

JIHO ČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Katedra aplikované chemie

Studijní program: Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Odstranění mědi z odpadních vod za využití umělých mokřad

(Removal of copper from wastewater using a
constructed wetland)

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Jan Tůma, Ph.D.

Autor diplomové práce: Bc. Zuzana Pomijová

České Budějovice

2015

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2013/2014

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Zuzana POMIJOVÁ**
Osobní číslo: **Z13590**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Odstraňování mědi z odpadní vody za využití umělého mokřadu**
Zadávací katedra: **Katedra aplikované chemie**

Zásady pro vypracování:

Umělé mokřady pro čištění odpadních vod jsou člověkem konstruované systémy, jež využívají stejných biologických, chemických a fyzikálních procesů, jaké probíhají v mokřadech přirozených. K úpravě kvality odpadní vody zde dochází zejména díky mikrobiální aktivitě a mechanickému zadržování kontaminantů. Intenzivnější využití umělých mokřadů v praxi se datuje do 80. let dvacátého století. Mezi jejich hlavní přednosti patří nízké provozní náklady, jednoduchost využívaného systému, provoz při malých nárocích na speciální vybavení a technologie, nenáročná obsluha a nehluknost. Nevýhodou čistíren odpadních vod na bázi umělých mokřadů je postupné zanášení systému, variabilní účinnost odstraňování dusíku a fosforu a relativně velké nároky na plochu. Umělé mokřady slouží nejenom k čištění odpadní vody z lidských sídlišť, menších obcí či průmyslových podniků, některé se staly též základem pro obnovu přirozené rovnováhy životního prostředí. Mokřady sehrávají velmi významnou roli v procesu disipace sluneční energie.

S ohledem na značnou toxicitu sloučenin mědi pro ryby a další vodní organismy je žádoucí prověřit schopnost umělého mokřadu odstraňovat tento kov z odpadní vody.

Zadání:

1. Literární rešerše na téma umělých mokřadů využívaných k čištění odpadních vod.
2. Optimalizace a validace stanovení Cu metodou ETAAS.
3. Sezónní monitorování Cu ve vzorcích odpadní vody odebrané z umělého mokřadu.
4. Zjištění účinnosti odstraňování Cu z odpadní vody.
5. Kritické zhodnocení osudu Cu v umělém mokřadu.

Rozsah grafických prací: podle potřeby výsledků

Rozsah pracovní zprávy: 40 - 50 stran

Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

Vymazal J., Brix H., Cooper P. F., Green M. B., Haberl R.: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden 1998.

Welz B., Sperling M.: Atomic Absorption Spectrometry, Wiley, Weinheim 1999.

Eatone A. D., Cloceri L. S., Greenberg A. E.: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA AWWWA WEF, American Public Health Association, Washington 1995.

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Jan Šíma, Ph.D.

Katedra aplikované chemie

Datum zadání diplomové práce: 14. října 2013

Termín odevzdání diplomové práce: 15. dubna 2015

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13 ④
370 05 České Budějovice

prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., Dr.h.c.
děkan

L.S.

prof. Ing. Martin Křížek, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 14. října 2013

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně na základě vlastních poznatků a s použitím pramenů, uvedených v přehledu literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Ve Českých Budějovicích, 15. 4. 2015

í í í í í í í í í í ..

Bc. Zuzana Pomijová

Podkování

Ráda bych podkovala za cenné rady a odborné vedení při zpracování svého vedoucímu diplomové práce RNDr. Janu Tmovi, Ph.D. Dále bych také chtěla podkovat své rodině, která mě podporovala během celého studia.

Abstrakt

Tato práce se zabývá účinností odstraňování mědi z odpadních vod s využitím umělých mokřad. Zkoumaným objektem byla kořenová čistírna odpadních vod v obci Slavonice. Po roce 2014 jsem metodou atomové absorpční spektrometrie prováděl měření koncentrace Cu v odpadní vodě. Vzorky byly odebírány z různých částí kořenové čistírny na přítoku i na odtoku. Ze získaných výsledků měření se dala vypočítat účinnost odbourávání mědi z odpadních vod.

Klíčová slova: mokřad, měď, odpad, voda

Abstract

This work deals with the efficiency of copper removal from wastewater using constructed wetlands. The object of this study was the vegetation wastewater treatment plant in the village of Slavonice. During 2014, I used atomic absorption spectrometry to determine Cu concentration in the effluent. Samples were taken from different parts of the treatment plant (the inflow and outflow, and selected sampling sites in the vegetation bed). The obtained results enable to calculate the efficiency of copper removal from municipal wastewater.

Keywords: wetland, copper, waste, water

Obsah

1. Přehled zkratk	9
2. Úvod	10
3. Literární re-er-e	11
2.1 M	11
2.1.1 Vlastnosti	11
2.1.2 Výroba	12
2.1.3 Použití	12
2.1.4 Slou eniny	13
2.1.5 Ú inek na flivý organismus	13
2.1.6 M v flivotním prostředí	14
2.2 Um lé mok ady	16
2.2.1 Rozd lení	16
2.2.2 Ko enové istírny	19
2.2.3 Procesy podílející se na odstra ování zne i-t ní v ko enových istírnách	20
2.2.4 Ú innost i-t ní	21
2.2.5 Výhody a nevýhody	22
3. Metodika	23
3.1 Popis ko enové istírny	23
3.2 Odb r vzork	24
3.3 Atomová absorp ní spektrometrie	25
3.3.1 Teplotní programy ETA	26
3.4 Postup stanovení m di v odpadní vod	27
3.5 Charakteristiky metody	28
4. Výsledky a diskuze	29
4.1 Charakteristiky metody	29
4.1.1 Kalibrace	29
4.1.2 Správnost	30
4.1.3 P esnost ó Opakovatelnost	30
4.1.4 Mez detekce (Limit of detection LOD):	30
4.1.5 Mez stanovitelnosti (Limit of quantitation, LOQ)	31

4.1.6 Citlivost	31
4.1.7 Lineární dynamický rozsah	31
4.1.8 Charakteristická koncentrace.....	31
4.2 Účinnost odstraňování mdi v závislosti na teplotě a průtoku.....	32
4.3 Stanovení koncentrací v jednotlivých částech K ₂ O ₂	33
4.4 Diskuze výsledků	36
4.4.1 Porovnání K ₂ O ₂ ve Slavo-ovicích s K ₂ O ₂ v Libní	36
5. Závěr	40
6. Seznam literatury a použitých zdrojů	41

1. P ehled zkratek

K OV	ko enová ístírna odpadních vod
AAS	atomová absorp ní spektrometrie
ETA	elektrotermický atomizátor
NZ	nátoková zóna
P	p ítok
ODT	odtok
ÚO	ú innost odbourávání
T	teplota
CRM	certifikovaný referen ní materiál

2. Úvod

Tato práce je zaměřena na sezónní monitorování odpadních vod v koenové čistírně Slavo-ovice. Výzkum byl zaměřen na koncentrace mdi, je-li nebezpečná především pro vodní organismy. V přírodě se vyskytuje především ve formě natého iontu ve vodním prostředí. Zatím jen málo výzkum bylo zaměřeno na zkoumání těžkých kovů v koenových čistírnách. Sedimentace byla dlouhou dobu brána jako hlavní proces odstranění těžkých kovů z odpadních vod, nyní jsou začínají být považovány chemické mechanismy odstranění těžkých kovů, mezi nimi patří hlavně srážení (Vymazal, Wehla, Kröpfelová, Němcová, Suchý, 2010).

Už více než sto let jsou pročištění odpadních vod nejvíce využívány především mokady. Tyto ekosystémy byly do druhé poloviny minulého století považovány za bezcenné biotopy. Mnohdy tyto dnes cenné biotopy sloužily jako recipient odpadní vody, pokud se v blízkosti nenalézal využitelný vodní tok. Takový přístup vedl nepochybně k úpravě kvality odpadní vody, avšak stále způsobil nevratné poškození mokady. V současné době se začíná upravovat kvalita odpadní vody ať ji využívají umělé mokady (Tuma, Holcová, Dušek, Diáková, 2006).

Umělé mokady jsou využívány pročištění odpadních vod již 40 let. V roce 1995 se jejich počet ve světě odhadoval na 5000 vegetačních čistíren. U nás se poprvé objevuje zmínka o koenových čistírnách v roce 1987 na semináři v Brně, první poloprovozní zkoušky byly provedeny v roce 1988 a první plnoprovozní koenová čistírna byla dokončena v roce 1989 (Vymazal, 1995).

Umělé mokady jsou stále více využívány po celém světě pro sekundární a zejména pro terciární čištění odpadních vod a dešťovou vodu. Pokud je systém dobře navržený a udržovaný, může odpadní voda splňovat vysoké standardy a požadované vlastnosti pro rekultivaci. (Rousseau, Lesage, Story, Vanrolleghem, De Pauw, 2008).

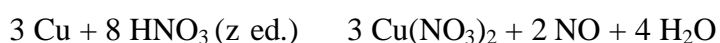
3. Literární re-er-e

2.1 M

Doba vyuffívání m di je odhadována na 5500 afl 6000let, dokazují to nalezené výrobky v Egypt a Babylónii. ekové m li m d né ná adí a od roku 1000 p . n. l. znali také bronz. Ve st edov ku byl hlavním zdrojem m di ostrov Cyprus a m se tak nazývala cyperský kov, latinsky se proto m nazývá cuprum (Pavelka, Schütz, 1974).

2.1.1 Vlastnosti

M je charakteristická svým na ervenalým zbarvením a svou vysokou elektrickou vodivostí. Díky této vlastnosti se pořívá jako elektroinstala ní materiál. Pouřívá se také na výrobu slitin, p edev-ím bronzu (Cu + Sn), mosazi (Cu + Zn) a mincovních kov (Cu + Ag, Cu + Al) (Kotlík, R fli ková, 2000). Není reaktivní s vodou, ale dlouhodobým p sobením vlhkého vzduchu se pokrývá zelenou vrstvou m d nky ó $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu(OH)}_2$. Tento p echodný prvek se nerozpou-tí v kyselin chlorovodíkové (HCl) ani ve z ed né kyselin sírov (H_2SO_4), ale pokud na m p sobíme za horka t mto koncentrovanými kyselinami, dochází k reakci (Koval íková, 2004):



Jednomocná m a její slou eniny jsou obtífln rozpustné ve vod , do roztoku je v-ak lze p evést v podob komplexu. Dvoumocná m tvo í oxid m natý, hydroxid m natý a soli, z nichfl soli silných kyselin jsou ve vod snadno rozpustné. M naté ionty mají velký sklon k tvorb komplexních iont (Remy, 1971).

2.1.2 Výroba

Měď se získává buď suchým způsobem, který je určený pro sírné rudy s vysokým obsahem mědi nebo mokřým způsobem vhodným pro rudy s malým obsahem mědi.

Suchý způsob je poměrně složitý. Nejprve se pražením rudy odstraní značný podíl síry. Tavení s koksem a křemenným pískem poskytne nejprve tzv. lech neboli mědný kámen. Dalším tavením lechu při vhodné úpravě přísupu vzduchu do pecí se vyredukuje měď a vzniklý oxid železnatý reaguje s křemenem a přejde do strusky. Tím se získá hutnická měď s obsahem až 98 % Cu.

Mokrou cestou se ruda nechává vyluhovat nejprve zředěnou kyselinou sírovou nebo v roztoku síranu železitého aj., charakter extrakčního činidla se odvíjí od druhu rudy. Z extraktu se získává surová měď elektrolýzou, nebo cementací pomocí železného prášku. Surová měď, hutnická i cementovaná, se dále rafinuje. Při elektrolytické rafinaci se jako katody používají tenké desky z elektrolytické mědi, jako anody se do lázní zavěsují desky odlité z hutnické mědi. Roztok elektrolytu je síran mědnatý okyselený kyselinou sírovou. V kalu lázní je obsaženo mnoho cenných kovů jako například stříbro, zlato, germanium, telur, antimon aj. (Pavelka, Schütz, 1974).

2.1.3 Použití

Nejvíce mědi se používá v elektrotechnickém a elektronickém průmyslu, kde se spotřebuje až 60 % celkového množství použité mědi v EU. Tato odvětví používají měď na vedení elektrického proudu.

Druhým největším odvětvím, co se týká použití, je stavební průmysl, kde se spotřebuje 25 % mědi v EU. Stavebnictví používá měděné výrobky na velmi rozmanité účely, jak mědi, tak i její slitiny. Zbýlých 20 % se používá v průmyslu jako součástky do různých strojů a zařízení, v dopravě a v domácnosti (www.medportal.cz, 2007).

2.1.4 Slou eniny

Slou eniny m di jsou toxické zejména pro vodní organismy. Mezi anorganické m né slou eny pat í oxid m ný (Cu_2O), je to červený prá-ek, ve vod nerozpustný a vzniká p sobením slabých reduk níh inidel na Fehling v roztok.

Oxid m natý (CuO) a hydroxid m natý ($\text{Cu}(\text{OH})_2$) jsou m naté slou eniny. Oxid m natý CuO je tmavohn dý, ve vod nerozpustný prá-ek. Vzniká tepelným rozkladem hydroxidu m natého, dusi nanu m natého nebo uhli itanu m natého nebo zah íváním m di (R fi ková, Kotlík, 2009).

Mezi dal-í slou eniny pat í nap . síran m natý pentahydrát neboli modrá skalice. K její p íprav se poufívá oxid, hydroxid nebo uhli itan m natý, který reakcí s kyselinou sírovou vytvá í síran m natý. Bezvodý síran m natý je bílý. Modrá skalice je jedna z v-estrann vyuffitelných a d leffitých m natých slou enin. Je sou ástí p ípravk na hubení rostlinných -k dc . Poufívá se k elektrolytickému pokovování a jako minerální barva.

Mezi organické slou eniny m di pat í, nap . octan m natý, je to pevná zelenomodrá krystalická látka, rozpustná ve vod . Vyuffívá se pro výrobu organických slou enin m di (Tvec, 2010).

2.1.5 Ú inek na fivý organismus

V rostlinách se nachází pr m rn 10^{-6} % iont m di z celkové váhy erstvé hmoty. Tyto ionty jsou sou ástí ady rostlinných ferment , stabilizují chlorofyl a podílejí se na metabolismu sacharid a bílkovin. V malém mnoffství jsou nezbytné pro normální r st a vývoj rostlin a také jsou rezistentní v í houbovým chorobám a mrazu (Hubá ek, Veselý, 1970).

V fivo i-ném organismu se nachází nejvíce slou enin v játrech, nepatrné mnoffství i v mléce. U mnohých bezobratlých je m slofkou barviva hemocyyaninu, dýchacího enzymu. Nejvíce slou enin m di pot ebuje rostoucí organismus nap . mlá ata, gravidní samice. Nedostatek se projevuje anemií, nervovými poruchami,

poruchami srsti, depigmentací apod. Nedostatek tohoto mikroprvku v organismu je ovlivněn biochemickými podmínkami, tj. jejich obsahem v horninách a tím i v půdách. Při dodání nepatrného množství měďnatých solí do půdy nebo krmiv se onemocnění z nedostatku tohoto mikroprvku odstraní (Hubáček, Veselý, 1970).

2.1.6 Měď v životním prostředí

Měď se do životního prostředí dostává z těžby nerostných surovin, ze zemědělství a také výrobních operací a přes vodu se uvolňuje z odpadů do ek a jezer. Je také uvolňována z přírodních zdrojů, jako jsou sopky, navátý prach, rozpadající se vegetace a lesní požáry. Měď se obvykle po uvolnění do životního prostředí váže na částice z organické hmoty, hlíny, zeminy nebo písku. V životním prostředí se nerozloží. Měď a její sloučeniny se mohou přeměňovat a uvolňovat volné ionty mědi do ovzduší, vody a potravin (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>, 2004).

Těžké kovy, v našem případě konkrétně měď, patří mezi nejvýznamnější kontaminanty půdy. Měď je nutné z půdy nejdříve vyextrahovat. Při extrakci se předpokládá, že měření bude prováděna do kadmiové matrice půdy a nevyfluje úplně rozpouštěním půdního roztoku. Vzorek půdy není třeba ani sušit, protože pouhým extrakčním činidlem jsou mísitelná s vodou. Typická koncentrace mědi v půdě je asi 20 µg/g. Vyšší koncentrace se mohou objevit například na vinicích, kde se používají pesticidy s obsahem mědi. Pro samotnou extrakci mědi z půdy jsou vhodná extrakční činidla například 0,05 M roztok kyseliny ethylendiamintetraoctové (EDTA) nebo 0,5 M roztok kyseliny octové. (Popl, 1999).

Na obsah mědi v půdě reagují půdní bezobratlí, například řiť se snaží uniknout i mírně toxické situaci. Celková koncentrace mědi se měří v orgánech říťky v různých typech půdy (Streit, 1984).

V současnosti je problematika obsahu mědi v pitné vodě stále aktuální vzhledem ke vzrůstajícímu používání měďných materiálů pro vnitřní vodovody i vzhledem k existenci na trhu i takových (měďných) materiálů, které neodpovídají

platným hygienickým předpisem. Kontaminace surové vody mědi je velmi vzácná. Bylo prokázáno, že po určité době používání potrubí koncentrace mědi v pitné vodě klesá. Vliv na obsah mědi ve vodě má i pH (Němcová, Kantorová, Koflíček, WeyessaGari, Pomykalová, 2010).

Vyhláška MZ č. 252/2004 Sb., která stanovuje hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu, četnost a rozsah kontroly pitné vody zaznamenává nejvyšší mezní hodnotu koncentrace mědi 1000 µg/l. Limitní hodnota je stanovena na základě toxického působení mědi a platí pro vzorek pitné vody odebraný odpovídající metodou vzorkování z kohoutku tak, aby vzorek byl reprezentativní pro průměrné jednotýdenní množství požité spotřebiteli. Při koncentracích nad 100 µg/l může docházet ke změnám organoleptických vlastností vody.

2.2 Umělé mokady

Umělé mokady jsou definovány jako uměle vytvořený komplex zvodného nebo mleté zaplaveného zemního lože, emerzní, submerzní nebo plovoucí vegetace, fluviochrást a vody, který napodobuje přirozené mokady pro praktické využití (Hammer, Bastian 1989).

Umělé mokady využívané za účelem úpravy kvality odpadní vody jsou navrhovány tak, aby křídlení vody využívaly přirozené procesy vázané na mokadní vegetaci (rákos obecný, chrastice rákosovitá), plynový systém a mikrobiální společenstva. Chemické, fyzikální i biologické procesy probíhající v umělých mokadích jsou obdobou procesů pozorovaných v mokadích přirozených. Funkce takovýchto čistíren odpadních vod je však mnohem snáze regulovatelná a kontrolovatelná. Vegetační čistírny odpadních vod se dobře vypořádávají s kolísáním množství a kvality odpadních vod, pro svoji funkci nepotřebují elektrickou energii, vyžadují minimální údržbu (Ma, Holcová, Dušek, Diáková, 2006).

Zajímavou studii umělých mokadů se zabývají v časopise Biodiversity & Conservation, kde se zaměřují na vodní ptactvo. Porovnávají osídlení umělých mokadů a přirozených mokadů v oblasti Chongming Island a v okolí. Výsledky ukazují, že výskyt ptáků je rozdílný podle sezóny. Obecně jsou přirozené mokady lepšími stanovišti než umělé. Ale v zimním období vyhledávají ptáci spíše umělé mokady. Přesto se snaží autoři poukázat na ubývání přirozených mokadů a tím i ptáčích kolonií (Ma, Li, Jing, Tang, Chen, 2004).

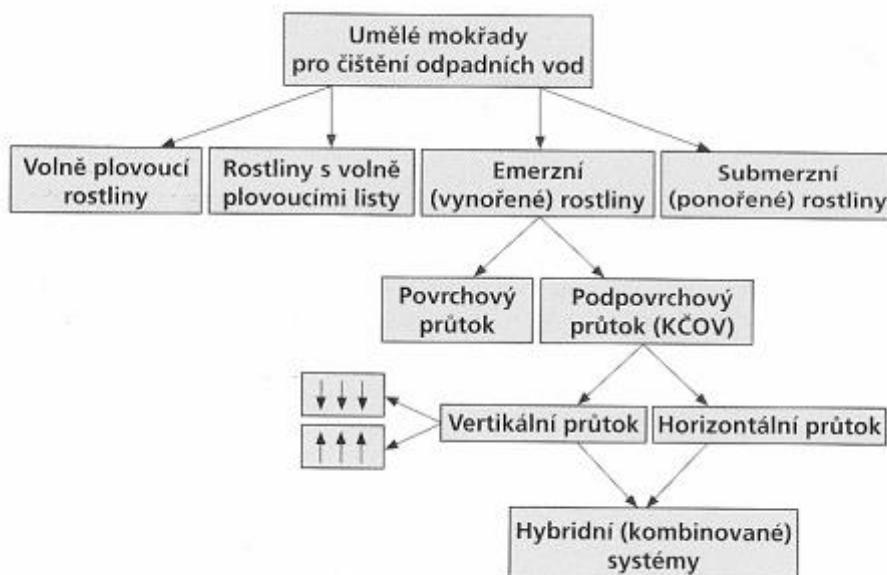
2.2.1 Rozdělení

Umělé mokady lze rozdělit na tři hlavní skupiny podle použité vegetace (Vymazal, 1995) (obr.1):

- Mokady s plovoucími rostlinami
- Mokady s ponořenými (submerzními) rostlinami
- Mokady s vynořenými (emerzními) rostlinami

Při i-tní odpadních vod s poufítím mok ad lze vyuffít kombinaci uvedených skupin.

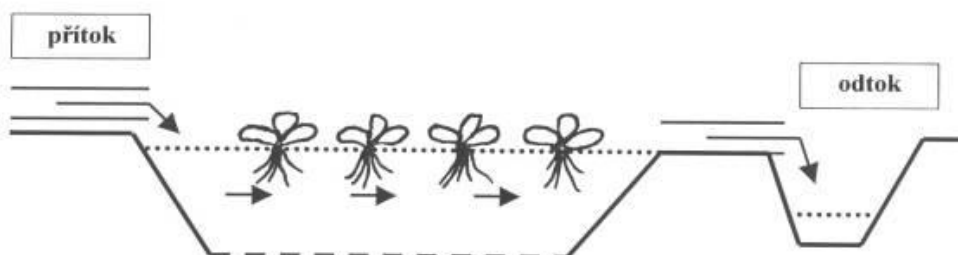
Obrázek 1: D lení um lých mok ad (Vymazal, 2004)



Um lé mok ady s plovoucími rostlinami (obr. 2) vyuffívají v t-inou vodní hyacint (*Eichhorniacrassipes*). Rozli-ují se dva systémy (Adámek, 2010):

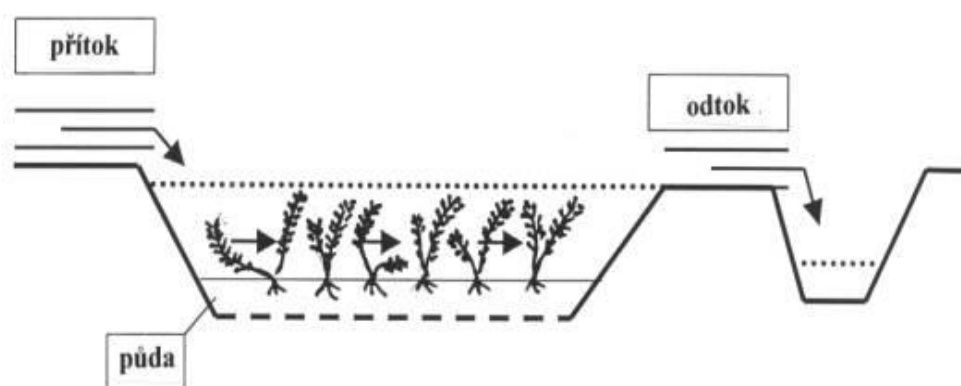
- Do i-ovací systémy zam ené na odstra ování flivin, které jsou za len ny v biomase, která je pravideln sklízená
- Kombinované sekundární a terciární i-tní pro odstran ní organického a minerálního zne i-tní. Rozkladné procesy organického zne i-tní a mikrobiální transformace probíhají sou asn .

Obrázek 2: Schématické znázorn ní um lého mok adu, který vyuffívá voln plovoucí rostliny (Vymazal, 2011)



Mok ady s pono enými (submerzními) rostlinami (obr. 3) tvo í rostliny, které mají fotosyntetické orgány zcela pono ené. Pijí viny tyto rostliny p íjímají systémem ko en ze sediment , jsou v-ak schopné asimilovat i fliviny z vodního sloupce. Nutné je, aby nebyla limitována fotosyntéza rostlin nedostatkem sv tla. Navíc submerzní rostliny preferují vodu s vy-ím obsahem rozpu-t ného kyslíku. Proto se tyto mok ady spí-e pouívají na do í- ování odpadních vod s nízkým obsahem organických látek (Smeltová, 2010).

Obrázek 3: Mok ady s pono enými (submerzními) rostlinami (Vymazal, 2011)



K p ímému í-t ní odpadních vod se nejvíce vyuffívá **mok ad s vno enými (emerzními) rostlinami**. Ty se rozd lují do t í skupin:

- S povrchovým odtokem
- S podpovrchovým horizontálním tokem
- S podpovrchovým vertikálním tokem

Z t chto vyjmenovaných skupin se v eské republice nejvíce vyuffívají um lé mok ady s podpovrchovým horizontálním tokem (ko enové ístírny) (Vymazal, 1995).

2.2.2 Ko enové istírny

První ko enová istírna v eské republice byla uvedena do provozu v roce 1989. V současné době je více než 130 K OV. Právě tato část je konstruována jako hlavní stupeň i-t ní domovních a městských splaškových vod. Počet připojených obyvatel na jednotlivé K OV se pohybuje od 2 do 1000 (Adámek, 2010).

Pro úspěšné i-t ní odpadních vod je nutné před vlastní i-t kou vybudovat mechanické před i-t ní. Nesprávné mechanické před i-t ní organických látek může mít za následek ucpání filtračního lože. Pro domovní i-tírnu postačí jednoduchý septik nebo usazovací nádrž. Je však možné využít i rzné intenzifikované kované septiky nebo domovní anaerobní filtr. Pro malé obce je nejvhodnější kombinace eslí a -t rbinové nádrže, v případě jednotné kanalizace (Vymazal, 2004). Pokud v delším časovém období dochází k intenzivním srážkám tak se budují dešové odlehovací, které při příchodu velkých průtocích odvádí velmi zednou vodu z kanalizace do přirozeného vodního toku nebo do do i-ovacích nádrží, aby nedošlo k přepravení vegetačních polí a narušení rovnováhy procesů (Diáková, 2007).

Principem vlastního i-t ní je horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen mokradními rostlinami. Důležité je, aby substrát byl dostatečně propustný, aby nedocházelo k jeho ucpání. Při průchodu odpadní vody substrátem dochází k vysokému stupni odstranění organických nerozpustných látek a mikrobiálního znečištění. Odstranění dusíku a fosforu není tak efektivní, ale tento princip i-t ní nejsou speciálně určené pro odstranění těchto živin (Adámek, 2010).

Konfigurace K OV byla zpočátku navrhována s jedním polem bez ohledu na velikost plochy. To mělo mnohé nevýhody hlavně, což se týká rozvedení odpadní vody na celou plochu ko enového pole. Postupem času se vyvinula sada variant konfigurace ko enových polí. Jedna plocha je výhodná v tom, že je jednoduchým a levnějším systémem, ale její vyfílí je omezené (pouze pro malé průtoky). Paralelní plochy jsou velmi výhodným uspořádáním K OV. Průtok je rovnoměrně rozdělován do jednotlivých ploch a v případě výpadku zůstává další plocha v provozu. Pro plochy zapojené v sérii je vhodné zajistit možnost přetoku odpadní vody na každé

pole samostatně. Často využíváním kombinací jsou paralelní plochy zapojené v sérii a paralelně zapojené série ploch (Vymazal, 1995).

Filtrační ložisko je v tloušťkou 60 - 80 cm hluboké a substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání. V souvislosti se nejvíce používá například štěrba. Rozvodné a sběrné zóny jsou vyplněny hrubým kamenivem, kvůli dobrému rozvodu odpadní vody. Filtrační ložisko je od podlahy odděleno nepropustnou vrstvou, aby nedocházelo k praskání (Pelikánová, 2015).

Vegetační pole je osázeno mokradními rostlinami. Mezi nejvhodnější a nejvíce zastoupené druhy patří:

- Rákos obecný (*Phragmites australis*)
- Chrástice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)
- Zblochan vodní (*Glyceria maxima*)
- Orobinec (*Typha sp.*)

Mezi rostliny s vyšší esteticou hodnotou patří kosatec flutvý, melník a puškvorec obecný (Fierová, 2009).

Vlastnosti vegetačních rostlin v KČOV (Petr, 2012):

- Přívod kyslíku do blízkosti kořenů, vznik oxické zóny
- Tvorba vhodného prostředí pro mikroorganismy přítomné v substrátu
- Stabilizace povrchu filtrační náplně
- Účast na ochraně před ucpáváním substrátu
- Zlepšování vlastností mikroklimatu vysokou transpirací

2.2.3 Procesy podílející se na odstraňování znečištění v kořenových čistírnách

Při čištění odpadních vod se uplatí mnohé procesy, které jsou pro chod KČOV velmi důležité. Mezi fyzikální procesy patří sedimentace, během které se odstraňují usaditelné nerozpustné látky, koloidní látky, N, P, těžké kovy atd. Při soběním gravitačních sil dochází k usazování. Dalším procesem je filtrace, při

které se odstra ují usaditelné nerozpustné látky a koloidní látky. Nej ast ji se vyufflívá mechanická filtrace, p i nífl odpadní voda prochází zeminou a ko eny. Uplat uje se zde také proces adsorpce, který probíhá pomocí van der Waalsových sil a dochází k odstra ování hlavn koloidních látek. Posledním procesem je t kání. P i t kání dochází k odstra ování N, t kání NH₃ z odpadní vody.

Mezi procesy chemické pat í sráflení, b hem kterého dochází k odstra ování P a t flkých kov zp sobem sráflení nerozpustných slou enin. P i adsorpci dochází k odstra ování P a t flkých kov pomocí adsorpce na povrchu zemního materiálu a rostlin. Rozkladem jsou eliminovány bakterie a viry p sobením UV zá ení.

Poslední skupinou proces jsou biologické, kam adíme bakteriální metabolismus, principem je odstra ování koloidních látek, N aj. suspendovanými, bentickými a epifytickými bakteriemi (bakteriální nitrifikace a denitrifikace). Rostlinný metabolismus má za úkol zbavit se bakterií a vir a t fce rozloflitelných organických látek pomocí p íjmu a vyufflití organických látek rostlinami, exkrety ko en . Rostlinná adsorpce odstra uje hlavn N, P t flké kovy atd. Za ur itých podmínek jsou významná mnoflství t chto látek p íjímána rostlinami. Poslední ze skupiny proces je p írozený úhyn, dochází k odstra ování bakterií a vir v nevýhodných podmínkách (Cooper, Findlater, 1990).

2.2.4 Ú innost i-t ní

Ú innost K OV je v eské republice bohufel asto hodnocena podle stupn odstran ní sledovaných látek vyjád eného v procentech. Ne vfldy je tento postup správný. Z toho d vodu je nutné klást d raz na kvalitu vy i-t né vody. Nífl-í ú inek, vyjád ený v procentech, který je charakteristický pro ístírny, kam p ítékají z ed né odpadní vody, se bohufel asto stává argumentem odp rc ko enových ístíren. Tito lidé poukazují na to, flé ko enové ístírny nejsou schopny zajistit ur itý stupe i-t ní, anífl berou do úvahy kvalitu surové a vy i-t né vody. Je nutné brát v potaz, flé ú innost K OV je dána velikostí ko enových polí, takflé ú innost lze zvý-ít p ídáním plochy ko enových polí (Vymazal, 1995).

2.2.5 Výhody a nevýhody

Mezi výhody patří (Polák, 2011):

- jsou schopny čistit odpadní vody s nízkou koncentrací organických látek, což je u klasických čistíren problém
- dobře se vyrovnávají s kolísáním množství a kvality odpadních vod
- mohou pracovat nepřetržitě, což klasické čistírny nemohou
- vyfukují minimální (ale pravidelnou) údržbu
- nevyžadují elektrickou energii
- mají menší náchylnost k havárii systému
- dobře zapadnou do krajiny a jsou její součástí, případně mohou plnit i okrasnou funkci.

Mezi nevýhody patří:

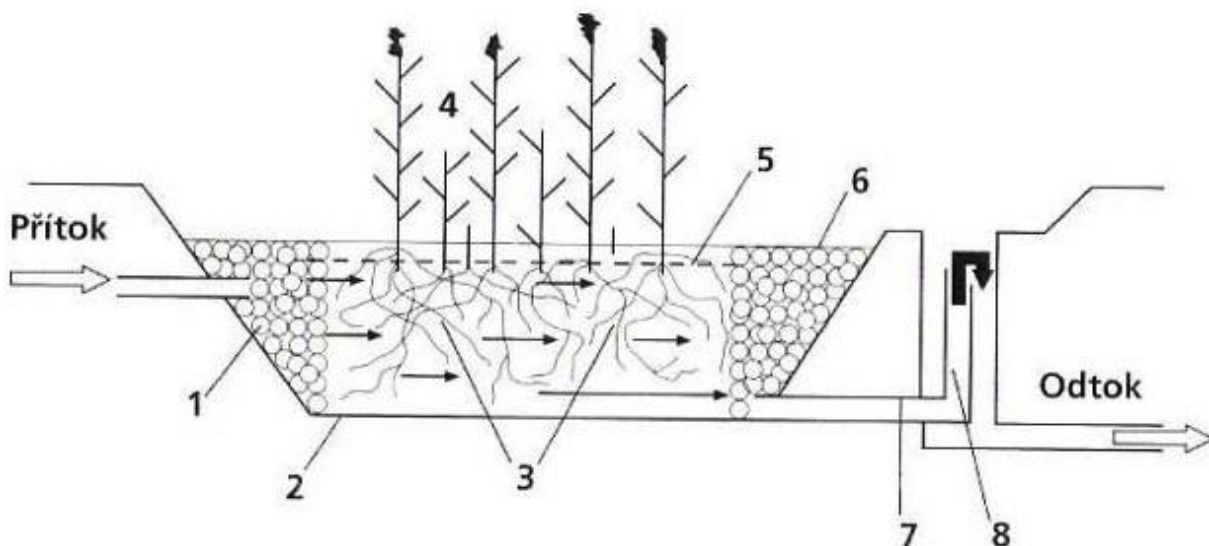
- ve srovnání s klasickými čistírnami jsou náročnější na plochu
- nejsou příliš vhodné pro odstranění dusíku a fosforu
- na odtoku se někdy objevuje bílý povlak tvořený elementární sírou tvořený oxidací sirovodíku, který může (ale nemusí) vznikat i v anaerobních podmínkách ve filtračních ložích
- strojní čistírny mají lepší předpoklady pro řízení čistícího procesu, pro analýzu případných problémů a pro aplikaci nápravných opatření.

3. Metodika

3.1 Popis ko enové istírny

Mnou zkoumaná ko enová istírna se nacházela v obci Slavo-ovice, která leží 15 km od eských Bud jovic v nadmo ské vý-ce 480 m.n.m. Sledovaný um lý mok ad byl navrhován jako systém s horizontálním podpovrchovým tokem. P ed vlastní istírnou se nachází mechanické p ed i-t ní skládající se z esla, horizontálního lapa e písku a z usazovací nádrře. Ko enová istírna se skládá z dvou vegeta ních polí. Vegeta ní pole jsou osázena rákosem obecným. Jako izolace je zde pouflito p irozené vrstvy jílu. Schéma K OV je znázorn né na obrázku 4. Upravená voda ústí do potoka nacházejícího se poblífl ko enové istírny. Technické parametry jsou uvedeny v tabulce 1.

Obrázek 4: Typické uspo ádání K OV (Vymazal, 2004)



- 1 – distribuční zóna (kamenivo, 50–200 mm),
- 2 – nepropustná bariéra (PE nebo PVC), 3 – filtrační materiál (kačírek, štěrk, drcené kamenivo),
- 4 – vegetace, 5 – výška vodní hladiny v kořenovém loži nastavitelná v odtokové šachtě, 6 – odtoková zóna (shodná s distribuční zónou), 7 – sběrná drenáž, 8 – regulace výšky hladiny

Tabulka 1: Základní technické charakteristiky K OV v obci Slavo-ovice

Délka vegetačního pole [m]	17
Šířka vegetačního pole [m]	22
Hloubka vegetačního pole [m]	0,9
Sklon dna vegetačního pole [%]	1,0
Počet vegetačních polí	2
Počet ekvivalentních obyvatel (EO) ^{a)}	150
Počet obyvatel připojených na kanalizační síť	60 - 80
Plocha vegetačního pole na 1 EO [m ²]	5
Hrúbost substrátového vrstvy [cm]	1 ó 2
Hrúbost vrstvy v nátokové a odtokové zóně [cm]	5 ó 10
Průměrná doba zdržení [den] ^{b)}	9,8

a) Ekvivalentní obyvatel (EO) je definován produkcí znečištění 60 g BSK₅ (biochemická spotřeba kyslíku při odbourávání organického znečištění za 5 dnů v temnu a při teplotě 20 °C) za den.

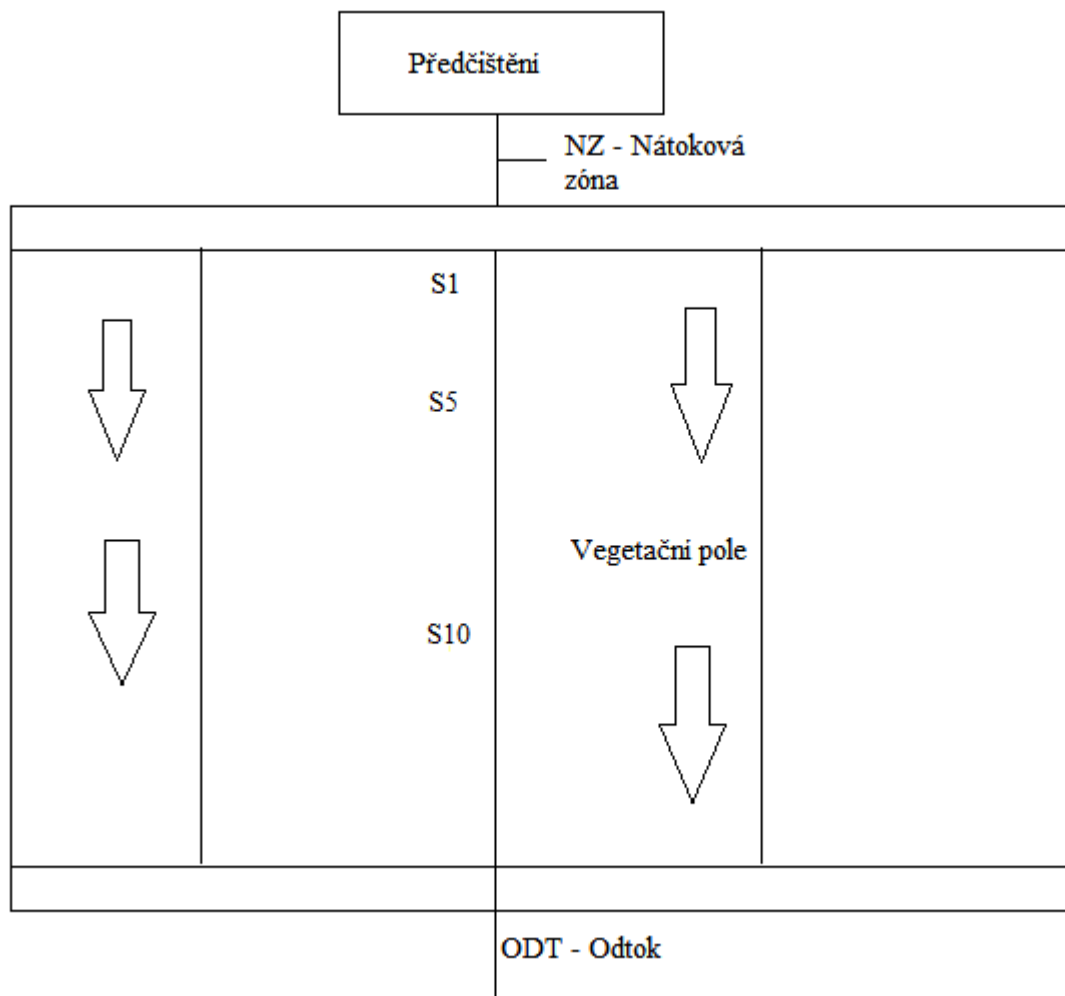
b) Doba zdržení vody je značně variabilní, závisí zejména na množství vody na přítoku, intenzitě srážek, propustnosti vegetačního pole, teplotě a evapotranspiraci zapojeného porostu mokřadní vegetace.

3.2 Odběr vzorků

První vzorky byly odebrány 12.3.2014. Celkem bylo provedeno devět odběrů během roku 2014 v různých částech územního mokřadu. Odpadní voda byla odebírána na přítoku, v nátokové zóně, v místech 1, 5, 10 m od nátokové zóny (označeny S1, S5, S10) a na odtoku (obr. 5).

Voda byla odebírána do plastových vzorkovnic. Vzorkovnice musela být vždy zcela naplněna vzorkem, aby mezi vodou a víčkem nezůstala vzduchová bublina. Vzorky se v laboratoři nefiltrovaly, pouze se zakonzervovaly 2 ml HNO₃ na 250 ml H₂O. Nejlépe je vzorky analyzovat co nejdříve po odběru. Pro delší přechovávaní (déle jak 24 hodin) byly uchovány v chladu při cca 4 °C.

Obrázek 5: Místa odběru vzorků v KČOV



Typický záznam újmů směr proudění odpadní vody vegetačním polem.

3.3 Atomová absorpční spektrometrie

Atomová absorpční spektrometrie (AAS) patří mezi nejrozšířenější metody stopové prvkové analýzy hlavně kvůli vysoké citlivosti stanovení. Metodou lze analyzovat přes 60 prvků periodické tabulky s mezemi detekce od setin ppb (ETA) do stovek ppm (plamenová atomizace) (Doekal, 1997).

Varianta AAS s plamenovou atomizací nedosahuje takových citlivostí, které by byly dostačující pro měření některých analytických postupů. Jednou z možností,

jak citlivost zvýšit, je atomizace vzorku v elektrotermickém atomizátoru (Ernohorský, 1997).

Elektrotermický atomizátor se v atomové absorpční spektrometrii začal využívat již 70. letech. Hlavní součástí přístroje tvoří grafitová květa, do které se dává vzorek. Grafit je pyrolyticky upraven, vyznačuje se vysokou chemickou odolností oproti květám z bílého grafitu (Spiváková, Knotková, 1997).

Na potěbnou teplotu se elektrotermický atomizátor vyhřívá pomocí elektrického proudu. Aby byl atomizátor chráněn před oxidací za vyšších teplot, pracuje se v ochranné atmosféře, kterou zde tvoří argon o čistotě 99,95 %.

Pracovalo se s uzavřeným atomizátorem, tudíž nedocházelo k úniku par, jak je tomu u otevřeného. Vlastní část atomizátoru tvoří podélně uchycená grafitová píčka s dávkovacím otvorem uprostřed. Část atomizátoru, kam je dávkován vzorek se nazývá podložka vzorku. Zařízení je chlazeno vodou (Ernohorský, 1997).

3.3.1 Teplotní programy ETA

Proces má několik teplotních fází, které jsou charakterizovány rychlostí nárůstu teploty, konečnou teplotou, dobou, po kterou je tato teplota udržována, atd. (Ernohorský, 1997).

- Fáze sušení vzorek je nadávkován a sušen při teplotě 100 °C po dobu 40,0 s.
- Fáze termické úpravy vzorkem je přeměna matrice vzorku nebo její odstranění bez ztráty analyzovaného prvku. Maximální teplotu určuje křivka pyrolýzy. Pyrolýza probíhala u náhodných vzorků při teplotě 850 °C po dobu 20,0 s.
- Fáze atomizace optimální teplota se stanovuje z atomizační křivky. V našem případě činila 2400 °C. Doba atomizace byla 3,0 s.
- Fáze čištění v této fázi došlo k odpařování zbytků vzorku, které zde mohly zůstat po atomizaci při teplotě 2600°C.

Ke stanovení byl použit AAS iCE 3500 series (ThermoScientific, Cambridge, Velká Británie).

Obrázek 6: AAS používaný ke stanovení



3.4 Postup stanovení mědi v odpadní vodě

Nejprve jsem si připravila vředový roztok standardu o koncentraci 50 ppb. Pro přípravu kalibračních roztoků byl používán zásobní standardní roztok Cu (Merck, Darmstadt, Spolková republika Německo). Jako blank a znečisťovací roztok byla použita deionizovaná voda. Deionizovaná voda byla připravována pomocí zařízení Milli-Q Gradient A 10 systém (Millipore, Billerica, USA).

Vzorky odpadních vod jsem měla zakonzervované a uschované v lednici. Při manipulaci jsem s nimi pečlivě nemíchala, aby zůstaly sedimenty usazené na dně. Nalila jsem je do plastových nádobek umístěných v automatickém dávkovači pipety. Podobně jsem si připravila blank, znečisťovací roztok a standard.

Metodu měření jsem si nastavila v řídicím počítači pipety. Nastavení teplot a času viz kapitola 3.3.1. Program měření přednastavenou Zeemanovskou korekcí nespecifické absorpce pozadí a vlnovou délkou 324,8 nm. Ochranou atmosféru zde vytváří argon.

Pipeta nejprve změřila blank, kalibrační standardy o koncentracích 10, 20, 30, 40, 50 ppb a pak vlastní vzorky.

3.5 Charakteristiky metody

Mez detekce je nejmenší množství analytu ve vzorku, které jsme schopni detekovat, ale které není nutně kvantifikovatelné jako exaktní hodnota. Je obvykle stanovována opakovanou analýzou alikvotního podílu slepého pokusu nebo opakovanou analýzou co nejmenší, je-li detekovatelné koncentrace analytu.

Mez stanovitelnosti je nejmenší koncentrace analytu, je-li může být stanovena s přijatelnou mírou správnosti a přesnosti.

Citlivost je takový rozdíl v koncentraci analytu, který odpovídá nejmenšímu zjistitelnému rozdílu, je-li může být získán vhodnou odezvou signálu metody. Je reprezentována smíšenou lineární kalibrací křivky a může být stanovena metodou nejmenších čtverců nebo experimentálně s použitím vzorků obsahujících různé koncentrace analytu.

Lineární dynamický rozsah se stanovuje analýzou určitého počtu vzorků s odlišnou koncentrací analytu a vypočtením regrese výsledků, obvykle použitím metody nejmenších čtverců.

Korelační koeficient vyjadřuje míru korelace, tzn. vzájemného vztahu mezi dvěma veličinami, pokud jedna není závislá na druhé.

Opakovatelnost a Přesnost je typ přesnosti vztahující se k měřením provedeným za podmínek opakovatelnosti, tj. stejná metoda, stejný materiál, stejný pracovník, stejná laboratoř, krátký časový úsek.

Správnost metody je mírou přesnosti shody získané hodnoty a skutečné hodnoty obsahu analytu (Doškařová 2002).

4. Výsledky a diskuze

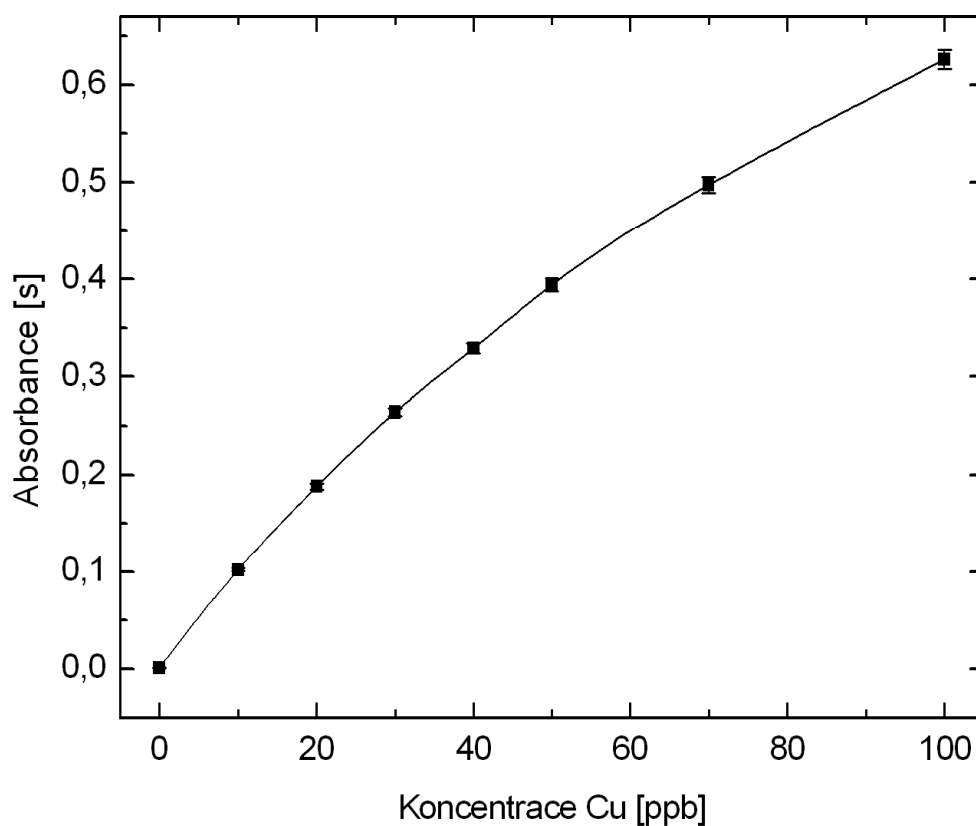
4.1 Charakteristiky metody

4.1.1 Kalibrace

Připravení kalibrace bylo využito standard o známé koncentraci. Ze zásobního roztoku standardu (100 ppb) jsem připravila roztok o koncentraci 20 ppb. Nejdříve je vhodné stanovit si koncentraci kalibračních roztoků tak, aby se koncentrace reálného vzorku, v našem případě očekávaná koncentrace Cu v odpadní vodě z K OV Slavo-ovice, pohybovala ve vymezeném intervalu kalibračních roztoků.

Kalibrační graf (obrázek 7) znázorňuje, jak se mění absorbance v závislosti na koncentraci kalibračních roztoků. Z naměřených hodnot pro lineární část kalibrace jsem získala hodnotu korelačního koeficientu (r), který je roven 0,9998.

Obrázek 7: Kalibrační graf



4.1.2 Správnost

K ur ení správnosti jsem pouřila víceprvkový certifikovaný referen ní materiál Cu (SPS-WW2 Batch 108 Wastewaterlevel 2). P í vlastním stanovení byl nejd íve zm ěn blank a 5 standardních roztok ů koncentracích (10 ů 50 ppb). Pak 2x CRM. Koncentrace Cu v certifikovaných referen ních materiálech ěnila u prvního m ěn í 23,53 ppb a u druhého 22,43ppb.

Ze získaných hodnot byla ur ěna správnost analytické metody, která je 101,74 %. Tento výsledek dokazuje výbornou správnost m ěn í za pouřití dané metody.

4.1.3 Přesnost ů Opakovatelnost

Ur ení opakovatelnosti bylo zalořeno na opakovaném m ěn í p ípraveného standardního roztoku Cu o koncentraci 25 ppb. M ěn í absorbance probíhalo co nejd ísn ěji po sob ě. Následná m ěn í za popsáných podmínek poskytla 10 výsledk ů, z nichř byl vypo ěten odhad sm rodatné odchylky. Její hodnota ěn í 1,64 %.

D ěleřit ě je í spln ěn í podmínek m ěn í. T ěmi jsou: tentýř pracovník získá nezávislé výsledky zkou řky touto metodou, na témřle vzorku, v témřle laborato ři.

4.1.4 Mez detekce (Limit of detection LOD):

Princip ur ení této charakteristiky je zalořen na opakovaném m ěn í absorbance blanku (slepého nebo nulového vzorku). Signál koncentrace analytu je rovný trojnásobku sm rodatné odchylky signálu nulového vzorku (3 - kriterium).

Pro výpo ět meze detekce ze sm rodatné odchylky m ěn í blanku se vyuřívá nejd íast ěji konvence zpracovaná Kaiserem. Hodnota meze detekce se rovná 0,049 ppb.

4.1.5 Mez stanovitelnosti (Limit of quantitation, LOQ)

Při určení této charakteristiky dochází k opakovanému měření absorbance blanku, jako koncentrace analytu, které odpovídá signál rovný desetinásobku směrodatné odchylky signálu nulového vzorku (10 - kritérium).

Ze získaných hodnot měření se dala vypočítat mez stanovitelnosti. Její hodnota se rovná 0,163 ppb.

4.1.6 Citlivost

Citlivost metody je rovna směrnici kalibrační závislosti. Hodnota směrnice kalibrační závislosti se rovná $5,53 \times 10^{-3}$ s.l/μg.

4.1.7 Lineární dynamický rozsah

Lineární dynamický rozsah po stanovení Cu je dán intervalem koncentrací 0,163 ó 30 ppb.

4.1.8 Charakteristická koncentrace

Jedná se o koncentraci prvku ve vzorku, která vyvolává 1 % absorpci (absorbance 0,0044). Hodnota charakteristické koncentrace činí 0,32 ppb.

Vše uvedené charakteristiky metody jsou shrnuty v tabulce 2.

Tabulka 2: Charakteristiky analytické metody

Charakteristiky metody	Získané hodnoty
Mez detekce [ppb]	0,049
Mez stanovitelnosti [ppb]	0,163
Citlivost [s.l/μg]	$5,53 \times 10^{-3}$
Lineární dynamický rozsah [ppb]	0,163 - 30
Korelační koeficient	0,9998
Přesnost ó opakovatelnost [%]	1,64
Správnost ó CRM [%]	101,74
Charakteristická koncentrace [ppb]	0,32

4.2 Účinnost odstraňování mdi v závislosti na teplotě a průtoku

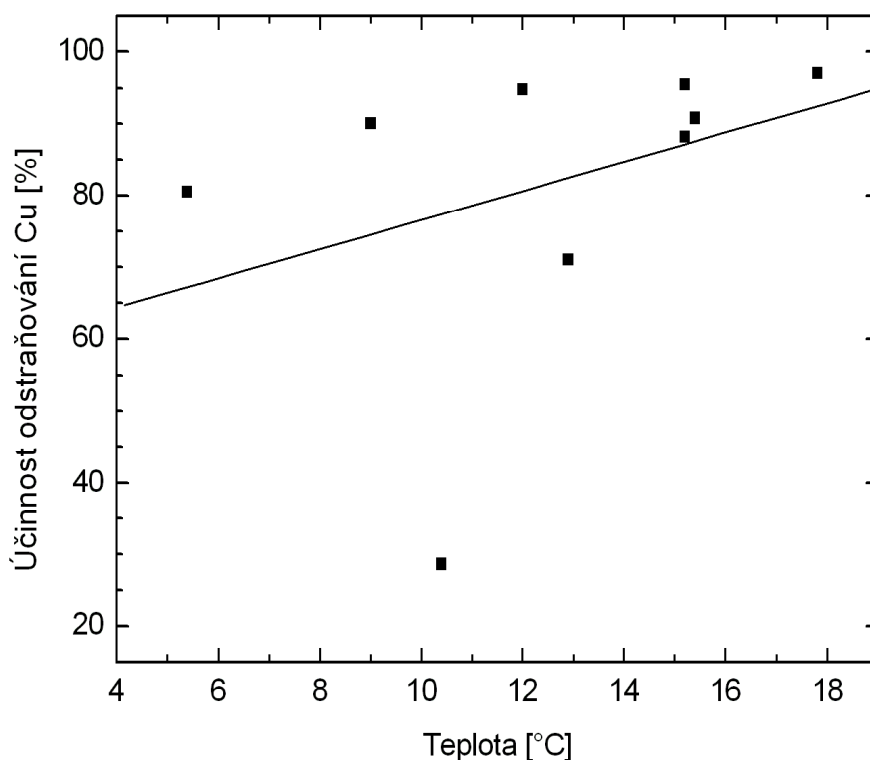
Z výsledků měření koncentrace Cu na P a ODT se dalo vypočítat, jak účinnost dochází k odstraňování Cu v K OV Slavo-ovice. Vyhodnocením výsledků výpočtu jsou grafy (obrázek 8 a 9). První graf (obrázek 8) znázorňuje závislost, jaký má vliv teplota na odstraňování mdi. Druhý graf (obrázek 9) ukazuje, jak lze ovlivnit účinnost odstraňování Cu intenzitou průtoku. Účinnost odbourávání je vyjádřena jako podíl odstraněného mdi a je udávána v procentech. Průměrná hodnota odstraňování mdi se rovná 81,9 % pro devět měření.

Ze získaných hodnot se dal vypočítat pro každý graf korelační koeficient regresních závislostí. U obrázku 8 činil korelační koeficient hodnoty 0,364, což odpovídá slabé až střední korelaci. U obrázku 9 se rovnal korelační koeficient 0,157 to je slabá korelace.

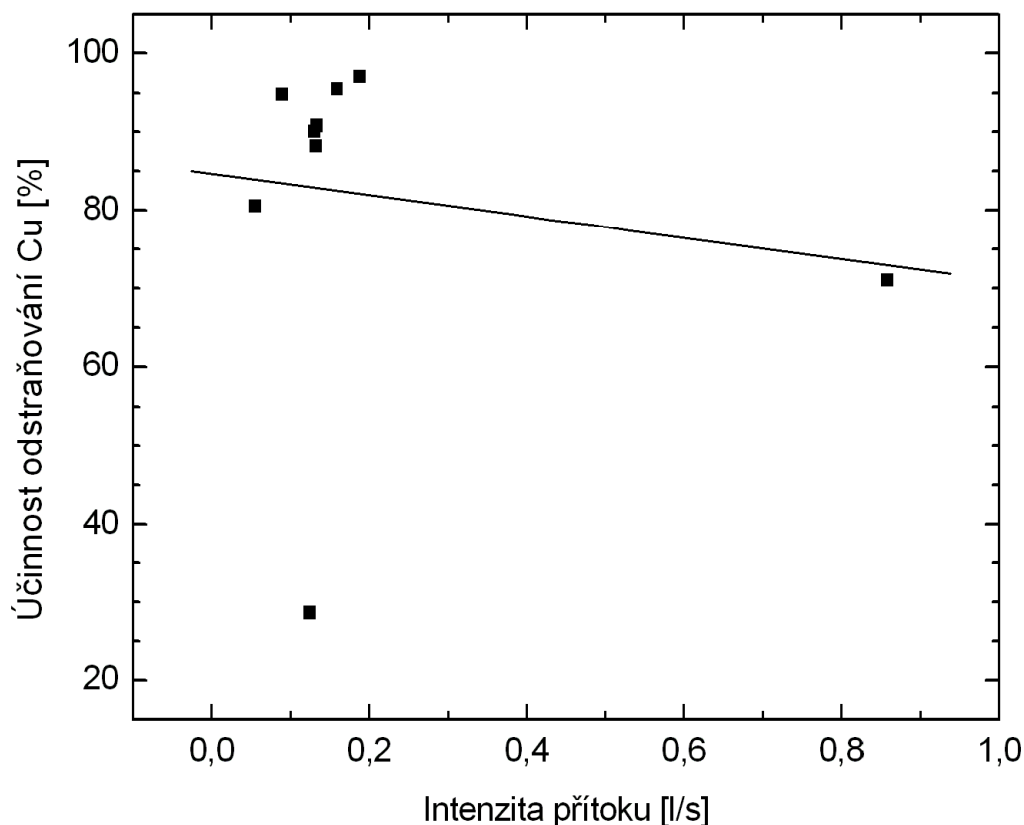
Tabulkové hodnoty korelace:

- 0,1 až 0,3 slabá korelace
- 0,4 až 0,6 střední korelace
- 0,7 až 0,8 silná korelace
- nad 0,9 velmi silná korelace

Obrázek 8: Závislost ÚO na T



Obrázek 9: Závislost ÚO na intenzitě průtoku



4.3 Stanovení koncentrací v jednotlivých částech K OV

S analýzou odpadních vod ve slavo-ovické koenové čistírně jsem začal v roce 2014. Před vlastním experimentem bylo nutné udělat validaci metody, její charakteristiky jsou zmíněny v kapitole 4.1.

Devětkrát během období od března do října 2014 byly odebírány jedenkrát měsíčně vzorky odpadních vod. Postup odběru vzorků je popsán v kapitole 3.2. Po odběru byl každý vzorek zakonzervován 2 ml kyseliny dusičné, tato kyselina neměla vliv na měření. Jiná předúprava vzorku neprobíhala. Sedimenty by měly být usazeny na dně.

Tabulka 3 obsahuje hodnoty koncentrací Cu [ppb] v různých částech umělého mokřadu. Hodnoty koncentrací v daných místech odběru vzorků se pro různé

termíny odběru měrné lišily, což mohlo způsobit změnou teplotou odpadní vody. Tedy koncentrace měrné lišily kolísat v závislosti na ročním období, úhrnu srážek a na intenzitě průtoku.

Teploty a průtoky jsou shrnuty v tabulce 4. Hodnoty teplot (T1 a T10) se výrazně neliší. Pouze 12. března byly naměřeny teploty 5,4 °C (1 m od NZ v hloubce 10 cm) a 4,5 °C (10 m od NZ v hloubce 10 cm).

Tabulka 3: Měrné vzorky odpadních vod

c [ppb]/ datum	12.3.	3.4	23.4	21.5	18.6	28.7	25.8	19.9	30.10
Průtok	48,5	33,2	30,1	17,6	12,7	34,9	24,7	11,9	34,7
Nátoková zóna	14,5	31,2	30,0	11,6	8,53	17,4	18,8	10,7	41,3
S1	16,9	13,4	4,0	8,2	5,3	40,7	5,5	3,6	18,3
S5	2,1	2,5	5,2	21,5	9,0	4,31	7,7	3,7	2,1
S10	6,8	4,5	21,5	4,3	4,2	10,5	3,4	2,9	2,1
Odtok	9,4	3,3	21,5	5,1	1,5	1,0	1,1	1,1	7,8

S1 ó vzorek odebraný 1 m od nátokové zóny, S2 ó vzorek odebraný 5 m od nátokové zóny a S10 ó vzorek odebraný 10 m od nátokové zóny

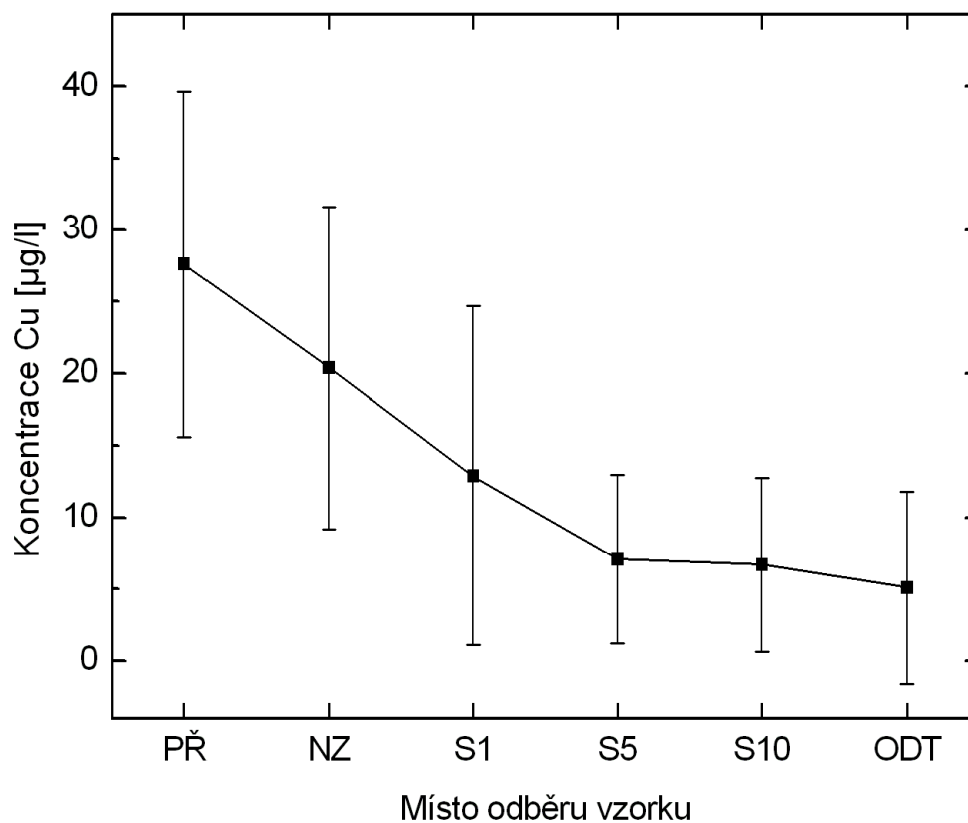
Tabulka 4: Podmínky odběru vzorků

Teplota [°C]/datum	12.3	3.4	23.4	21.5	18.6	28.7	25.8	19.9	30.10
Průtok [l/s]	0,055	0,130	0,124	0,858	0,132	0,188	0,159	0,133	0,089
T1 [°C]	5,4	9,0	10,4	12,9	15,2	17,8	15,2	15,4	12,0
T10 [°C]	4,5	7,3	8,9	12,5	14,8	17,9	14,4	15,2	10,8

T1 ó teplota ve vzdálenosti 1 m od nátokové zóny v hloubce 10 cm, T10 ó teplota ve vzdálenosti 10 m od nátokové zóny v hloubce 10 cm

Ze získaných hodnot zaznamenaných v tabulce 3 se vypočítal průměrný koncentrací v jednotlivých částech umělého mokradu. Tyto hodnoty byly vyneseny do grafu (obrázek 10) společně s místy odběru.

Obrázek 10: Účinnost odstraňování Cu v jednotlivých částech KOV



Body na grafu představují průměrné koncentrace Cu v jednotlivých místech odběru vzorků. Směrodatné odchylky byly vypočítány v programu Microsoft Office Excel 2007. Tento graf i zbylé grafy byly vytvořeny v programu Origin 7.5 Professional a Microsoft Office Excell 2003. Variabilitu dat zde charakterizuje směrodatná odchylka výběru (SD ó Standard Deviation).

4.4 Diskuze výsledk

4.4.1 Porovnání K OV ve Slavo-ovicích s K OV v Libní i

Ko enová ístírna odpadních vod (K OV) Libní se nachází v t sné blízkosti eských Bud jovic v nadmo ské vý-ee 450 m. Zku-ební provoz byl zahájen v roce 2006 a úsp -n zakon en v roce 2007. K OV je vybudována na jednotné kanalizaci a je dimenzována pro 500 ekvivalentních obyvatel (EO). V sou asné dob je na kanalizaci p ipojeno cca 250 obyvatel, ale tento po et se bude zvy-ovat tak, jak se rozr stá výstavba nových rodinných domk v obci. Na K OV není p ipojen fládný pr myslový objekt, místní vep ín má í-t ní odpadních vod e-eno samostatn .

Systém ístírny se skládá z mechanického p ed í-t ní (esle, lapák písku, usazovací -t rbinová nádrfl) a dvou ko enových polí o celkové plo-e 1280 m² zapojených sériov . Ob pole jsou osázena chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) a jsou ut sn na pís ítým jílem. Rozvodná zóna (cca 1 m od nátokové hrany) a odtoková zóna jsou vypln ny kamenivem o frakci 50 ó 100 mm. Samotné ko enové pole je vypln no drceným kamenivem o frakci 4 ó 8 mm. Vy í-t ná voda je vedena do stávající meliora ní strouhy, která je dal-ím do í- ovacím stupn m. Do této strouhy byly v roce 2004 instalovány p epáfky, které zpomalují pr tok ve strouze. Na délce cca 1000 m se prodlufluje doba zdrflení tímto zp sobem ze dvou na dvanáct hodin. P ehled odb r vzork vody na p ítok u a na odtoku z K OV Libní je uveden v následující tabulce . 5.

Tabulka 5: Odběr vzorků na K OV Libní

Datum odběru	Počasí	čas odběru	Průtok (m ³ /hod.)
24. 9. 2014	jasno, 15 °C, bez vtrhu	13:35 / 14:10	4.02
8. 10. 2014	jasno, 18 °C, slabý vítr	13:40 / 14:50	3.12
22. 10. 2014	zataženo, 7 °C, drobný déšť, vtrhu	14:05 / 14:20	0.06 (odhad)
5. 11. 2014	oblačno, 13 °C, slabý vítr	10:30 / 10:45	3.34
19. 11. 2014	zataženo, 7 °C, drobný déšť, slabý vítr	14:30 / 14:45	2.54
3. 12. 2014	zataženo, 3 °C, slabý vítr	14:40 / 14:55	2.76

Na rozdíl od slavo-ovické K OV měla Libní do i-ování stupe v meliorační strouze. Mechanické před i-ění je stejn konstruované jako K OV Slavo-ovice. Zástupcem vegetačních rostlin je chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*).

Chrastice rákosovitá (obr. 8) na rozdíl od rákosu obecného (obr. 7) neproř stá koenový systém do takové hloubky. Rákos obecný zakope uje mohutným plazivým oddenkem a koeny, které pror stají do značných hloubek. Rákos obecný nesnáí pravidelné sklizení na rozdíl od chrastice rákosovité. Biomasa i produktivita chrastice je výrazn nížší než u rákosu. Rákos obecný lze množit semeny, ale tento způsob se v p írod neuplatuje. Množí se vegetativn oddenky. Rozmnofování chrastice je pomrn rychlé. Množí se semeny a vegetativn výhony. Spolenými znaky těchto vegetačních rostlin je, že jsou tolerantní ke zne i-ění i promrzání, snáí dobře výkyvy pH (Vymazal, 1995).

Obrázek 12: Rákos obecný (Michalcová, 2013)



Obrázek 11: Chrastice rákosovitá (Michalcová, 2013)



V článku Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage? se autoři zaměřují na problematiku zda má vliv počet kosení rákosu obecného na odstranění stopových prvků. Měří se ukládá do vegetativních orgánů rákosu obecného. Prokazatelně vyšší koncentrace mědi je v nadzemní biomase po první sklizni. Hodnota první sklizně bez květu v červnu činila 2,7 mg/kg a s květem 4,1 mg/kg. U druhé sklizně byla naměřena hodnota 1,2 mg/kg (Vymazal, Kröpfelová, Těhla, Těchová, 2010).

Měření odpadních vod K OV Libní bylo provedeno pouze na přítoku a na odtoku (tabulka 6). Obec Slavonice má o polovinu méně ekvivalentních obyvatel než K OV Libni. Počet připojených obyvatel se také liší. Intenzita přítoku odpadní vody v K OV Libni je vyšší.

Tabulka 6: Naměřené koncentrace odpadních vod K OV Libní

Datum odběru	Koncentrace na přítoku [ppb]	Koncentrace na odtoku [ppb]
24. 9. 2014	8,8	1,6
8. 10. 2014	16,3	12,9
22. 10. 2014	11,8	10,1
5. 11. 2014	10,0	2,0
19. 11. 2014	5,6	3,3
3. 12. 2014	8,3	0,8

Průměrná hodnota koncentrace Cu p řítoku se rovná $10,1 \pm 3,6$ ppb a odtoku $5,1 \pm 5,1$ ppb. U slavo-ovické K OV činil průměr 27,6 ppb na p řítoku a 5,1ppb na odtoku.

Podle literatury je koncentrace mědi v usazeninách sedmi monitorovaných umělých mokad variabilní, pohybuje se mezi 6,3 a 139 mg/kg . Ale v této hodnotě je nižší než 75 mg/kg. Koncentrace v sedimentech a ve svrchních vrstvách umělého mokadu se výrazně liší. Tato literatura udává koncentraci K OV Slavo-ovice na p řítoku okolo 65 mg/kg a na odtoku okolo 28 mg/kg (Vymazal, Věhla, Kröpfelová, Němcová, Suchý, 2010).

Po proměnění odpadních vod v K OV Libní byla vypočtená účinnost odstraování, činila v průměru 54,8 % u této měření. Samozřejmě, nelze přímo porovnávat účinnost odstraování mědi u K OV Slavo-ovice a Libní . To z důvodu, že od sebe liší místa odběru, počet měření, jejich vegetace a jsou odlišné i některé konstrukční prvky.

5. Závěr

Tato práce měla poukázat na to, jaký potenciál mají umělé mokřady. Podle mého názoru je jejich uplatnění v dnešní době velice široké. Stále oblíbeným trendem jsou domovní systémy odpadních vod. Nejpoužívaný systém očištění odpadních vod je s horizontálním podpovrchovým tokem (KOV).

Zkoumaným objektem byla kořenová čistírna odpadních vod nacházející se v obci Slavonice. Po roce 2014 jsem prováděla měření koncentrací manganu v odpadní vodě. Validace metody proběhla bez problémů a výsledky byly velice dobré. To charakterizovalo například vysoké procento správnosti měření a to 101,74 %.

Koncentrace sledovaného prvku se v průběhu roku výrazně lišily, nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v měřící bázě a to na přítoku 48,5 ppb a na odtoku 9,4 ppb. Průměrná hodnota určená ze všech měření činila na přítoku 27,6 ppb, v nátokové zóně 20,4 ppb, S1 12,9 ppb, S5 7,1 ppb, S10 6,7 ppb a na odtoku 5,1 ppb. Tyto hodnoty se od sebe lišily v závislosti na teplotě a intenzitě průtoku.

Důležitým parametrem je účinnost, s níž je mangan z odpadní vody odstraněn. Z naměřených hodnot jsem získala účinnost odstranění manganu dosahující 81,9 %.

6. Seznam literatury a použitých zdrojů

ADÁMEK, Zdeněk. *Aplikovaná hydrobiologie*. 2. rozš. upr. vyd. Vodňany: Jiho česká univerzita v českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2010, 350 s., 13 s. obr. p. il. ISBN 978-808-7437-094.

Agency for toxic substances and disease registry: COPPER. Atlanta, 2004. Dostupné z: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>

COOPER, P a B FINDLATER. *Constructed wetlands in water pollution control: proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 September 1990*. 1st ed. New York: Pergamon Press, 1990, xi, 605 p. ISBN 0-804-0784-6. Dostupné z: <https://books.google.cz/books?id=drobBQAAQBAJ&pg=PA590&lpg=PA590&dq=Concepts+in+aquatic+treatment+system+design.+Journal+of+the+environmental+engineering+division+ASCE&source=bl&ots=Obpz92Cjdl&sig=rxFvCYUoZOAWY-Gduf5e7B9OWjw&hl=cs&sa=X&ei=oUfzVIyNLivoUpLBgrAD&ved=0CCUQ6AEwAA#v=onepage&q=Concepts%20in%20aquatic%20treatment%20system%20design.%20Journal%20of%20the%20environmental%20engineering%20division%20ASCE&f=false>

ERNOHORSKÝ, Tomáš. *Atomová absorpční spektrometrie: sborník přednášek z kurzu*. 2., upr. a dopl. vyd. český text: 2 THETA, 1997, 164 s. ISBN 80-863-8016-5.

DIÁKOVÁ, Kateřina. *Redoxní procesy železa v uměle vytvořeném mokradě*. české Budějovice, 2007. Bakalářská diplomová práce. Jiho česká univerzita. Vedoucí práce RNDr. Jan Tuma, Ph.D.

DOEKAL, Bohumil. *Atomová absorpční spektrometrie: sborník přednášek z kurzu*. 2., upr. a dopl. vyd. český text: 2 THETA, 1997, 164 s. ISBN 80-863-8016-5.

DOŤKALOVÁ, M. *Zajištění kvality analytických výsledků: Sborník přednášek ze seminářů 19.-21. 3. 2001 a 11.-13. 3. 2002 v Komorní Lhotce*. český text: 2 THETA, 2002, 303 s. ISBN 80-863-8011-4.

FITEROVÁ, I. *Účinnost komunálních odpadních vod v domovních košových čistírnách - hygienické aspekty a možnosti využití v podmínkách ČR*. české Budějovice, 2009. Dostupné z: http://theses.cz/id/3pk55m/downloadPraceContent_adipIdno_13303. Diplomová práce. Jiho česká univerzita - Zdravotní sociální fakulta. Vedoucí práce Ing. Tomáš Píček, Ph.D.

HAMMER, D. A. a R. K. BASTIAN. *Wetlands ecosystems: natural water purifiers?: in Constructed wetlands for wastewater treatment [online]*. 1. vyd.

Michigan: Lewis Publishers, 1989[cit. 2015-02-20]. Dostupné z: [https://www.google.cz/webhp?sourceid=chromeinstant&ion=1&espv=2&ie=UTF8#q=Hama+D.A.N.%2C+Bastian+R.K.+\(1989\)%3A+Wetland+ecosystems%3A+natural+water+purifiers%3F&spell=1](https://www.google.cz/webhp?sourceid=chromeinstant&ion=1&espv=2&ie=UTF8#q=Hama+D.A.N.%2C+Bastian+R.K.+(1989)%3A+Wetland+ecosystems%3A+natural+water+purifiers%3F&spell=1)

KEL A, Mojmír. St edisko m di. *O m di: Poufítí* [online]. Brno, 2007 [cit. 2014-09-13]. Dostupné z: <http://www.medportal.cz/o-medi/pouziti>

HUBÁ EK, Jaromír a Franti-ek VESELÝ. *Obecná a anorganická chemie*. 2. vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1970.

KOTLÍK, Bohumír. *Chemie I v kostce: obecná a anorganická chemie, výpo ty v oboru chemie*. 3. vyd. Havlí k v Brod: Fragment, 2000, 119 s. ISBN 80-720-0337-2.

KOVAL ÍKOVÁ, Tatiana. *Obecná a anorganická chemie: studijní text pro SPTMCH*. 3., upr. vyd. Ostrava: Pavel Klouda, 2004, 118 s. ISBN 80-863-6910-2.

MA, Zhijun, Bo LI, Bin ZHAO, Kai JING, Shimin TANG a Jiakuan CHEN. Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? ó A case study on Chongming Island, China. *Biodiversity and Conservation* [online]. 2004, vol. 13, issue 2, s. 333-350 [cit. 2015-02-21]. DOI: 10.1023/B:BIOC.0000006502.96131.59. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1023/B:BIOC.0000006502.96131.59>

MICHALCOVÁ, Dana. *Botanická fotogalerie a dal-í pom cky k ur ování rostlin*. Praha, 2013. Dostupné z: <http://www.botanickafotogalerie.cz/index.php?lng=cz>

N MCOVÁ, Jana KANTOROVÁ, Franti-ek KOFÍTMEK, Daniel WEYESSA GARI a Ivana POMYKA OVÁ. Vodní hospodá ství. *M a pitná voda: situace v eské republice*. 2010, s. 10. Dostupné z: http://meteau.cz/doc/vh_med_a_pitna_voda.pdf

PAVELKA, Vladimír a Alexandr SCHÜTZ. *Anorganická chemie: pro pedagogické fakulty*. 1. vyd. Praha: Statní pedagogické nakladatelství, 1974.

PELIKÁNOVÁ, Jaroslava. Ko enové istírny odpadních vod (K OV). *Ko enové istírny odpadních vod (K OV)* [online]. Spálené Po í í, 2015 [cit. 2015-02-27]. Dostupné z: <http://www.kcov-rostliny.cz/KCOV.php>

PETR , Luká-. *Vegeta ní istírny odpadních vod a jejich úloha v sou asnosti*. Brno, 2012. Dostupné z: https://www.vutbr.cz/www_base/zav_prace_soubor_verejne.php?file_id=55814.
Bakalá ská práce. Vysoké u ení technické v Brn . Vedoucí práce doc. Ing. Jaroslav TMigler, Ph.D.

POLÁK, Petr. *Ko enové isti ky odpadních vod (K OV)*. Praha, 2011. Dostupné z: <http://voda.tzb-info.cz/likvidace-odpadnich-vod/7689-korenove-cisticky-odpadnich-vod-kcov>

POPL, Milan. *Analytická chemie fivotního prost edí*. 4. p eprac. vyd. Praha: V^TCHT, 1999, 218 s. ISBN 80-708-0336-3.

REMY, Heinrich. *Anorganická chemie*. 2. es. vyd. Praha: SNTL - Nakladatelství technické literatury, 1971, 816 s.

ROUSSEAU, D.P.L., E. LESAGE, A. STORY, P.A. VANROLLEGHEM a N. DE PAUW. Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination*. 2008, vol. 218, 1-3, s. 181-189. DOI: 10.1016/j.desal.2006.09.034. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916407005231>

R fiI KOVÁ, Kv toslava a Bohumír KOTLÍK. *Chemie v kostce: pro st ední -koly*. 1. vyd. Praha: Fragment, 2009, 220 s. Maturita v kostce. ISBN 978-80-253-0599-7.

SMELTOVÁ, Kate ina. *Ko enové istírny odpadních vod*. Pardubice, 2010. Dostupné z: <http://www.ekovychova.cz/eko/includes/priloha704.pdf>. Diplomová práce. Univerzita Pardubice- Fakulta chemicko-technologická. Vedoucí práce Ji í Palar ík.

SP VÁ KOVÁ, V ra a Jana KNOTKOVÁ. *Chemické listy: PRVKOVÁ ANALÝZA KLINICKÝCH MATERIÁLU - APLIKACE ELEKTROTERMICKÉ ATOMOVÉ ABSORP NÍ SPEKTROMETRIE*. Praha, 1997. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/1998_04_287-293.pdf

STREIT, Bruno. Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites). *Oecologia*. 1984, vol. 64, issue 3, s. 381-388. DOI: 10.1007/bf00379137.

TÍMA, Jan, Veronika HOLCOVÁ, Ji í DU^TĚK a Kate ina DIÁKOVÁ. *Analytické p ístupy ke studiu redoxních vlastností um lého mok adu: Chemické listy 100, 911-918*. eské Bud jovice, 2006. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2006_10_911-918.pdf

T^VVEC, Petr. *Bezpe nostní list: Octan m natý monohydrát*. Praha, 2010. Dostupné z: info@pentachemicals.eu

Vyhlá-ka . 252/2004 Sb. *Kterou se stanoví hygienické pofadavky na pitnou a teplou vodu a etnost a rozsah kontroly pitné vody*. Praha: Ministerstvo vnitra, 2004. Dostupné z: <http://www.tzb-info.cz/pravni-predpisy/vyhlaska-c-252-2004-sb-kterou-se-stanovi-hygienicke-pozadavky-na-pitnou-a-teplou-vodu-a-cetnost-a-rozsah-kontroly-pitne-vody>

VYMAZAL, Jan. *Čistění odpadních vod v kořenových čistírnách*. Těbo : Envis.r.o, 1995.

VYMAZAL, Jan. *Kořenové čistírny odpadních vod*. Těbo , 2004.

VYMAZAL, Jan. *Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal*. Nizozemí, 2001. Dostupné z: http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/12/12.htm

VYMAZAL, Jan, Lenka KRÖPFELOVÁ, Jaroslav VEHLA a Jana TÍCHOVÁ. Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage?. *Ecological Engineering*. 2010, vol. 36, issue 7, s. 939-945. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.04.010

VYMAZAL, Jan, Jaroslav VEHLA, Lenka KRÖPFELOVÁ, Jana NĚMCOVÁ a Vladimír SUCHÝ. Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal wastewater. *Biogeochemistry*. 2010, vol. 101, 1-3, s. 335-356. DOI: 10.1007/s10533-010-9504-8. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10533-010-9504-8>,