úniky a přenosy TOC často souvisejí s provozovny, které jsou zaměřeny na odpadní vody, výrobu papíru nebo produkci některých chemických produktů. Takto znečištěná voda je nevhodná ke konzumaci nebo k rekreační činnosti. Vysoký obsah organických látek stimuluje rozvoj organických látek štěpících mikroorganismů, kteří spotřebovávají ve vodě rozpuštěný kyslík. Ve vodě, kde klesá nasycenost kyslíkem, prosperují kolonie anaerobních mikroorganismů, které prohlubují degradaci ekosystémů. Tento stav může vést až ke vzniku tzv. anaerobní mrtvé vody (WOR 2010).

Poměr C:N

Pro mikrobiální procesy se jako nejvhodnější poměr uhlíku a dusíku udává 25:1, což znamená, že na jeden atom dusíku připadá 25 atomů uhlíku (Unuofin a kol. 2014). Vysokým obsahem N dochází k rychlému rozkladu a k tvorbě amoniaku, který vyčpí z materiálu, čímž dochází o ochuzení tohoto prvku. Pokud je naopak vyšší obsah C, dochází ke zpomalení kompostovacího procesu (Nagavallemma a kol. 2004).

Vápník

Ca je pátým nejhojnějším prvkem v zemské kůře (Krebs 2012). Jako kalcit neboli uhličitan vápenatý se vyskytuje v podobě vápence, křída, mramoru nebo ve formě schránek mnoha mořských živočichů. Nejdůležitější sloučeninou vápníku je uhličitan vápenatý, který se získává z přírodních zdrojů a používá se při výrobě keramiky, skla, plastů nebo jako výchozí materiál pro tvorbu oxidu vápenatého. Hydroxid vápenatý neboli hašené vápno, se získává působením vody na oxid vápenatý a využívá se jako složka malty, omítek a cementu. Použití nachází také při výrobě sulfátového papíru a jako flokulant při čištění odpadních vod (Hanusa 2019).

Vápník je nezbytný pro rostliny i živočichy, jež ho využívají jako strukturální prvek (buněčné membrány, kosti a zuby) a je nejhojnějším anorganickým prvkem v těle živočichů. Hlavními zdroji Ca v lidské stravě je mléko a mléčné výrobky, ryby nebo listová zelenina

(Hanusa 2019). Obsah vápníku v sušině se pohybuje okolo 0,4 – 1,5 % v závislosti na druhu rostliny, orgánu a stáří (Vaněk a kol. 2007).

Hořčík

Hořčík patří stejně jako vápník do skupiny kovů alkalických zemin a je sedmým nejhojnějším prvkem, který se nachází na Zemi (Krebs 2012). Při čištění odpadních vod je důležité, aby prospěšné mikroorganismy pokračovaly v reprodukci. K tomu musí být optimální podmínky růstu, kterými jsou například pH, dostupnost živin a zásaditost. Pokud odpadní vody nejsou dostatečně alkalické, je potřeba do proudu přidat zásadu v podobě již zmíněného vápna nebo hydroxidu sodného. V současné době se stává pro tyto potřeby populární hydroxid hořečnatý, který je široce využíván pro svou schopnost srážet těžké kovy a neutralizovat průmyslové vody (Gibson a kol. 2015).

Mg je v rostlinách přítomen ve sloučeninách, kterými jsou například chlorofyl, fytyl nebo oxyláty. Může být také sorpčně vázaný ve formě chelátů a volných iontů. Pozitivně působí na syntézu bílkovin a aktivuje četné enzymové systémy. Projevy nedostatku může být porucha tvorby chlorofylu a chloroplastů, snížený obsah bílkovin, cukru a škrobu a s tím spojený pokles výnosů (Vaněk a kol. 2007).

Draslík

K patří mezi deset nejhojnějších prvků v zemské kůře. Čistý draslík je vysoce reaktivní kov, nicméně v přírodě jeho reaktivita není tak vysoká. Přirozeně se vyskytuje v podobě draselných solí (Pappas 2015). Draslík je hlavním intracelulárním kationtem v těle a je vyžadován pro normální buněčnou funkci. Jeho nedostatek může způsobit hypokalémii (srdeční arytmie, svalová slabost a glukózová intolerance), (Institute Of Medicine 2005). Mezi živinami v půdě představuje K menší podíl, protože je kvůli své vysoké mobilitě vyluhován. Rostlinami je vyžadován v nízké koncentraci, pro podporu fotosyntézy (Sohaili a kol. 2012).

Koncentrace tohoto prvku v čistírenských kalech je relativně nízká. Studie z USA z roku 1979 ukazuje, že se koncentrace draslíku pohybovala v rozmezí 0,2 – 26,4 g/kg, s průměrem 3 g/kg (Tabatabai a kol. 1979). Jiná studie z Německa (1985) ukazuje, že tento rozsah byl od 0,08 do 78,9 g/kg, s průměrem 3,5 g/kg (Unken 1987). Z obou těchto zpráv je patrné, že měla koncentrace vysokou roční a regionální variabilitu. V odvodněném kalu může být koncentrace K ještě nižší, právě z důvodu rozpustnosti ve vodě (U. S. Environmental Protection Agency 1993).

3.2.5 Legislativa

Legislativa čistírenských kalů v EU

Evropská unie schválila řadu směrnic o nakládání s odpady, například v roce 1975 požadovala rámcová smlouva o odpadech podporu prevenci vzniku odpadů a jejich ekologickou likvidaci od všech členských států EU.

Směrnice 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod stanovuje normy pro kvalitu odpadních vod a jejím hlavním článkem je problematika kalu. Kal, který vzniká při čištění odpadních vod, by měl být znovu použit a způsoby zneškodňování čistírenského kalu musí minimalizovat nepříznivé účinky na životní prostředí (Směrnice Rady č. 91/271/EHS).

Směrnice o ochraně životního prostředí, a zvláště půdy, při použití kalů z ČOV (86/278/EHS), se snaží podporovat používání čistírenských kalů v zemědělství a zároveň je jejím úkolem regulovat jeho použití tak, aby se zabránilo škodlivým účinkům na půdu, rostliny, zvířata nebo člověka (Salado a kol. 2008).

Ukazatele	Mezní hodnoty (mg/kg sušiny)
kadmium	20-40
měď	1 000-1 750
nikl	300-400
olovo	750-1 200
zinek	2 500-4 000
rtuť	16-25

Tab. č. 4: Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v kalech používaných v zemědělství (Směrnice Rady č. 86/278/EHS).

Další směrnice, která se týká čistírenských kalů je Směrnice 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním dusičnany. Jedná se o tzv. nitrátovou směrnici, která se zabývá snížením znečištění vody dusičnany používanými pro zemědělské účely (Fytili a kol. 2008).

Legislativa čistírenských kalů v ČR

Mezi základní právní předpisy České republiky, které se týkají nakládání s kaly z čistíren odpadních vod patří důležitý **Zákon č. 185/2001 Sb.**, o odpadech a o změně dalších zákonů. Tento předpis se obecně věnuje odpadům, mezi které patří právě i čistírenské kaly. Dle současného znění zákona je úpravu kalu povinen provádět jeho původce. Současně mu zákon ukládá za povinnost stanovit program, při kterém by měl prokázat splnění podmínek pro možnou aplikaci kalu na zemědělskou půdu. V těchto případech se musí využívat pouze upravený kal s ohledem na výživové potřeby rostlin, a tak, aby případné použití kalu nezhoršilo kvalitu půdy, povrchových nebo podzemních vod (Zákon č. 185/2001 Sb.).

Další důležitý zákon, týkající se problematiky čistírenských kalů a jejich možné aplikace na půdu je **Zákon č. 156/1998 Sb.**, o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd, avšak jeho působnost se vztahuje pouze na statková a průmyslová hnojiva, nikoliv na čistírenské kaly. Právnickým a fyzickým osobám určuje povinnost nahlásit používání čistírenských kalů na zemědělskou půdu Ústřednímu kontrolnímu a zkušebnímu ústavu zemědělskému (Zákon č. 156/1998 Sb.).

Vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv, stanovuje způsob hlášení používaných upravených kalů (Vyhláška č. 377/2013 Sb.).

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 je novelizována **vyhláškou 387/2016 Sb.**, a to především kvůli podrobné úpravě využití sedimentů na povrchu terénu. (Vyhláška 387/2016 Sb.).

Vyhláška MŽP č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, předepisuje mezní hodnoty koncentrací u vybraných rizikových látek a prvků, které nesmějí být překročeny při aplikaci kalu na půdu. Pro aplikovaný kal jsou mezní hodnoty uvedeny zvlášť. Při splnění obou podmínek je možno aplikovat na půdu kal v předepsaných časových intervalech (Matějů a kol. 2008). Stanovuje mezní koncentrace pro halogenové organické sloučeniny a polychlorované bifenoly. Ostatní organické látky naopak zatím nejsou monitorovány (Vyhláška č. 437/2016 Sb.). Mezní hodnoty koncentrací sledovaných rizikových látek a mikrobiologická kritéria v kalech pro použití na zemědělskou půdu jsou uvedeny v tabulce č. I a II v příloze.

Vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 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. Tento předpis upravuje podrobnosti o nakládání s biologicky rozložitelnými odpady, které se též nazývají jako bioodpady. V příloze této vyhlášky jsou v seznamu využitelných bioodpadů uvedeny pod číslem 19 i kaly z čištění komunálních odpadních vod. Příloha dále uvádí požadavky na kvalitu odpadů, které vstupují do technologie materiálového využití bioodpadů, jejichž zpracování se dle využívané technologie dělí na bioplynové stanice a další zařízení s anaerobním procesem zpracování bioodpadů. V příloze č. 2 jsou pak uvedeny technologické požadavky na jednotlivé způsoby biologického zpracování bioodpadů (Vyhláška č. 341/2008 Sb.). Limitní koncentrace sledovaných rizikových látek a prvků jsou uvedeny v tabulce č. I. Kritéria pro kontrolu účinnosti hygienizace prováděné na základě sledování indikátorů jsou uvedeny v tabulce č. II v příloze.

ČSN 465735 je norma, která je uplatňována pro výrobu, zkoušení, dodávání a užívání kompostů, které jsou vyráběny průmyslovým způsobem a využívají se jako organické hnojivo. Nejvyšší přípustné množství sledovaných látek viz tabulka č. 5 (ČSN 465735 1991).

4 Metodika

4.1 Charakteristika zúčastněných ČOV

Analyzované vzorky byly odebrány celkem z 25 čistíren odpadních vod z celé České republiky. Vzhledem k tomu, že má jedna z čistíren dvojí způsob odvodnění kalu, byla rozdělena na dvě zařízení a má tak přidělená dvě čísla. Pro potřeby této diplomové práce je tedy počítáno s 26 ČOV.

Každý vzorek byl měřen 2x z důvodu přesnějších výsledků. Na základě podepsané dohody o mlčenlivosti, jsou jednotlivé provozovny označeny pouze čísly a není uvedena ani jiná, bližší specifikace, která by vedla k identifikaci čistírny. Níže je popis každé provozovny, který byl vytvořen na základě krátkého dotazníku. Pro přehlednost byly čistírny rozděleny do pěti kategorií dle průměrného zatížení ČOV v roce 2018 vyjádřené v EO (počet ekvivalentních obyvatel).

4.1.1 Do 500 EO

ČOV č. 21: Tato čistírna byla vybudována v roce 1996 a jedná se o kořenovou čistírnu s dvojitým horizontálním filtrem. Kal se zde nestabilizuje ani neodvodňuje.

ČOV č. 22: V provozu od roku 2016. Jako technologii využívá kořenovou čistírnu s horizontálním i vertikálním filtrem. Kal se nestabilizuje ani neodvodňuje.

ČOV č. 26: Výstavba dokončena v roce 2012. Technologií je kořenová čistírna se šterbinovou nádrží (VF-HF-VF). Kal bez stabilizace, odvodňován technologií kalového pole.

4.1.2 Do 2000 EO

ČOV č. 23: V provozu od roku 2004, v roce 2016 proběhla rekonstrukce. Technologií je biologické čištění ve dvoulinkové aktivaci s předřazenou denitrifikací. Nestabilizovaný kal je přečerpáván do uskladňovací nádrže – provzdušňovanému kalojemu o objemu 200 m³ a následně převážen k odvodnění.

ČOV č. 24: Výstavba proběhla v roce 1993 a v roce 2016 se uskutečnila rekonstrukce hrubého předčištění. Jedná se o mechanicko-biologickou ČOV (lapák šterku, strojní jemné česle, čerpací stanice, rotační bubnové síto, lapák písku, aktivace typu Cityclar. Odtok je z dosazovacích nádrží veden do meliorační strouhy a trojice biologických dočišťovacích rybníků. Kalové hospodářství je tvořeno studenou anaerobní stabilizací a odvodněním na sítovém lisu. Na stokovou síť je napojena psychiatrická nemocnice (zatížení 400 EO).

4.1.3 2001 – 10 000 EO

ČOV č. 1: Tato čistírna je v provozu od roku 1967 a v roce 2015 prošla rekonstrukcí. Jedná se o membránovou ČOV s aerobní stabilizací kalu, který je odvodňován pomocí odstředivky. Na stokovou síť je napojen podnik zabývající se výrobou plastů (100 EO) a zdravotnické zařízení, které distribuuje léky (100 EO).

ČOV č. 4 a 5: Zařízení vystavěno roku 1970 a v roce 2012 zrekonstruováno. Technologicky se jedná o mechanicko-biologickou ČOV s D-N procesem. Kal není stabilizován, ale je veden do zahušťovací nádrže, kde je teoreticky aerobně stabilizován z aktivačního procesu. Odvodnění kalu probíhá pomocí sítopásového lisu nebo odstředivky. Právě z tohoto důvodu bylo provedeno dvojí měření. První měření po odvodnění na sítopásovém lisu a druhé měření po odvodnění kalu odstředivkou. Na stokovou síť je napojena nemocnice se zatížením do 500 EO.

ČOV č. 8: Mechanicko-biologická ČOV, která byla vystavěna v roce 2009. Stabilizace kalu probíhá aerobně a odvodňuje se pomocí sítopásového lisu. Na stokovou síť je napojen průmyslový podnik se zatížením 500 EO.

ČOV č. 9: Provoz zahájen 1987 a v roce 2019 zrekonstruováno. Mechanické předčištění obsahuje česle a lapák písku. Na biologické lince probíhá denitrifikace a nitrifikace následovány dosazovací nádrží (s interním recyklem mezi nitrifikací a denitrifikací). Kalové hospodářství je složeno z kalojemu, homogenizační nádrže, lisu a kontejneru na odvodněný kal. Aerobní stabilizace kalu, který je následně odvodněn na sítopásovém lisu.

ČOV č. 10: Rok výstavby není uveden, ale v roce 2013 proběhlo zkapacitnění. Jedná se o mechanicko-biologickou ČOV s terciální koncovkou. Kal je stabilizován aerobně a odvodňován pomocí kalolisu. Na stokovou síť je napojena poliklinika.

ČOV č. 11: ČOV vystavěna 1985 a zrekonstruována 2015. Mechanické předčištění je složeno z hrubých a jemných česlí a lapáku písku. Na biologické lince, podobně jako u ČOV č. 8, probíhá denitrifikace a nitrifikace následována dosazovací nádrží (s interním recyklem mezi nitrifikací a denitrifikací). Kalové hospodářství obsahuje kalojem, strojní zahuštění s přísadkou flokulantu, zahušťovací nádrž, přísadku flokulantu a odstředivku, kontejner na odvodněný kal.

ČOV č. 12: Výstavba této mechanicko-biologické ČOV proběhla roku 2016. Kal je aerobně stabilizován a následně odvodňován na kalolisu. Na stokovou síť je v současné době napojena poliklinika.

ČOV č. 14: Tato čistírna byla uvedena do provozu v roce 2013. Biologickému čištění je předřazeno mechanické předčištění, které se skládá z automatických hrubých česlí, jemně strojně stíraných česlí a provzdušňovaným lapákem písku. Biologická linka se skládá z aktivačních nádrží s pneumatickou aerací (oběhové aktivace – nitrifikace a

denitrifikace) a dosazovacích nádrží. Kalové hospodářství tvoří samostatnou technologickou linku s anaerobní stabilizací kalu, strojním zahuštěním přebytečného kalu a strojním odvodněním kalu (odstředivkou). Na síť je napojen průmyslový podnik a nemocnice.

ČOV č. 17: Čistírna v provozu od 60. let a od té doby byla dvakrát zrekonstruována, a to v roce 2004 a 2010. Technologicky se řadí mezi čistírny s mechanicko-biologickým čištěním s procesem R-D-N. Stabilizace kalu je aerobní a odvodnění probíhá na odstředivce. Na síť je napojena běžná poliklinika.

ČOV č. 18: Výstavba byla dokončena roku 1989 a roku 2008 byla čistírna rekonstruována. Jedná se o mechanicko-biologickou čistírnu s R-D-N procesem. Stabilizace kalu probíhá aerobně a odvodnění pomocí odstředivky. Na stokovou síť je napojena poliklinika.

ČOV č. 19: Tato ČOV byla uvedena do provozu v 60. letech a od této doby byla i dvakrát zrekonstruována, a to v letech 1990 a 2006. Jedná se o provozovnu s mechanicko-biologickým čištěním (systém D-R-D-N). Stabilizace kalu probíhá anaerobně a odvodňován je odstředivkou.

4.1.4 10 001 – 100 000

ČOV č. 6: Do provozu uvedena v roce 2004. Mechanické čištění obsahuje česle, lapák písku a usazovací nádrž. V rámci biologického čištění probíhá aktivace (2 linky oběhové aktivace) a sedimentace biologického kalu v dosazovací nádrži. Kal je stabilizován anaerobně a odvodňován pomocí odstředivky. Na síť je napojen průmyslový podnik se zatížením cca 1 800 EO a nemocnice.

ČOV č. 7: Výstavba dokončena v roce 2013. Biologickému čištění je předřazeno mechanické předčištění, které se skládá z hrubých česlí, jemně strojně stíraných česlí, provzdušňovacím lapákem písku a usazovací nádrže. Biologická linka se skládá z oddělené regenerace kalu s pneumatickou aerací, aktivačních nádrží (denitrifikace I., denitrifikace II., nitrifikace) a dosazovacích nádrží. Kalové hospodářství tvoří samostatnou technologickou linku s anaerobní stabilizací kalu s mezofilním vyhníváním, strojním zahuštěním přebytečného kalu a strojním odvodněním kalu (odstředivkou). Součástí kalového hospodářství je plynové hospodářství. Na stokovou síť je napojena nemocnice.

ČOV č. 13: Do provozu uvedena v roce 1998 a následně zrekonstruována v roce 2014. Jedná se o mechanicko-biologickou ČOV (lapák šterku, lapák písku, primární usazovací nádrže, anaerobie, denitrifikace, nitrifikace, dosazovací nádrže, regenerace kalu s nátokem do anaerobie). Kal je odvodňován odstředivě. Na čistírnu je napojena nemocnice.

ČOV č. 16: Vystavěna v 60. letech a následně dvakrát zrekonstruována, a to v letech 2001 a 2017. Využívá se mechanicko-biologických technologií s D-R-D-N aktivačním systémem. Kal je stabilizován aerobně a odvodňován odstředivkou. Na čistírnu je napojena běžná poliklinika.

ČOV č. 20: Tato ČOV patří mezi nejnověji vystavěnou čistírnu ze všech zúčastněných. Výstavba byla dokončena v roce 2018 a kromě česlí, lapáku písku a usazovací nádrže využívá i D-R-D-N a D-N aktivačních procesů. Stabilizace kalu je anaerobní a jeho odvodnění probíhá pomocí odstředivky. Na stokovou síť je napojena pekárna, nemocnice a poliklinika, u nichž nelze vyčíslit zatížení.

ČOV č. 25: Provoz byl zahájen roku 1996 a v letech 2005-2006 proběhla rekonstrukce biologické části. Tato ČOV se řadí mezi mechanicko-biologické ČOV s anaerobní stabilizací kalu, který je odvodňován odstředivkou. Technologická linka je tvořena lapákem šterku, čerpací stanicí, hrubými a jemnými česlemi, lapákem písku a usazovacími nádržemi. Biologická linka je v R-D-N uspořádání a obsahuje 3 kruhové dosazovací nádrže. Přebytný kal je strojně zahušťován. Jímaný bioplyn je využíván tepelně i k výrobě el. energie. Na stokovou síť je napojen závod s chemickou výrobou (5 000 EO) a nemocnice (2 500 EO).

4.1.5 Nad 100 000 EO

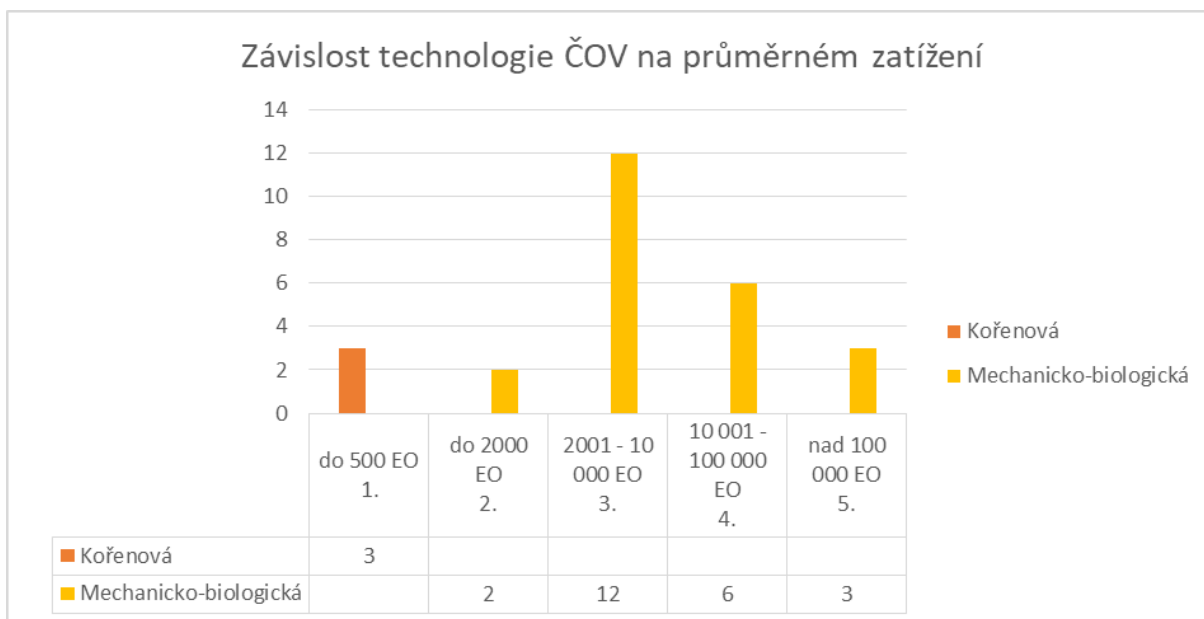
ČOV č. 2: Výstavba dokončena 1995 a před 10 lety proběhla rekonstrukce. Aktivační proces s R-D-N systémem, součástí jsou dosazovací nádrže a terciálně zařazený postdenitrifikační filtr. Stabilizace kalu je anaerobní s odstředivým odvodněním. Stoková síť je zatížena nemocnicí (5 000 EO).

ČOV č. 3: V provozu je od roku 2012 a jedná se o mechanicko-biologickou čistírnu s neutralizací průmyslových odpadních vod. Kal stabilizován anaerobně a následně odvodňován odstředivkou. Na stokovou síť je napojeno více průmyslových podniků, včetně chemické výroby (35 000 EO) a nemocnice, u níž zatížení nelze vyčíslit.

ČOV č. 15: Stavba této čistírny probíhala v letech 1994-1997. Biologická linka je v uspořádání R-D-N. Kal je stabilizován anaerobně – termofilně a následně odvodňován odstředivkou. Na čistírnu je napojeno více průmyslových podniků a několik nemocnic.

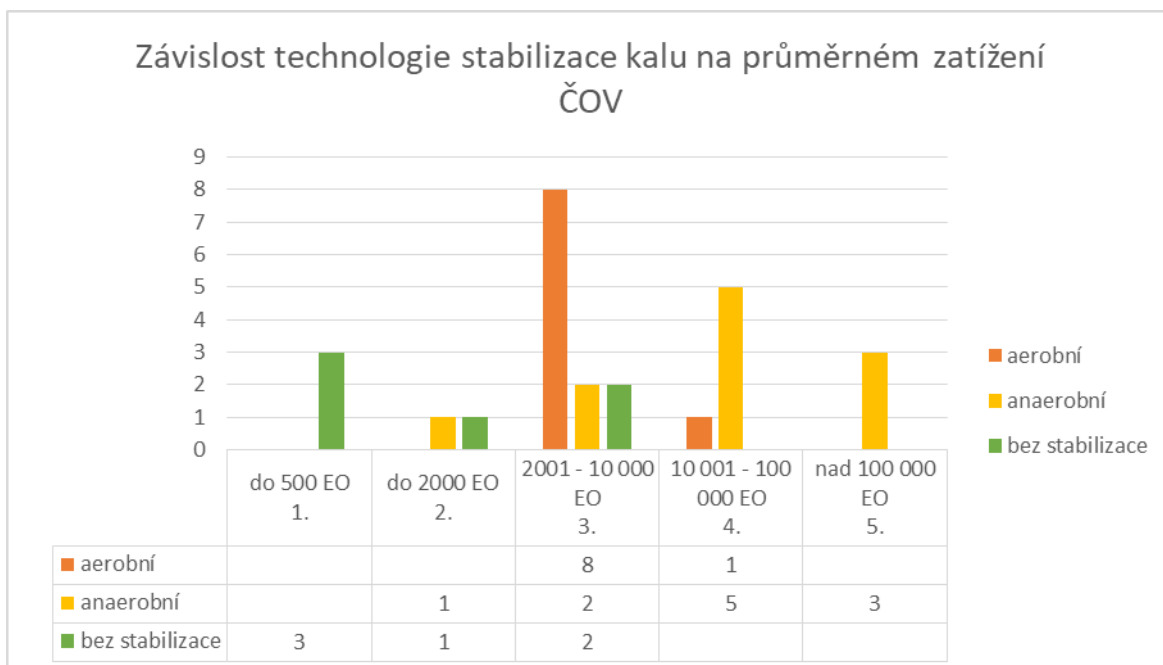
4.2 Technologie čištění a zpracování kalů

Z grafu č. 2 lze vyčíslit závislost technologie čištění na průměrném zatížení čistírny odpadních vod. Technologii kořenového čištění v tomto případě používají pouze čistírny do 500 EO. Čistírny ostatních velikostí využívají mechanicko-biologické čištění.



Obr. č. 2: Závislost technologie čistírny na průměrném zatížení v roce 2018 (zdroj: vlastní zpracování)

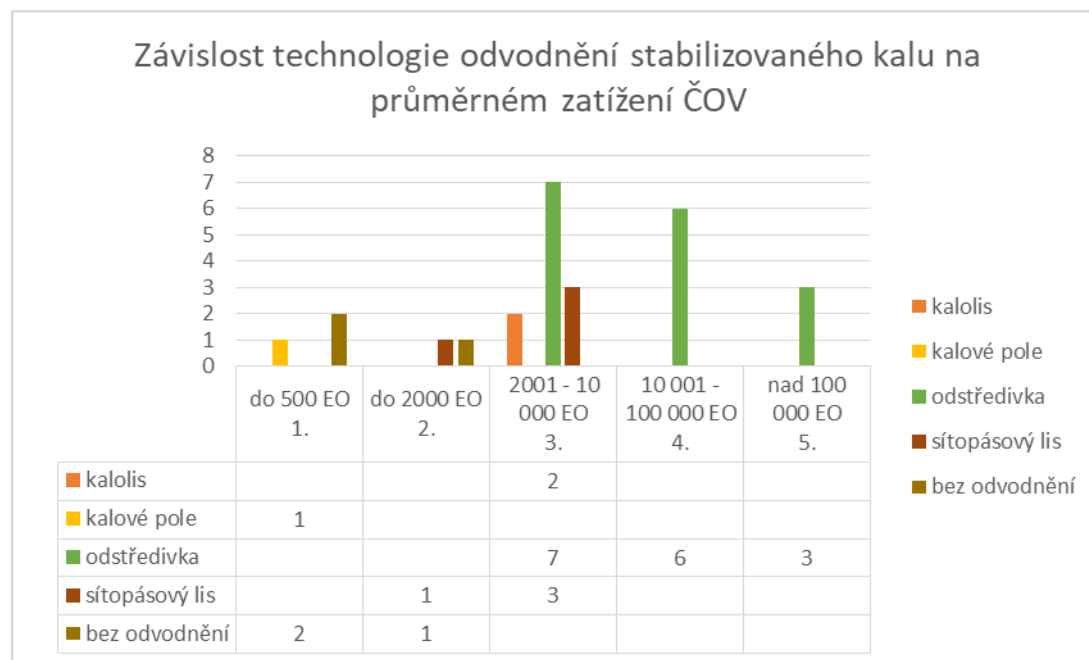
Graf č. 3. znázorňuje závislost technologie stabilizace kalu na průměrném zatížení čistírny odpadních vod. Kal není stabilizován hlavně u méně zatížených čistíren. Aerobní stabilizaci využívají především středně velké čistírny. Technologii anaerobní stabilizace nalezneme napříč čistírnami. Nejvíce je však využívána u čistíren s větším průměrným zatížením.



Obr. č. 3: Závislost technologie stabilizace kalu na průměrném zatížení ČOV v roce 2018 (zdroj: vlastní zpracování)

Graf č. 4 zobrazuje závislost technologie odvodnění stabilizovaného kalu na průměrném zatížení čistíren. Zařízení s menším zatížením kal neodvodňují nebo využívají kalové pole či

sítopásový lis. Čistírny od 2001 EO používají především odstředivku, v menším množství pak kalolis nebo sítopásový lis.



Obr. č. 4: Závislost technologie odvodnění stabilizovaného kalu na průměrném zatížení ČOV v roce 2018 (zdroj: vlastní zpracování)

4.3 Použité metody

Principy metod chemických analýz jsou níže popsány na základě českých technických norem (ČSN), na které se odkazují protokoly ke zkoušce k jednotlivým čistírnám. Chemické analýzy, jejichž akreditace je provedena u Českého institutu pro akreditaci (ČIA), jsou provedené v laboratoři Dekonta v Ústí nad Labem.

Principy metod mikrobiologických analýz jsou popsány dle standardních operačních postupů (SOP). Tyto mikrobiologické rozbory má Dekonta – laboratoř Dřetovice akreditované u Střediska pro posuzování způsobilosti laboratoří (ASLAB).

4.3.1 Chemické analýzy

Rizikové prvky (SOP č. 71 postup B)

První normou je ČSN EN 13656 (Charakterizace odpadů – Mikrovltný rozklad směsí kyselin HF, HNO₃ a HCl k následnému stanovení prvků), která určuje metody mikrovltného rozkladu směsí výše zmíněných kyselin. Roztoky připravované těmito metodami jsou vhodné k analýzám atomovou absorpční spektrofotometrií, emisní spektrofotometrií s indukčně vázaným plazmatem nebo hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem. Kromě dusíku je metoda použitelná pro všechny prvky, které jsou zmíněné v tabulce č. 5.

Další normou je ČSN EN 13657 (Charakterizace odpadů – Rozklad k následnému stanovení prvků rozpustných v lučavce královské), která určuje metody rozkladu lučavkou

královskou. Roztoky jsou vhodné ke stejné analýze, jako u výše zmíněné normy, a také jsou použitelné pro stejné prvky. Rozklad lučavkou královskou nemusí nutně vést k úplnému uvolnění všech prvků.

Podstatou zkoušky dle normy **ČSN EN ISO 11885** (Jakost vod – Stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem) je optické spektroskopické měření atomové emise. Vzorky se zmlžují a vznikající aerosol je veden k plazmatovému hořáku, kde také dochází k excitaci. Charakteristická spektra jsou buzena radiofrekvenčním indukčně vázaným plazmatem a jsou dispergována mřížkovým spektrometrem. Intenzitu čar monitoruje detektor, jehož signály zpracovává a řídí počítačový systém. Proměnlivý podíl úrovně pozadí při stanovení prvků je kompenzován vhodným korektorem pozadí.

ČSN EN 13346 (Charakterizace kalů – Stanovení stopových prvků a fosforu – Metody extrakce lučavkou královskou) je norma, dle které se reprezentativním vzorkováním připraví laboratorní vzorek a extrahuje se lučavkou královskou dle 4 různých postupů ohřevu.

Dle **ČSN EN 16173** (Kaly, upravený bioodpad a půdy – Rozklad frakcí prvků rozpustných v kyselině dusičné) je zkušební podíl rozložen koncentrovanou kyselinou dusičnou pomocí mikrovlnného ohřevu ve vhodném laboratorním zařízení, dále je vzorek umístěn do mikrovlnné nádoby (z polymeru, fluorouhlíku nebo křemenného skla), která je zahřívána a po ochlazení je obsah zfiltrován, odstředěn nebo se nechá sedimentovat. Následně se čirý roztok převede do odměrné baňky, zředí se na přiměřený objem a je analyzován vhodnou metodou.

ČSN EN 16174 (Kaly, upravený bioodpad a půdy – Rozklad frakcí prvků rozpustných v lučavce královské) udává, že má být zkušební podíl rozložen lučavkou královskou jednou ze dvou metod. První metoda říká, že var má být pod zpětným chladičem po dobu 2 h, následuje filtrace a doplnění na objem v odměrné baňce. Druhá metoda pracuje s mikrovlnným rozkladem při $(175 \pm 5) ^\circ\text{C}$ po dobu (10 ± 1) min v uzavřené nádobě. Opět následuje filtrace a doplnění na objem.

ČSN EN 15410 (Tuhá alternativní paliva – Metody stanovení obsahu hlavních prvků – Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, Si, Ti) říká, že se testovaná část štěpí za použití navržených metod vhodnou směsí kyselin. Vzorek je analyzován atomovou emisní spektroskopií s indukčně vázanou plazmou. Pro analýzu XRF je vzorek spalován při teplotě $550 ^\circ\text{C}$, popel je následně lisován nebo taven. Pro kalibraci je možné využívat popely různého původu.

Postup normy **ČSN EN 14902** (Kvalita ovzduší – Normovaná metoda stanovení Pb, Cd, As a Ni ve frakci PM10 aerosolových částic) je rozdělen na dvě části, kdy první část je věnována vzorku na stanovišti, zatímco druhá část je věnována analýze v laboratoři. Při odběru vzorku se prosátím měřeného objemu vzduchu zachytí částice PM10. Exponovaný filtr se následně dopraví do laboratoře, kde se výše zmíněné prvky převedou do roztoku působením kyseliny dusičné a peroxidu vodíku mikrovlnným zářením. Výsledný roztok je analyzován GFAAS nebo ICP-MS.

Vzorek se dle **ČSN EN ISO 16967** (Tuhá biopaliva – Stanovení majoritních prvků – Al, Ca, Fe, Mg, P, K, Si, Na a Ti) štěpí v uzavřené nádobě pomocí činidel, teploty a lisu. Štěpení probíhá pomocí paliva nebo na popelu, který je vyhřátý na 550 °C. Detekce prvků se provádí pomocí ICP-OES, ICP-MS, FAAS nebo FES.

ČSN EN ISO 16968 (Tuhá biopaliva – Stanovení stopových prvků) udává, že se analyzovaný vzorek rozloží v uzavřené nádobě, která je vyrobená z fluoropolymeru kyselinou dusičnou, peroxidem vodíku a kyselinou fluorovodíkovou v mikrovlnné peci, odporové peci nebo v zahřívacím bloku. Rozložený vzorek je dále ředěn a prvky jsou stanoveny vhodným přístrojem.

Dle **ČSN EN ISO 16994** (Tuhá biopaliva – Stanovení obsahu celkové síry a celkového chloru) se stanovení provádí ve dvou krocích nebo za použití automatizovaného zařízení. Rozklad biopaliva probíhá spálením v kyslíkové atmosféře ve spalovací tlakové nádobě a absorpce plynných kyselých složek probíhá v absorpčním roztoku. Druhým způsobem je vyloučení v uzavřené nádobě. Stanovení síranů a chloridů v roztoku získaném rozkladem probíhá pomocí iontové chromatografie nebo ICP.

Dalším předpisem, dle kterého je definovaný postup je **EPA method 200.7**. Vzorek se odebírá isokineticky a emise částic se shromažďují v sondě a na zahřátém filtru. Plynné emise se pak shromažďují v roztoku peroxidu vodíku a ve vodném roztoku manganistanu draselného. Získané vzorky se štěpí a příslušné frakce se analyzují metodami CVAAS, ICAP, AAS, GFAAS nebo ICP-MS.

Posledním předpisem k tomuto postupu je **EPA method 29**. K určení kovů a některých nekovů v roztoku se používá ICP-AES. Tato metoda je konsolidací stávajících metod pro vodu, odpadní vody a pevné odpady a je použitelná pro všechny zkoumané prvky kromě N.

Rtuť (SOP č. 25)

Rtuť je stanovována pomocí **ČSN 757440** (Jakost vod – Stanovení celkové rtuti termickým rozkladem, amalgamací a atomovou absorpční spektrometrií). Rtuť je uvolňována řízeným ohřevem ve spalovací trubici přístroje. Vzorek se vysuší a následně proběhne termický rozklad při teplotě až 900 °C. Produkty rozkladu jsou proudem kyslíku unášeny do druhé části spalovací trubice, která je vyplněná katalyzátorem. Jeho teplota je udržována na 750°C. Dochází zde k dokončení oxidace, zachycení halogenů, oxidů dusíku a oxidů síry. Tyto produkty jsou vedeny do amalgamátoru, který je temperován na 120 °C, jako měřící kyvety. V amalgamátoru jsou selektivně zachycovány páry rtuti, které jsou následně krátkodobým intenzivním ohřevem vytěsněny do dvou měřících kyvet. Absorbance je měřena při 253,7 nm jako funkce koncentrace rtuti.

Halogenové organické sloučeniny (W-AOX-COU)

Stanovení AOX je definováno v **ČSN EN ISO 9562** (Jakost vod – Stanovení adsorbovatelných organicky vázaných halogenů). Vzorek vody je třeba nejprve okyselit kyselinou dusičnou. Organické sloučeniny, které jsou obsažené ve vzorku se adsorbují na

aktivní uhlí buď postupem vsádkového třepání, míchacím postupem, nebo adsorpcí na koloně. Anorganické halogeny jsou odstraňovány proplachem aktivního uhlí, roztokem dusičnanu sodného, který je okyselený kyselinou dusičnou. Uhlí s adsorbátem je spalováno v proudu kyslíku. Po adsorpci halogenvodíku v jímacím roztoku jsou ionty halogenů stanoveny argentometrickou titrací.

Suma PCB (SOP č. 21 postup B)

ČSN EN 15308 (Charakterizace odpadů – Stanovení vybraných polychlorovaných bifenyly (PCB) v pevných odpadech plynovou chromatografií s detektorem elektronového záchytu nebo s detekcí hmotnostní spektrometrií), stanovuje podstatu zkoušky. Vhodný zkušební podíl vzorku je extrahován směsí organických rozpouštědel vhodnou extrakční technikou a směs je rozdělena na vodu a organickou vrstvu. Získané extrakty jsou koncentrovány, a pokud je to nutné, čištěny (např. úprava kyselinou sírovou). Extrakt je následně analyzován plynovou chromatografií s detekcí hmotnostní spektrofotometrií (technika izotopového ředění) nebo s detektorem elektronového záchytu (analyzuje se na dvou kolonách rozdílné polaritě). Kvantifikace je prováděna metodou vnitřního standardu.

Suma PAU (SOP č. 20 postup B)

Součástí je ČSN EN 15527 (Charakterizace odpadů – Stanovení polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) v odpadech plynovou chromatografií s hmotnostním spektrometrem). PAH jsou extrahované ze vzorku propanonem nebo rozpouštědly, která jsou podobná hexanu. V případě nutnosti se získaný extrakt čistí na chromatografické adsorpční koloně. Extrakt je následně analyzován plynovou chromatografií s hmotnostním spektrometrem s použitím kapilární kolony o nízké polaritě. Koncentrace PAH je stanovena metodou vnitřního standardu. Stejnou podstatu má i předpis ISO 18287, ze kterého výše zmíněná norma vychází.

Stanovení pH (SOP č. 01)

Tento postup se odkazuje na normu ČSN ISO 10523 (Jakost vod – Stanovení pH). Podstatou zkoušky je stanovení pH hodnoty, která je založena na měření potenciálů elektrochemického článku pH metrem. Hodnota závisí také na teplotě.

Další normou je ČSN ISO 12176 (Charakterizace kalů – Stanovení pH), která je v současné době označena jako zrušená. Pro zkoušku je nutno připravit vhodnou suspenzi tuhého nebo pastovitěho kalu a pH této suspenze se stanoví potenciometricky. Hodnota kapalných vzorků se měří přímo.

Poslední normou je ČSN ISO 10390 (Kvalita půdy – Stanovení pH). Je třeba připravit půdní suspenzi v pětinašobném objemu jedné z těchto kapalin: voda, roztok KCl ve vodě, roztok CaCl₂ ve vodě. Hodnota se měří opět pH metrem.

Sušina (SOP č. 28)

ČSN 720102 (Základní postup rozboru silikátů – Stanovení ztráty sušením) je první normou, na kterou se odkazuje postup pro stanovení sušiny. Vzorek je sušen při předepsané teplotě do ustálené hmotnosti. Úbytek hmotnosti odpovídá měřené ztrátě sušením.

Druhou normou je ČSN ISO 11465 (Kvalita půdy – Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy – Gravimetrická metoda), jejíž podstatou je sušení vzorků do konstantní hmotnosti při $105\text{ °C} \pm 5\text{ °C}$. Hmotnostní podíl sušiny a vlhkosti vzduchu se následně vypočítá jako rozdíl hmotnosti půdního vzorku před a po vysušení.

Zrušená norma ČSN CEN ISO/TS 17892-1 (Geotechnický průzkum a zkoušení – Laboratorní zkoušky zemin – Stanovení vlhkosti zemin) detailně popisuje přípravu vzorku a postup zkoušky.

Další zrušenou normou je ČSN EN 14346 (Charakterizace odpadů – Výpočet sušiny stanovením podílu sušiny nebo obsahu vody), která popisuje všeobecný princip. V závislosti na skupenství vzorku je stanoven buď obsah vody, nebo podíl sušiny. Výsledky ze stanovení se použijí pro výpočet sušiny. V případě vzorků s více fázemi je nutné tyto vzorky homogenizovat.

Poslední normou je ČSN 465735 (Průmyslové komposty), která platí pro výrobu, zkoušení, dodávání a užívání kompostů vyráběných průmyslovým způsobem a užívaných jako org. hnojivo.

Vodivost (SOP č. 02)

Postup se odkazuje na ČSN EN 27888 (Jakost vod – Stanovení elektrické konduktivity). Elektrická vodivost se měří přímo pomocí vhodného přístroje. Jedná se o schopnost iontů přítomných ve vodě vést elektrický proud.

Druhou normou je ČSN P CEN/TS 15937 (Kaly, upravený bioodpad a půdy – Stanovení elektrické konduktivity). Čerstvý kal, upravený bioodpad nebo na vzduchu vysušená půda se vyluhuje vodou v poměru 1:5. Analýza tekutých kalů je prováděna bez přídavku vody. Konduktivita se následně měří při laboratorní teplotě a výsledek je korigován na teplotu 25 °C .

Ztráta žíháním (SOP č. 48)

Dle normy ČSN EN 15169 (Charakterizace odpadů – Stanovení ztráty žíháním v odpadech, kalech a sedimentech), je zkušební vzorek žíhán v peci při teplotě $(550 \pm 25)\text{ °C}$. Rozdíl hmotnosti před a po žíhání určuje ztrátu žíháním. Stanovení je prováděno na předem vysušeném vzorku nebo přímo na nevysušeném vzorku včetně sušení nebo s odkazem na sušinu.

Dusík (S-NTOT-PHO)

Celkový dusík je stanoven na základě ČSN ISO 11261 (Kvalita půdy – Stanovení celkového dusíku – Modifikovaná Kjeldahlova metoda). Tato metoda je založena na mineralizaci vzorku

podle Kjeldahla. Jako katalyzátor se místo selenu používá oxid titaničitý, který je z ekologického hlediska méně nebezpečný.

Amoniakální dusík a dusičnanový dusík (SOP č. 85)

Postup č. 85 je odvozen z ČSN EN ISO 7150-1 (Jakost vod – Stanovení amonných iontů). Spektrometrické měření modré sloučeniny probíhá při 655 nm. Sloučenina vzniká reakcí amonných iontů se salicylanem a chlornatými ionty za přítomnosti nitrosopentakynoželezitanu sodného.

Další normou je ČSN EN ISO 13395 (Jakost vod – Stanovení dusitanového dusíku a dusičnanového dusíku a sumy obou průtokovou analýzou se spektrofotometrickou detekcí). Suma se stanoví průtokovou injekční analýzou, kdy je vzorek přiváděn do plynule protékajícího tlumivého roztoku vstřikovacím ventilem nebo kontinuální průtokovou analýzou, kdy je vzorek nepřetržitě směřován s tlumivým roztokem. Dusičnany jsou redukovány kovovým kadmíem na dusitany a přimíchává se roztok činidla v kyselině fosforečné. Dusitany v roztoku diazotují sulfanilamid v kyselém roztoku na diazoniovou sůl, která je kopulována s N-(1-naftyl)ethylendiaminem za vzniku červeného barviva. Dusitanový dusík se stanoví vynecháním redukce kadmíem. Dusičnanový dusík se vypočítá rozdílem sumy dusitanového a dusičnanového dusíku minus dusitanový N.

Metody jsou dále popsány v dokumentech **Standard method 4500-NO₃H** a **Standard method 4500-NO₂B**.

Celkový organický uhlík (SOP č. 30 postup B)

Aktuální normou je ČSN EN 15936 (Kaly, upravený bioodpad, půdy a odpady – Stanovení celkového organického uhlíku (TOC) suchým spalováním), která určuje dvě metody stanovení. Při nepřímé metodě se TOC získá z rozdílu mezi výsledky stanovení celkového uhlíku (TC) a celkového anorganického uhlíku (TIC). Při přímé metodě jsou nejprve odstraněny uhlíčitany okyselením nesusušeného vzorku. Oxid uhlíčitý uvolněný následným spalováním je stanoven stejnými postupy jako z nepřímé metody. Výsledek je přímo TOC.

4.3.2 Mikrobiologické analýzy

Detekce bakterií rodu *Salmonella* (SOP 06.0.53)

Tato metoda je určena pro detekci salmonel v půdě, bioodpadech nebo upravených bioodpadech, kalech z čistíren, kompostech, sedimentech, digestátech, substrátech a v podobných pevných maticích. Průkaz bakterií je rozdělen do čtyř, po sobě následujících, kroků.

Nejprve je nutné pomnožit bakterie v neselektivní tekuté půdě (tlumivá peptonová voda, 36 °C ±2 °C, 16 až 20 h).

Druhým krokem je pomnožení v selektivních tekutých půdách dle Rappaporta a Vassiliadis s chloridem hořečnatým a malachitovou zelení (41 °C ±1 °C, 24 h a 48 h) a následně v půdě se seleničitanem a cystinem (36 °C ±2 °C, 24 h a 48 h).

Třetím stupněm je kultivace na dvou selektivních pevných půdách – agar s fenolovou červení a brilantovou zelení (36 °C ±2 °C, 24 h a 48 h) a xylózo-lyzin-deoxycholátový agar (36 °C ±2 °C, 24 h a 48 h).

Posledním krokem je konfirmace pomocí biochemických a sérologických testů.

Stanovení koliformních bakterií, termotolerantních koliformních bakterií a *Escherichia coli* (SOP 06.0.5)

Testovaný podíl vzorku nebo zředěný vzorek je stejně jako v předchozím postupu potřeba filtrovat přes membránový filtr o vhodné velikosti pórů (tj. 0,45 μm) k zachycení bakterií. Membránový filtr je následně pokládán na vhodné selektivní kultivační médium obsahující laktózu. Misky s filtry jsou inkubovány po dobu 18 až 24 hodin při teplotě 36 °C ±2 °C pro stanovení koliformních bakterií a 44 °C ±1 °C pro stanovení termotolerantních koliformních bakterií. Stanovení počtu koliformních bakterií je převáděno cytochromoxidázovým testem a určí se počet kolonií charakteristických pro koliformní bakterie (laktóza pozitivní a cytochromoxidáza negativní).

Pro stanovení *Escherichia coli* se vyhodnocené membránové filtry přenesou na kultivační podložku, která je nasycena tekutým kultivačním médiem a kultivuje se zde další 2 až 4 hodiny ve tmě při teplotě 36 °C ±2 °C. Po dokončení sekundární kultivace se pod UV lampou spočítají kolonie.

Stanovení intestinálních enterokoků (SOP 06.0.4)

Jedná se o metodu membránových filtrů, která je použitelná pro všechny druhy vod, kromě vod s vysokou koncentrací nerozpuštěných látek nebo s velkým obsahem interferujících mikroorganismů.

Testovaný podíl vzorku nebo zředěný vzorek je potřeba filtrovat přes membránový filtr o vhodné velikosti pórů (tj. 0,45 μm) k zachycení bakterií. Membránový filtr se pokládá na povrch pevného kultivačního média obsahujícího azid sodný, který potlačuje růst G- bakterií. Toto médium dále obsahuje 2,3,5-trifenylnitroimidazoliumchlorid, který je činností intestinálních enterokoků redukován na červený formazan. Po inkubaci jsou počítány jako intestinální enterokoky všechny typické kolonie zbarvené celé nebo ve středu červeně, růžově nebo kaštanově.

V případě, že se typické kolonie vyskytují, je třeba provést potvrzující test. Celý membránový filtr je se všemi koloniemi přenesen na žluč-eskulin-azidový agar, který je předehřátý na 44 °C ±1 °C. Na takto připraveném médiu intestinální enterokoky hydrolyzují během 2 h a konečným produktem hydrolyzy je 6,7-dihydroxykumarin, který tvoří v kombinaci s Fe³⁺ ionty tříslově hnědou až černou sloučeninu.

Za pozitivní jsou považovány všechny typické kolonie, které vyhazují hnědé až černé zbarvení média v bezprostředním okolí.

Stanovení heterotrofních bakterií kultivovatelných při 30 °C (SOP 06.0.6)

Metoda je použitelná pro všechny druhy pevných matric a vod. Principem je stanovení heterotrofních bakterií vyrostlých na masopeptonovém agaru po aerobní kultivaci.

Zkoušený podíl vzorku, či zředěný vzorek tekutého vzorku nebo suspenze se naočkuje metodou přímého výsevu do kultivačního média a následně po 48 ± 2 h kultivace při teplotě 30 °C spočítají kolonie.

4.4 Použité statistické metody

Pro každou z hypotéz byla vybrána vhodná statistická analýza dle charakteru dat a požadovaného výstupu. Zpracování dat proběhlo pomocí softwaru MS Excel pro Office 365. Statistické analýzy byly zpracovány v programu Statistica 12.

K porovnání dat z 1. a 2. měření byl využit t-test pro závislé vzorky (**párový t-test**).

Porovnání naměřených hodnot vzhledem k mezním hodnotám uvedeným ve vyhláškách a ČSN bylo provedeno pomocí **jednovýběrového t-testu**.

Zhodnocení průměrného zatížení, technologie stabilizace kalu a technologie odvodnění kalu vůči naměřeným hodnotám bylo otestováno **neparametrickou jednofaktorovou ANOVOU** (Kruskal-Wallisův test), která byla vybrána na základě testů normality a homogenity.

Posledním použitým testem je **dvouvýběrový t-test** (t-test pro nezávislé vzorky), kterým bylo otestováno porovnání technologie ČOV, vliv napojení průmyslového závodu a vliv napojení nemocničního zařízení).

Hladina významnosti byla u všech testů stanovena na $\alpha = 0,05$.

5 Výsledky

5.1 Porovnání dvojího měření (párový t-test)

$$H_0: \mu_{1.\text{měření}} = \mu_{2.\text{měření}}$$

(Neexistuje statisticky významný rozdíl mezi středními hodnotami 1. a 2. měření u jednotlivých parametrů.)

č.	Parametr	p	H0	č.	Parametr	p	H0
1	Sušina	0,160786	nelze zamítnout	16	Mo	0,821923	nelze zamítnout
2	pH	0,419619	nelze zamítnout	17	Ni	0,437015	nelze zamítnout
3	TOC	0,145585	nelze zamítnout	18	Pb	0,256134	nelze zamítnout
4	ZŽ	0,333244	nelze zamítnout	19	Zn	0,736883	nelze zamítnout
5	AOX	0,471389	nelze zamítnout	20	P celkový	0,373088	nelze zamítnout
6	Σ7 PCB	0,326892	nelze zamítnout	21	Ca	0,327472	nelze zamítnout
7	Σ12 PAU	0,981066	nelze zamítnout	22	Mg	0,738378	nelze zamítnout
8	Vodivost	0,405433	nelze zamítnout	23	K	0,624614	nelze zamítnout
9	N-NH4+	0,561577	nelze zamítnout	24	N celkový	0,391170	nelze zamítnout
10	N-NO3-	0,203825	nelze zamítnout	25	Heterotrofní bakterie	0,811860	nelze zamítnout
11	As	0,854729	nelze zamítnout	26	Salmonella spp.	0,184836	nelze zamítnout
12	Cd	0,788942	nelze zamítnout	27	Intestinální enterokoky	0,649025	nelze zamítnout
13	Cr	0,316231	nelze zamítnout	28	Termotolerantní koliformní bakterie	0,513629	nelze zamítnout
14	Cu	0,267107	nelze zamítnout	29	Escherichia coli	0,103168	nelze zamítnout
15	Hg	0,571322	nelze zamítnout				

Tab č. 5: Párový t-test, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

Z tabulky č. 5 je patrné, že mezi 1. a 2. měřením jednotlivých parametrů neexistuje statisticky významný rozdíl. Nulovou hypotézu párového t-testu tedy nelze zamítnout u žádného z 29 měřených parametrů.

5.2 Mezní hodnoty vybraných legislativních dokumentů (jednovýběrový t-test)

$$H_0: \mu = \text{konstanta (mezní hodnoty)}$$

(Střední hodnota naměřených parametrů odpovídá mezním hodnotám z legislativních dokumentů.)

5.2.1 Vyhláška 437/2016 Sb., příloha č. 3

č.	Parametr	Mezní(maximální) hodnoty koncentrací v kalcích (mg.kg-1 sušiny)	p	H0
1	AOX	500	0,000000	zamítá se
2	Σ7 PCB	0,6	0,00	zamítá se
3	Σ12 PAU	10	0,000000	zamítá se
4	As	30	0,000000	zamítá se
5	Cd	5	0,000000	zamítá se
6	Cr	200	0,000617	zamítá se
7	Cu	500	0,000368	zamítá se
8	Hg	4	0,000000	zamítá se
9	Mo	-	-	-
10	Ni	100	0,000002	zamítá se
11	Pb	200	0,000000	zamítá se
12	Zn	2500	0,000000	zamítá se
č.	Parametr	Limitní hodnota (nález/KTJ)	p	
13	Salmonella spp.	negativní (0)	0,022130	zamítá se
14	Intestinální enterokoky	<10 ³	0,000001	zamítá se
15	Termotolerantní koliformní bakterie	<10 ³	0,013102	zamítá se
		<10 ³	0,012483	zamítá se
16	Escherichia coli	<5.10 ³	0,014137	zamítá se

Tab č. 6: Jednovýběrový t-test, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

5.2.2 Vyhláška 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.)

č.	Parametr	Mezní(maximální) hodnoty koncentrací v kalech (mg.kg-1 sušiny)	p	H0
1	AOX	-	-	-
2	Σ7 PCB	0,02	0,000000	zamítá se
3	Σ12 PAU	3	0,834745	nelze zamítnout
4	As	10	0,723689	nelze zamítnout
5	Cd	2	0,101761	nelze zamítnout
6	Cr	100	0,588891	nelze zamítnout
7	Cu	170	0,139913	nelze zamítnout
8	Hg	1	0,723552	nelze zamítnout
9	Mo	-	-	-
10	Ni	65	0,014555	zamítá se
11	Pb	200	0,000000	zamítá se
12	Zn	500	0,000100	zamítá se

č.	Parametr	Limitní hodnota (nález/KTJ)	p	H0
13	Salmonella spp.	negativní (0)	0,022130	zamítá se
		<10 ³	0,000001	zamítá se
14	Intestinální enterokoky	<50	0,000001	zamítá se
15	Termotolerantní koliformní bakterie	<10 ³	0,013102	zamítá se
		<50	0,012881	zamítá se
16	Escherichia coli	<10 ³	0,012483	zamítá se
		<5.10 ³	0,014137	zamítá se

Tab č. 7: Jednovýběrový t-test, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

5.2.3 ČSN 465735 (tabulka I.)

č.	Parametr	Mezní(maximální) hodnoty koncentrací v kalech (mg.kg-1 sušiny)	p	H0
1	AOX	-	-	-
2	Σ7 PCB	-	-	-
3	Σ12 PAU	-	-	-
4	As	50	0,000000	zamítá se
5	Cd	13	0,000000	zamítá se
6	Cr	1000	0,000000	zamítá se
7	Cu	1200	0,000000	zamítá se
8	Hg	10	0,000000	zamítá se
9	Mo	25	0,000000	zamítá se
10	Ni	200	0,000000	zamítá se
11	Pb	500	0,000000	zamítá se
12	Zn	3000	0,000000	zamítá se

č.	Parametr	Limitní hodnota (nález/KTJ)	p	H0
13	Salmonella spp.	-	-	-
		-	-	-
14	Intestinální enterokoky	-	-	-
		-	-	-
15	Termotolerantní koliformní bakterie	-	-	-
		-	-	-
16	Escherichia coli	-	-	-
		-	-	-

Tab č. 8: Jednovýběrový t-test, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

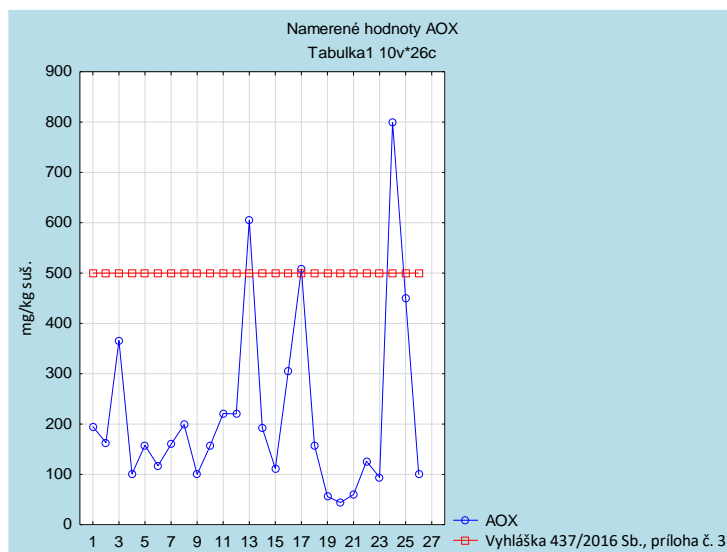
5.2.4 Detailnější vyhodnocení

Z tabulek č. 6, 7 a 8 je zřejmé, že se většina hodnot nepohybovala v okolí mezních hodnot.

U Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 byly zamítnuty všechny nulové hypotézy.

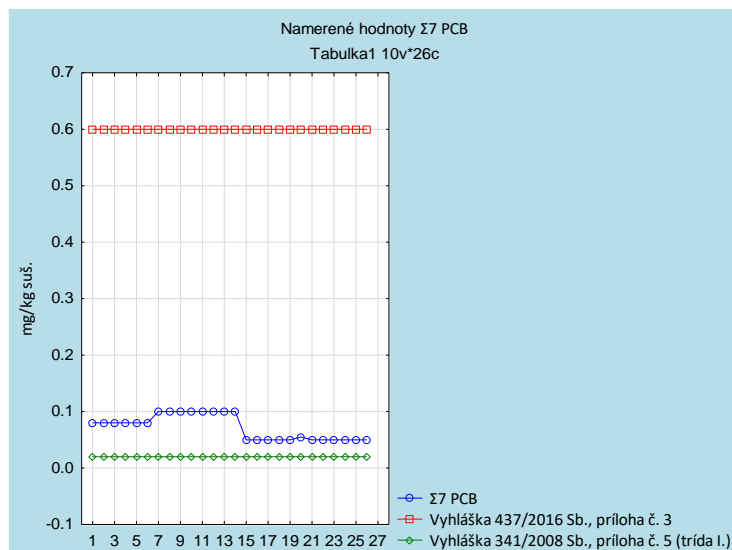
U Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) nebyl statisticky významný rozdíl prokázán u $\Sigma 12$ PAU, arsenu, kadmia, chromu, mědi a rtuti.

U ČSN 465735 (tabulka I.) byly zamítnuty všechny testované nulové hypotézy.



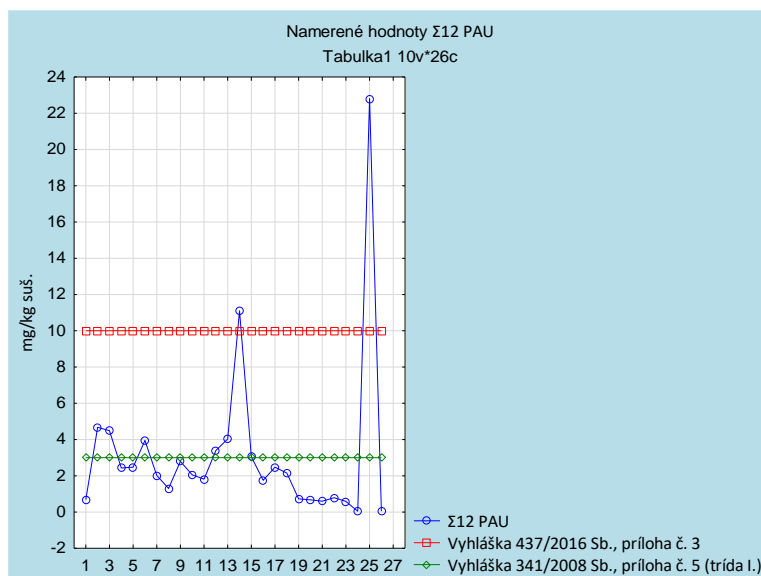
Obr. č. 5: Naměřené hodnoty AOX v porovnání s mezní hodnotou Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 (vlastní zpracování)

Z Obr. č. 5 je patrné, že mezní hodnota dané vyhlášky byla překročena u vzorku č. 13, č. 17 a č. 24. Ostatní naměřené hodnoty byly hluboko pod mezní hodnotou.



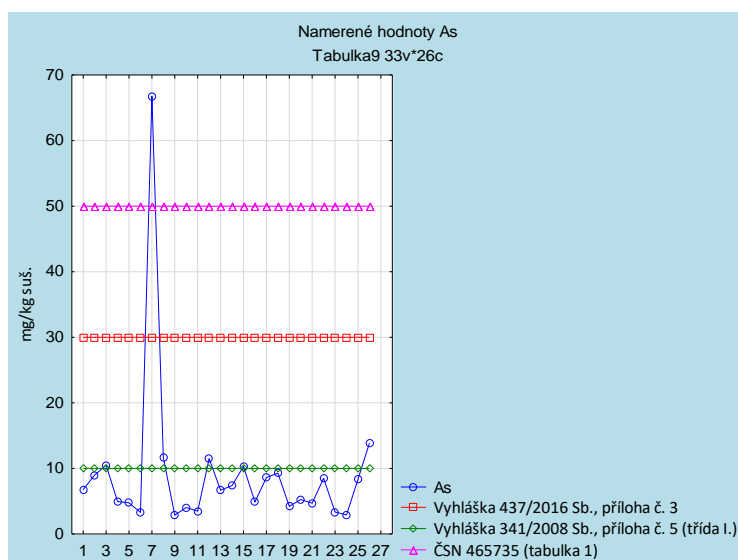
Obr. č. 6: Naměřené hodnoty $\Sigma 7$ PCB v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 a Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.), (vlastní zpracování)

Obrázek č. 6 ukazuje, že mezní hodnota Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 byla překročena ve všech případech, naopak mezní hodnota druhé vyhlášky nebyla překročena ani v jednom případě.



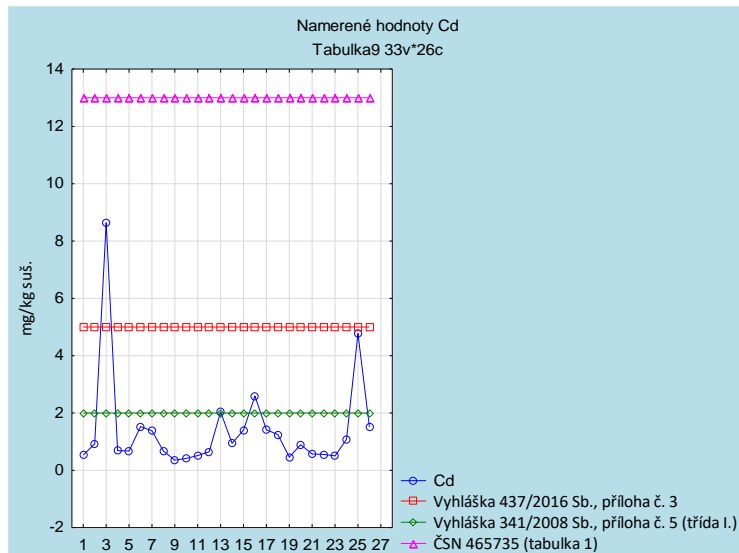
Obr. č. 7: Naměřené hodnoty $\Sigma 12$ PAU v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 a Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.), (vlastní zpracování)

Z obrázku č. 7 vyplývá, že Vyhláška 437/2016 a její mezní hodnota $\Sigma 12$ PAU byla překročena u vzorku č. 25 a č. 14. U druhé vyhlášky byla mezní hodnota překročena celkem v osmi případech (vzorek č. 25, 14, 2, 3, 13, 6, 12 a 15).



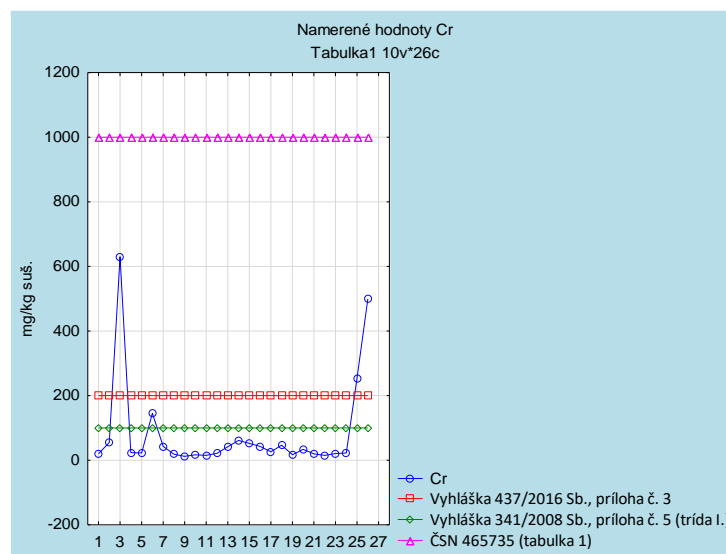
Obr. č. 8: Naměřené hodnoty As v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Graf na obrázku č. 8 ukazuje, že hodnoty As byly u Vyhlášky 437/2016 a ČSN 465735 překročeny pouze u vzorku č. 7. U Vyhlášky 341/2008 potom hned u 6 vzorků (7, 26, 8, 12, 3, 15).



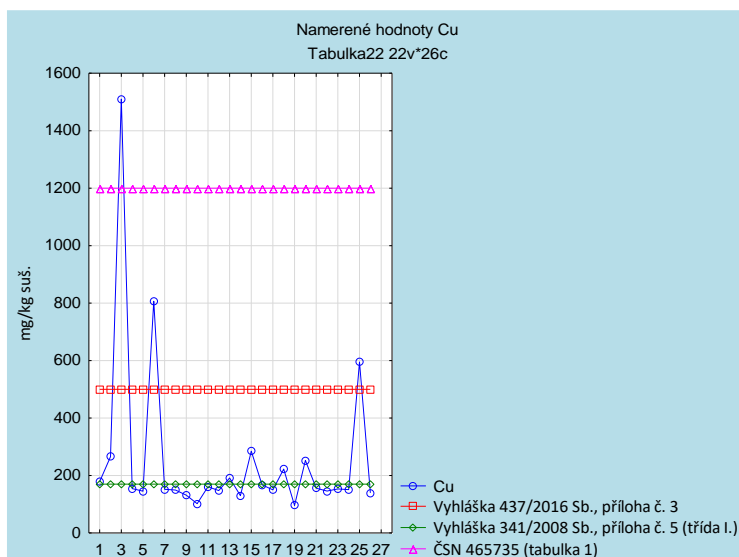
Obr. č. 9: Naměřené hodnoty Cd v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Z obrázku č. 9 je patrné, že mezní hodnota normy nebyla překonána ani v jednom případě. Vzorek č. 3 překonal mezní hodnotu Vyhlášky 437/2016. U Vyhlášky 341/2008 byla mezní hodnota překonána u vzorku č. 3, č. 25, č. 16 a č. 13.



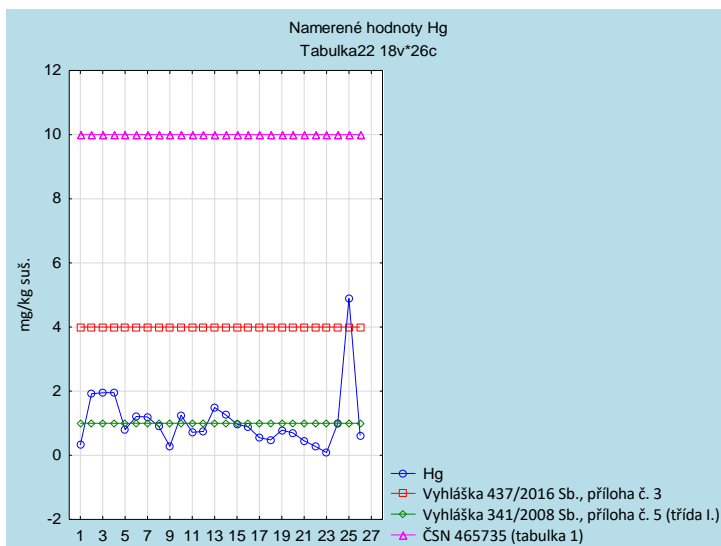
Obr. č. 10: Naměřené hodnoty Cr v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Obrázek č. 10 zobrazuje, že první nejvyšší hodnota (vzorek č. 3) a druhá nejvyšší hodnota (vzorek č. 26), překročily mezní hodnotu Vyhlášky 437/2016 Sb. Nižší mezní hodnotu dle Vyhlášky 341/2008 Sb. Překročily celkem 4 ČOV (3, 26, 25 a 6).



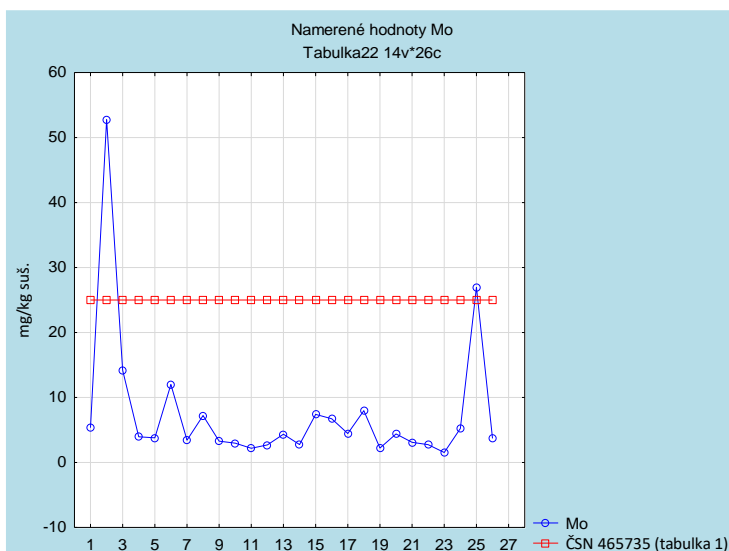
Obr. č. 11: Naměřené hodnoty Cu v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Jediná ČOV, která dle grafu č. 11 překračuje mezní hodnotu ČSN 465735 je čistírna č. 3. Mezní hodnotu Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, překročily 3 vzorky (č. 3, č. 6, a č. 25). Poslední limitující hodnotu definuje Vyhláška 341/2008 Sb., je překročilo hned několik vzorků: 3, 6, 25, 15, 2, 20, 18 a 13.



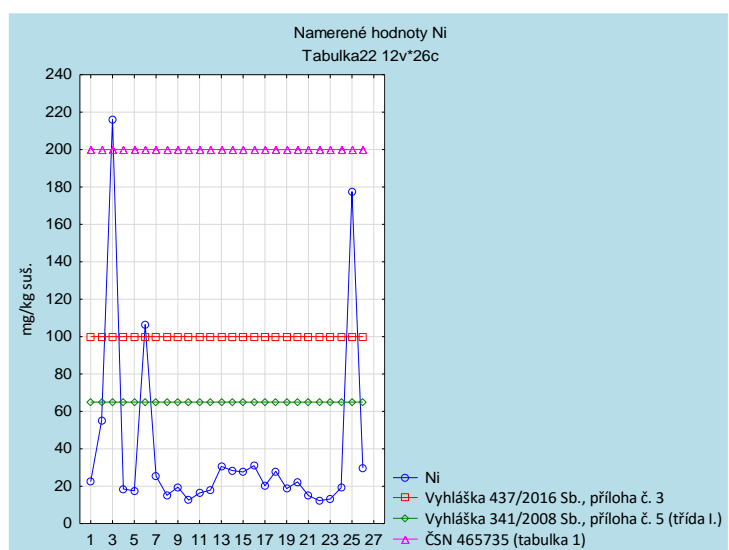
Obr. č. 12: Naměřené hodnoty Hg v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Mezní hodnota rtuti nebyla u ČSN 465735 překročena ani v jednom případě. Mezní hodnota Vyhlášky 437/2016 Sb. byla překročena u vzorku č. 25. Překročení hodnoty u Vyhlášky 341/2008 bylo zaznamenáno celkem v devíti případech (25, 4, 3, 2, 13, 14, 10, 6 a 7).



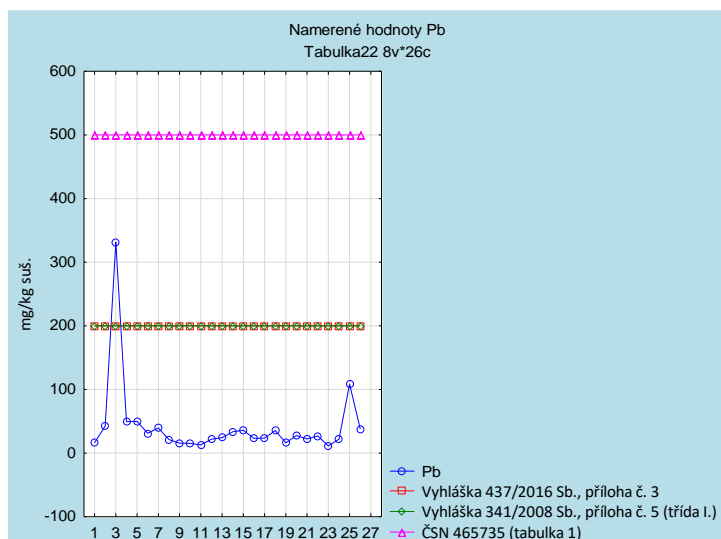
Obr. č. 13: Naměřené hodnoty Mo v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Molybden je limitován pouze jedním dokumentem, jež udává mezní hodnotu. Jedná se o ČSN 465735. Hodnota byla překročena celkem ve dvou případech (vzorek č. 2 a 25).



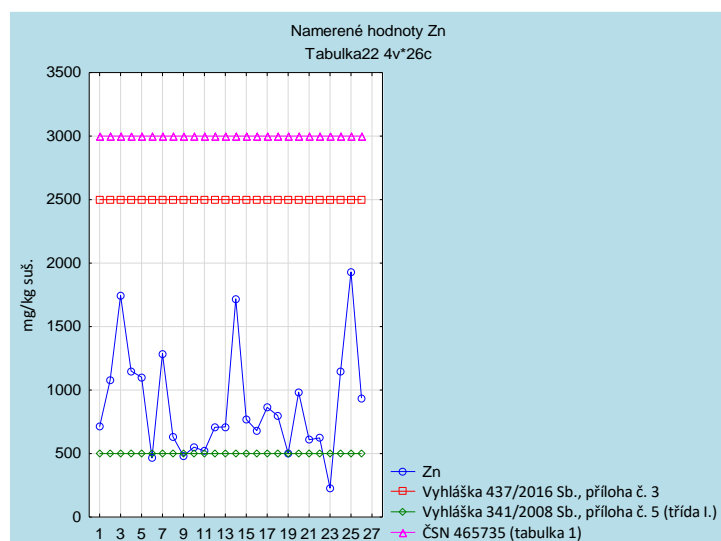
Obr. č. 14: Naměřené hodnoty Ni v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Z obrázku č. 14 můžeme vyčíst, že mezní hodnota stanovená ČSN 465735 byla u niklu překročena pouze jednou, a to u vzorku č. 3. Vyhláška 437/2016 byla stejně jako Vyhláška 341/2018 porušena třemi čistírnami (3, 25 a 6).



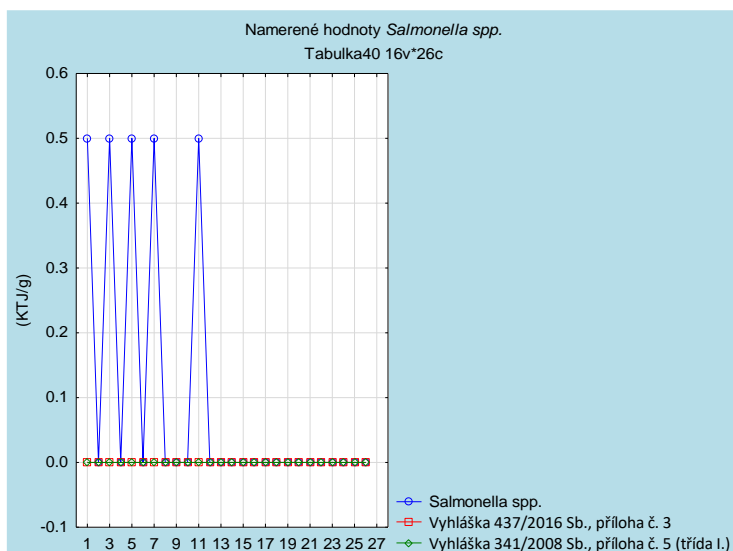
Obr. č. 15: Naměřené hodnoty Pb v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

Mezní hodnota u olova byla dle obrázku č. 15 porušena u Vyhlášky 437/2016 Sb. a Vyhlášky 341/2008 pouze v jednom případě, a to u čistírny č. 3.



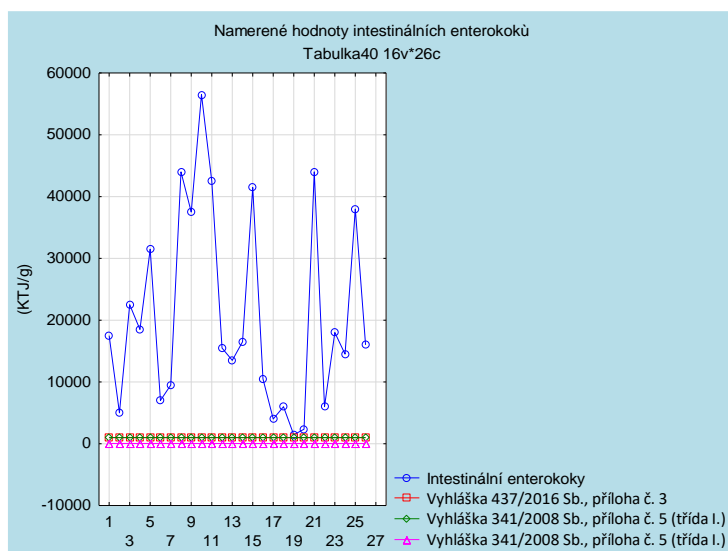
Obr. č. 16: Naměřené hodnoty Zn v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 (tabulka 1), (vlastní zpracování)

V případě naměřených hodnot zinku byla porušena mezní hodnota u Vyhlášky 341/2008 Sb. celkem ve 23 případech. Čistírny, u nichž tato hodnota nebyla překročena jsou: č. 9, č. 6 a č. 23.



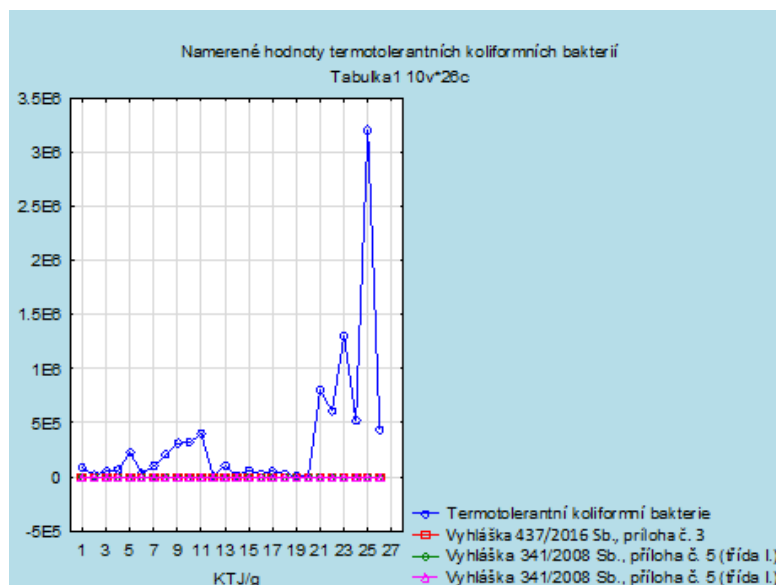
Obr. č. 17: Naměřené hodnoty *Salmonella spp.* v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 a Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.), (vlastní zpracování)

V pěti odebraných vzorcích byla naměřena *Salmonella spp.*, jedná se o vzorky č. 1, 3, 5, 7 a 11. Těchto pět vzorků zároveň porušilo mezní hodnoty všech uvedených dokumentů.



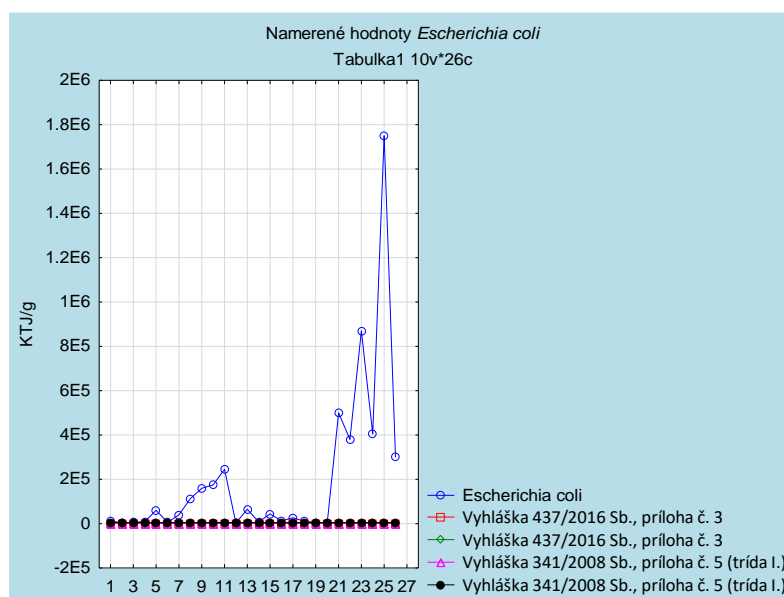
Obr. č. 18: Naměřené hodnoty intestinálních enterokoků v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 a Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.), (vlastní zpracování)

Z obrázku č. 18 lze vyčíst, že mezní hodnoty u intestinálních enterokoků byly porušeny ve všech případech.



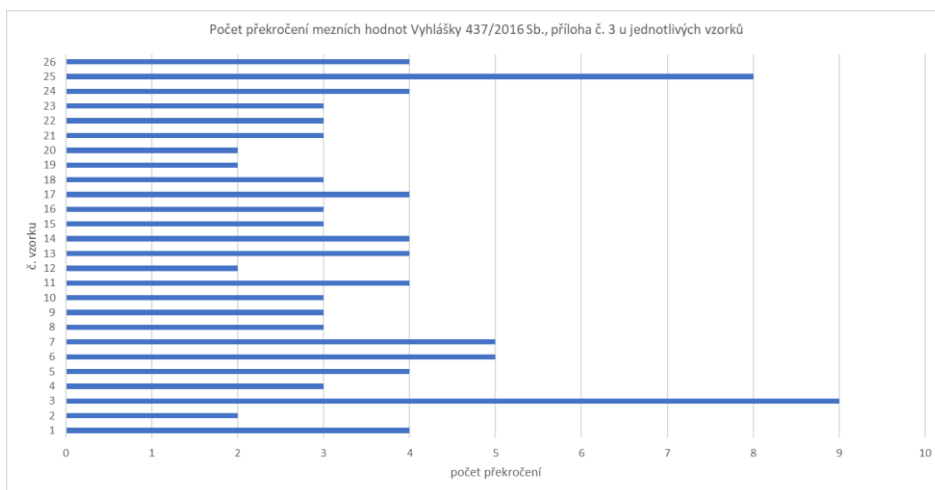
Obr. č. 19: Naměřené hodnoty termotolerantních koliformních bakterií v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 a Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.), (vlastní zpracování)

Z obrázku č. 19 lze usoudit, že mezní hodnoty termotolerantních koliformních bakterií byly překročeny ve všech případech, kromě vzorku č. 20.

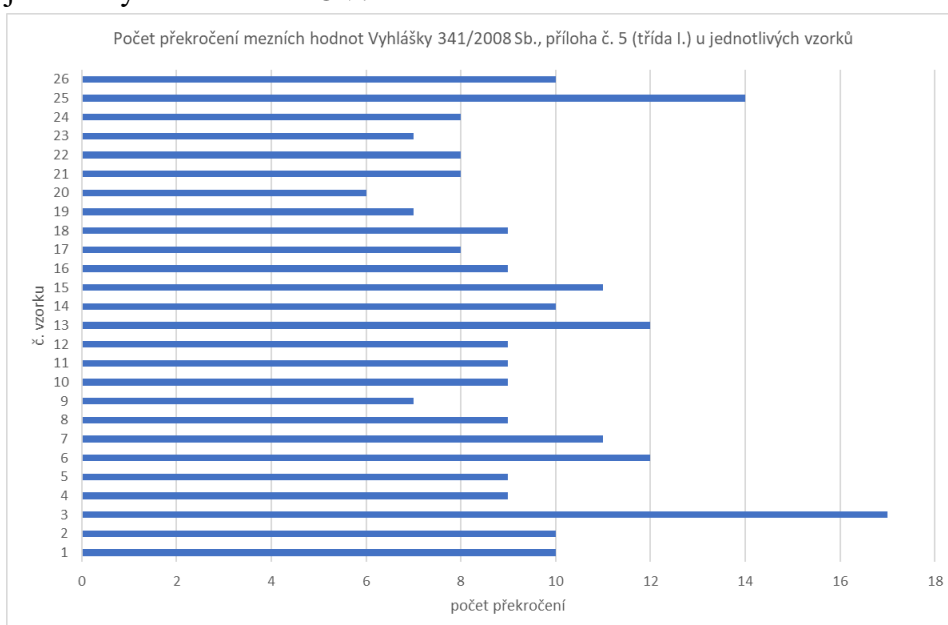


Obr. č. 20: Naměřené hodnoty *Escherichia coli* v porovnání s mezními hodnotami Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 a Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.), (vlastní zpracování)

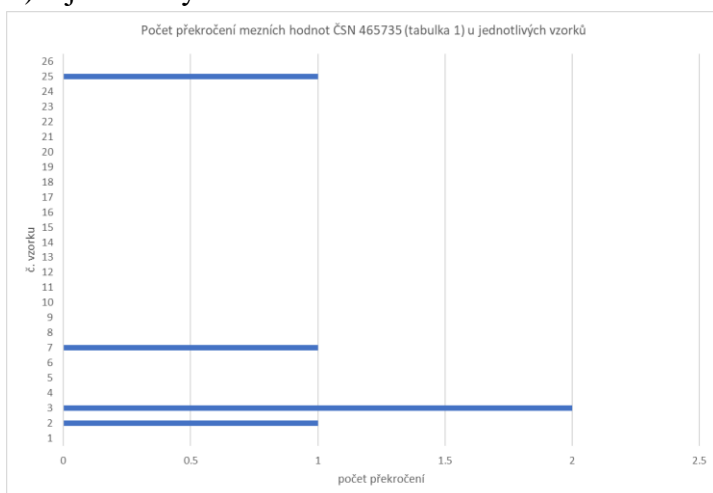
Posledním měřeným parametrem je *Escherichia coli*, jejíž hodnoty, podobně jako u termotolerantních enterokoků, překročily mezní hodnoty uvedených dokumentů téměř ve všech případech. Výjimkou je opět vzorek č. 20.



Obr č. 21: Počet překročení mezních hodnot u Vyhlášky 437/2016 Sb., příloha č. 3 u jednotlivých vzorků z ČOV.



Obr č. 22: Počet překročení mezních hodnot u Vyhlášky 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) u jednotlivých vzorků z ČOV.



Obr č. 23: Počet překročení mezních hodnot u ČSN 465735 (tabulka 1) u jednotlivých vzorků z ČOV.

Z obrázků č. 21-23 je patrné, že ČOV č. 3 překročila mezní hodnoty nejvíc krát, a to celkem ve 28 případech. Další ČOV je č. 25, která přesáhla hodnoty stanovené ve výše uvedených dokumentech celkem ve 23 případech. O třetí místo v počtu překročení se s číslem 17 dělí ČOV č. 6 a 7.

Nejméně krát byla mezní hodnota překročena u ČOV č. 20 (8 případů), dále u ČOV č 19 (9 případů) a u ČOV č. 23 (10).

5.3 Průměrné zatížení ČOV (neparametrická ANOVA)

$H_0: F(x_{do\ 500\ EO}) = F(x_{do\ 2000\ EO}) = F(x_{2001 - 10\ 000\ EO}) = F(x_{10\ 001 - 100\ 000\ EO}) = F(x_{nad\ 100\ 000\ EO})$
(Jedná se o shodu distribučních funkcí jednotlivých kategorií průměrného zatížení ČOV v roce 2018.)

č.	Parametr	p	H0	Detailnější výstup
1	TOC	0,0647	nelze zamítnout	
2	AOX	0,6363	nelze zamítnout	
3	Σ7 PCB	0,983	nelze zamítnout	
4	Σ12 PAU	0,0115	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi mezi ČOV s průměrným zatížením do 2000 EO a nad 100 000 EO.
5	As	0,1340	nelze zamítnout	
6	Cd	0,0197	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi mezi ČOV s průměrným zatížením 2001 - 10 000 EO a 10 001 - 100 000 EO.
7	Cr	0,0332	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
8	Cu	0,0072	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi mezi ČOV s průměrným zatížením 2001 - 10 000 EO a nad 100 000 EO.
9	Hg	0,0462	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
10	Mo	0,0314	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
11	Ni	0,0096	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
12	Pb	0,0556	nelze zamítnout	
13	Zn	0,5689	nelze zamítnout	
14	P celkový	0,0076	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi mezi ČOV s průměrným zatížením do 500 EO a nad 100 000 EO.
15	Ca	0,0087	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi mezi ČOV s průměrným zatížením 2001 - 10 000 EO a 10 001 - 100 000 EO.
16	Mg	0,2623	nelze zamítnout	
17	K	0,0755	nelze zamítnout	
18	N celkový	0,0156	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
19	Heterotrofní bakterie	0,1865	nelze zamítnout	
20	Salmonella spp.	0,7751	nelze zamítnout	
21	Intestinální enterokoky	0,6973	nelze zamítnout	
22	Termotolerantní koliformní bakterie	0,0392	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
23	Escherichia coli	0,0325	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.

Tab č. 9: Neparametrická ANOVA, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

Dle výstupu z tabulky č. 9 lze říct, že statisticky významný rozdíl je celkem u 5 sledovaných parametrů z 23.

Polycyklické aromatické uhlovodíky vykazují statisticky významný rozdíl mezi ČOV do 2000 EO a ČOV nad 100 000 EO.

Kadmium a vápník vykazují významné rozdíly v naměřených hodnotách mezi ČOV 2001-10 000 EO a ČOV 10 001-100 000 EO.

Dalším parametrem se statisticky významným rozdílem je měď, jejíž analýza poukazuje na rozdíl mezi ČOV s průměrným zatížením 2001-10 000 EO a ČOV nad 100 000 EO.

Rozdíl mezi celkovým P naměřeným v ČOV do 500 EO a v ČOV nad 100 000 EO je statisticky významný.

5.4 Technologie ČOV (dvouvýběrový t-test)

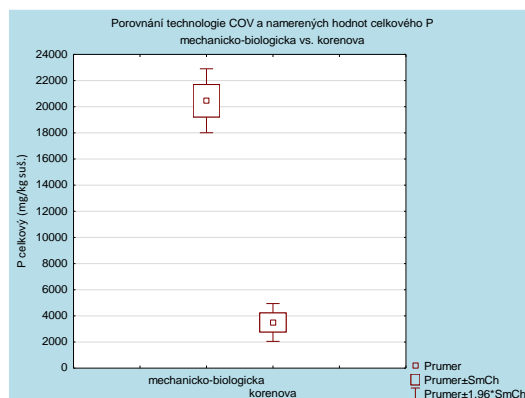
$H_0: \mu_{\text{kořenová}} = \mu_{\text{mechanicko-biologická}}$

(Průměrné naměřené hodnoty kořenových ČOV jsou shodné s hodnotami mechanicko-biologických ČOV.)

Parametr	p Rozptyly	Test	p	H0
TOC	0,114708	dvouvýběrový t-test	0,477630	nelze zamítnout
AOX	0,074380	dvouvýběrový t-test	0,327360	nelze zamítnout
Σ7 PCB	1,000000	dvouvýběrový t-test	0,059678	nelze zamítnout
Σ12 PAU	0,012962	welchův test	0,284069	nelze zamítnout
As	0,238089	dvouvýběrový t-test	0,984005	nelze zamítnout
Cd	0,173620	dvouvýběrový t-test	0,576929	nelze zamítnout
Cr	0,049817	welchův test	0,259705	nelze zamítnout
Cu	0,001396	welchův test	0,500229	nelze zamítnout
Hg	0,060459	dvouvýběrový t-test	0,231125	nelze zamítnout
Mo	0,003852	welchův test	0,454707	nelze zamítnout
Ni	0,061918	dvouvýběrový t-test	0,473114	nelze zamítnout
Pb	0,029578	welchův test	0,706124	nelze zamítnout
Zn	0,319540	dvouvýběrový t-test	0,498606	nelze zamítnout
P celkový	0,088546	dvouvýběrový t-test	0,000068	zamítá se
Ca	0,117604	dvouvýběrový t-test	0,215410	nelze zamítnout
Mg	0,914473	dvouvýběrový t-test	0,256589	nelze zamítnout
K	0,257258	dvouvýběrový t-test	0,368961	nelze zamítnout
N celkový	0,007463	welchův test	0,224395	nelze zamítnout
Heterotrofní bakterie	0,117650	dvouvýběrový t-test	0,215795	nelze zamítnout
Salmonella spp.	1,000000	dvouvýběrový t-test	0,389150	nelze zamítnout
Intestinální enterokoky	0,463274	dvouvýběrový t-test	0,888638	nelze zamítnout
Termotolerantní koliformní bakterie	0,134615	dvouvýběrový t-test	0,461249	nelze zamítnout
Escherichia coli	0,125888	dvouvýběrový t-test	0,357275	nelze zamítnout

Tab č. 10: Dvouvýběrový t-test a Welchův test, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

Z tabulky č. 10 je patrné, že kromě celkového P nemá výběr technologie ČOV vliv na hodnoty znečištění. Lze tedy říct, že nulovou hypotézu této analýzy nelze zamítnout, kromě analýzy celkového P.



Obr. č. 22: Porovnání mechanicko-biologické a kořenové ČOV v naměřených hodnotách celkového P (vlastní zpracování)

Z obrázku č. 22 lze vyčíst, že u kořenových čistíren bylo naměřeno výrazně méně celkového fosforu, než u mechanicko-biologických ČOV.

5.5 Technologie stabilizace kalu (neparametrická ANOVA)

$$H_0: F(X_{\text{aerobní}}) = F(X_{\text{anaerobní}}) = F(X_{\text{bez}})$$

(Jedná se o shodu distribučních funkcí jednotlivých kategorií technologie stabilizace kalu.)

č.	Parametr	p	H0	Detailnější výstup
1	TOC	0,0413	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi aerobní a anaerobní stabilizací kalu
2	AOX	0,0760	nelze zamítnout	
3	Σ7 PCB	0,1762	nelze zamítnout	
4	Σ12 PAU	0,0719	nelze zamítnout	
5	As	0,8925	nelze zamítnout	
6	Cd	0,0615	nelze zamítnout	
7	Cr	0,0197	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi stabilizací kalu aerobní a anaerobní.
8	Cu	0,1261	nelze zamítnout	
9	Hg	0,0097	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi stabilizací kalu aerobní a anaerobní a mezi stabilizací kalu anaerobní a bez stabilizace.
10	Mo	0,0937	nelze zamítnout	
11	Ni	0,0073	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi stabilizací kalu anaerobní a bez stabilizace.
12	Pb	0,0222	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi stabilizací kalu aerobní a anaerobní.
13	Zn	0,0974	nelze zamítnout	
14	P celkový	0,0506	nelze zamítnout	
15	Ca	0,0193	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi stabilizací kalu anaerobní a bez stabilizace.
16	Mg	0,3314	nelze zamítnout	
17	K	0,0458	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi stabilizací kalu aerobní a anaerobní.
18	N celkový	0,0899	nelze zamítnout	
19	Heterotrofní bakterie	0,0696	nelze zamítnout	
20	Salmonella spp.	0,4452	nelze zamítnout	
21	Intestinální enterokoky	0,4131	nelze zamítnout	
22	Termotolerantní koliformní bakterie	0,0398	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi anaerobní stabilizací a bez stabilizace.
23	Escherichia coli	0,0550	nelze zamítnout	

Tab č. 11: Neparametrická ANOVA, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

Dle výstupu z tabulky č. 11 lze říct, že statisticky významný rozdíl je celkem u 8 sledovaných parametrů z 23.

TOC, chrom, olovo a draslík vykazují statisticky významné rozdíly mezi aerobní a anaerobní stabilizací kalu.

Rtuť vykazuje rozdíly jak mezi aerobní a anaerobní stabilizací, tak i mezi anaerobní stabilizací a bez stabilizace. Jediná dvojice, která v tomto případě nevykazuje statisticky významný rozdíl u rtuti, je technologie aerobní vs. bez stabilizace.

U niklu, vápníku a termotolerantních koliformních bakterií je významný rozdíl mezi anaerobní stabilizací kalu a bez stabilizace.

5.6 Technologie odvodnění kalu (neparametrická ANOVA)

$$H_0: F(X_{\text{odstředivka}}) = F(X_{\text{sítupásový lis}}) = F(X_{\text{kalolis}}) = F(X_{\text{kalové pole}}) = F(X_{\text{bez}})$$

(Jedná se o shodu distribučních funkcí jednotlivých kategorií technologie odvodnění kalu.)

č.	Parametr	p	H0	Detailnější výstup
1	TOC	0,1869	nelze zamítnout	
2	AOX	0,3771	nelze zamítnout	
3	Σ7 PCB	0,0832	nelze zamítnout	
4	Σ12 PAU	0,0653	nelze zamítnout	
5	As	0,3605	nelze zamítnout	
6	Cd	0,0663	nelze zamítnout	
7	Cr	0,0258	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
8	Cu	0,1194	nelze zamítnout	
9	Hg	0,1047	nelze zamítnout	
10	Mo	0,0875	nelze zamítnout	
11	Ni	0,0064	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi odvodněním kalu odstředivkou a bez odvodnění.
12	Pb	0,1860	nelze zamítnout	
13	Zn	0,2441	nelze zamítnout	
14	P celkový	0,0062	zamítá se	Existuje statisticky významný rozdíl mezi odvodněním kalu odstředivkou a bez odvodnění.
15	Ca	0,0864	nelze zamítnout	
16	Mg	0,1581	nelze zamítnout	
17	K	0,1708	nelze zamítnout	
18	N celkový	0,1213	nelze zamítnout	
19	Heterotrofní bakterie	0,4257	nelze zamítnout	
20	Salmonella spp.	0,4452	nelze zamítnout	
21	Intestinální enterokoky	0,4131	nelze zamítnout	
22	Termotolerantní koliformní bakterie	0,0384	zamítá se	Dle detailnějšího vyhodnocení se nulová hypotéza nezamítá.
23	Escherichia coli	0,0550	nelze zamítnout	

Tab č. 12: Neparametrická ANOVA, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

Dle výstupu z tabulky č. 12 lze tvrdit, že statisticky významný rozdíl je celkem u 2 sledovaných parametrů z 23.

Nikl a celkový P vykazují statisticky významné rozdíly mezi způsobem odvodnění odstředivkou a bez odvodnění.

5.7 Napojení průmyslového závodu na ČOV (dvouvýběrový t-test)

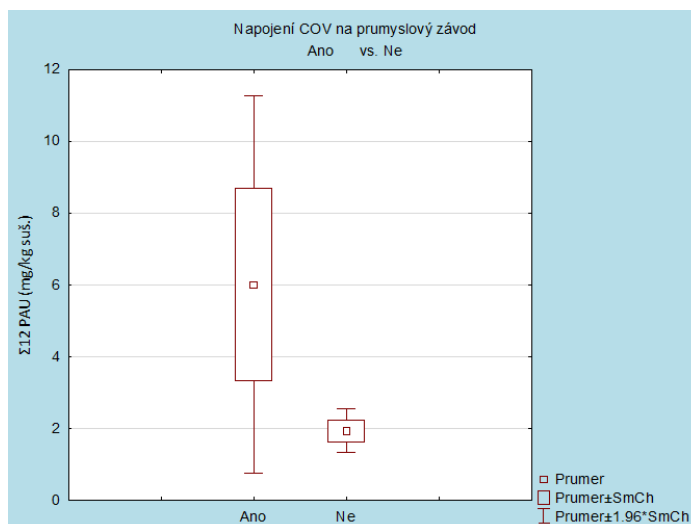
$H_0: \mu_{\text{napojený}} = \mu_{\text{nenapojený}}$

(Průměrné naměřené hodnoty POP u ČOV bez napojení průmyslového závodu jsou shodné s hodnotami ČOV s napojeným průmyslovým závodem.)

č.	Parametr	p Rozptyly	Test	p	H0
1	AOX	0,059942	dvouvýběrový t-test	0,396531	nelze zamítnout
2	Σ7 PCB	0,774961	dvouvýběrový t-test	0,780024	nelze zamítnout
3	Σ12 PAU	0,000000	welchův test	0,033197	zamítá se

Tab č. 13: Dvouvýběrový t-test a Welchův test, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

Z tabulky č. 13 lze vyčíst, že statisticky významný rozdíl byl naměřen pouze u PAU, kde se nulová hypotéza zamítá. Lze tedy říct, že obsah polycyklických aromatických uhlovodíků závisí na tom, zda je na ČOV napojeno průmyslové zařízení.



Obr. č. 23: Porovnání naměřených hodnot u ČOV, na které je napojené průmyslové zařízení a na které není napojené průmyslové zařízení (vlastní zpracování)

Z obrázku č. 23 je patrné, že obsah polycyklických aromatických uhlovodíků je výrazně nižší u ČOV, na které není napojen průmyslový závod.

5.8 Napojení zdravotnického zařízení na ČOV (dvouvýběrový t-test)

$$H_0: \mu_{\text{napojené}} = \mu_{\text{nenapojené}}$$

(Průměrné naměřené hodnoty patogenních mikroorganismů u ČOV bez napojení nemocničního zařízení je shodné s hodnotami ČOV s napojeným zdravotnickým zařízením.)

č.	Parametr	p Rozptyly	Test	p	H0
1	Heterotrofní bakterie	0,642512	dvouvýběrový t-test	0,814756	nelze zamítnout
2	Salmonella spp.	0,854611	dvouvýběrový t-test	0,701268	nelze zamítnout
3	Intestinální enterokoky	0,745064	dvouvýběrový t-test	0,106317	nelze zamítnout
4	Termotolerantní koliformní bakterie	0,107864	dvouvýběrový t-test	0,277996	nelze zamítnout
5	Escherichia coli	0,276140	dvouvýběrový t-test	0,107508	nelze zamítnout

Tab č. 14: Dvouvýběrový t-test, souhrnný výstup z programu Statistica 12 (vlastní zpracování)

Tabulka č. 14 jednoznačně ukazuje, že nulovou hypotézu této analýzy nelze zamítnout ani u jednoho zkoumaného parametru. Lze tedy říct, že obsah patogenních mikroorganismů nezávisí na tom, zda je na čistírnu napojeno zdravotnické zařízení.

6 Diskuze

Na základě výsledků bylo zjištěno, že předpoklad o podobnosti hodnot dvojího měření je pravdivý (viz tabulka č. 5). Díky této skutečnosti mohly být dvě hodnoty u každého parametru v následujících analýzách zprůměrovány. Analýza párového t-testu byla provedena z důvodu ověření, že zprůměrováním hodnot dojde k co nejmenšímu zkreslení naměřených dat.

Vyhláška č. 437/2016 Sb. v příloze č. 3 stanovuje mezní hodnoty koncentrací některých rizikových látek a prvků v kalech pro použití na zemědělskou půdu. Účelem hypotézy bylo určit, zda naměřené hodnoty odpovídají mezní hodnotě stanovené touto vyhláškou. Nulová hypotéza byla u všech parametrů zamítnuta. Všechny z pozorovaných čistíren překročily alespoň jedním parametrem mezní hodnotu vyhlášky (viz obrázek č. 21). Z tohoto důvodu nemůže být na zemědělskou půdu aplikován ani jeden z kalů. Nejlépe z této analýzy vyšel vzorek z čistírny č. 20, který zmiňované mezní hodnoty přesáhl pouze v případě intestinálních enterokoků (více než dvojnásobně), což může být zapříčiněno připojenou nemocnicí a poliklinikou na stokovou síť. Jedná se však pouze o spekulaci, protože jak uvádí Hemsworth a kol. (1998), počet a druh patogenních organismů závisí na původu a charakteru donátorů, kteří v tomto případě nejsou specifikováni. Zároveň se však jednalo o nejmenší naměřenou hodnotu intestinálních enterokoků ze všech měřených kalů. Nejlépe hodnocená čistírna je zároveň nejnověji vystavěnou provozovnou a je zde předpoklad modernějšího zařízení, a tudíž menšího množství znečištění u ostatních parametrů. Provozovnou s největším počtem překročených mezních hodnot je ČOV č. 3. Důvodem většího znečištění může být množství napojených průmyslových podniků, chemická výroba i nemocnice, u které nelze vyčíslit zatížení.

Vyhláška č. 341/2008 Sb. uvádí ve své příloze č. 5 limitní koncentrace rizikových látek a prvků. Analýzy byly provedeny nad limitními koncentracemi třídy I. Jedná se o třídu určenou pro využití bioodpadů na povrchu terénu, který je užíván nebo určen pro zeleň u sportovních či rekreačních zařízení (vč. zařízení v obytných zónách) mimo venkovní hrací plochy. Hypotézy byly zamítnuty z 35 % ($\Sigma 12$ PAU, As, Cd, Cr, Cu a Hg), kdy se hodnoty pohybovaly nejbližší limitním koncentracím. Z detailního vyhodnocení vyplývá, že všechny měřené ČOV překročily limitní koncentrace alespoň v jednom případě, a proto kaly nesplňují požadavky pro využití bioodpadů třídy I. Stejně jako u předchozí analýzy je nejlépe hodnocenou ČOV č. 20 a naopak nejhůře hodnocenou ČOV č. 3. U ČOV č. 20 bylo mírně překročeno množství Zn a dvojnásobně množství $\Sigma 7$ PCB. Jak uvádějí Havel a kol. (2014) zinek se může dostávat do vodních toků s odpadními vodami z domácností či splachem z půd. Stejně tak vyšší množství PCB v kalech může být způsobeno splachem z půd, protože dle Rychen a kol. 2007 půda představuje obrovský rezervoár pro nejběžnější organické polutanty a zároveň víme, že na ČOV č. 20 není kromě pekárny a nemocnice napojen žádný průmyslový podnik, který by PCB produkoval.

Posledním dokumentem z této diplomové práce, jež vymezuje nejvyšší přípustné množství, je ČSN 465735. V tabulce I této normy jsou vymezeny nejvyšší přípustné hodnoty vysušeného vzorku sušiny v kompostu a v surovinách pro přípravu kompostu. Nulové hypotézy byly ve všech případech zamítnuty, a to z toho důvodu, že se většina ČOV nepřiblížila nejvyššímu přípustnému množství. V tomto případě není pro kompost nebo pro suroviny pro přípravu kompostu vhodný kal z ČOV č. 2, 3, 7 a 25. Ostatní kaly splnily podmínky a mohou

být doporučené pro zařazení do kompostu. ČOV č. 2 a 25 porušily limit pro molybden, z toho vzorek č. 25 má až dvakrát větší naměřenou hodnotu, což může být způsobeno blíže nespécifikovanou napojenou chemickou výrobou. Dle Jopkové a kol. (2014) je totiž molybden využíván převážně pro výrobu vysoce odolných slitin a dalších kovových produktů. ČOV č. 7 nepatrně překročila hraniční hodnotu pro arsen. Zatímco ČOV č. 3 překročila nejvyšší možnou hodnotu mědi a niklu. Jak již bylo zmiňováno výše, na stokovou síť této provozovny je napojeno větší množství průmyslové a chemické výroby.

Z výše uvedeného vyplývá, že aby mohl být jakýkoliv kal z uvedených 26 ČOV aplikován na zemědělskou půdu, či jako bioodpad použit na povrch terénu pro zeleň nebo rekreační zařízení, je třeba provést dodatečnou úpravu, která by zajistila eliminaci rizikových látek a patogenních organismů, jako je například vermikompostování. Zjištěné potvrzuje i Valečko (2002), který uvedl, že velká část kalů v ČR obsahuje nadlimitní množství některých polutantů a je tak značně omezeno jeho použití na zemědělské půdě. V případě využití kalů na kompostování mohou být bez další úpravy použity všechny kaly, kromě 4 zmiňovaných vzorků. Dle zjištěných informací se dá z tohoto vzorku ČOV usoudit, že v ČR převažuje kompostování kalů nad přímou aplikací. Dostupná data z ČSÚ dokazují pravý opak (viz Obrázek č. 1). V letech 2013-2016 převažovalo kompostování nad přímou aplikací. V roce 2017 však přímá aplikace překonala množství kompostovaného kalu a předpokládá se, že tento trend bude do budoucna pokračovat.

Následujících 6 hypotéz se věnovalo porovnávání parametrů v závislosti na velikosti nebo použitých technologiích zpracování kalu. Výsledky závislosti průměrného zatížení ČOV a naměřených hodnot nejsou zcela průkazné. Také je potřeba zmínit, že zastoupení méně zatížených ČOV není velké, což může způsobovat špatné numerické podmínky pro přesný výpočet. Na testovaném vzorku ČOV byl statisticky významný rozdíl vyhodnocen pouze u pěti sledovaných parametrů ($\Sigma 12$ PAU, Cd, Cu, P a Ca). Podrobné výsledky jsou rozepsané v tabulce č. 9. U těchto pěti parametrů lze dále vyhodnotit, že kaly z menších ČOV do 10 000 EO obsahují menší znečištění, než kaly z ČOV nad 10 001 EO. Méně zatížené provozovny jsou dle očekávání vystaveny menšímu znečištění, což dokládá i fakt, že průmyslové podniky a nemocnice jsou na menší ČOV napojeny jen zřídka. Naopak na provozovny nad 10 001 EO jsou ve větší míře napojeny hlavně průmyslové podniky. U kadmia toto tvrzení potvrzuje Petrlík a kol. (2014) nebo Pitter (1999), kteří tvrdí, že jako hlavní zdroj Cd v prostředí je metalurgie, těžba, používání fosfátových hnojiv nebo spalování fosilních paliv a odpadů. Z této analýzy lze usoudit, že pravděpodobně existuje trend zvyšování znečištění s rostoucí velikostí ČOV, a proto se celková hypotéza zamítá.

Dalším sledovaným faktorem byla technologie ČOV, která byla rozdělena do dvou kategorií (mechanicko-biologická a kořenová ČOV). Předpokladem bylo, že mezi těmito technologiemi nebude prokázán statisticky významný rozdíl v znečištění kalu. Jediným parametrem, kde tento rozdíl prokázán byl, je celkový fosfor. Kořenové ČOV vykazovaly významně nižší hodnotu fosforu, než mechanicko-biologické ČOV. Tento fakt může být způsoben menším obsahem P již na vstupu nebo i tím, že kořenové čistírny nejsou schopné odstranit, a tedy i zachytit velké množství P. Dle Blöcher a kol. (2012) je fosfor z čistírenských

kalů považován za důležitý sekundární zdroj tohoto prvku, protože 90 % všech fosfátů je přenášeno právě do kalu. Pokud by mechanicko-biologické ČOV dokázaly vysrážet obsažený fosfor ve větším množství, mohlo by dojít k recyklaci tohoto vzácného prvku, který je dle Naji a kol., (2016) zařazen mezi 20 kritických surovin EU. Belgická nezisková společnost EUREAU uvádí (2014), že mnohé z evropských států již podnikly kroky k podpoře udržitelnějšího využívání fosforu. Čistírenský kal je jedním ze čtyř výchozích materiálů pro jeho recyklaci. Celkově lze tuto hypotézu označit pravdivou.

Sledované ČOV mají celkem tři způsoby stabilizace kalu (aerobní, anaerobní a bez stabilizace). Dle tabulky č. 11 se statisticky významné rozdíly vyskytují u většího množství parametrů, ale všeobecně lze konstatovat, že ČOV s aerobní stabilizací mají menší hodnoty znečištění než zbývající dva způsoby stabilizace. Aerobní stabilizace kalu je dle obrázku č. 3 využívána především u středně zatížených ČOV. Anaerobní stabilizace kalu je využívána u více zatížených provozoven, naopak méně zatížená zařízení kal nestabilizují. Dle tohoto trendu je možno usoudit, že větší znečištění u větších ČOV nemusí být nutně způsobeno nevhodným výběrem technologie stabilizace kalu, ale je možné, že je toto znečištění ovlivněno i jinými faktory, jako je například množství napojených průmyslových nebo zdravotnických zařízení na stokovou síť. Tuto hypotézu lze tedy zamítnout.

Poslední hodnocenou technologií je technologie odvodnění kalu. U sledovaných ČOV je poměrně velké množství těchto technologií. Jedná se o kalolis, kalové pole, sítopásový lis a odstředivku. Zbýlé ČOV kal neodvodňují. Hypotéza byla zamítnuta pouze u dvou parametrů, proto lze konstatovat, že statisticky významný rozdíl v použité technologii odvodnění kalu neexistuje. Rozdíl byl prokázán u dvou parametrů (viz tabulka č. 12), a to u niklu a celkového fosforu. V obou případech je větší znečištění u odstředivky, než u neodvodněného kalu. Jedná se o podobný případ jako u výše zmíněné stabilizace kalu. Dle obrázku č. 4 odstředivku používají spíše větší ČOV a je zde předpoklad většího znečištění.

Dalším předpokladem bylo, že neexistuje závislost na obsahu POP mezi ČOV s napojeným průmyslovým závodem a mezi ČOV, které napojený průmyslový závod na stokovou síť nemají. Z tabulky č. 13 je zřejmé, že jediným parametrem, u kterého se tato hypotéza zamítá, je $\Sigma 12$ PAU. Tedy obsah polycyklických aromatických uhlovodíků v kalech skutečně závisí na tom, zda stoková síť zahrnuje průmyslovou výrobu. PAU v dnešní době představují velký problém, i Bulajský a kol. (2013) v souhrnné zprávě uvádí, že se polycyklické aromatické uhlovodíky cíleně nevyrábějí a jedná se o vedlejší produkt z průmyslové činnosti (nafta, výrobky z černouhelného dehtu a asfaltu, materiály využívané na pokrytí střech a při stavbě silnic). Ohlášené nadlimitní množství PAU bylo roku 2013 přibližně 44 tun (nejčastěji z Moravskoslezského kraje), což je navýšení o 26 tun oproti roku 2012. Činnosti, při kterých jsou dle Bulajského (2013) hlášeny úniky PAU, jsou nejčastěji shromažďování a sběr odpadů, skladování a vedlejší činnosti v dopravě nebo výroba základních kovů, hutní zpracování kovů a slévárství. POP jsou v souvislosti s čistírenskými kaly považovány za materiál, který je schopen zvýšit přísun těchto nebezpečných látek v půdě, což potvrzuje i Elskens a kol. (2013), a proto je potřeba množství těchto látek sledovat. Dle Kim a kol. (2010) dlouhodobá persistence

organických sloučenin omezuje schopnost půdních organismů degradovat tyto látky, což může vést k trvalému přísunu kontaminantů do půdy.

Poslední hypotézou z celé diplomové práce bylo, že neexistuje závislost na obsahu patogenních mikroorganismů mezi ČOV s napojeným zdravotnickým zařízením a mezi ČOV, které napojené zdravotnické zařízení na stokovou síť nemají. Z tabulky č. 14 je zřetelné, že ani u jednoho z měřených patogenních mikroorganismů nebyla hypotéza zamítnuta. Závislost mezi napojeným zdravotnickým zařízením a obsahem patogenních mikroorganismů v tomto případě neexistuje hypotéza se tímto potvrzuje. Jak uvedl Quinn a kol. (2004) obsah mikroorganismů závisí především na prostředí trávicího traktu, ze kterého pocházejí. Sahlström a kol. (2004) ve švédské studii dokládá, že v 55 % vzorků odebraných z čistírenských kalů byla detekována Salmonella, což může být způsobeno vyšším znečištěním, než je průměrné znečištění na obyvatele.

7 Závěr

První hypotéza vycházela z předpokladu, že není statisticky významný rozdíl mezi prvním a druhým měřením kalu ze stejné ČOV. Tato hypotéza byla na základě párového t-testu potvrzena, a proto se v následujících analýzách mohlo pracovat s průměrem těchto dvou hodnot.

Pro analýzu mezních hodnot z legislativních dokumentů (Vyhláška 437/2016 Sb., příloha č. 3, Vyhláška 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.) a ČSN 465735 - tabulka 1) byl zvolen jednovýběrový t-test. Za současného stavu čistírenských kalů nelze bez další úpravy kaly použít na zemědělskou půdu, protože každý z naměřených vzorků alespoň jedenkrát překročil limitní hodnotu stanovenou Vyhláškou 437/2016 Sb., příloha č. 3. Co se týká využití zkoumaných čistírenských kalů jako bioodpadů na povrch terénu, které jsou využívány nebo určeny pro zeleň u sportovních či rekreačních zařízení (definováno Vyhláškou 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.)), je situace obdobná a žádný z kalů nesplňuje požadavky. Nejčastěji došlo k překročení limitů u intestinálních enterokoků, termotolerantních koliformních bakterií a *Echerichia coli*. Odlišná situace je v použití čistírenských kalů na kompost a v surovinách pro přípravu kompostu, jehož limity jsou definovány v ČSN 465735 - tabulka 1. Téměř všechny kaly by mohly být doporučeny pro kompostování. Výjimku tvoří čtyři vzorky, u kterých byla naměřena vyšší hodnota některých rizikových prvků (As, Cu, Ni). Obecně lze tedy druhou hypotézu zamítnout, s výjimkou použití některých kalů na kompostování. K použití na výše zmíněné účely je třeba kal dodatečně upravit například vermikompostováním, které je v současné době předmětem výzkumu. Další variantou může být zmodernizování stávajících ČOV tak, aby vyprodukovaný kal neobsahoval nadlimitní hodnoty jednotlivých parametrů.

Třetí hypotézou byl předpoklad, že neexistuje statisticky významný rozdíl v naměřených hodnotách znečištění kalu mezi méně a více zatíženými ČOV. Přestože nebyly analýzy zamítnuty ve všech případech, trend zvyšování znečištění s rostoucím zatížením ČOV byl v některých případech průkazný a hypotézu lze tedy zamítnout.

Další hypotéza se věnovala rozdělení na mechanicko-biologické a kořenové ČOV a předpokladu, že výsledné hodnoty znečištění kalu budou stejné. Kromě jednoho jediného parametru byla u všech ostatních parametrů hypotéza potvrzena. Lze ji tedy označit za pravdivou.

Pátou statistickou analýzou byly hodnoceny způsoby technologie stabilizace kalu. Předpoklad, že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými technologiemi stabilizace kalu (aerobní, anaerobní a bez stabilizace) nebyl potvrzen, a proto byla hypotéza zamítnuta. Mezi jednotlivými technologiemi skutečně existuje statisticky významný rozdíl. Nejzatíženější ČOV využívají především anaerobní stabilizaci kalu, proto jsou u tohoto způsobu očekávané největší hodnoty.

Naopak u technologie odvodnění kalu celkově nebyl prokázán statisticky významný rozdíl a hypotéza nebyla zamítnuta. Rozdíl byl zaznamenán pouze u dvou parametrů a u obou

s vyššími hodnotami pro odvodnění odstředivkou. Jedná se o podobný případ jako u páté hypotézy, protože odstředivku používají především větší ČOV.

Dalším předpokladem bylo, že neexistuje závislost na obsahu POP mezi ČOV, na které je napojeno průmyslové zařízení a ČOV, na které napojené není. Ze třech testovaných parametrů byla hypotéza zamítnuta pouze u $\Sigma 12$ PAU. Obsah těchto látek v čistírenských kalech je skutečně dán i tím, zda je stoková síť sdílena s průmyslovým zařízením.

Poslední hypotéza se zabývala podobnou problematikou jako hypotéza předešlá. Testován byl obsah patogenních mikroorganismů ve vztahu k ČOV, které mají a nemají napojené nemocniční zařízení. Danou hypotézu nelze zamítnout, tedy nebyl prokázán významný rozdíl v obsahu patogenních mikroorganismů mezi ČOV, které zahrnují i odpadní vody z nemocnic a mezi ČOV, které tuto odpadní vodu neobsahují.

Práce byla tvořena mimo jiné i za účelem zhodnocení různých faktorů, které mohou mít vliv na výsledný obsah rizikových prvků, persistentních organických polutantů a patogenních mikroorganismů v čistírenských kalech. Dle vyhodnocení má velký vliv na výsledné hodnoty průměrné zatížení ČOV a způsob stabilizace kalu. Vyšší hodnoty $\Sigma 12$ PAU se dají očekávat u čistírenského kalu, který pochází částečně i z průmyslových podniků.

8 Literatura

- Adriano DC. 2001. Trace elements in terrestrial environment. Springer-Verlag, New York.
- Aiello AE, Lars on EL, Levy SB. 2007. Clinical Infectious Diseases 1, Oxford Journals **45**:137—147.
- Alaoui-sossé B, Genet P, Vinit-Dunand F, Toussaint MI, Epron D, Badon PM. 2004. Effect of copper on growth in cucumber plants (*Cucumis sativus*) and its relationships with carbohydrate accumulation and changes in ion contents. *Plant Science* **166**:1213-1218.
- APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Vydání 21. APHA, AWWA a WEF, Washington.
- Banks MK, Schultz KE. 2004. Comparison of plants for germination toxicity tests in contaminated soils. *Water Air and Soil Pollution*, **167**:211-219.
- Barthelmy D. 2010. Mineral Species containing Molybdenum. Mineralogy database. Available from <http://webmineral.com/chem/Chem-Mo.shtml#.XrfglmgzZPY> (accessed August 2019).
- Baya AP, Van Heyst B. 2010. Assessing the trends and effects of environmental parameters on the behaviour of mercury in the lower atmosphere over cropped land over four seasons. *Atmospheric Chemistry and Physics* **10**:8617-8628.
- Bencko V, Cikrt M, Lener J. 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada.
- Beneš P, Novotná J. 1998. Chemie a radiační hygiena prostředí. ČVUT, Praha.
- Bernhoft RA. 2012. Mercury toxicity and treatment: a review of the literature. *J. Environ. Public Health* 460-508.
- Biotox. 2009. Arsenité sloučeniny. Biotox.cz. Available from http://www.biotox.cz/toxikon/anorgan/ja_5a.php#As (accessed July 2019).
- Bissen M, Frimmel F. 2003. Arsenik-a review. Part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility. *Acta hydrochimica hydrobiologia* **31**:9-18
- Blöcher C, Niewersch C, Melin T. 2012. Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration. *Water Research*. **46(6)**:2009-2019.
- Brandstetter A, Pfaffl M, Hocoquette J, Gerrard D, Picard B, Geay Y, Sauerwein H. 2000. Effects of muscle type, castration, age and compensatory growth rate on androgen receptor mRNA expression in bovine skeletal muscle. *Journal of animal science* **78**:629-637.
- Brencko V. 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované vydání. Grada Publishing, Praha.
- Bulajský L, Hlavatý E, Maršák J. 2013. Souhrnná zpráva za rok 2013. Integrovaný registr znečišťování životního prostředí, Praha. Available from https://www.irz.cz/sites/default/files/Souhrnna_zprava_2013_IRZ_C_web.pdf (accessed September 2019).

- Český statistický úřad. 2019. Způsoby zneškodnění čistírenských kalů podle krajů v roce 2017. ČZSO. Available from <https://www.czso.cz/documents/10180/61165702/33008518g06.png/29f15dc4-8fcc-48c8-944c-645018de3ca3?version=1.1&t=1545121619853> (accessed July 2019).
- Chaundry GR, Chapalamadugu S. 1991. Biodegradation of Halogenated Organic Compounds. Department of Biological Sciences. Oakland University, Rochester, Michigan.
- ChEBI. 2014. Decachlorobiphenyl. ChEBI. Available from <https://www.ebi.ac.uk/chebi/searchId.do?chebiId=CHEBI:34666> (accessed August 2019).
- Cibulka J. 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia, 1. vydání, Praha.
- Cobbett C. 2003. Heavy metals and plants-model systems and hyperaccumulators. *New Phytologist* **159**:289-293.
- ČSN 465735. 1991. Průmyslové komposty. Český normalizační institut, Praha.
- ČSN EN 14346. 2007. Charakterizace odpadů – Výpočet sušiny stanovením podílu sušiny nebo obsahu vody. Český normalizační institut, Praha.
- ČSN EN 15169. 2007. Charakterizace odpadů – Stanovení ztráty žiháním v odpadech, kalech a sedimentech. Český normalizační institut, Praha.
- del Mar Lleò M, Bonato B, Benedetti D, Canepari P. 2005. Survival of enterococcal species in aquatic environments. *FEMS Microbiology Ecology* **54**:189-196.
- Dohányos M, Strnadová N, Koller J. 1998. Čištění odpadních vod. Vydavatelství VŠCHT, Praha.
- Dohányos M, Zábranská J. 2004. Současné trendy nakládání s kaly. *SOVAK* **13(3)**:12-14.
- Dohányos M. 2006. Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. *Biom.cz*. Available from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu> (accessed June 2019).
- Domig K.J., Mayer H.K., Kneifel W. 2003. Methods for the isolation, enumeration, characterisation and identification of *Enterococcus* spp. *International Journal of Systematic Bacteriology* **2-3**:147-188.
- Drahotka P, Filippi M. 2009. Secondary arsenic minerals in the environment: A review. *Environment International* **35**:1243-1255
- ECO trend. 2015. Optimalizace nakládání s kaly z komunálních čistíren odpadních vod, Oddíl III, Návrhová část. ECO trend Research centrum, Praha. Available from [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/projekty_po8_opzp_2007_2013/\\$FILE/OODP-Oddil_III_Navrhova_cast-20160810.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/projekty_po8_opzp_2007_2013/$FILE/OODP-Oddil_III_Navrhova_cast-20160810.pdf) (accessed September 2019).
- Egorova DO, Farafonova VV, Shestakova EA, Andreyev DN, Maksimov AS, Vasyanin AN, Buzmakov SA, Plotnikova EG. 2017. Bioremediation of soil contaminated by dichlorodiphenyltrichloroethane with the use of aerobic strain *Rhodococcus wratislaviensis* Ch628. *Eurasian Soil Science* **50**:1217–1224.
- Elskens M, Pussemier L, Dumortier P, Van Langenhove K, Scholl G, Goeyens L, Focant JF. 2013. Dioxin levels in fertilizers from Belgium: determination and evaluation

of the potential impact on soil contamination. *Science of the Total Environment* **454**:66–372.

- EurEau. 2014. Phosphorus in Sewage Sludge. EurEau, Brussels. Available from <http://www.eureau.org/topics/waste-water/waste-water-position-papers/115-phosphorus-in-sewage-sludge-october-2014/file> (accessed October 2019).
- Facklam RR, Carvalho MS, Teixeira LM. 2002. History, Taxonomy, Biochemical Characteristics, and Antibiotic Susceptibility Testing of Enterococci. Gilmore MS, Clewell DB, Courvalin P, Dunny GM, Murray BE, Rice LB (eds.), *The Enterococci: Pathogenesis, Molecular Biology, and Antibiotic Resistance*. 1-54. ASM Press, Washington, D.C.
- Facklam RR, Sahm DF, Teixeira LM. 1999. Enterococcus. Murray PR, Baron E.J, Pfaller MA, Tenoer FC, Tenover RH (eds.). *Manual of Clinical Microbiology*. **7**:297-305.
- Fišer J, Nováková M, Macek T. 2014. Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. *Chemické listy* **108**:566-571.
- Foulquiè Moreno MR, Sarantinopoulos P, Tsakalidou E, De Vuyst L. 2006. The role and application of enterococci in food and health. *International Journal of Systematic Bacteriology* **106**:1-24.
- Fraise AP. 2002. *Journal Of Antimicrobial Chemotherapy* 1, Oxford Journals **49**:11—12.
- Frank M, Medková M, Müller K, Schenková M, Solnický J, Zwach I. 1996. Opavsko zblízka. AVE, Opava.
- Fytili D, Zabaniotou A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. **12(1)**:116-140.
- Gehle K. 2008. Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/cssem/pah/docs/pah.pdf> (accessed September 2019).
- Gibson A, Maniocha M. 2015. The Use of Magnesium Hydroxide Slurry for Biological Treatment of Municipal and Industrial Wastewater. Martin Marietta - Magnesia Specialties. Available from <https://magnesiaspecialties.com/wp-content/uploads/The-Use-of-MgOH2-Slurry-for-Treatment-of-Wastewater-010215.pdf> (accessed October 2019).
- Gribble, Gordon W. 1994. Natural Organohalogens—Many More Than You Think!. *Journal of Chemical Education*. **71(11)**:907–911.
- Gribble, Gordon W. 1995. Chlorine and Health. New York: American Council on Science and Health.
- Groda B, Vítěz T, Machala M, Foller J, Surýnek D, Musil J. 2007. Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově. Ministerstvo zemědělství ČR, Brno. Available from http://eagri.cz/public/web/file/26962/cistení_odpadnich_vod.pdf (accessed September 2019).
- Hanusa T. 2019. Compounds. *Encyclopedia Britannica*. Available from <https://www.britannica.com/science/calcium/Compounds> (accessed October 2019).

- Harrison RM, Chirgawi MB. 1989. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I. Use of filtered air growth cabinet, II. 29 Translocation of atmospheric and laboratory-generated cadmium aerosols to and within vegetable plants, III. Experiments with field grown plants. *Sci. Total Environ.* **83**: 13-62.
- Havel M, Gažáková L, Válek P. 2014. Olovo. Arnika.org, Praha. Available from <https://arnika.org/olovo> (accessed August 2019).
- Havel M, Válek P. 2014. Arsen. Arnika.org, Praha. Available from <https://arnika.org/arsen> (accessed July 2019).
- Haygarth P, Bardgett R, Condron L. 2013. Nitrogen and phosphorus cycles and their management. *Soil Conditions and Plant Growth*. Blackwell Publishing Ltd. 132–159.
- Haynes WM, Lide DR, Bruno TJ. 2015. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, CRC Press/Taylor and Francis, Boca Raton.
- Hemsworth PH, Coleman GJ. 1998. Human-Livestock Interactions. The Stockperson and the Productivity and Welfare of Intensively Farmed Animals. CAB International, Wallingford 1998, 287.
- Hlušek J, Richter R, Ryant P. 2002. *Výživa a hnojení zahradních plodin*. Zemědělec, Praha.
- Holoubek I, Kočan A, Holoubková I, Kohoutek J. 2001. Persistentní organické polutanty. TOCOEN REPORT No. 199. Available from http://www.recetox.muni.cz/res/file/narodni_centrum/reg-centrum/unipo/Anex_11.pdf (accessed September 2019).
- Horáková M. 2003. *Analytika vody*. VŠCHT, Praha.
- Hubálek T. 2007. Dekontaminace organického znečištění v čistírenských kalech cíleným intenzivním kompostováním a využití kompostů pro podporu biodegradace persistentních organických látek v zeminách. Závěrečná výzkumná zpráva o výsledcích řešení v roce 2007, DEKONTA.
- Hušková R, Beneš O. 2015. Mikropolutanty a situace na čistírnách odpadních vod v ČR. *Sborník voda Zlín*.
- Institute of Medicine. 2005. Dietary reference intakes. Institute of Medicine. Available from https://www.nal.usda.gov/sites/default/files/fnic_uploads/water_full_report.pdf (accessed November 2019).
- IPCS. 1993. Polychlorinated Biphenyl (Aroclor 1254). International Chemical Safety Cards. Available from <https://hazard.com/msds/mf/cards/file/0939.html> (accessed September 2019).
- Jeníček P, Dohányos M, Zábranská J. *Současné směry výzkumu a nakládání s kaly*. Praha
- Jirman P. 2003. *Analýza možnosti spalování kalů z ČOV v cementárně*. Fakulta strojní VUT Brno, Brno.
- Jones GRN. 1989. Polychlorinated biphenyls: where do we stand now?. *Lancet*.
- Jopková M, Válek P. 2014. Molybden. Arnika.org, Praha. Available from <https://arnika.org/molybden> (accessed August 2019).

- Juhasz AL, Waller N, Lease C, Bentham R, Stewart R. 2005. Pilot scale bioremediation of creosote-contaminated soil - efficacy of enhance natural attenuation and bioaugmentation strategies. *Bioremediation Journal* **9(3/4)**:141–57.
- Kabata-Pendias A, Pendias H. 1984. Trace elements in soil and plants. CRC.
- Kabata-Pendias A. 2011. Trace elements in soils and plants, 4th edition. CRC Press. USA.
- Kalkanci A, Elli M, Adil Fouad A, Yesilyurt E, Jabban Khalil I. 2015. *Journal De Mycologie Médicale* **25**:280—286.
- Kenšová R, Hynek D, Adam V, Kizek R. 2014. Působení zinku na živé organismy. *Journal of Metallomics and Nanotechnologies*, **3**:29-31.
- Kim KR, Owens G, Kwon S. 2010. Influence of Indian mustard (*Brassica juncea*) on rhizosphere soil solution chemistry in long-term contaminated soils: a rhizobox study. *Journal of Environmental Sciences* **22**:98–105.
- Kleger L, Válek P. 2014. Měď. *Arnika.org*, Praha. Available from <https://arnika.org/med> (accessed August 2019).
- Kleger L, Válek P. 2014. Nikl. *Arnika.org*, Praha. Available from <https://arnika.org/nikl> (accessed August 2019).
- Král M. 2004. Co přináší euronovela vodního zákona pro vodovody a kanalizace? *SOVAK* **13**:1-4.
- Krebs RE. 2012. The history and use of our earth's chemical elements : a reference guide. Greenwood Press. 423.
- Křištofová D. 2005. Kovy a životní prostředí: Environmentálně nebezpečné složky elektroodpadu. 1. vydání, Ostrava.
- Kromka M, Bedrna Z. 2002. Hygiena pôdy. 1. vyd. Bratislava: Univerzita Komenského.
- Küpper H, Zhao FJ, McGrath SP. 1999. Cellular compartmentation of zinc in leaves of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiology* **119**:305–311.
- Kuraš M. 1994. Odpady, jejich využití a zneškodňování. Vydavatelství VŠCHT, Praha.
- Kyncl M, Diner V, Vidlář J. 2008. Využití, zpracování a zneškodnění vodárenských kalů, *APROCHEM 2008 – Odpadové fórum* **2008/4**:3131-3137.
- Lavilla Lerma L, Benomar N, Casado Muñoz Mdel C, Gálvez A, Abriouel H. 2015. *Food Microbiology* **51**:33—44.
- Lépesová K, Krahulcová M. 2019. Sewage sludge as a source of triclosan-resistant bacteria.
- Li YY, Shi S, Zhang L, Liu YS. 2016. Global trends and performances of publication on sewage sludge from 1991 to 2012. Selected proceedings of the tenth international conference on waste management and technology Book Series: *Procedia Environmental Sciences* **31**:65–74.
- Lidsky T, Schneider J. 2006. Adverse effects of childhood lead poisoning: the clinical neuropsychological perspective. *Environmental Research* **100**:284–293.
- Lyčková B, Fečko P, Kučerová R. 2008. Využití odpadních kalů. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, Ostrava. Available from <http://hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/vyuziti.html> (accessed September 2019).

- Lyčková B, Fečko P, Kučerová R. 2008. Zpracování kalů. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, Ostrava. Available from <http://hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/info.html> (accessed June 2019).
- Malá J, Fadrus H, Hlavínek P. 1996. Chemie a technologie vody. 1. vydání, Brno.
- Malina N, Mazlova EA. 2017. Temporal and spatial variation of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination in environmental compartments of highly polluted area in Central Russia. *Chemosphere* **185**:227–236.
- Martens M. 2003. Suitability of different test organisms as parameter to evaluate the hygiene. Effectiveness of composting and digestion, ECN/ORBIT e.V. Animal-by-Products Regulation. Workshop, Maastricht, NL, Presentation No. 6
- Matějů L, Zimová M. 2008. Hodnocení technologií zpracovávající bioodpad na základě mikrobiologických rozborů. *APROCHEM 2008 - Odpadové fórum 2008*, **16**:3168-3171.
- Matějů L. 2007. Bioodpady a nároky na hygienizaci a dezinfekci. Projekt JPD3.
- McGrath SP. 1987. Long-term studies of metal transfer following the application of sewage sludge. In: *Pollutant Transport and Fate in Ecosystems*, eds Coughtrey P. J., Martin M. H. & Unsworth M. H. Blackwell Scientific, Oxford: 301-317
- Merian E, Clarkson TW. 1991. *Metals and their compounds in the environment*, Wiley-VCH, Weinheim.
- Metcalf, Eddy. 1991. *Wastewater engineering - treatment, disposal and reuse*. McGraw Hill, New York, USA.
- Microbial Factsheet series. 2011. *Salmonella species*. Food Safety authority of Ireland. No. 1 - September 2011.
- Ministerstvo zemědělství. 2005. *Persistentní organické polutanty*. Informační centrum bezpečnost potravin, Praha. Available from <https://www.bezpecnostpotravin.cz/az/termin/92133.aspx> (accessed September 2019).
- Ministerstvo životního prostředí. 2008. *Kaly z čistíren odpadních vod*. Ministerstvo životního prostředí, Praha. Available from https://www.mzp.cz/cz/kaly_cistiren_odpadnich_vod (accessed June 2019).
- Moce-Llivina L, Muniesa M, Pimenta-Vale H, Lucena F, Jofre J. 2003. Survival of bacterial indicator species and bacteriophages after thermal treatment of sludge and sewage: *Applied Environmental Microbiology*. **69(3)**:1452–6.
- Nagavallemma KP, Wani SP, Lacroix S, Padmaja V. 2004. *Vermicomposting: Recycling Wastes into Valuable Organic Fertilizer*. Global Theme on Agroecosystems Report 8.
- Naji F, Drenkova-Tuhtan A, Rapf M, Meyer C, Steinmetz H, Kranert M. 2016. Phosphorus recovery from wastewater, sewage sludge and sewage sludge ash.
- Nerudová M. 1984. *Komplexní systém hnojení kaly z čistíren odpadních vod veřejných kanalizací*. Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství.
- Novák P, Zabloužil F, Šoch M, Juriš P, Vráblíková J. 2001. *Kompostování – preventivní opatření k omezení přenosu infekčních a parazitárních nemocí v chovech hospodářských zvířat*. Sborník příspěvků z 2. konference s mezinárodní účastí, pořádané

na téma "Využití doplňkové a nekonvenční péče o zdraví v chovech hospodářských a domácích zvířat" část A. ZF JU České Budějovice 29-32.

- Oleszczuk P. 2007. Organic pollutants in sewage sludge-amended soil part I. General remarks. *Ecological Chemistry and Engineering* **14**:65–76.
- Pappas S. 2015. Facts About Potassium. Live Science, New York. Available from <https://www.livescience.com/29025-facts-about-potassium.html> (accessed November 2019).
- Perelman F, Zvorykin A. 1968. Molibden i volfram. Nauka, Moskva.
- Petrлік J, Příbylová J, Válek P. 2014. Chrom. Arnika.org, Praha. Available from <https://arnika.org/chrom> (accessed July 2019).
- Petrлік J, Válek P. 2014. Kadmium. Arnika.org, Praha. Available from <https://arnika.org/kadmium> (accessed July 2019).
- Petrлік J, Válek P. 2014. Polychlorované bifenyly (PCB). Arnika.org. Available from <https://arnika.org/polychlorovane-bifenyly-pcb> (accessed December 2019).
- Petrлік J, Válek P. 2014. Rtuť. Arnika.org, Praha. Available from <https://arnika.org/mercury> (accessed August 2019).
- Petrлік J. 2005. Budoucnost bez jedů. Arnika.org, Praha. Available from <https://arnika.org/bezjedu> (accessed July 2019).
- Pinto B, Pierotti R, Canale G, Reali D. 1999. Characterization of 'faecal streptococci' as indicators of faecal pollution and distribution in the environment. *Letters in Applied Microbiology* **29**:258-263.
- Pitter P. 1999. Hydrochemie. VŠCHT, 3. přepracování, Praha.
- Properzi F. 2010. Rapid assessment of drinking-water quality in the Hashemite Kingdom of Jordan: country report of the pilot project implementation in 2004- 2005. World Health Organization & United Nations Children's Fund
- Pulford ID, Watson C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review. Environmental, Agricultural and Analytical Chemistry Section, Chemistry Department, University of Glasgow. *Environment International* **29**:529-540.
- Pulkrabová J, Černý J, Száková J, Švarcová A, Gramblička T, Hajšlová J, Balík T, Tlustoš P. 2019. Is the long-term application of sewage sludge turning soil into a sink for organic pollutants? Evidence from field studies in the Czech Republic. Part of Springer Nature 2019.
- Quinn PJ, Markey BK, Leonard FC, Hartigan P, Fanning S, Fitzpatrick ES. 2004. *Veterinary microbiology and microbial disease*. Blackwell Science, Oxford.
- Raclavská H, Kuchařová J, Plachá D. 2008. Přehled metod a identifikace látek sledovaných podle Protokolu o registrech úniků a přenosů znečišťujících látek v únicích do půd. MŽP, Praha.
- Reichmann E. 2002. The biological role of the Fas/FasL systém during tumor formativ and progression. *Seminars in cancer biology* **4**:309–315.
- Richards BK, Steenhuis TS, Pevverly JH, Mc Bride MB. 1998. Metal mobility at an old, heavily loaded sludge application site. *Environmental Pollution* **89**:365-377.
- Richter R. 2004. Těžké kovy v půdě. Mendelova univerzita v Brně, Brno. Available from

- http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/cizorode_prvky.htm (accessed August 2019).
- Richter R. 2004. Živinný režim půd. Mendelova univerzita v Brně, Brno. Available from http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_tk.htm (accessed August 2019).
 - Richter R. 2007. Zinek v půdě. Mendelova univerzita v Brně, Brno. Available from http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_zn.htm (accessed August 2019).
 - Růžek P, Kusá H, Hrazdina J. 1998. Využití kalů z čistíren odpadních vod. Odpady 3/1998, ročník VIII:10-11.
 - Růžička V. 1999. Lymeská boreliozá. Interní medicína pro praxi 1.
 - Rychen G, Jurjanz S, Fournier A, Toussaint H, Feidt C. 2014. Exposure of ruminants to persistent organic pollutants and potential of decontamination. *Environmental Pollution* **21**:6440–6447.
 - Sahlstrom A, Aspana A, Baggea E, Danielsson-Thamb ML, Albihn A. 2004. Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants.
 - Salado R, Vencovsky D, Daly E, Zamparutti T, Palfrey R. 2008. Study on the environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final report, volume I-III, Milieu Ltd, WRc and RPA, Brussels, Belgium.
 - Salvato JA. 1989. *Environmental Engineering and Sanitation*. John Wiley, New York. 1989.
 - Schachtman D, Reid R, Ayling S. 1998. Phosphorus Uptake by Plants: From Soil to Cell. *Plant Physiology*. **116(2)**:447-453.
 - Schaeffer DJ, Hericks EE, Kester HW. 1988. Ecosystems Health. Measuring of Ecosystems Health. *Environment Management* **12,4**:445-455.
 - Seregin IV, Kozhevnikov AD. 2005. Distribution of cadmium, lead, nickel, and strontium in imbibing maize caryopses. *Russian journal of plant physiology* **4**:565 – 569.
 - Shahsavari E, Adetutu EM, Anderson PA, Ball AS. 2013. Necrophytoremediation of phenanthrene and pyrene in contaminated soil. *Journal of Environmental Management* **122**:105–12.
 - Sharma N, Starnes D, Sahi S. 2007. Phytoextraction of excess soil phosphorus. *Environmental Pollution* **146**:120-127.
 - Shegunova P, Klánová J, Holoubek I. 2007. Residues of organochlorinated pesticides in soils from the Czech Republic. *Environmental Pollution* **146**:257–261.
 - Shiba NC, Ntulli F. 2017. Extraction and precipitation of phosphorus from sewage sludge. *Chemical, Materials & Metallurgical Engineering, Faculty of Engineering & Technology. Waste Management* **10**:191-200.
 - Siddiqui M, Abbasi B, Ahmad N, Ali M, Mahmood T. 2012. Toxic effects of heavy metals (Cd, Cr and Pb) on seed germination and growth and DPPH-scavenging activity in *Brassica rapa* var. Turnup. *Toxicology and industrial health* **30(3)**.

- Směrnice Rady č. 86/278/EHS. 1986. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture.
- Směrnice Rady č. 91/271/EHS. 1991. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment.
- Sohaili J, Zaidi NS, Loon SC. 2012. Nutrients Content of Sewage Sludge and Its Utilization towards Horticulture Plant. *Journal of Emerging Trends in Engineering and Applied Sciences* **3(1)**:81-85.
- Sörqvist S. 2003. Heat resistance in liquids of *Enterococcus* spp., *Listeria* spp., *Escherichia coli*, *Yersinia enterocolitica*, *Salmonella* spp. and *Campylobacter* spp. *Acta Veterinaria Scandinavica* **44(1-2)**:1-19.
- Southwood TRE, Henderson PA. 1999. *Ecological Methods*.
- Spinks A, Dunstan H, Harrison T, Coombes P, Kuczera G. 2006. Thermal inactivation of water-borne pathogenic and indicator bacteria at sub-boiling temperatures. *Water Res.* **40**:1326-32.
- Tabatabai MA, Frankenberger WT. 1979. Chemical composition of sewage sludges in Iowa. Iowa State University, Digital Repository **36(586)**.
- Tran TA, Popova LP. 2013. Functions and toxicity of cadmium in plants: recent advances and future prospect. *Turkish Journal of Botany* **37**:1-13.
- Tschirley, Fred H. 1986. Dioxin. *Scientific American* **254(2)**:29-35.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1993. Environmental regulations and technology: Use and disposal of municipal wastewater sludge. USEPA 503 48 US Gov Print Office, Washington, DC.
- Unken R. 1987. Nähr- und Schadstoffgehalte in Klär- und Flußschlamm, Müll und Müllkomposten — Datensammlung und Bewertung — VDLUFA-Projekt 1985. VDLUFA-Schriftenreihe.
- Unuofin FO, Mkeni PNS. 2014. Optimization of *Eisenia fetida* stocking density for the bioconversion of rock phosphate enriched cow dung-waste paper mixtures. *Waste management* **34**:2000-2006
- Urase T, Kikuta T. 2005. Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process. *Water Research* **39**:1289-1300.
- Vácha R, Čechmánková J, Havelková M, Horváthová V, Skála J. 2008. Přestup polycyklických aromatických uhlovodíků z půdy do vybraných rostlin. *Chemické listy. Česká společnost chemická, Praha.* **102(11)**:1003-1010.
- Valečko Z. 2002. Čistírenské kaly - prokleté nebo životodárné?. *Biom.cz*. Available from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/cistirenske-kaly-proklete-nebo-zivotodarne> (accessed June 2019).
- Van den Berghe E, De Winter T, De Vuyst L. 2006. Enterocin A production by *Enterococcus faecium* FAIR-E 406 is characterised by a temperature- and pH-dependent switch-off mechanism when growth is limited due to nutrient depletion. *International Journal of Food Microbiology* **107**:159-170.

- Vaněk A, Borůvka L, Drábek O, Mihaljevič M, Komárek M. 2006. Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soil heavily polluted by smelting industry. *Plant, Soil and Environment* **51**:316-321.
- Vaněk V, a kol. 2002. *Výživa a hnojení polních a zahradních plodin*. Profi Press, Praha.
- Vaněk V, Balík J, Pavlíková D, Tlustoš P. (2007). *Výživa polních a zahradních plodin*. Profi Press, Praha.
- Vebr V, Havel M, Petrlík J, Válek P. 2014. Zinek. *Arnika.org*, Praha. Available from <https://arnika.org/zinek> (accessed August 2019).
- Vyhláška č. 341/2008 Sb. 2008. Vyhláška ze dne 26. srpna 2008 o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 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 (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady).
- Vyhláška č. 377/2013 Sb. 2013. Vyhláška ze dne 25. listopadu 2013 o skladování a způsobu používání hnojiv.
- Vyhláška č. 387/2016 Sb. 2016. Vyhláška ze dne 21. listopadu 2016, kterou se mění vyhláška č. 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, ve znění pozdějších předpisů, a vyhláška č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů
- Vyhláška č. 437/2016 Sb. 2016. Vyhláška ze dne 19. prosince 2016 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 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 (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady).
- WHO. 2005. Nickel in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO, Ženeva.
- Wong JWC, Li SWY, Wong MH. 1995. Coal fly ash as composting material for sewage sludge: effects on microbial activities. *Environmental Technology* **16**:527–537.
- WOR. 2010. Organic pollutants in the marine environment. WOR 1 Living with the oceans. A report on the state of the world's oceans. Available from <https://worldoceanreview.com/en/wor-1/pollution/organic-pollutants/> (accessed October 2019).
- Wu F, Zhang G, Yu J. 2007. Interaction of cadmium and four microelements for uptake and translocation in different barley genotypes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **34**:13-14.
- Yu S, a kol. 2001. RAD9, RAD24, RAD16 and RAD26 are required for the inducible nucleotide excision repair of UV-induced cyclobutane pyrimidine dimers from the transcribed and non-transcribed regions of the *Saccharomyces cerevisiae* MFA2 gene. *Mutat Res* **485**:229-36.

- Zákon č. 156/1998 Sb. 1998. Zákon ze dne 12. června 1998 o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech).
- Zákon č. 185/2001 Sb. 2001. Zákon ze dne 15. května 2001 o odpadech a o změně některých dalších zákonů.
- Zennegg M, Munoz M, Schmid P, Gerecke AC. 2013. Temporal trends of persistent organic pollutants in digested sewage sludge (1993– 2012). *Environment International* 60:202–208.
- Zimová M, 2003. Využití čistírenských kalů ve smyslu současné legislativy. *Odpady* 5/2003, ročník XIII. ECONOMIA, Praha.

9 Seznam použitých zkratek a symbolů

AAS – atomová absorpční spektrometrie
AOX – halogenové organické sloučeniny
ASLAB – Středisko pro posuzování způsobilosti laboratoří
BSK – biochemická spotřeba kyslíku
CHSK – chemická spotřeba kyslíku
ČIA – Český institut pro akreditaci
ČOV – čistírna odpadních vod
ČR – Česká republika
ČSN – česká technická norma
ČSU – Český statistický úřad
CVAAS – atomová absorpční spektrometrie metoda studených par
DDT – dichlordifenyiltrichlorethan
EHS – Evropské hospodářské společenství
EO – ekvivalentní obyvatel
EU – Evropská unie
FAAS – atomová absorpční spektrometrie
FES – atomová emisní spektrometrie
GFAAS – atomová absorpční spektrometrie s elektrotermickou atomizací
HCH – hexachlorcyklohexan
HF – horizontální filtr
ICP – indukčně vázané plazma
ISO – International Organization for Standardization
KTJ – Kolonie tvořící jednotku
MŽP – Ministerstvo životního prostředí
OCP – organické pesticidy
OV – odpadní vody
PAU – polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB – polychlorované bifenyly
PCDD – polychlorované dibenzodioxiny
PCDF – polychlorované dibenzofurany
PM10 – částice menší než 10 μm
POP – perzistentní organické polutanty
SOP – standardní operační postup
TC – celkový uhlík
TIC – celkový anorganický uhlík
TOC – celkový organický uhlík
USA – Spojené státy americké
UV – ultrafialové záření
VF – vertikální filtr
ŽP – životní prostředí
ZŽ – ztráta žiháním

10 Samostatné přílohy

kaly		Vyhláška 437/2016 Sb., příloha č. 3	Vyhláška 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.)	ČSN 465735 (tabulka I)
č.	parametr/jednotka	mg/kg suš. kalu	mg/kg suš. kalu	mg/kg suš. kalu
1	arsen	30	10	50
2	kadmium	5	2	13
3	chrom	200	100	1000
4	měď	500	170	1200
5	rtuť	4	1	10
6	molybden	-	-	25
7	nikl	100	65	200
8	olovo	200	200	500
9	zinek	2500	500	3000
10	AOX	500		-
11	PCB (suma 7 kogenerů - 28+52+101+118+138+153+180)	0.6	0.02	-
12	PAU (suma antracen, benzo(a)antracene, benzo(b)fluoranthenu, benzo(k) fluoranthenu, benzo(a) pyren, benzo(ghi) perylene, fenantren, fluoranthenu, chrysen, indeno(1,2,3-cd) pyren, naftalen, pyren)	10	3	-
13	pH	-	-	-
14	sušina	-	-	-
15	nerozpuštěné látky 105	-	-	-
16	ztráta žíháním – organické látky (NL550)	-	-	-
17	celkový fosfor	-	-	-
18	celkový dusík	-	-	-
19	celkový organický uhlík	-	-	-
20	vápník	-	-	-
21	hořčík	-	-	-
22	draslík	-	-	-

Tab č. I: Limitní koncentrace sledovaných rizikových látek a prvků.

kaly		Vyhláška 437/2016 Sb., příloha č. 3	Vyhláška 341/2008 Sb., příloha č. 5 (třída I.)
č.	parametr/jednotka	nález/KTJ	nález/KTJ
23	Salmonely spp. (nález v 50 g)	negativní	negativní
24	Escherichia coli	<103 <5.103	<103 <5.103
25	enterokoky	<103	<103 <50
26	termotolerantní koliformní bakterie	<103	<103 <50
27	(kultivovatelné mikroorg. - počty kolonií)	-	-

Tab č. II: Mezní hodnoty sledovaných patogenních mikroorganismů.