

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



**Česká
zemědělská
univerzita
v Praze**

Inovativní technologie pro eliminaci živin ze zemědělského odtoku

Innovative technology for the elimination of nutrients from agricultural
runoff

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Tereza Hnátková, Ph. D.

Diplomant: Bc. Jana Šipanová

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jana Šipanová

Regionální environmentální správa

Název práce

Inovativní technologie pro eliminaci živin ze zemědělského odtoku

Název anglicky

Innovative technology for the elimination of nutrients from agricultural runoff

Cíle práce

Chov skotu v okolí vodních ploch zvyšuje jejich eutrofizaci, a tak negativně mění jakost vody. Voda může být ohrožena perzistentními organickými polutanty, které se do vody dostávají s metabolity skotu vlivem plošně využívaných farmaceutických veterinárních léčiv, a může též obsahovat nežádoucí mikroorganismy. Cílem této práce je na základě sběru a analýzy smyvů z výběhu krav definovat ohrožení povrchových útvarů a na základě těchto dat posoudit efektivitu přírodně blízké technologie čištění vod využívané v kořenové čistírně odpadních vod, která má potenciál snížit nežádoucí vliv pastvy na životní prostředí. Účinnost technologie je ověřena na základě sledování množství nežádoucích látek v půdních smyvech. Práce se dále zaměřuje na možnost využití přečištěných vod pro závlahu. Teoretická část diplomové práce se zabývá polutanty a mikroorganismy, které se ve vodách z odvodnění na hojně využívaných pasteveckých plochách mohou nacházet, přibližuje a popisuje vhodné technologie a způsoby čištění takto znečištěných vod a cituje normy, které jsou závazné pro plnění podmínek jakosti vod a pro jejich opětovné využití. Praktická část hodnotí výsledky laboratorních analýz vzorků smyvů na Středisku živočišné výroby Amálie. Parametry odebrané odpadní vody jsou dále porovnány s ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu za účelem posouzení možnosti využití vod pro závlahu zemědělských plodin. Práce dále obsahuje výsledky zahraničních studií, které se zabývaly efektivitou čistících procesů konstrukčně rozdílných mokřadních systémů. Na základě těchto je dat navrhuje nejvhodnější uspořádání KČOV pro tuto lokalitu.

Metodika

Teoretická část práce je zaměřena především na popis a charakteristiku nejčastěji vyskytujících se polutantů, které se na pastvách a ve smyvech z pastevních ploch mohou nacházet. Obsahem této části je rešerše dostupných přírodně blízkých čistících procesů čištění, technologií, existujících norem a definice ohrožení vodních útvarů sledovanými polutanty a možnou eutrofizací. Praktická část zahrnuje odběry vzorků přímo ze zdroje znečištění ve formě smyvů na sledované lokalitě a analýzu a testování v laboratoři na přítomnost vybraných polutantů. Výsledky analýz jsou podkladem pro vyhodnocení jakosti vody dle ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu a stanovení možnosti jejího dalšího využití pro závlahu zemědělské půdy. S využitím výsledků ze zahraničních studií je navržena optimální konstrukce KČOV jakožto přírodně blízké čištění na lokalitě.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

čistící technologie, zemědělská půda, smyvy, polutanty, jakost vody, umělé mokřady

Doporučené zdroje informací

- Álvarez-Chávez E., Godbout S., Rousseau A.N., Brassard P., Fournel S., 2022: Performance of Various Filtering Media for the Treatment of Cow Manure from Exercise Pens—A Laboratory Study. *Water Conserv.* 14(12): 1912.
- Font-Palma C., 2019: Methods for the Treatment of Cattle Manure—A Review. *Journal of Carbon Research. Conserv.* 5(2): 27.
- Pitter P., 1999: *Hydrochemie, vydavatelství VŠCHT. Praha, 568 s.*
- Rakonjac N., van der Zee S.E.A.T.M., Wipfler L., Roex E., Faúndez Urbina C.A., Borgers L.H., Ritsema C.J., 2023: An analytical framework on the leaching potential of veterinary pharmaceuticals: A case study for the Netherlands. *Science of The Total Environment* 859(2).
- Tanchez R. J. C., 2022: Assessment of Manure Treatment Technology Adoption and Feedlot Runoff Monitoring Opportunities. University of Nebraska-Lincoln. *Biological Systems Engineering—Dissertations, Theses, and Student Research, Lincoln, 205 s.*
-

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Tereza Hnátková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 27. 2. 2024

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 05. 03. 2024

ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Inovativní technologie pro eliminaci živin ze zemědělského odtoku vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

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

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

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

V Praze dne

.....

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych touto cestou poděkovala panu Ing. Ivu Žďánskému za cenné informace v oblasti chovu českých červinek, panu Ing. Lubošovi Bártovi za jeho ochotu a spolehlivou koordinaci projektu, panu Mgr. Michalovi Šerešovi, Ph.D. za poskytnutí jeho návrhů a technických specifikací UM, paní Miladě Hrubé za její ochotu a vstřícnost při poskytování informací k chovu dojnic a masných plemen krav v ČR a panu Adamovi Sochackému, Ph.D. za jeho neocenitelnou pomoc a spolupráci v laboratoři. Dále bych ráda poděkovala panu prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc. za jeho ochotu a pomoc. Především bych chtěla poděkovat své vedoucí práce paní Ing. Tereze Hnátkové, PhD. za její odborné vedení, za trpělivost, inspiraci a ochotu při konzultacích a za cenné připomínky a návrhy, které mi pomohly zlepšit kvalitu mé práce. Děkuji také své rodině a blízkým za jejich lásku, pochopení a podporu, kterou mi poskytovali během celého mého studia.

ABSTRAKT

Diplomová práce se zabývá čisticími technologiemi, které mají potenciál efektivně eliminovat nežádoucí látky ze zemědělského odtoku, aby bylo možné tuto vodu využít pro závlahu plodin. Bez přečištění může voda ze zemědělského odtoku obsahovat vysoká množství nežádoucích polutantů, mikroorganismů a plošně využívaných veterinárních farmak, která se do zemědělských smyvů mohou dostávat spolu s metabolity chovaného skotu. Teoretická část se zabývá obsahem znečišťujících látek vyskytujících se běžně v zemědělském odtoku. Dále popisuje jednotlivé čisticí zařízení a technologie využívané pro čištění odpadních vod a uvádí normativní a legislativní rámec pro využívání přečištěných vod k zemědělským účelům. Praktická část zahrnuje odběry a analýzy vzorků zemědělského smyvu ze Střediska živočišné výroby Amálie, kde se chovají krávy plemene Česká červinka. Práce též zahrnuje výsledky ze zahraničních zdrojů. Na základě analýz vzorků znečištěných vod a efektivity čistírenských procesů na konstrukčně rozdílných kořenových čistírnách odpadních vod jsou optimalizovány parametry pro nově navrhovanou kořenovou čistírnu. Na Středisku živočišné výroby Amálie je vyhodnocena další využitelnost těchto vod pro závlahu zemědělských plodin dle české závlahové normy ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu.

Klíčová slova: čisticí technologie, skot, smyvy, polutanty, jakost vody, umělé mokřady

ABSTRACT

The thesis deals with purification technologies that have the potential to effectively eliminate undesirable substances from agricultural runoff so that this water can be used for crop irrigation. Without treatment, water from agricultural runoff can contain high levels of unwanted pollutants, microorganisms, and commonly used veterinary drugs that can enter agricultural runoff along with metabolites from farmed cattle. The theoretical part deals with the content of pollutants commonly found in agricultural runoff. It also describes the different treatment devices and technologies used for wastewater purification and presents the normative and legislative framework for the use of treated water for agricultural purposes. The practical part includes sampling and analysis of agricultural leachate from the Amálie Livestock Production Centre, where cows of the Czech worm breed are kept. The work also includes results from foreign sources. On the basis of analyses of polluted water samples and the efficiency of treatment processes on structurally different root treatment plants, parameters for the newly designed root treatment plant are optimised. The further usability of these waters for irrigation of agricultural crops according to the Czech irrigation standard ČSN 75 7143 Quality of water for irrigation is evaluated at the Amálie Livestock Production Centre.

Key words: cattle, runoff, purification technologies, pollutants, quality of water, artificial wetlands

OBSAH

1. ÚVOD.....	1
2. CÍLE PRÁCE.....	3
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	4
3.1 CHOV SKOTU V ČR.....	4
3.1.1 Nejčastější plemena skotu chovaná v ČR.....	5
3.1.2 Česká červinka.....	5
3.1.3 Dobytčí jednotky.....	6
3.2 ZNEČIŠTĚNÍ Z CHOVU SKOTU	7
3.2.1 Chlévská mrva a chlévský hnůj	8
3.2.2 Anorganické polutanty.....	10
3.2.3 Organické polutanty.....	11
3.2.4 Mikrobiální znečištění	13
3.3 KONTAMINACE VETERINÁRNÍMI FARMAKY.....	13
3.3.1 Antibiotika	14
3.3.2 Aplikace antibiotik v chovech a její negativní dopady.....	14
3.3.3 Eliminační metody pro odstraňování antibiotik ze složek životního prostředí	15
3.3.4 Zodpovědné užívání antibiotik v chovech.....	16
3.3.5 Běžně využívané růstové stimulanty	17
3.4 TECHNOLOGIE ČISTICÍCH ZAŘÍZENÍ.....	18
3.4.1 Umělé mokřady.....	18
3.4.2 Typy umělých mokřadů.....	19
3.4.3 Sedimentační nádrž.....	24
3.4.4 Vertikální filtr a filtrační materiály.....	25
3.4.5 Provoz a údržba umělých mokřadů	27
3.4.6 Zemní filtry	27
3.4.7 Financování umělých mokřadů.....	28
3.5 ZÁVLAHA ODPADNÍ VODOU ZE ZEMĚDĚLSKÉ ČINNOSTI	29
3.5.1 Legislativní a normativní rámec	30
4. CHARAKTERISTIKA STUDIJNÍHO ÚZEMÍ.....	35
4.1 UMĚLÝ MOKŘAD NA AZORSKÝCH OSTROVECH.....	35
4.1.1 Umělý mokřad na ostrově São Miguel	36
4.2 NAVRŽENÝ UMĚLÝ MOKŘAD NA ŠKOLNÍM STATKU AMÁLIE	38
4.3 FARMAKA VYUŽÍVANÁ K CHOVU KRAV NA AMÁLII	40

5. METODIKA	42
5.1 ODBĚR VZORKŮ NA LOKALITĚ	42
5.2 ANALÝZA ODEBRANÝCH VZORKŮ V LABORATOŘI	43
5.2.1 Úprava odebraných vzorků	44
5.2.2 Měření konduktivity a hodnoty pH.....	45
5.2.3 Stanovení CHSK a BSK ₅	45
5.2.4 Iontová chromatografie.....	46
5.2.5 Spektrofotometrie	46
5.2.6 Stanovení celkového organického uhlíku	48
5.2.7 Stanovení celkového fosforu	49
6. VÝSLEDKY PRÁCE	50
6.1 VÝLUHOVÁ A VSAKOVACÍ ZKOUŠKA ODEBRANÝCH VZORKŮ VOD A PŮDY	50
6.1.1 Výluhová zkouška.....	50
6.1.2 Vsakovací zkouška	50
6.2 VÝSLEDKY ANALYTICKÉHO ROZBORU VZORKŮ	50
6.2.1 Porovnání výsledků odběrů s normou ČSN 75 7221.....	50
6.2.2 Porovnání výsledků odběrů s normou ČSN 75 7143.....	54
6.3 URČENÍ ÚČINNOSTI UMĚLÉHO MOKŘADU	55
7. DISKUSE	60
8. ZÁVĚR A PŘÍNOS PRÁCE	68
9. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ	70
10. PŘÍLOHY	81

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

- AFS – Aktivní farmaceutické složky
- BAT – Nejlepší dostupné technologie
- BMPs – Best management practices
- BSK – Biochemická spotřeba kyslíku
- CO₂ – Oxid uhličitý
- ČOV – Čistírna odpadních vod
- ČR – Česká republika
- ČSN – Československá norma
- ČZU – Česká zemědělská univerzita
- DJ – Dobyččí jednotka
- DOC – Rozpuštěný organický uhlík
- E. coli* – Bakterie *Escherichia coli*
- EU – Evropská unie
- EEA – Evropská agentura pro životní prostředí
- FO – Fyzická osoba
- H₂SO₄ – Kyselina sírová
- CHSK – Chemická spotřeba kyslíku
- IC – Anorganický uhlík
- KČOV – Kořenová čistírna odpadních vod
- MZe – Ministerstvo zemědělství
- MŽP – Ministerstvo životního prostředí
- NaOH – Hydroxid sodný
- NEK – Normy environmentální kvality
- NH₄⁺ – Amonný iont
- NL – Nerozpuštěné látky

NO – Oxid dusnatý

NO₂⁻ – Dusitany

NO₃⁻ – Dusičnany

PO – Právnícká osoba

POC – Vytěsnitelný organický uhlík

TOC – Celkový organický uhlík

TN – Celkový dusík

TP – Celkový fosfor

UM – Umělý mokřad

USA – Spojené státy americké

VetCAB – Veterinární spotřeba antibiotik

VKP – Významný krajinný prvek

ZPF – Zemědělský půdní fond

ŽP – Životní prostředí

1. ÚVOD

Jedním z mnoha závažných environmentálních problémů je znečištění povrchových a podzemních vod na naší planetě. Důsledky znečištění mají negativní vliv na ekosystémy a tím přímo i nepřímo na lidské zdraví a hospodářství. Voda patří mezi nejcennější suroviny, se kterými lidstvo hospodaří, a udržení její čistoty a zdravotní nezávadnosti je pro udržení kvalitního života na zemi nezbytností.

Voda na planetě Zemi pokrývá zhruba 71 % povrchu a z toho 96,5 % tvoří oceány. Zbylou část tvoří voda sladká, která ale není lehce dostupná. 1,74 % vody najdeme ve sněhu a ledu, 1,69 % sladké vody je v podzemí. Pouze zbylých 0,07 % máme běžně k dispozici (SHIKLOMANOV 1993). V důsledku mnoha lidských aktivit, změnou klimatu a nedostatečnou ochranou vody se tato vzácná tekutina stává stále více znečištěnou a pro mnoho lidí nedostupnou.

Evropská agentura pro životní prostředí (EEA) ve své zprávě z roku 2021 uvádí, že dosažení dobrého ekologického a chemického stavu povrchových a podzemních vod na našem kontinentě je jedním z nejdůležitějších cílů evropského vodního managementu. Ačkoliv jsou znečišťující polutanty vody různorodé, jedny z nejvíce problematických polutantů jsou nutrienty jako je fosfor a dusík, které ve velkých koncentracích způsobují eutrofizaci vod a s tím spojenou rostoucí populaci sladkovodních řas na úkor kyslíku ve vodě, což má v důsledku negativní vliv na různá vodní společenstva organismů. Hlavním evropským zdrojem těchto nutrientů je zemědělství. V tomto odvětví je největším problémem nadměrné užívání minerálních hnojiv pro rostlinnou produkci a nadužívání hnoje z chovu hospodářských zvířat (EEA ©2021).

Důležitých evropských zdrojů vody je mnoho. Jedná se o necelých 100 tisíc povrchových a 12 tisíc podzemních vodních útvarů. Pokud jsou tyto útvary důležité pro ekosystémy Evropy znečištěny, dochází k ohrožení vodních zdrojů jak pro přírodní ekosystémy, tak pro lidi, neboť jsou na ně přímo navázáni. Zdroje vody mohou ohrožovat pesticidy, minerální hnojiva, farmaka a další chemikálie, které již překračují definované hodnoty (EUROPEAN COMMISSION ©2022).

Významným zdrojem znečištění v zemědělství jsou pesticidy, které se využívají jako prevence před škůdci zemědělských plodin. Tyto látky poté přímo působí na vodní společenstva a jakost vody přímo prostřednictvím vodní eroze nebo nepřímo jako látka

dostávající se do potravního řetězce (MOHAUPT et al. 2020). Dalším problémem je i fakt, že pesticidy se ve vodách mohou míchat s dalšími látkami. Tyto vzniklé směsi mohou mít různé chemické složení a jejich nebezpečí či kombinovaný vliv na vodní prostředí a vodní společenstva nelze jednoznačně určit.

V období posledních několika desetiletí se kvůli vlivu na životní prostředí stala předmětem zájmu vědců, ekologů i odborné veřejnosti problematika používání antibiotik. Antibiotika se postupně stala běžnou součástí moderního zemědělství a chovu hospodářských zvířat. Jedním z hlavních zdrojů kontaminace antibiotiky je chov skotu, který je známý svou značnou spotřebou těchto léčiv využívaných k prevenci a léčbě různých nemocí.

Navzdory množícím a urgujícím důkazům o škodlivosti výskytu léčiv ve vodách na lidské zdraví i masivní ekologický problém, není tato problematika stále zcela probádána. Ohrožení aktivními farmaceutickými složkami (AFS) přitom dnes představuje hrozbu pro životní prostředí (ŽP) a zdraví lidí ve více jak jedné čtvrtině vědci sledovaných lokalitách (WILKINSON et al. 2023).

Klíčovou roli v akumulaci těchto látek v půdě hrají především zemědělské smyvy, což má vážné důsledky pro ekosystém i zdraví lidí. Vlivem splachů ze zemědělských ploch (převážně erozních sedimentů) vstupuje každý rok do vodních zdrojů v ČR až 1, 4 mil m³ sedimentů a s nimi i nepřímo polutanty jako jsou pesticidy, antibiotika i nadměrná koncentrace živin (MZe ©2022). Chov skotu na volných pastvinách může v nadměrných počtech krav představovat zásadní zátěž pro životní prostředí z důvodu eutrofizace povrchových i podpovrchových útvarů či vnosu perzistentních látek do přírodních složek ekosystémů, kde může docházet k přemnožení patogenů v půdním prostředí a následně k rezistenci organismů na antibiotika.

2. CÍLE PRÁCE

Chov skotu v okolí vodních ploch zvyšuje jejich eutrofizaci, a tak negativně mění jakost vody. Voda může být ohrožena perzistentními organickými polutanty, které se do vody dostávají s metabolity skotu vlivem plošně využívaných farmaceutických veterinárních léčiv, a může též obsahovat nežádoucí mikroorganismy. Cílem této práce je na základě sběru a analýzy nutrientů v odtoku z výběhu krav definovat ohrožení povrchových útvarů a na základě těchto dat posoudit efektivitu přírodě blízké technologie čištění vod využívané v kořenové čistírně odpadních vod, která má potenciál snížit nežádoucí vliv pastvy na životní prostředí. Účinnost technologie je ověřena na základě sledování množství nežádoucích látek v půdních smyvech. Práce se dále zaměřuje na možnost využití přečištěných vod pro závlahu. Teoretická část diplomové práce se zabývá polutanty a mikroorganismy, které se ve vodách z odvodnění na hojně využívaných pasteveckých plochách mohou nacházet, přibližuje a popisuje vhodné technologie a způsoby čištění takto znečištěných vod a cituje normy, které jsou závazné pro plnění podmínek jakosti vod a pro jejich opětovné využití. Praktická část hodnotí výsledky laboratorních analýz vzorků smyvů na Středisku živočišné výroby Amálie. Parametry odebrané odpadní vody jsou dále porovnány s ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu za účelem posouzení možnosti využití vod pro závlahu zemědělských plodin. Práce dále obsahuje výsledky zahraničních studií, které se zabývaly efektivitou čisticích procesů konstrukčně rozdílných mokřadních systémů. Na základě těchto je dat navrhuje nejvhodnější uspořádání KČOV pro tuto lokalitu.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

Chov dobytka je významnou součástí zemědělství, která zajišťuje potravinovou soběstačnost a přispívá k ekonomickému rozvoji v mnoha regionech. S ním však souvisí i řada environmentálních výzev, z nichž jednou z klíčových je problematika reziduí v půdních smyvcích po pastvě dobytka. Půdní smyvy z míst, kde se pase dobytek, mohou být značně znečištěny nejen samotnými exkrementy, ale i dalšími znečišťujícími látkami.

Tato práce se zaměřuje na problematiku znečištění v půdních smyvcích pocházející z chovu dobytka a analyzuje příčiny, dopady a možná opatření k řešení této problematiky.

3.1 Chov skotu v ČR

Chov skotu je stěžejní částí živočišné výroby na českém území. Během několika stovek let soužití člověka se skotem se z jeho užitkovosti na maso, tah a mléko dnes využívá převážně mléko, maso a chlévská mrva nebo hnůj. Množstevní stavy skotu mají snižující se tendenci převážně kvůli zvyšující se užitkovostí šlechtěných plemen (DIAMOND ©2009). V České republice se aktuálně chová 33 plemen skotu v kategoriích masná plemena, kombinovaná plemena a dojná plemena. Z aktuálně nejnovější ročenky chovu skotu v České republice z 1. 4. 2021 vyplývá, že na každých 100 ha obhospodařované zemědělské půdy připadá celkem 46,7 dobytčích jednotek. Ke stejnému datu následujícího roku se v celé ČR chovalo celkem 1 421 000 kusů skotu (z toho 588 000 krav) (SYRŮČEK et al. 2021).

Dojnic (krávy s tržní produkcí mléka) bylo v roce 2021 358 000 kusů, zbylých 220 tisíc masných krav bylo na českém území chováno bez tržní produkce mléka (MZe ©2021). Celoročně (12 měsíců) venku na pastvě se dle ČSÚ v Čechách v roce 2020 chovalo 94 950 tisíc krav (ČSÚ ©2021). Dle informace získané z Odboru živočišných komodit a ochrany zvířat z Ministerstva zemědělství (MZe) se podrobnější množstevní statistiky o přístupu krav na pastvu neuvádějí, neboť se v ČR tato kritéria vůbec nesledují. Pastevní způsob chovu je limitován mnoha faktory, ať už jde o místní klimatické podmínky (nadmořská výška na lokalitě, množství srážek), dostupnost vhodných pozemků či o kapacitu stáje, ve které se krávy chovají. Obecně lze říct, že převažující část chovu dojnic v ČR se odehrává ve stájích bez možnosti výběhu na pastvu. Pro masná plemena krav bez tržní produkce mléka se naopak

využívají pastvy častěji, neboť se do výběhu připouští samice s telaty či býkem za účelem další reprodukce (Milada HRUBÁ MZe ©2023, in litt.).

3.1.1 Nejčastější plemena skotu chovaná v ČR

Nejoblíbenějším a nejvíce chovaným skotem v ČR je plemeno Holštýnské. Od roku 2005 jde v naší zemi o převládající mléčné plemeno. Za normovanou laktaci dokáže jedna kráva vyprodukovat až 9 000 litrů mléka. Jedná se i o nejpočetněji chované plemeno na světě (ČESKOMORAVSKÁ SPOLEČNOST CHOVATELŮ, a.s. ©2023).

Český strakatý skot je původním plemenem ČR a dodnes se na našem území intenzivně chová. Na celkovém množství krav v zemi se podílí necelou jednou polovinou. Plemeno je chováno pro kvalitní mléko, ale i k produkci masa. Další v Česku často chované a typicky masné plemeno je plemeno Charolais, původem z Francie. Toto plemeno je známe pro své velmi kvalitní a jemné maso. (ČESKOMORAVSKÁ SPOLEČNOST CHOVATELŮ, a.s. ©2023).

3.1.2 Česká červinka

Plemeno Česká červinka je původní plemeno krav chované v oblastech dnešní ČR s hlavním rozšířením chovu v 17. století. Běžná červinka měla v tomto období zhruba 200 kg a dojivost kolem 1000 l mléka (STATKY ČZU ©2023). Dnešní červinky mají červenou barvu srsti s nádechem do žluta. Na klínovité hlavě mají světlé špičaté rohy, vzácně s černými konci. Hmotnost jedné krávy bývá v rozmezí 470–530 kg, v kohoutku dosahují výšky 125–135 cm, délka jejich trupu se pohybuje mezi 148–172 cm a v hloubce hrudníku se pohybují 61–75 cm. Předností tohoto plemene je jeho odolnost a dlouhověkost. Zvláštností plemene je barva jeho mléka – mléko je nažloutlé a obsahuje vyšší množství tuku – 4,6 %. Na extenzivní pastvě je červinka schopná dojivosti až 1835 kg, v intenzivním stájovém chovu je uváděna dojivost až 3000 l (CESTR ©2023).

Význam České červinky se v průběhu času snižoval s nástupem šlechtění nových plemen. V 19. století nahradila Českou červinku plemena z Alp, která disponovala větší dojivostí mléka. Tato plemena červinku téměř vytlačila k jejímu úplnému vymizení. Tomu se podařilo zabránit a dnes se chová pouze jako státem dotovaný genetický zdroj, neboť sama nemůže v produkci mléka konkurovat dnes běžně chovaným plemenům krav (STATKY ČZU ©2023). V roce 2019 bylo toto plemeno

rozšířeno již ve 26 chovech v celkovém počtu 337 krav a jejich počet se každý rok zvyšuje (CESTR ©2023).

Česká zemědělská univerzita se na Středisku živočišné výroby Amálii s koncepcí Chytré krajiny v Lánech zabývá chovem České červinky. Dále toto plemeno chová i Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích či školní statek v Uhříněvsi (CESTR ©2023). Na Amálii se k lednu 2024 vyskytuje stádo o velikosti 22 jedinců. Na monitorovanou pastvu je pouštěno celkem 15 krav – 12 jalovic a 3 býčci do stáří 6 měsíců. Zbylých 8 býků je umístěno v oddělené stáji.



Obrázek 1: České červinky ve výběhu Střediska živočišné výroby Amálie 2023 (foto autor).

3.1.3 Dobytčí jednotky

Intenzita chovu hospodářských zvířat se uvádí pro každý zemědělský subjekt nebo jakékoliv zařízení k chovu hospodářských zvířat jednou ročně k 1.4. následujícího roku. Aby bylo sčítání jednotlivých kusů dobytka a dalších hospodářských zvířat zjednodušeno, využívá se pro jejich přepočtení smluvená jednotka tzv. dobytčí jednotka (DJ). Pro výpočet je nutné znát stanovený koeficient pro konkrétní druh a stáří hospodářského zvířete (ČSÚ ©2005).

Zákona č. 166/1999 Sb., o veterinární péči a o změně některých souvisejících zákonů (veterinární zákon), v platném znění definuje v § 3 odst. 1, písm. c hospodářská zvířata takto: „*zvířata využívaná převážně k chovu, výkrmu, práci a jiným hospodářským účelům, zejména skot, prasata, ovce, kozy, koně, osli a jejich kříženci, drůbež, běžci, králíci, zvěř ve farmovém chovu, ryby a jiní vodní živočichové, včely, včelstva, čmeláci a hmyz určený k lidské spotřebě nebo k výrobě zpracované živočišné bílkoviny*“.

Koeficient hospodářského zvířete se převádí na dobytčí jednotky jednoduše vynásobením s počtem chovaných kusů hospodářských zvířat v zemědělském subjektu. Pokud hospodářské zvíře nemá definovaný koeficient, použije se pro výpočet živá hmota neuvedeného druhu zvířete dle pravidla: 500 kg živé hmotnosti zvířete = 1 DJ (MŽP 2018).

Na Středisku živočišné výroby Amálie se nyní vyskytuje 22 kusů skotu plemene Česká červinka. Koeficient krav bez ohledu na užitkový typ činí 1,3 dle údajů z tabulky C přílohy č. 1 k vyhlášce č. 229/2017 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv, v platném znění. Výpočet DJ pro Amálii je tedy 1,3 x 22, což vychází na 28,6 DJ na celý chov. Na sledovanou pastvu je vypouštěno 15 krav, DJ je v tomto případě 19,5 DJ. České červinky na Střediska živočišné výroby Amálii jsou zachyceny na fotografii na obrázku 1.

3.2 Znečištění z chovu skotu

Chov dobytka může způsobit vážné narušení ekologické rovnováhy v půdě a následně ve vodních ekosystémech. Značné množství výkalů a moči produkovaného skotem obsahuje vysokou koncentraci dusíkatých látek, fosforu, organických látek a veterinárních přípravků včetně jejich metabolitů. Zemědělské smyvy jsou specifické tím, že mohou obsahovat nejrůznější škálu polutantů, neboť složení těchto látek závisí na jejich zdroji (EPA©2023). Tyto polutanty mohou pocházet jak z krmení krav, doplňků kravské stravy, farmak či dokonce i z kontaminovaných půd, na kterých se krávy i dnes stále pasou. Nejčastěji se polutanty do půdy a vody v okolí výběhů dostávají skrze chlévský hnůj, chlévskou mrvu či močůvku. Znečištěná voda z chovu skotu má tak přímý vliv na ekosystémy luk a pastvin, kde se dobytek pase. Tamní vodní zdroje mohou být kontaminovány živočišným odpadem, který zahrnuje různé nebezpečné látky a nadměrné množství živin.

Nadměrný přísun živin pak může vést až k eutrofizaci půdy a ovlivnit růst a kvalitu rostlin na loukách a pastvinách. Některé rostliny na těchto lokalitách mohou být citlivější na přílišné množství živin a nežádoucí rostliny, jako jsou plevely, je mohou konkurenčně vytlačit díky jejich vyšší míře ekologické valence. To může vést ke změně druhového složení a snížení biodiverzity na pastevních plochách. Velké množství živin způsobují nadměrný růst řas a sinic, což vede k tvorbě takzvaných "řasových květů" (SCANESS 2018). Tyto květy tvoří husté zelené či modrozelené vrstvy na hladině vodních toků nebo jezer, které zabraňují pronikání slunečního světla a kyslíku do vody. Hromadění biogenních prvků ve vodě a s tím spojená zvýšená produkce fytoplanktonu vyvolává nebezpečí sekundárního znečištění organickými látkami. Následkem toho může dojít k úhynu vodních organismů a významnému snížení biodiverzity ve vodních ekosystémech (PITTER 1999).

3.2.1 Chlévská mrva a chlévský hnůj

Chlévská mrva je směs tekutých i tuhých výkalů hospodářských zvířat s podestýlkou. Jedná se čistě o nezušlechtěnou směs. Chlévský hnůj vzniká z chlévské mrvy složitým biochemickým procesem fermentace. Jednotlivé složky chlévské mrvy jsou odbourávány mikroorganismy. Rychlost a intenzita přeměny mrvy ve hnůj ovlivňují především abiotické faktory prostředí jako jsou teplota, přístup vzduch a vlhkost okolí (ŠKARPA ©2024).

Co se složení chlévského hnoje týče rozlišujeme dle HLUŠKA (2004) hned 3 typy jakosti, při kterých se sleduje 7 ukazatelů viz tabulka 1. Je nutné si uvědomit, že obsah organických látek, živin, vody i sušiny v chlévském hnoji je v tabulce pouze orientační – obsah vždy závisí množství a druhu použitého krmiva, druhu hospodářských zvířat, podestýlce a také způsobu ošetřování chlévské mrvy. Konečný produkt fermentace obsahuje 75–80 % vody a 20–25 % sušiny, z toho 16–18 % je sušina organických látek.

Chlévský hnůj se v zemědělství využívá k hnojení, neboť obohacuje půdu o rozložitelné organické látky a o látky humusové, které vznikají v půdě následně po aplikaci hnoje na pole procesem humifikace (ŠKARPA ©2024).

Složení chlévského hnoje podle kvality v %			
	špatná jakost	přiměřené jakost	dobrá
Voda	82	78	76
Organické látky	14	17	18
N celkový	0,3	0,48	0,56
Fosfor (P)	0,06	0,1	0,14
Draslík (K)	0,33	0,51	0,58
Vápník (Ca)	0,24	0,36	0,42
Hořčík (Mg)	0,03	0,04	0,06

Tabulka 1: Složení chlévského hnoje podle kvality v % (HLUŠEK 2004).

Z důvodu obav o stav životního prostředí (uvolňování skleníkových plynů či nežádoucích těžkých kovů) se v posledních letech ve světě snižuje přímé využívání chlévského hnoje na zemědělskou půdu. Zemědělská zařízení část pevné látky separují a alternativně využívají k výrobě bioplynu, recyklují jej nebo jej uskladňují přeprodávají k dalšímu zpracování. Výroba bioplynu a biometanu z chlévské mrvy a hnoje by v budoucnosti mohla pomoci se snižováním množství skleníkových plynů v atmosféře, neboť lze tyto látky přímo vstříkovat do již vybudované sítě zemního plynu a znovu je tak využít. Často je mrva vyvážena na vermikompostéry a běžné komposty, zde ovšem nedochází k likvidaci nežádoucích patogenů (FONT-PALMA 2019).

Hlavním zdrojem znečištění vody i půdy v okolí výběhů jsou exkrementy, které obsahují dusík, fosfor, organické látky, antibiotika a další znečišťující látky. Znečištění může také pocházet z použití hnojiv a pesticidů ve formě přídatku na pastvu. Kontaminace exkrementy může vést ke zhoršení kvality půdy, erozi, degradaci organické hmoty, ztrátě biodiverzity a snížení plodnosti. Důsledky znečištění mohou mít dlouhodobý vliv na udržitelnost půdních ekosystémů. Problém znečišťování vod z chovu skotu, je nutné přijmout opatření, která minimalizují negativní dopad na životní prostředí. Mezi taková opatření patří rozumné nakládání s hnojem a močí, aby se minimalizovalo jejich odtékání do vodních zdrojů (XIA et al. 2020).

Zajímavým příkladem nakládání s kravskou močí mohou být tzv. kraví pisoáry firmy Hanskamp využívané v chovu skotu v Holandsku. Každá kráva denně vyprodukuje průměrně okolo 15–20 litrů moči, místo aby se ale moč vstřebala do podestýlky ve stáji či na pastvě, učí se krávy docházet na speciální kraví toalety, kde se po stimulaci

nervu vymočí. Moč se sbírá a odváží pryč z místa vzniku, čímž se zabraňuje vstřebávání většího množství amoniaku do půdy a podzemních vod (DOHNAL 2019).

I v našich podmínkách je důležité přijmout opatření ke správnému odstraňování odpadních látek z chovu dobytka. Problémem může být i nadměrná aplikace hnoje a jeho následné smyvy do podzemních vod (TANCHEZ 2022). V dalších kapitolách této práce jsou identifikovány hlavní zdroje znečištění v půdních smyvech pocházející z chovu dobytka.

3.2.2 Anorganické polutanty

Na rozdíl od organických polutantů, anorganické polutanty jsou látky, které pocházejí z neživých složek životního prostředí. Jedná se o látky, které se do životního prostředí dostávají přirozeně například vulkanickou aktivitou či antropogenní činností (spalování odpadů nebo fosilních paliv). Problematické polutanty jsou zejména kyseliny, těžké kovy a další chemické sloučeniny. Ve smyvech z pastvin se lze setkat zejména s dusíkatými látkami a s fosforem (VERMA et RATAN 2020).

3.2.2.1 Dusíkaté látky

Přítomnost dusíku v půdě je převážně ve formě organické (98-99 %) a pouze nepatrná část je obsažena v minerální formě (NH_4^+ , NO_3^- , případně NO_2^-). Dusík vázaný v organické formě je pro mnoho organismů nedosažitelný. Teprve po jeho mineralizaci se stane vhodným a využitelným zdrojem živin (ŠKARPA ©2010).

V půdních smyvech a ve vodách pocházejících z pastvin lze najít značné množství dusíkatých látek, které pocházejí z kravských exkrementů. Nejčastější formou výskytu dusíku ve smyvech jsou dusitany, dusičnany s amoniakální dusík. Výskyt těchto látek je prohlubujícím se problémem v souvislosti s intenzifikací zemědělství (XIA et al. 2020). Důležitým zdrojem potravy pro hospodářská zvířata jsou pastviny. Pasení dobytka ovšem zvyšuje obsah dusíkatých látek v půdě a následným smýváním a odtokem do povrchových a podzemních vod způsobuje nežádoucí znečištění. Vhodné nakládání s exkrementy skotu a jejich rozumné rozprostření na pastvinách se prokazuje jako klíčové pro omezení znečištění podzemních a povrchových vod dusičnými látkami (SOMMER et KNUDSEN 2021).

Neméně důležitá jsou i mitigační opatření jako je monitoring kvality půdy a vodních zdrojů či informování zemědělců o ekologicky šetrných postupech, aby se dosáhlo

udržitelného a ekologicky šetrného chovu dobytka na pastvinách. Snižování dusičnanů hraje klíčovou roli při snižování dopadů eutrofizace (BALASURYA et al. 2022).

Je proto důležité provádět pravidelná měření a analýzy půdního dusíku, aby získaly konkrétní údaje pro danou pastvinu a její specifické podmínky. Tyto analýzy mohou pomoci identifikovat případné problémy s nadměrným obsahem dusíkatých látek a následně umožnit zavedení vhodných opatření pro udržitelné hospodaření s pastvinami a ochranou vodního režimu krajiny.

3.2.2.2 Fosfor

Fosfor patří mezi tzv. makrobiogenní prvky a je druhým nejdůležitějším prvkem ve výživě rostlin. Fosfor je důležitou živinou pro rostliny, je nezbytný pro jejich růst i metabolismus. Jeho přirozený zdroj ve vodě je výluh z minerálů (apatit, variscit, strengit) a zvětráváním vyvěřelých a metamorfozovaných hornin. Za antropogenním zdroj fosforu ve vodě a půdě jsou zodpovědná fosforečná hnojiva, jež mohou být nadužívána (PITTER 1999). Zvířata spotřebovávají fosfor v potravě a částečně ho vylučují v podobě fosfátů močí a výkaly, což způsobuje zvyšování zátěže půdy.

Fosfor se vyskytuje vždy ve svém nejvyšším oxidačním stupni, a to v podobě fosforečnanů (fosfátů). Fosfáty jsou esenciálními živinami pro všechny živé organismy, jejich výskyt v přírodě je důležitý pro životní procesy v ekosystémech a je také důležitým faktorem ovlivňujícím cyklus fosforu mezi půdou, vodou a atmosférou. Avšak nadměrné množství fosfátů v půdě může vést k nerovnováze v půdních ekosystémech a spolu s dusíkem i k negativním dopadům na vodní toky, jako je eutrofizace. Přirozeným přírodním zdrojem fosforu je minerál apatit vyskytující se v magmatických horninách (RICHTER ©2007). S ohledem na udržení půdního a vodního prostředí v udržitelné rovnováze je důležité sledovat obsah fosfátů v půdních smyvech.

3.2.3 Organické polutanty

Ve vodách je přítomna celá řada organických látek, které jsou přírodního či antropogenního charakteru. Pro přírodní znečištění jsou charakteristické výluhy z půdy a sedimentů a látky pocházející z činnosti přítomných organismů a bakterií. Nejčastěji se jedná o huminové látky, které mají biogenní původ.

Mezi antropogenní organické látky patří látky pocházející hlavně ze splaškových a průmyslových odpadních vod. Dalším původem mohou být průsaky ze skládek

odpadu či z odpadu ze zemědělství (PITTER 1999). Pro každou látku je možné vypočítat, kolik množství kyslíku v jednotkách gramů je zapotřebí, aby došlo k úplné oxidaci 1 g sledované látky. Tomuto ukazateli se říká teoretická spotřeba kyslíku (TSK). TSK se využívá k posouzení míry znečištění vody organickými látkami ať už rostlinného či živočišného původu.

1.2.3.1. Chemická spotřeba kyslíku

Přítomnost organických látek ve vodním prostředí se stanovuje dle množství rozpuštěného oxidačního činidla, které se za vhodných podmínek spotřebuje z vody pro oxidaci těchto látek. Označuje se jako chemická spotřeba kyslíku (CHSK), vyjadřuje se v jednotkách mg/l a představuje, kolik je na 1 l vody potřeba mg oxidačního činidla. Běžně se jako oxidační činidlo využívá dichroman draselný či manganistan draselný, výběr činidla záleží i na použité metodě pro zjištění CHSK, ale u obou zmíněných činidel probíhá oxidace v kyselém prostředí (HORÁKOVÁ 2003). Rychlost a stupeň oxidační reakce jsou přímo závislé na struktuře organické látky. Pro zjištění přesného stupně chemické oxidace se vypočítaná CHSK porovnává s TSK a vyjadřuje se v % (PITTER 1999). CHSK patří mezi ukazatele nespecifické a složí pouze k odhadnutí organického znečištění ve vodě, nicméně bývá nedílnou součástí každého analytického rozboru vod. Hodnoty měření CHSK různými metodami nelze mezi sebou porovnávat, neboť různé typy organických látek v kombinaci s různými využitými oxidačními činidly a s jinými podmínkami mohou oxidovat do rozdílného oxidačního stupně (HORÁKOVÁ 2003).

1.2.3.2. Biochemická spotřeba kyslíku

V přírodních a odpadních vodách se kromě CHSK běžně sleduje i míra biologicky rozložitelných látek – biochemická spotřeba kyslíku (BSK). Vyjadřuje se jako hmotnostní koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg/l, která se za stanovených podmínek spotřebuje biochemickou oxidací organických či anorganických látek ve vodě v aerobní prostředí. Hodnota BSK je přímo závislá na době inkubace vyjádřené ve dnech (n). BSK je obvykle základní součástí chemického rozboru odpadních a povrchových vod a představuje jeden ze základních parametrů pro určení účinnosti biologického čištění a hodnocení rozložitelnosti organických látek ve vodě (PITTER 1999). Procesy oxidace a rozkladu trvají ve vodě velmi dlouho. V praxi se počítá s ukončením oxidačních a rozkladných procesů do 25 dní. V této době by mělo být odbouráno 99 % organických látek. Mnohem častěji se ale místo 25 dní využívá

doba spotřeby za 5 dnů při teplotě 20 °C. (CHSK₅). Během této doby se stanovuje úbytek vody ve sledovaném vzorku. Podmínkou je dodržení přísně definovaných podmínek hodnot pH a teploty (LELLÁK 1991).

3.2.4 Mikrobiální znečištění

Pastva pro hospodářská zvířata může být bodovým zdrojem fekální kontaminace půd a povrchových i podpovrchových vod. ČR má ve sledování mikrobiálního znečištění tradici již od 60. let minulého století.

Koncentrace mikrobiálního znečištění je vyšší v povrchových tocích, kde dochází k častějšímu vnikání těchto mikroorganismů do menších řek. Ani ve vodách pod povrchem ale není koncentrace mikrobiálního znečištění zanedbatelná (SCHREIBER et al. 2015).

Ideálním indikátorem fekálního znečištění se zdá být bakteriální druh *Escherichia coli* (*E. coli*). Tento druh je součástí střevní mikroflóry teplokrevných živočichů i člověka, ve vodě se nemnoží a přežívá především v závislosti na přírodních podmínkách, a to pouze na omezenou dobu. Bakterii lze jednoduše detekovat. Ve střevech dobytka jsou často přítomny bakterie *Enterococcus*, které mohou také sloužit jako indikátory znečištění půdy a vody. Dále se zde mohou vyskytovat patogenní druhy bakterií rodu *Salmonella* a *Campylobacter*. V půdě a v chlévské mrvě či hnoji mohou být přítomné i bakterie z rodu *Clostridium*, které jsou nebezpečné především produkcí toxinů nebezpečných pro zvířata i lidi (BAUDIŠOVÁ et al. 2017).

3.3 Kontaminace veterinárními farmaky

Pro uspokojení stále se zvyšující poptávky po živočišných produktech se kontinuálně zvyšuje i podíl plošně využívaných veterinárních léčiv. Vylučováním metabolitů do hnoje a kejdy a jejich následnou aplikací na zemědělskou půdu se pak farmaka dostávají do půdy a povrchových a podzemních vod. Tento fakt je znepokojující, neboť o dalším osudu těchto látek v životním prostředí dodnes neexistuje dostatečné množství informací (MOONEY et al. 2020). Do naší přírody se touto cestou nejčastěji dostávají plošně aplikovaná antiparazitika, problematická antibiotika, antimykotika, sedativa, protizánětlivé léky, hormony a anestetika (BÁRTÍKOVÁ et al. 2015).

3.3.1 Antibiotika

Intenzivní chov skotu je nezbytným prvkem moderního zemědělství, který zajišťuje potřebu potravin pro stále rostoucí populaci. V důsledku rozšířeného zemědělského systému jsou vytvářeny environmentální dopady, mezi něž patří kontaminace půdy antibiotiky a jejich metabolity. S nárůstem spotřeby potravin se zvětšuje tlak na intenzifikaci a industrializaci chovu, což vede k častějšímu používání veterinárních léčiv, zejména antibiotik (ÚKZÚZ et al. 2021).

Preventivní podávání antibiotik může snížit riziko vypuknutí infekčních onemocnění ve stádu a minimalizovat ztráty způsobené chorobami. Některá antibiotika mají stimulační účinky na růst a přírůstek hmotnosti u zvířat, což je důležité pro ekonomickou efektivitu chovu. S jistotou lze nicméně zmínit fakt, že aplikovaná farmaka se s odpady dostávají do půdy, odkud mohou přecházet do podzemních vod nebo zemědělských plodin, a pak dále vstupovat do potravních řetězců (ŠÍDLOVÁ et al. 2011).

Pro aplikaci antibiotik na hospodářských zvířat existují tři hlavní důvody: akutně léčit jedince s bakteriální infekcí, podpořit jejich růst či prevence ve formě předcházení jakýchkoliv možným budoucím infekcím. Léčba jednotlivců nepatří mezi rizikové faktory pro životní prostředí. Zbylé dva důvody ano. Problémem aplikací antibiotik na stádu/chovu z důvodu prevence je jejich celkové využívané množství. Antibiotika se v tomto případě přimíchávají do vody či krmiva a stejnou dávkou léčiva dostanou jak zdraví, tak již infikovaní jedinci. Využívání antibiotik pro podporu růstu chovaných živočichů je ze všech aplikací nejrozšířenější a jedná se o častý kontroverzní předmět právních sporů. Obrovským potenciálním problémem plošného využívání antibiotik se zdá být přenos rezistence ze zvířat na člověka. Dodnes ale neexistuje dostatečné množství studií a dat pro určení rozsahu a závažnosti tohoto faktoru (GELBAND et al. 2015).

3.3.2 Aplikace antibiotik v chovech a její negativní dopady

Antibiotika se využívají v chovu skotu jako prevence a léčba nemocí a zlepšení růstu, ale jejich nesprávné použití a nedostatečná kontrola mohou vést k nežádoucím účinkům na životní prostředí. Existují obavy ohledně potenciálních negativních dopadů, které vyplývají z nekontrolovaného využití těchto léčiv. Antibiotika a jejich metabolity se mohou vylučovat do půdy prostřednictvím smyvů z povrchu polí,

hnojení, nebo exkrementy chovaných zvířat. Z půdy se poté výluhem dostávají do podzemních vod (RAKONJAC et al. 2023). Tato kontaminace může mít dlouhodobý vliv na půdní mikrobiom, biochemické procesy a ekosystém jako celek.

Antibiotika mohou být rezistentní vůči rozkladu a mohou zůstat v půdě po dlouhou dobu, což může vést k akumulaci v životním prostředí a vytvářet tak potenciální riziko pro zdraví lidí a živočichů (ÚKZÚZ et al. 2021).

Pro analýzu souvislostí mezi antimikrobiální rezistencí a používáním antimikrobiálních látek jsou zásadní data z monitorovacích systémů. V rámci projektu VetCab (Veterinární spotřeba antibiotik) jsou pravidelně shromažďována a vyhodnocována data o používání antibiotik u hospodářských zvířat chovaných v Německu. Ukazuje, že u telat na mléko a masného skotu má statisticky významný dopad především velikost farmy (HOMMERICH et al. 2019).

3.3.3 Eliminační metody pro odstraňování antibiotik ze složek životního prostředí

Existuje několik fyzikálních, chemických a biologických metod snižování obsahu antibiotik v půdě. Fyzikální metody zahrnují různé postupy, jako je například adsorpce a separace antibiotik z půdních částic. Chemické metody zase zahrnují oxidační a redukční procesy, které mohou rozkládat antibiotika na neškodné složky. Biologické metody využívají přírodních mikroorganismů a enzymů, které jsou schopné rozkládat antibiotika a jejich metabolity (ŠÍDLOVÁ et al. 2011).

- Adsorpce – proces navázání antibiotik na povrch půdních částic, což snižuje jejich mobilnost a snižuje jejich dostupnost pro rostliny a mikroorganismy. Adsorpce může pomoci zamezit šíření antibiotik do podzemních vod a omezit jejich kontaminaci vodních ekosystémů.
- Filtrace – postup, při kterém se antibiotika odstraňují z půdy pomocí filtračních materiálů. Tato metoda může být účinná při odstraňování rozptýlených antibiotik z povrchu půdy.
- Oxidace – oxidační procesy umožňují rozkládat antibiotika na jednodušší a neškodné sloučeniny. Použitím oxidačních činidel se antibiotika změní na látky, které mají nižší toxicitu a snadněji se degradují v půdním prostředí.
- Redukce – redukční procesy přispívají ke snižování obsahu antibiotik v půdě. Redukční reakce mohou odštěpit funkční skupiny antibiotik, čímž se zlepši jejich degradabilita.

- Fotodegradace – proces, kdy je antibiotikum rozkládáno působením slunečního záření. Ultravioletní záření může způsobit fotochemické reakce, které vedou k degradaci antibiotik a snižování jejich obsahu v půdě (ŠÍDLOVÁ et al. 2011).
- Fytoremediace – využití rhizosféry vysazovaných rostlin a jejich asociovaných mikroorganismů k odstranění, přeměně nebo zadržení antibiotik či jiných toxických polutantů v půdě, sedimentech či ve spodní a povrchové vodě (ANDREOZZI et al. 2003).

Studium problematiky antibiotik v půdě v důsledku chovu skotu odhaluje důležité aspekty, které mají značný dopad na životní prostředí a veřejné zdraví. Intenzivní chov skotu často zahrnuje masivní používání antibiotik v prevenci a léčbě nemocí. Antibiotika se dostávají do životního prostředí prostřednictvím výkalů zvířat, které obsahují nestrávené léky a jejich metabolity. Antibiotika se tak mohou dostat do povrchových a podzemních vod prostřednictvím půdních smyvů a odtoků z polí. To může zvýšit riziko rezistence na antibiotika u bakterií v akvatických ekosystémech a ovlivnit kvalitu vodních zdrojů (ÚKZÚZ et al. 2021).

3.3.4 Zodpovědné užívání antibiotik v chovech

Celkově je řízení problematiky antibiotik v půdě v důsledku chovu skotu komplexním úkolem, který vyžaduje spolupráci mezi vědeckými institucemi, zemědělskými odvětvími a vládními orgány. Pouze integrací multidisciplinárního přístupu lze dosáhnout udržitelného a bezpečného zemědělství, minimalizovat negativní dopady na životní prostředí a chránit zdraví lidí a zvířat. Je ale důležité zmínit, že využívání statkových hnojiv je pro naše zemědělství nepostradatelné, neboť se jedná o cennou komoditu, která naší půdě pomáhá ke zvýšené biodiverzitě půdních mikroorganismů a ke zdravé půdě. Využívaná hnojiva ale musí být svým složením bezpečná (PERÉZ – VALERA et al. 2019).

Dlouhodobý účinek farmak a metabolitů těchto látek a jejich reakce s chemikáliemi běžně se vyskytujícími v ekosystémech není stále dostatečně prozkoumán (BÁRTÍKOVÁ et al. 2015). Abychom minimalizovali negativní dopady, je důležité provádět odpovědné používání antibiotik ve veterinární medicíně a zemědělství a zavádět opatření, která snižují riziko šíření antibiotik do životního prostředí. To zahrnuje vhodné nakládání se zemědělskými odpady, monitorování kvality půdy a podzemních vod a upřednostnění alternativních metod léčby a prevence chorob

u zvířat. Chovatelé skotu by měli ve spolupráci s ošetřujícím veterinárním lékařem vypracovat, zavést a pravidelně revidovat vhodný plán zdraví stáda, který nastiňuje rutinní preventivní ošetření (např. biologickou bezpečnost, programy očkování a odčervení atd.) a politiku kontroly onemocnění, aby zabránili nadužívání antibiotik při chovu zvířat (RUMA ©2023).

3.3.5 Běžně využívané růstové stimulanty

Mezi běžně plošně aplikované růstové stimulanty na skotu je nutno opět zmínit antibiotika. Nejvíce prostudovaná antibiotika jsou aureomycin a terramycin, o nichž je již dostupný dostatek dat, aby bylo možné vytvořit platné závěry. Tato antibiotika jsou mléčnému skotu podávána během dospívání, neboť zvyšují růst telat. Stimulace růstu dosahuje od 10 % do 30 % zvýšení běžné tělesné váhy. Navíc se ukazuje, že podávaná antibiotika do 8 týdnů stáří zvířete zlepšují psychický i fyzický stav telete a zabraňují zbytečným úhynům. Antibiotika působí v ranném stádiu vývoje skotu jako růstový stimulant, neboť přímo působí na hypofýzu jedince a nutí jej produkovat více růstového hormonu, než je ve vývoji telete běžné. Výše dávky aureomycinu či terramycinu se pohybuje okolo 15–20 mg na 45 kg živé váhy zvířete za jeden den. Po uplynutí 12–16 týdnů od narození telete se již tyto růstové stimulanty nepodávají, neboť jejich stimulace již není téměř účinná (LASSITER, 1955). Oba zmíněné růstové hormony se využívají i dnes.

Růstové stimulanty nejsou jen antibiotika. Často využívanými stimulantem kromě antibiotik v ČR je také krmivo pro rychlý růst, vitamínové a minerální komplexy (Katozal, Eleovit) a hormonální stimulanty (Nukleopeptid, Gamavid). Výhod pro farmáře při využívání stimulantů pro masné plemena krav je hned několik – zvířata přibývají na váze rychleji, čímž se zkracuje doba jejich výkrmu a výnos z jatek je vyšší. Psychický a fyzický stav (zejména stav kloubů a svalů) se v tomto případě zhoršuje, neboť jde zejména o zvířata pěstovaná na rychlý výkrm a porážení na jatkách tyto zdravotní neřesti se často neřeší. Jiné je to u mléčných plemen krav. Podávání růstových stimulantů při vývoji telete se dnes již nedoporučuje, ačkoliv se jedná stále o běžnou praxi. Stimulanty podněcují především svaly a šlachy či kosti, na kloubní vazy nepůsobí, což často vede k výsledku zeslábnutí kloubů a zkrácení šlach jedince. Doporučení pro růstovou stimulaci je dnes především pestrá a vyvážená strava každého telete (ZKUSTOJINAK ©2023).

3.4 Technologie čisticích zařízení

Tato kapitola představuje několik existujících čisticích technologií, které se snaží minimalizovat negativní vliv znečištěných odpadních vod na životní prostředí. Přírozený čisticí proces vody zajišťují v přírodní krajině mokřady. Kromě čisticí funkce nabízejí i mnoho dalších ekosystémových služeb na dané lokalitě. Pomáhají zvyšovat retenci v krajině, zlepšují lokální klimatické podmínky zvlhčením půdy a okolního vzduchu a podporují atmosférické srážky v regionu či poskytují protipovodňovou ochranu (vodu zadržují či zpomalují). Dále také tvoří biotopy pro rozvoj mokřadních a vodních společenstev, shromažďují pitnou vodu pro okolní organismy a v neposlední řadě zvyšují kulturní hodnotu krajiny a její heterogenitu (MZe 2016).

Účinnost umělých mokřadů, vertikálních a zemních filtrů či sedimentačních nádrží závisí na spoustě parametrech, a to jak přírodních, tak technických. Hlavní překážkou pro využívání technologií jsou především požadavky farmářů a hospodářů. Jejich představy o technologii s nízkou náročností na údržbu, vysokou účinností čištění a nízkou pořizovací cenou se stále těžko naplňují. Provozní a počáteční náklady jsou dnes pro mnohé hospodáře stále vysoké (TANCHEZ 2022).

3.4.1 Umělé mokřady

Umělé mokřady jsou technologií přírodě blízkému čištění. Poprvé se umělé mokřady (UM) začaly vyžívat asi před 40 lety v Severní Americe a v některých evropských státech. Původně se budovaly za účelem zlepšení schopnosti biodegradace pěstovaných rostlin. Jejich potenciál ve formě vysoké úspěšnosti čištění vod byl objeven až později (COOPER et al. 1996). UM jsou stavěny i navrhovány takovým způsobem, aby při čištění vod využívaly přirozené přírodní procesy běžně se vyskytující v naší přírodě (VYMAZAL 2004). Neboť jsou UM velmi úspěšné pro odbourávání polutantů (dusík, fosfor, pesticidy), jsou tyto systémy řazeny do tzv. Best management practices – osvědčené postupy řízení (BMPs). Tyto technologie a postupy čištění umožňují hospodárné využívání vody a reagují efektivně i na proměnlivé podmínky prostředí (VÍTEK et al. 2015).

Přírodě blízká je tato technologie především protože se intenzitou proudění vody velmi podobají přírodním močálům a tůňm. Proudění je zde jak povrchové, tak podpovrchové, vertikální i horizontální, nádrže jsou jako v přírodě spíše mělké a voda

jimi tak protéká pomalu a skrz substrát. UM se staví nejčastěji ze štěrku, jílu, drcených hornin či rašeliny a osazují se makrofyty. Tyto rostliny se sázejí do substrátu z písku, kameniva nebo umělých médií. Voda se přečišťuje pomalým prouděním přes substrát a rhizosféry vysázených makrofyt. Výkonnost čištění je proměnlivá a závisí na mnoha faktorech. Je ovlivněna poměru délky a šířky mokřadu, jeho hloubkou a hloubkou vody, rychlostí proudění vody a její celkovým množstvím při suchu či při několikadenních srážkách. Obecně se ale uvádí 90% účinnost pro čištění a odstraňování patogenních mikroorganismů, 80% účinnost pro odstranění nerozpuštěných látek (NL) a organického materiálu a 60% účinnost při odstraňování živin z vody (SHUTES 2001).

Nejnovější studie ukazují na vysokou účinnost UM pro odstraňování zejména dusíku a fosforu. UM prokázaly vysokou efektivitu při odstraňování dusičnanů (NO_3) a amonných iontů (NH_4^+). Mezi běžné metody využívané u UM jsou fyzikální procesy jako jsou sedimentace, adsorpce, mikrobiální asimilace a akumulace organické hmoty či nitrifikace a denitrifikace na kořenech vysazované vegetace. Nejvyšší účinnost ve výši 76,6 % dnes pro odstranění NH_4^+ vykazují hybridní konstrukce UM. Naopak běžné nekombinované UM prokázaly vysokou účinnost (85,8 %) při odstraňování NO_3^- . Fosfor ve formě fosfátů je běžně v UM odstraňován mikrobiální činností na kořenech vegetace, ostatní formy fosforu pak především sorpcí na filtračním materiálu. Hybridní systémy UM vykazují účinnost pro odstranění fosforu ve výši 69,9 %, nekombinované UM poté 63,9 % (WANG et al. 2018).

3.4.2 Typy umělých mokřadů

UM mají více možných rozdělení, ale nejčastěji je dělíme dle způsobu průtoku odpadní vody či dle druhu využití vegetace. Základní rozdělení jednotlivých typů UM zobrazuje obrázek 2. UM s plovoucí vegetací byly velmi rozšířeny zejména v 70. a 80. letech minulého století, ale postupem času se ukázalo, že plovoucí vegetace není příliš ekonomická. Nevýhodou byla neustálá potřeba sklízet a využívat vypěstovanou biomasu a také potřeba více provzdušňovat zatížené systémy. Dalším úskalím bylo, že hojně využívaný vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) dosahoval plné vegetace pouze v subtropických a tropických oblastech.

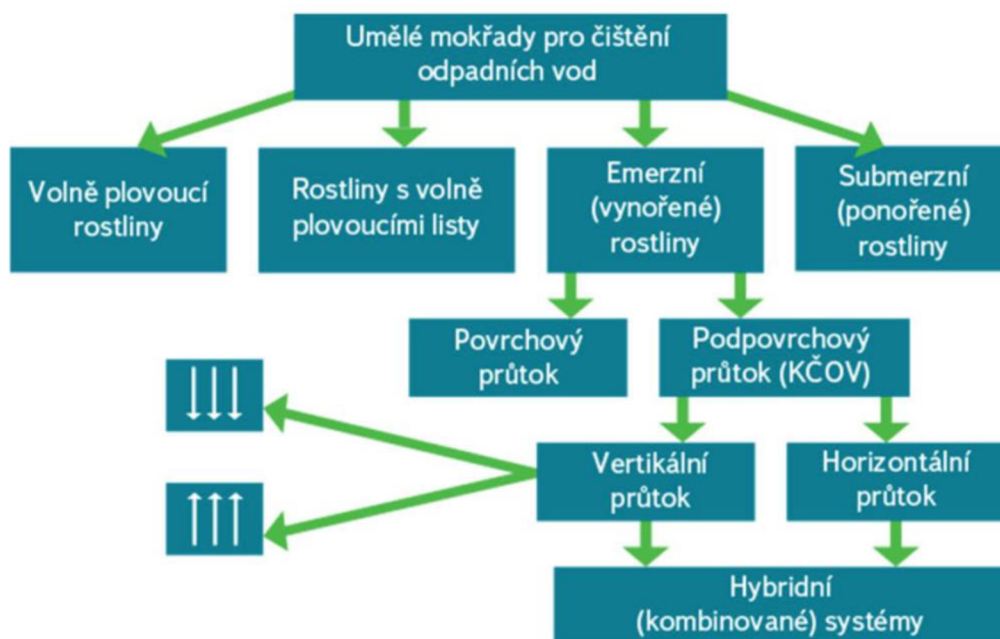
Dnes hojně využívané UM s ponořenou (submerzní) vyžadují dostatečné množství světla pro fotosyntézu a submerzní vegetace preferuje více prokysličené studenější

vody. Rostliny jsou také náchylné na vyšší koncentrace NL, a proto se UM se submerzní vegetací častěji využívají k dočišťování vody či v menších obcích, kde není odpadní voda tolik zkoncentrována (VYMAZAL 2004).

Jednoznačně největší skupinou projektovaných UM jsou mokřady s vynořenou (emerzní) vegetací. U těchto UM se dále rozlišuje, jestli mají volnou hladinu vody nebo ne. Pokud má UM volnou hladinu, nazývá se *umělý mokřad s povrchovým odtokem*. Tento typ mokřadu je dnes velmi rozšířen ve Spojených státech amerických (USA) a v Kanadě, kde se jich již vybuďovalo více jak 10 tisíc. Nádrž je mělká a čištění vody probíhá ve vodním sloupci prorostlým vegetací.

V posledních letech je nejčastěji projektován poslední typ UM – *umělý mokřad s povrchovým odtokem*. U tohoto typu UM se rozlišuje tok vody na *systemy s horizontálním průtokem* (kořenové čistírny odpadních vod – KČOV) nebo na *systemy s vertikálním průtokem*. Nehledě na směr průtoku odpadní vody se tyto dva systemy liší i v pravidelnosti dodávek odpadní vody. Do systému s horizontálním průtokem (KČOV) je voda dodávána pravidelně i rovnoměrně a distribuce vody do KČOV probíhá za pomoci gravitační síly a horizontální pole bývá anaerobní, což zvyšuje účinnost denitrifikace dusičnanů, zatímco u systému s vertikálním průtokem je voda dodána na povrch filtrační lože nepravidelně a pro rozvod vody je nutné instalovat do systému další rozvodné technologie a čerpadla. Výhodou přerušované dodávky vody u vertikálního systému je zdržení vody ve filtračním loži – zde dochází k většímu prokysličení a vzniku dobrých podmínek pro nitrifikaci a odstraňování amoniaku z vody. Dnešní systemy velmi často kombinují obě konstrukce – vertikální i horizontální a nazýváme je tzv. UM systemy „hybridní“ či „kombinované“ (VYMAZAL 2004). Celkově vykazují hybridní systemy (kombinující více technologií v UM) nejvyšší účinnost pro odstraňování polutantů. Pokud se systemy správně navrhnu (konstrukčně a vhodně k místním klimatickým podmínkám) a udržují, zlepšují jakost vody a eliminují zatížení vod polutanty (WANG et al. 2018).

Horizontálně a vertikálně protékané UM se v ČR využívají hojně v malých obcích. Pro dobrou funkčnost systemů je nezbytné protékající vodu dostatečně mechanicky předčistit před jejím vpuštěním do filtračního lože, aby se zamezilo nechtěnému zaspávání filtrace NL (ROZKOŠNÝ 2013).



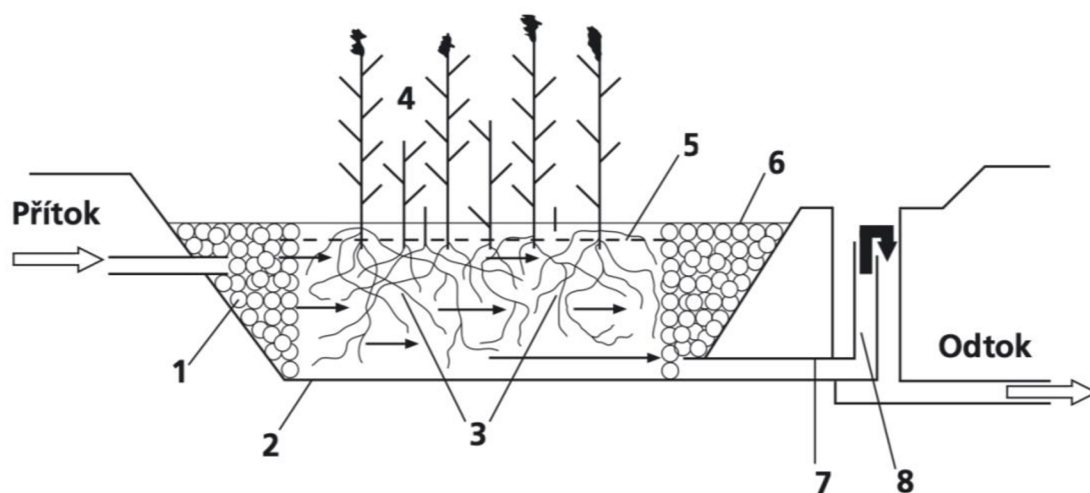
Obrázek 2: Základní rozdělení jednotlivých typů UM (MLEJNSKÁ et al. 2016).

UM jsou výhodné především svými nízkými náklady na výstavbu a jejich následný provoz. Často se využívají jako čisticí zařízení pro malé obce, nebo jako konečné dočišťovací zařízení větších městských čisticích systémů (COOPER et al. 1996). Pokud jsou systémy vhodně navrženy, mohou esteticky zlepšit funkčnost prostředí a lze je velmi jednoduše začlenit do přírodní i kulturní krajiny. Další výhodou je podpora ekologických sítí a biodiverzity v lokalitě, neboť poskytují útočiště a zdroje mnoha živočišným i rostlinným druhům (SHUTES 2001). Nevýhodou UM je delší doba čištění ve srovnání s jinou konvenční čisticí technologií odpadních vod (COOPER et al. 1996).

3.4.2.1 Kořenové čistírny odpadních vod

Kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) zastupují ekologický a účinný způsob čištění znečištěné vody a jsou jedním z typů umělých mokřadů – systémem s horizontálním průtokem vody, zobrazeným na obrázku 3. Při čištění jsou využívány chemické, biologické i fyzikální přírodní procesy. Před vstupem do KČOV je nutné vodu dostatečně předčistit, neboť technologie není schopna odstranit větší množství NL, což může vést k zacpání filtračního lože. Dalším důležitým aspektem je proto filtrační propustný substrát. Pro menší kořenové čistírny stačí využít usazovací nádrže

či jednoduché septiky, pro větší KČOV se jako předčištění často využívá kombinace česlí, lapáku (šterku a písku v případě jednotné kanalizace – odpadní a dešťová voda dohromady) a šterbinové nádrže (VYMAZAL 2004).



Obrázek 3: Běžná konstrukce KČOV (horizontální filtrační pole): 1– distribuční zóna, 2 – nepropustná bariéra (PE nebo PVC), 3 – filtrační materiál (drcené kamenivo, jíl), 4 – vegetace, 5 – nastavitelná výška hladiny (v odtokové šachtě), 6 – odtoková a distribuční zóna, 7 – sběrná nádrž, 8 – regulátor výšky hladiny (VYMAZAL 2004).

3.4.2.2 Filtrační lože

Filtrační lože tvoří propustný substrát o mocnosti 50–80 cm (číslo 3 na obrázku 3). V 70. a 80. let minulého století se jako substrát využívaly jílovité a těžké zeminy, neboť prokazují vysokou účinnost filtrace, ale postupem času se ukázalo, že dochází k častému ucpávání pórů, a tím k zápachu celého filtračního systému. Problematický je u tohoto substrátu i provoz v zimních měsících. V dnešních projektech UM se nejčastěji využívá kačírek, drcené kamenivo či praný šterk o zrnitosti 4/8 mm nebo 8/16 mm. Frakce se nedoporučuje kombinovat kvůli hrozbě ucpávání a veškeré substráty je nutné využívat čisté bez prachu a hlíny. Ve filtračním loži najdeme rozvodné a sběrné zóny tvořené hrubým kamenivem (50–200 mm), které mají za úkol rovnoměrně rozvádět vodu do celého profilu (VYMAZAL 2004).

Mezi podložím UM a filtračním ložem se na oddělení obou vrstev využívá plastová fólie (PE, PVC), která brání propustnosti vody do podloží. Aby plastová fólie nebyla poškozena naváženým těžkým substrátem, často se v praxi překrývá geotextílií.

Odpadní voda je před vstupem do UM předčištěna (česle, lapák písku), a poté vpouštěna postupně přes rozvodné potrubí přímo do filtračního pole. Pod filtračním ložem jsou instalovány sběrné trubky s výpustí – na principu spojených nádob tak lze nastavovat výšku hladiny vody. Běžně se voda ve filtračním loži udržuje při hladině 5–10 cm pod jejím povrchem. Ve studenějších oblastech lze hladinu ještě snížit, ale nebývá to potřebou – vegetace mokřadu funguje jako izolační vrstva a voda v této hloubce většinou nezamrzá (KRIŠKA et al. ©2023).

3.4.2.3 Vegetace

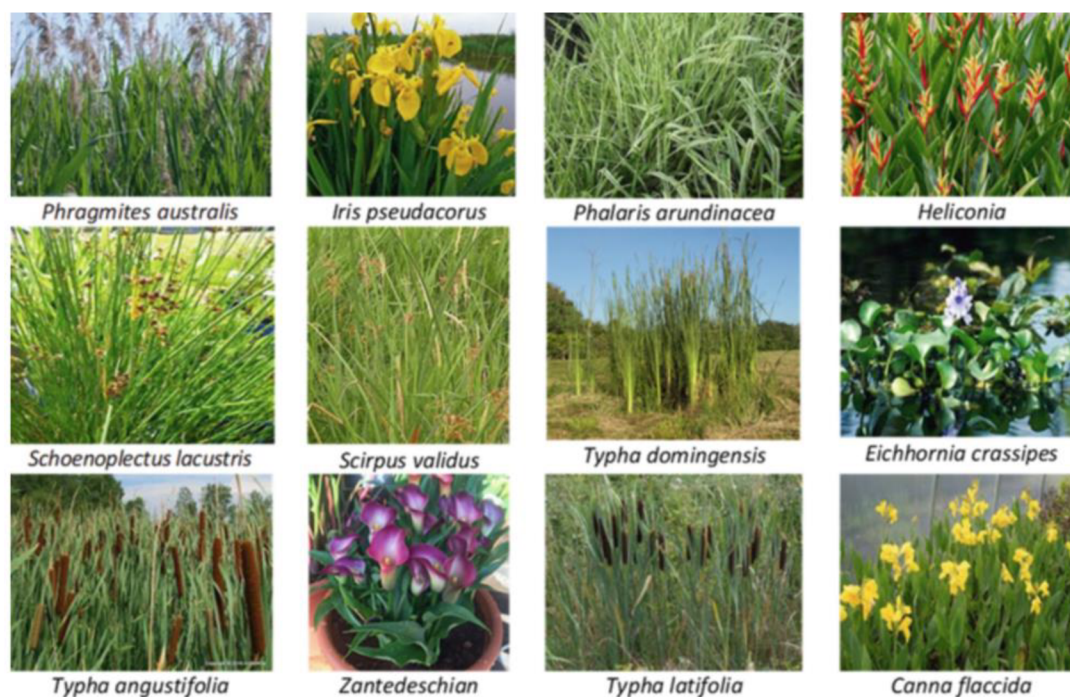
Ačkoliv to tak nemusí na první pohled vypadat, funkce vegetace v UM je spíše podpůrná. Jejím úkolem je zejména tvorba biomasy, kterou lze sklízet a také funguje jako povrchová izolační vrstva. Důležitou funkcí vegetace je poskytování podkladu pro přisedle žijící bakterie ve formě kořenů a oddenků či difúze kyslíku do okolí rostliny. Živiny se hromadí v nadzemní biomase. Sklizení probíhá jen u některých UM, neboť UM navrhované pro čištění drenážních zemědělských smyvů potřebují odumřelou biomasu pro denitrifikaci, kdy během provozu nahrazuje biomasa uhlík z již vyčerpaných zdrojů štěpky nebo jiných využívaných substrátů ve filtračním loži. Sklizení u ostatních UM probíhá krátce po kvetení. V Čechách se sklízí například tyto druhy bohaté na dusík: rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), orobince (rod *Typha*) a zblochan vodní (*Glyceria maxima*) (VYMAZAL et al. 2004).

Obecně velmi dobré využití prokazují rostliny, které dokážou poutat velké množství živin, vytváří mohutnou biomasu a rychle rostou. Mezi tyto rostliny patří zejména chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), rákos (rod *Phragmites*) a zblochan vodní (*Glyceria maxima*). Sazenice se vysazují nejčastěji od dubna do září v množství 4–8/m² přímo do štěrkového substrátu filtračního lože, během růstu se kontroluje vývoj rostlin a hubí se invazivní plevely (FUČÍK et al. 2021). V UM se využívá velké spektrum rostlinných druhů v závislosti na charakteristikách půdy a geografické poloze dané lokality.

Ačkoliv jsou nejčastěji využívány rostliny běžně se vyskytující v dané lokalitě, existují i okrasné rostliny s podobnými fyziologickými vlastnostmi. Mezi tyto okrasné druhy lze zařadit rostliny rodu *Canna sp.*, *Iris sp.*, *Heliconia sp.* či *Zantedeschia sp.* na obrázku 4, které se v praxi při sázení do mokřadu míchají s lokálními druhy přirozeně se vyskytující mokřadní vegetace. Využívají se v subtropických a tropických

oblastech. Jejich výhodou je nejen vysoká čistící schopnost vody, ale i estetický vzhled UM (SANDOVAL at al. 2019).

Jak již bylo zmíněno, diverzita vegetace v projektovaných mokřadech se odvíjí od geografických a klimatických podmínek sledované lokality. Celosvětově se nejčastěji využívají vytrvalé mokřadní rostliny rodu skřipin (*Scirpus sp.*), ostříc (*Efeocharis sp.*) či (*Cyperus sp.*), rákosů (*Phragmites sp.*) a orobinců (*Typha*). Vybrané mokřadní rostliny musí odolávat vysoké koncentraci znečišťujících látek v kombinaci s proměnlivým zaplavováním srážkami či občasným nedostatkem vody. Vhodné je pro mokřady volit vegetaci, jež je rodově blízká místním přirozeně se vyskytujícím druhům rostlin. Taková vegetace tak lépe zvládá místní biotické a abiotické faktory prostředí (DAVIS 1994). Kosmopolitně nejběžněji využívané druhy mokřadní vegetace zobrazuje na fotografiích obrázek 4.



Obrázek 4: Nejběžněji používané druhy vegetace v umělých mokřadech (ABDEL – SHAFY et al. 2022).

3.4.3 Sedimentační nádrž

Technologie nádrže funguje na základě gravitační síly. NL s vyšší hustotou, než je hustota vody se pomocí gravitace separují a vytvářejí nežádoucí sediment (tzv. kal) na dně nádrže, který se vyváží a dále je s ním nakládáno jako s odpadem dle zákona č. 541/2020 Sb., o odpadech, v platném znění, a vyhláškou č. 273/2021 Sb.,

o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění (MPO ©2023). U menších UM probíhá těžba sedimentů ručně, u větších zařízení lze využít sací bagr nebo fekální vůz. Sediment lze dále využívat dle potřeby, pouze u sedimentu ze zemědělského půdního fondu (ZPF) je doporučeno před jeho využitím provést analytický rozbor v laboratoři (FUČÍK et al. 2021).

Pokud odpadní voda obsahuje látky s nižší hustotou, než je hustota vody, látky zůstávají na hladině a je třeba také zajistit jejich odstranění. Pro účinný proces sedimentace je nezbytná dostatečná doba zdržení, jejíž délka se odvíjí od místních klimatických a geografických podmínek. Dle charakteru těchto podmínek se účinnost sedimentačních nádrží pro separaci NL pohybuje okolo 60–90 %. Účinnost může ovlivňovat i rozdílná teplota vody přitékající a vody stojaté v nádrži. Pokud dochází k teplotní stratifikaci vody v nádrži, účinnost sedimentace se snižuje (MPO ©2023).

3.4.4 Vertikální filtr a filtrační materiály

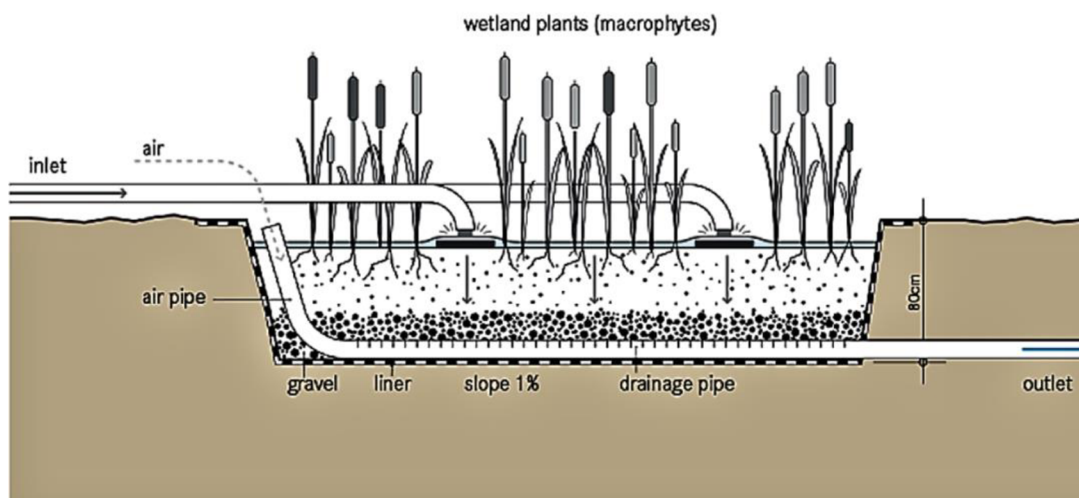
Pro dobrou účinnost celého UM je zapotřebí správně celý systém technologicky navrhnout a provozovat. V České republice se nejčastěji využívají horizontální filtry. Tyto filtry vykazují vysokou účinnost pro odstraňování BSK, CHSK a NL. Vertikální filtry jsou technologie s potenciálem odstranit i amoniakální znečištění. Stejně jako u horizontálních filtrů, je i u vertikálních filtrů zapotřebí odpadní vodu před vstupem do zařízení dostatečně předčistit pomocí sedimentačních nádrží. Objekt vertikálního filtru je opět podobně jako horizontální filtr vybudován jako izolovaná nádrž. Uvnitř této nádrže se navrhuje vhodný filtrační materiál, který příliš nepodléhá kolmataci (zanášení), spolu se sběrným potrubím (PUMPRLOVÁ NĚMCOVÁ et al. 2020). Schéma konstrukce vertikálního filtru je zobrazeno na obrázku 5.

Dobré výsledky prokazuje integrace alternativních filtračních materiálů, které se běžně s konvenčními materiály nevyužívají. Kanadská laboratorní studie pod vedením Elisabeth Álvarez-Chávez vytvářela experimentální design pro čištění syntetického kravského hnoje 15 filtrů s použitím 5 různých filtračních materiálů (štěrk, biouhel, písek, štěpka a rašeliník). Studie prokázala, že využití alternativních materiálů písku, rašeliníku a biouhlu zlepšilo ve srovnání s běžně užívanými materiály (štěpka) filtrační kapacitu sestavených zařízení. Naopak účinnost konvenčně využívaného písku se po třech týdnech prokazatelně snížila pro fosfáty a NL, neboť se médium začalo ucpávat (ÁLVAREZ-CHÁVEZ et al. 2022).

Poslední dobou se odborné studie shodují na tom, že biohuel je účinný sorbent, který dokáže velmi efektivně odstraňovat z odpadních vod dusičnany díky velkému objemu mikropórů a velikosti svého povrchu (BOCK et al. 2016). Rašeliník (*Sphagnum sp.*) je další z účinných sorbentů. Jedná se o mech světle hnědé až černé barvy. Jeho výhody jsou levná pořizovací cena a velmi porézní struktura (až 95 %). Dobře se osvědčil jako účinný sorbent těžkých kovů z odpadní vody (HEMMATTI et al. 2016).

Vodu lze přes vertikální filtr pouštět dvěma směry – zdola nahoru nebo naopak shora dolů (ŠÁLEK 1999). Častěji se využívá proudění shora dolů, neboť je tak jednodušší udržet ve filtračním loži nenasycené prostředí vhodné pro správnou činnost nitrifikačních bakterií (MOLLE et al. 2006). Vertikální filtry jsou náchylné na provoz, výstavbu, a hlavně vhodné nastavení rovnoměrné distribuce odpadní vody skrz filtrační lože. Při vyšších dávkách vody hrozí nasycení filtrační vrstvy a snížení účinnosti čištění, proto se často navrhuje vodu přivádět po jednotlivých etapách v menším množství. Zamezí se tak ohrožení procesu nitrifikace i hydraulického či látkového zatížení filtračního pole. Vegetace zde plní funkci okrasnou – čisticí bakterie se usazují na kořenech, ale i ochrannou – rostlinná biomasa chrání potrubí nad povrchem před přímým působením UV záření.

Ačkoliv v naší zemi nejsou vertikální filtry zatím často projektovány, v Rakousku je tento typ čisticí technologie hojně využíván a má zde i svůj původ. Často se zde lze setkat s vertikálními filtry zapojenými sériově za sebou, jež se rakouským projektantům nejvíce osvědčila (LANGERGRABER et al. 2017).



Obrázek 5: Schéma konstrukce vertikálního filtru (TILLEY et al. 2014).

3.4.5 Provoz a údržba umělých mokřadů

Benefitem KČOV a UM je na rozdíl od běžných čistíren odpadních vod zbytnost využívání elektrické energie. Tato zařízení nemají ani žádné mechanické součástky, které by podléhaly opotřebení a bylo by zapotřebí je pravidelně měnit. Navzdory těmto výhodám nejsou tato zařízení bezúdržbová. Ačkoliv se jedná o soustavu jednoduchých čisticích procesů, je nutná pravidelná kontrola filtračního lože i instalovaného systému mechanického předčištění (kontrola septiku, čištění lapáků a česlí – jsou-li součástí předčišťovacího systému).

Ve filtračním loži je nutné kontrolovat výšku vodní hladiny – nesmí být moc vysoko, aby rostliny nezahnívaly, ale ani příliš nízko, aby rostliny neusychaly. Na konci zimy je potřeba vegetaci posekat a upravit (VYMAZAL et al. 2004).

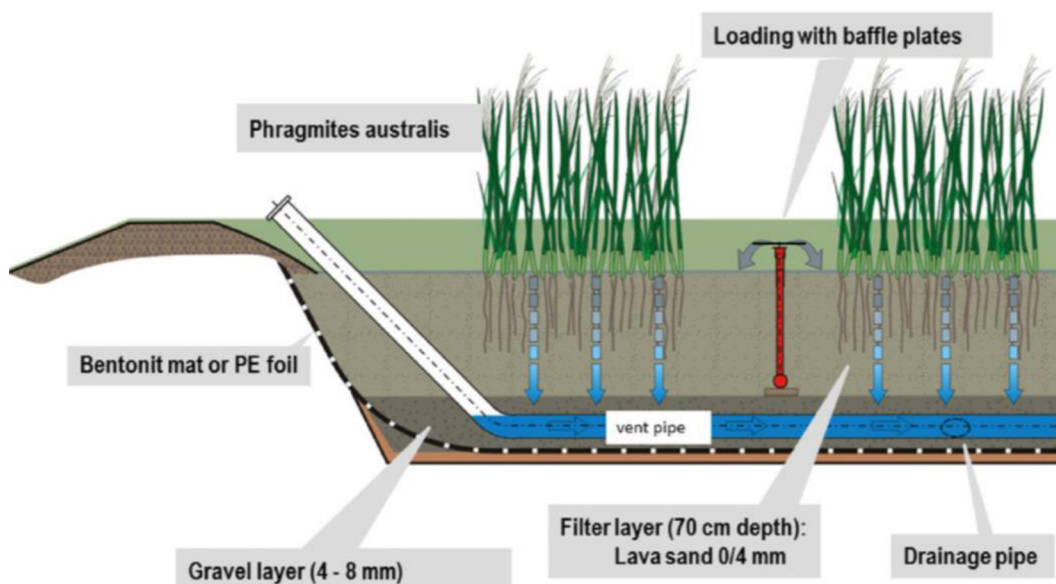
Běžně se pro kontrolu provozu UM využívá jeden poučený pracovník znalý zásad provozu a předpisů včetně československých norem (ČSN) pro jednotlivá zařízení. Není nutné, aby pracovník docházel na kontrolu každý den, neboť v běžném provozu je kontrola potřeba pouze jednou za 7-14 dní, častěji jen v případě výskytu problémů s čištěním. Obsluha pravidelně kontroluje a monitoruje i množství sedimentu v sedimentační nádrži (FUČÍK et al. 2021).

Kořenové čistírny odpadních vod mají v ČR mnoho zastánců i odpůrců z řad veřejnosti i odborného spektra. Jako téměř každá čisticí technologie mají několik předností i problémů. Mezi nedostatky, o kterých se v souvislosti s KČOV často mluví, lze zmínit nevhodné klimatické podmínky v ČR pro realizaci projektů KČOV, kolmatace filtračních materiálů, nejedná se o BAT (nejlepší dostupná technologie) či její nedostatečná účinnost pro odstranění polutantů – zejména o amoniakální dusík. Pokud jsou však UM či KČOV správně navrženy i provozovány, čisticí zařízení je účinné, neucpává se a lze jej běžně provozovat i v našich klimatických podmínkách. Výhody KČOV je vysoká účinnost čištění (při správném návrhu a provozu), ekologické funkce UM (tvorba ekosystému pro volně žijící živočichy) či funkce vegetace jako je obohacení vody o kyslík či izolace vodní plochy a ochrana před promrznutím nádrže (KRIŠKA et al. ©2023).

3.4.6 Zemní filtry

Tento typ zařízení se velmi podobá vertikálnímu UM téměř bez přítomnosti vegetace a je zobrazen na obrázku 6. Hlavní rozdíl mezi těmito zařízeními je, že v zemním filtru

probíhá proces čištění s minimálním přístupem vzduchu do filtračního lože. Princip čištění vody funguje činností metabolismu mikroorganismů žijících v zatopené části na povrchu filtru. Organismy se vyskytují v oxickém až anoxickém prostředí a efektivně likvidují organické znečištění. Předností zařízení je, že vlivem přítomnosti nitrifikačních bakterií v anoxické zóně efektivně odstraňuje amoniakální dusík, a to s účinností 78,5 %. Naproti tomu běžná KČOV je pro odstranění amoniakálního dusíku téměř neúčinná. Nevýhodou této technologie je časté zanášení filtračního sorbentu. Vhodné je proto navrhnout do systému UM dostatečné mechanické předčištění a nenavrhovat zemní filtry pro čištění vod s velkým množstvím látek s usazovací tendencí. V ČR se často tato technologie díky svým vlastnostem biologického čištění využívá jako malá domovní čistírna (MLEJNSKÁ et al. 2016).



Obrázek 6: Schéma konstrukce zemního filtru (BRUCH et al. 2010).

3.4.7 Financování umělých mokřadů

Z hlediska finanční náročnosti UM se může jejich cena za realizaci lišit. Konečnou finanční částku ovlivňuje hned několik faktorů jako je velikost celého projektu, typ navrženého mokřadu, abiotické a biotické podmínky na lokalitě, použitý materiál a náklady na zemní práci a stavbu. Zemědělci mohou využít některou z dotačních výzev, které jim mohou být poskytnuty jako finanční podpora. Takové výzvy pravidelně vypisují SFŽP, MŽP, MZe a další instituce.

3.5 Závlaha odpadní vodou ze zemědělské činnosti

Většina světových vodních zdrojů slouží pro zemědělské zavlažování či jako zásoba vody do zemědělského odvětví. S ohledem na očekávaný nárůst globální populace a rostoucí potřebou půdy se očekává, že tento způsob využití vody bude stále rozšířenější. Nicméně dostupnost vodních zdrojů je ohrožena vlivem změny klimatu a s tou spojené nerovnoměrné rozložení srážek během roku. V této souvislosti nabývá na významu recyklace dešťové vody, která může představovat alternativní zdroj vody pro zemědělské zavlažování. Recyklace vody může hrát v budoucnosti klíčovou roli v udržitelném hospodaření s vodními zdroji. Recyklovaná voda obsahuje vyšší množství živin, což může být pro výnosnost plodin přínosem, ale pro přirozený vodní režim v krajině je třeba obezřetnost při jejím vypouštění, neboť může hrozit eutrofizace vody (NNADI et al. 2015).

Recyklace vody ze zemědělské činnosti přináší mnoho výhod, a to jak ekologických, tak ekonomických. Příkladem může být samostatné snížení koncentrace kontaminantů v koncovém vodním útvaru, snížení množství stojatých vod na polích, usnadnění systému zavlažování a také neméně významné snížení celkových nákladů za vodu (UC IPM ©2023). Nicméně tento způsob znovuvyužití vod přináší i určitá rizika pro ŽP i lidské zdraví. V posledním desetiletí se v souvislostech se změnou klimatu a se šířícím se suchem začíná projevovat zvyšování koncentrací kontaminantů ve vodách. Kvalita vod se vlivem zvyšující se teploty proměňuje, a proto je stále více diskutováno zaměření se na nové polutanty, které se v minulosti nemonitorovaly jako například arsen a fluor. Složení a kvalita vody se v současnosti liší jak v podzemních a povrchových vodních útvarech, tak ve vodách využívaných člověkem, a proto je z bezpečnostních důvodů zapotřebí více monitorovat jejich jakost (MALAKAR et al. 2019).

Při využívání odpadních vod pro zavlažování je důležitým aspektem jejich schopnost dodat do půdy potřebné živiny. Nutností je, aby byla voda před závlahou zbavena všech potenciálních nečistot a škodlivin. Proto je před její aplikací nezbytné ji dostatečně přečistit. Pro očištění odpadní vody k závlaze jsou obvykle používány kombinované metody zahrnující mechanické, biologické a chemické postupy čištění. Při manipulaci s odpadní vodou je rovněž klíčové sledovat její jakost – kvalitu a složení. Velký důraz je kladen na chemické, fyzikální a biologické vlastnosti, které mohou mít vliv na jednotlivé složky životního prostředí (ŠÁLEK et al. 2016).

V ČR musí voda pro závlahu vyhovovat požadavkům normy ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu (dále jen norma) tak, aby jejím požitím nedošlo k negativnímu ovlivnění zdraví lidí a zvířat, množství výnosů a kvality plodin, ke změně půdních vlastností, jakosti povrchových či podzemních vod a dalších složek životního prostředí. Dále jsou na tuto vodu dle normy uplatňovány rozdílné požadavky zejména v závislosti na způsobu závlahy, půdních a klimatických podmínkách a na druhu pěstovaných plodin.

3.5.1 Legislativní a normativní rámec

Pro země EU stanovuje udržitelný rámec hned několik strategických dokumentů. Nejdůležitějšími dokumenty jsou Směrnice evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze 23. října 2000 stanovující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (rámcová směrnice o vodách), Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES ze 16. prosince 2008 o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky a Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES ze dne 12. prosince 2006 o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu (European Commission ©2022).

Směrnice o vodách stanovuje členským zemím EU rámec pro jejich činnost v oblasti vodní politiky. Cílem směrnice je zabránit zhoršování stavu vodních útvarů povrchových i podzemních vod na území EU a dosáhnout jejich dobrého stavu, a to jak chemického, tak ekologického. Do této směrnice můžeme zařadit i snižování znečištění vodních útvarů skrz smyvy ze zemědělských polí. Článek 5 rámcové směrnice o vodách zmiňuje i přímo povinnosti přijmout opatření k prevenci a snižování znečištění povrchových a podzemních vod.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES ze 16. prosince 2008 o normách environmentální kvality (NEK) v oblasti vodní politiky stanovuje maximální povolené koncentrace látek v povrchových vodách. Mezi tyto látky můžeme zařadit i některé, s kterými se lze setkat i v problematice znečištění vod ze zemědělských odtoků. Závazek členských států popisuje článek 3, který stanovuje povinnost států přijmout veškerá opatření k zabránění překročení stanovených koncentrací znečišťujících látek pomocí NEK. Tato opatření se týkají i zamezení znečišťování vodních útvarů vodou ze zemědělských smyvů.

Další důležitá směrnice je Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES ze dne 12. prosince 2006 o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním jejich stavu. Tato směrnice stanovuje členským státům EU specifická opatření, jejichž cílem je předcházet znečišťování a zajistit kontrolu nad znečišťováním podzemních vod za pomoci kritérií pro hodnocení jejich dobrého chemického stavu. Taková opatření mohou být i zamezení přítoku zemědělských smyvů do podzemních vod.

Částečně do problematiky zasahuje i Směrnice Rady 91/676/EHS ze dne 12. prosince 1991 o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů (nitrátová směrnice). Cílem této směrnice je vymezit oblasti a vody, které mohou být dusičnany ohroženy. Smyvy ovlivňuje směrnice tak, že stanovuje řadu požadavků na zemědělské hospodaření, a to především ve zranitelných oblastech. Zranitelné oblasti definuje zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů (vodní zákon), v platném znění, v § 33 odstavci 1, písm a) jako: „*povrchové nebo podzemní vody, zejména využívané nebo určené jako zdroje pitné vody, v nichž koncentrace dusičnanů přesahuje hodnotu 50 mg/l nebo mohou této hodnoty dosáhnout*“ a písm b) jako: „*povrchové vody, u nichž v důsledku vysoké koncentrace dusičnanů ze zemědělských zdrojů dochází nebo může dojít k nežádoucímu zhoršení jakosti vody*“.

3.5.1.1 Meliorační stavby, významné krajinné prvky a mokřady

Pokud se jedná o stavbu s charakterem meliorace pozemku (jeho odvodnění či závlaha), řadíme tuto stavbu mezi vodohospodářské stavby dle zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů (vodní zákon), v platném znění (FUČÍK et al. 2021).

Mokřad je v ČR jedním z významných krajinných prvků (VKP) definovaných v zákoně č. 114/1992 Sb., České národní rady o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, v § 3 odst. 1, písm b) jako „*ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utváří její typický vzhled nebo přispívá k udržení její stability.*“ Rozhodnutí o registraci VKP vydává orgán ochrany přírody, neboť se nejedná o VKP registrovaný ze zákona. VKP registrované ze zákona jsou dle zákona o ochraně přírody lesy, vodní toky, rašeliniště, údolní nivy, rybníky a jezera.

3.5.1.2 Odpadní vody a kvalita vod

Česká republika je v hospodaření s vodou jedna z nejvyspělejších zemí EU. V roce 2020 bylo na kanalizaci končící čistírnou odpadních vod (ČOV) napojeno již 83,4 %.

Kvalita čištění odpadních vod se u nás na ČOV také každoročně zvyšuje. V roce 2020 dosahovalo terciálního stupně čištění 58,2 % ČOV, sekundární stupeň čištění plnilo 41 % ČOV a pouze primární stupeň čištění provádělo jen 0,8 % ze všech 2 795 sledovaných ČOV (CENIA, 2022).

Odpadní vodu u nás definuje zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů (vodní zákon), v platném znění, v § 38 odst. 1 jako : „*vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu) a jejich směsi se srážkovými vodami, jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod.*“ Dále za odpadní vody považuje tento zákon i vody vznikající při provozování skládek a odkališť nebo během následné péče o ně, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, jež odtékají do vod důlních.

Zákon dále definuje v § 39 závadné látky, které charakterizuje jako látky, jež mohou ohrozit jakost podzemních nebo povrchových vod. Závadné látky jsou vyjmenovány v příloze č. 1 vodního zákona a jedná se například o halogenové sloučeniny, organofosfátové sloučeniny, rtuť, kadmium, perzistentní minerální oleje a další. U vyjmenovaných závadných látek z této přílohy lze u smyvů z kravského výběhu předpokládat, že se zde mohou nacházet anorganické sloučeniny fosforu, elementární fosfor a dusitany. Bližší stanovení emisních limitů přípustného znečištění povrchových a vypouštěných odpadních vod, jejich měření a dodržování upravuje Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Již od 60. let 20. století se v ČR sleduje jakost tekoucích vod. Správné určení jakosti tekoucí vody a její rozřazení do jednotlivých tříd stanovuje ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod. Norma sleduje rozděluje povrchové tekoucí vody do 5 jakostních tříd a umožňuje porovnání kvality vody v různém čase a na různých místech.

3.5.1.3 Závlahová norma ČSN 75 7143

Jakost vody, které je potřeba dosáhnout pro její využití na zalévání, upravuje Závlahová norma ČSN 75 7143. Podmínky definované touto normou jsou, že voda využívaná pro závlahu nesmí nijak negativně ovlivnit zdravotní stav lidí ani zvířat, půdní vlastnosti, výši výnosu zemědělských plodin a nesmí být ohrožena ani jakost podzemních a povrchových vod a dalších složek ŽP.

Pro dodržení výše uvedených podmínek dělí závlahová norma vodu dle její jakosti do 3 tříd. V I. třídě jsou vody vhodné k závlaze. Tato voda je použitelná k závlaze bez omezení. Ve II. třídě jsou vody podmíněně vhodné k závlaze. Tato třída vod musí k závlaze splňovat definované podmínky a opatření, jež se stanovují pro každou lokalitu individuálně dle místních podmínek, charakteru znečištěných vod či způsobu zamýšlené závlahy. V poslední III. třídě jsou jakosti vod nevhodné pro závlahu. Aby bylo možné tuto vodu dle normy k závlaze použít, je nutné ji náležitě upravit, aby po úpravě svými vlastnostmi splňovala požadavky I. nebo II. třídy normy.

Upravená tabulka autorkou této práce vycházející ze závlahové normy o nejvýše přípustných hodnot ukazatelů jakosti je přiložena v příloze 1 této diplomové práce. Tabulka zobrazuje přípustné koncentrace sledovaných látek pro všechny 3 třídy jakosti závlahových vod a pro klasifikaci vod rozděluje sledované látky do 4 základních ukazatelů:

A – fyzikální ukazatele

B – chemické ukazatele

C – biologické ukazatele

D – ukazatele radioaktivity

U jednotlivých ukazatelů je vždy uvedena i jednotka přípustných koncentrací. Ukazatel radioaktivity (D) není v příloze 1 uveden, neboť nebyl v této práci sledován.

3.5.1.4 Podmínky chovu zvířat

Základní požadavky na živočišné produkty, veterinární péči o chovu a zdraví zvířat definuje zákon č. 302/2017 Sb., kterým se mění zákon č. 166/1999 Sb. o veterinární péči a o změně některých souvisejících zákonů (veterinární zákon), v platném znění.

Tento zákon upravuje povinnosti fyzických osob (FO) a právnických osob (PO), pravomoc a soustavu orgánů veřejné správy a další odborné veterinární činnosti.

Dle § 2 odst. 1, písm a) zahrnuje veterinární péče: „*péči o zdraví zvířat a jeho ochranu, zejména předcházení vzniku a šíření onemocnění přenosných přímo nebo nepřímo mezi zvířaty vnímavých druhů (dále jen „nákaza“) a jiných onemocnění zvířat a jejich thumení, ochranu zdraví lidí před nemocemi přenosnými ze zvířat na člověka*“. Dále zákon definuje podmínky, které je chovatel zvířat povinný splnit, a to v § 4 odst. 1 tohoto zákona. Jedná se především o podmínky pro prostředí chovaných zvířat, které musí vyhovovat jejich biologickým a fyzickým potřebám a nesmí ohrožovat jejich zdravotní stav. Dále jsou zde uvedeny povinnosti poskytnout odbornou veterinární pomoc zvířeti v případě potřeby, bránit vzniku a šíření nákazy, podávat zvířeti léčivé přípravky vázané na veterinární předpis a pouze dle pokynů veterinárního lékaře. Další písmena tohoto odstavce definují podmínky očkování proti vzteklině pro lišky, jezevce a psi chované v zajetí či nutnost dodržovat předpisy EU.

S chovem zvířat úzce souvisí i jejich ochrana, kterou upravuje zákon České národní rady č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, v platném znění. Povinnosti chovatele hospodářských zvířat jsou v tomto zákoně více specifikovány v § 12 odst. 1 až odst. 4. Zejména se tento paragraf více věnuje zajišťování životních podmínek hospodářských zvířat, životní pohodě zvířat, způsobilosti personálu se zvířaty pracující, kvalitou krmiva a ošetřováním zvířat zraněných nebo s příznaky onemocnění.

Minimální požadavky chovu upravuje vyhláška č. 208/2004 Sb., o minimálních standardech pro ochranu hospodářských zvířat, v platném znění. Popisuje a upravuje především zabezpečení výběhu, volnost pohybu hospodářských zvířat, umístění zvířat v zimním výběhu. Velmi podrobně se také zabývá ochranou různých kategorií skotu (věk do 6 měsíců telete, plemenici v přirozené plemenitbě či býci a jalovice).

4. CHARAKTERISTIKA STUDIJNÍHO ÚZEMÍ

4.1 Umělý mokřad na Azorských ostrovech

Tato práce si stanovila specifické cíle zmíněné výše v kapitole cíle práce a popisuje pouze malou část projektu LIFE4FARM, který vzniká ve spolupráci Technické univerzity v Liberci, Českou zemědělskou univerzitou (ČZU), společností DEKONTA a.s., univerzity University of Azores, IRIDRA Srl, Tartuskou univerzitou a univerzitou Las Palmas de Gran Canaria. Cílem celého projektu LIFE4FARM je vybudovat dva umělé mokřady na Azorských ostrovech a jeden pilotní na Středisku živočišné výroby Amálie, které by účinně řešily odstraňování polutantů ze zemědělských smyvů na lokalitě v ČR a na Azorských ostrovech. Tento projekt zahrnuje studii hodnotící potenciál i hrozby splachů ze zemědělské půdy s intenzivní pastvou skotu, a to jak z hlediska přívání živin do složek životního prostředí, tak i ohrožení veterinárními farmaky a jejich dalším vlivem na vodní povrchové i podpovrchové útvary a jejich jakost. Projekt se dále zaměřuje i na udržitelnost hospodaření z hlediska využívání místních nekonvenčních materiálů jako je například dřevní štěpka či využívání regionálních druhů rostlin pro čištění vody (především rákos).

V ČR bude v rámci projektu LIFE4FARM vybudován UM, který poslouží jako pilotní část projektu a bude zajištěn ČZU spolu s hydrologickým a hydrodynamickým modelem zvolené lokality. Univerzita dále navrhne i případnou modernizaci a další možnosti zefektivnění čistících technologií. Úkolem českého týmu bude vypracovat návrh udržitelných postupů pro odstraňování živin a farmak ze zemědělských odpadních vod na této lokalitě. Společnost DEKONTA a.s. provede terénní průzkum na obou lokalitách a dále zajistí testování a chemické analýzy budovaných UM. Celý projekt spravuje a řídí Technická univerzita v Liberci. Jejím úkolem je vypracovat studii o obsahu polutantů v povrchových a podpovrchových útvarech vod a půdních horizontech na zmíněných lokalitách včetně laboratorních testů. Kromě chemických analýz zajistí i analýzy biologické. Pro sledování mikrobiálního společenstva bude využito genetických metod sekvenování nové generace a PCR metody pro sledování zdravotně významných mikroorganismů.

Zároveň bude v rámci projektu LIFE4FARM vypracován návrh a dále realizace velkoplošného UM pro zadržování a čištění zemědělských splavenin na Azorských

ostrovech. Monitoringem čistících procesů a následně i vyhodnocením jejich účinnosti bude posouzen dopad UM na životní prostředí. Důležitým faktorem hodnocení bude zejména dopad na biologickou rozmanitost na lokalitách a biotu na stanovištích UM, se zaměřením především na mokřadní společenstva.

Projekt LIFE4FARMS bude hodnotit i svůj socioekonomický dopad, který bude sledovat prostřednictvím evaluace svého životního cyklu a udržitelnosti. Dále bude projekt využit jako „příklad dobré praxe“ a pro výtíování několika dalších lokalit, kde by bylo možné vybudovat podobné záměry, a to až do fáze studie proveditelnosti. Výsledky a data z celého projektu budou poskytnuty odborné veřejnosti a zájmovým skupinám napříč celosvětové úrovni. Největší důraz bude kladen na šíření nově získaných informací a poznatků v rámci Evropy.

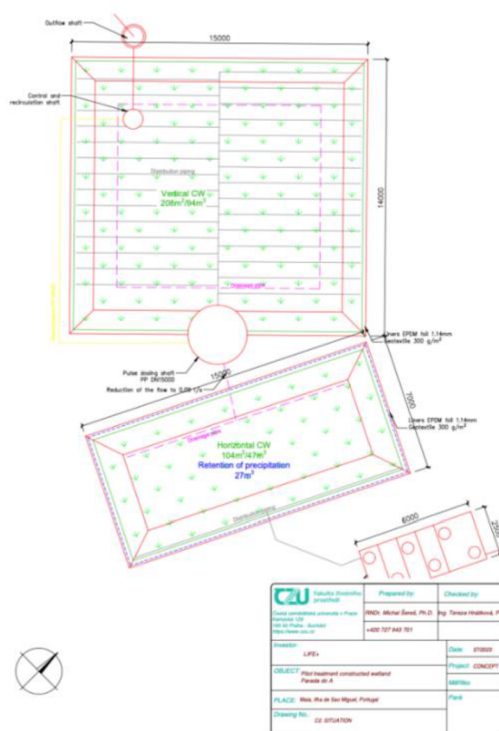
4.1.1 Umělý mokřad na ostrově São Miguel

Na ostrově São Miguel v souostroví Azor bude vybudován pilotní mokřad o celkovém objemu 141 m³ a jeho účelem bude čištění odpadních vod odtékajících z blízkého výběhu krav. Kravský výběh o rozloze 3 114 m² bude upraven tak, že na západní straně výběhu vznikne odvodňovací systém, který bude vodu sbírat a odvádět do sběrného místa (malé hluboké prohlubně o hloubce 0,5 m). Odtud se voda bude dostávat do vybudovaného UM. Toto zařízení bude hybridního typu. Odpadní voda bude přitékat nejdříve do septiku o velikosti 30 m³, který bude zastávat funkci jejího mechanického přečištění, zejména pak sedimentaci NL a zvláštní úpravu látek znečišťujících. U navrženého septiku se počítá s denním průtokem vody 7,9 m³. Celé zařízení bude rozděleno na 5 samostatných komor s přepady o celkových vnitřních rozměrech 6 x 2,5 m a výšce 2 m. Materiál na výrobu septiku bude plast nebo beton.

Dále bude odpadní voda vtékat do prvního UM horizontálního typu o aktivní hloubce 1,2 m. Tento mokřad bude dimenzován na 47,1 m³, nicméně v případě intenzivního deště 100 l/ha/s po dobu 15 min bude tento vyšší přítok vody zachycen v náhradním retenčním prostoru o objemu 28 m³. Filtrační vrstvy horizontálního filtru bude tvořit šterk o frakci 4–8 mm. UM bude navržen v hloubce cca 20 cm pod okolním terénem a umožní tak navýšit celkový objem o tento retenční prostor. V případě srážek o vyšší intenzitě, než na které je toto zařízení dimenzováno, bude přebytečná voda odváděna pryč bezpečnostním přepadem do nejbližšího vodního toku. Odtok z této nádrže bude opatřen redukcí, jejíž úkolem bude v nejranějším období po zprovoznění mokřadu

snížit celkový průtok této nádrže na 0,09 l/s. V případě potřeby bude možné do budoucna průtok v redukci zvýšit během prvního zkušebního roku provozu mokřadu.

Další sériově napojený UM vertikálního typu o celkovém objemu 94,2 m³ a hloubce 1,5 m. Do tohoto mokřadu bude voda z předešlé nádrže dávkována pulsním dávkováním. Vertikální filtr bude složen ze 3 funkčních vrstev. Svrchní část zařízení bude tvořit 5 cm silná vrstva kameniva o frakci 8–16 mm, na níž budou umístěny perforované rozvodné trubky z HT PP. Níže bude drenážní 0,6 m vysoká vrstva nenasyceného filtru s kamenivem o frakci 2–4 mm. Aerobní podmínky této části zařízení umožní účinné odbourávání amoniakálního a organického znečištění. Pod touto vrstvou bude horizontální filtr, který bude zcela zaplaven vodou, čímž se vytvoří anaerobní prostředí vhodné zejména k denitrifikaci a pro anaerobní likvidaci znečišťujících látek. Pod touto vrstvou bude kamenitá vrstva o frakci 4–8 mm o celkové mocnosti 0,05 m a bude mít přechodovou funkci. Nejspodnější vrstva o hloubce 0,2 m bude plnit odvodňovací funkci využitím odvodňovací sběrné drenážní trubky. Tento UM bude navíc vybaven recirkulačním čerpadlem, pro které bude nutné vybudovat elektrickou přípojku. Čerpadlo zajistí recirkulaci vody v případě delšího období bez deště a zajistí vyšší účinnost při odstraňování dusíku. Celý navržený UM na ostrově São Miguel je zobrazen na obrázku 7.



Obrázek 7: Situace umělého mokřadu na ostrově São Miguel (ŠEREŠ 2023).

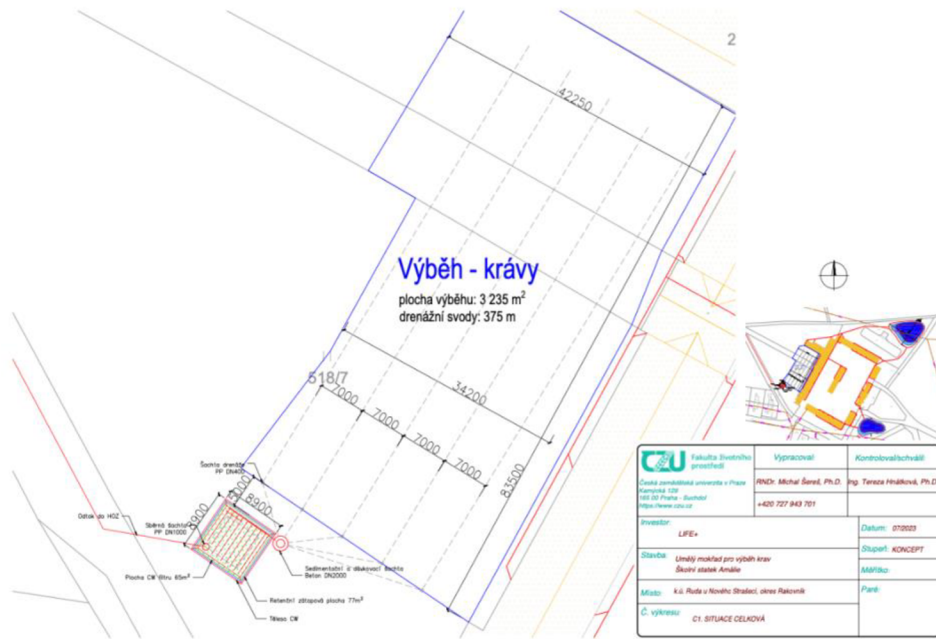
4.2 Navržený umělý mokřad na školním statku Amálie

Umělý mokřad na lokalitě Středisko živočišné výroby Amálie je navržen u výběhu pro krávy plemene Česká červinka na SZ straně statku Amálie – celkovou situaci na lokalitě vyobrazuje obrázek 8. Projektantem tohoto mokřadu je Mgr. Michal Šereš, Ph.D. Projekt počítá s podporou evropského dotačního programu a nese název LIFE4FARMS. Před samotným provedením stavby byla na lokalitě provedena průzkumná sonda a vsakovací zkouška dle platné normy 75 9010 Vsakovací zařízení srážkových vod. Na základě této zkoušky bylo zjištěno, že je na lokalitě velmi málo propustné prostředí, a to vlivem podloží (proterozoické břidlice a nadložní jíly). Neboť se ani po 4 dnech (100 hodinách) pokles vody nesnížil více jak o 19 cm, zkouška byla ukončena. Výsledkem zkoušky bylo zjištění, že v budovaném mokřadu na Amálii není možné vodu po přečištění rovnou zasakovat, ale je nutné ji rozlivem či rozstříkem odvést do okolního terénu.

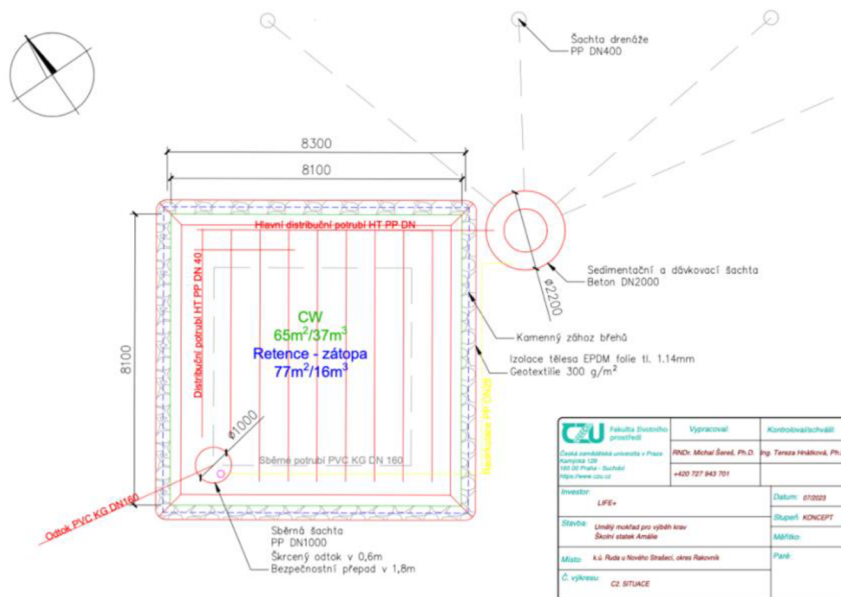
UM bude na lokalitě sloužit zejména k čištění smyvů z plochy výběhu krav z celkových 3 235 m². Přes tuto plochu bude vedeno 5 drenážních svodů umístěných 40 cm pod povrchem do kameniva o frakci 16–32 mm a šířce pásu 1 m. Tyto drenáže slouží k odvodu dešťových vod do UM za účelem jejich dočištění. V odváděných vodách se předpokládá vyšší přítomnost znečištění nutienty jako je dusík, fosfor či vápník a také možné zbytkové množství farmak vylučovaných skotem během veterinární léčby. Konstrukci objektu bude tvořit zejména hydroizolovaná nádrž v hloubce 1,9 m. V nádrži bude umístěn mokřadní filtr složený ze 3 hlavních vrstev. Nejspodnější vrstva o mocnosti 0,2 m bude tvořena hrubým kamenivem a spolu se sběrným potrubím tvoří drenážní část filtru. Na tuto vrstvu bude přiléhat anaerobní část filtru, která je zodpovědná za rozklad polutantů a denitrifikaci. Tato vrstva bude hluboká 0,5 m a bude ji tvořit kamenivo o frakci 4–8 mm.

Průtok budovaného mokřadu vertikálního typu je navržen na 0,035 l/s, odtok lze regulovat. Celkový objem mokřadu bude 36,7 m³. Objekt je členěn na dvě úrovně – horní úroveň je vyhloubena zhruba 30 cm pod povrchem a přidává celému objektu UM dodatečný a bezpečnostní retenční prostor o velikosti 15,6 m³. Celý projekt počítá s maximálními srážkami po dobu 15 minut s intenzitou 5 mm. Pokud by srážky dosahovaly takto vysokých hodnot, zajistí jejich postupné přečištění regulovaný průtok. Pokud by byly srážky intenzivnější, než na kolik je objekt navržen, bude přebytečná voda převedena skrze vybudovaný bezpečnostní přepad do odtoku a z něj

do nejbližšího odvodňovacího zařízení. Jako dostatečná doba zdržení je pro tento UM navržena doba 5,1 dní, což je dostatečně dlouhá doba k dosažení vysoké účinnosti čištění protékajících dešťových vod od polutantů jako jsou dusík či veterinární farmaka. V návrhu se počítá s vysazením rákosu (rod *Phragmites*) a chrostice rákosovité (*Phalaris arundinacea*). Celý objekt UM je vyobrazen na obrázku 8 a 9 a náklady pro jeho stavbu jsou vyčísleny na 1 066 333,59 Kč.



Obrázek 8: Celková situace (ŠEREŠ 2023).



Obrázek 9: Situace v detailu (ŠEREŠ 2023).

4.3 Farmaka využívaná k chovu krav na Amálii

Nejčastěji uváděné indikace k podávání antibiotik skotu se týkají léčby mastitidy, respiračních onemocnění, průjmů a zánětů dělohy. Pouze v 8 % případů jsou antibiotika využívána v rámci operačních zákroků a při léčbě sepse, infekce, zánětu pobřišnice, traumatické retikulitidy, ran, abscesů, zánětů močových cest, meningitidy, nefritidy, očního onemocnění a u potratů. U skotu převládá používání antibiotik k léčbě mastitidy zejména u dojnic (až 40 %). Je pravděpodobné, že rozsah používání antibiotik by se mohl snížit, pokud by existovalo širší povědomí a uplatňování pokynů o osvědčených postupech, jako je například směrnice o odpovědném používání léků v zemědělství (RUMA ©2023).

Léčiva	Perioda	Informace	Účinná látka
Oestrophan	pravidelně	Hormonový lék obsahující estrogen, který se používá v gynekologii a hormonální substituční terapii	Cloprostenolum (ut natrium)
Supergestran	pravidelně	Lék obsahující syntetické gestageny, které se používají v gynekologii a reprodukční medicíně	Lecirelinum
Ketink	2 krávy v roce 2021	Protizánětlivá léčba a léčba bolesti při onemocnění svalstva, kloubů a kostry	Ketoprofen
Naxel	2 krávy v roce 2021	Antibiotium k léčbě bakteriálních infekcí	Ceftiofur hydrochlorid
ADE-vit	2 krávy v roce 2021	Doplněk stravy obsahující vitaminy A, D a E, který se používá pro doplnění těchto vitamínů v organismu	Buthylhydroxytoluen
Menbuton	2 krávy v roce 2021	Trávicí potíže, intoxikace krmivem, anorexie, stimulace chuti k jídlu po nemoci nebo po operaci	Menbutonium

Tabulka 2: Farmaka aplikovaná na chovaných krávách ve Středisku živočišné výroby Amálie 2023.

Informace o aplikaci léčiv na sledované pastvě s červinkami na Středisku živočišné výroby Amálie poskytl pro tuto práci zootechnik Ing. Ivo Žďánský a jsou zobrazeny v tabulce 2 spolu s údajem o účinných látkách jednotlivých farmak. Poslední antibiotikum, léčivo Naxel, bylo (v čase vzniku této práce) v tomto chovu červinek podáno 2 kravám v roce 2021. Pravidelně dostávají krávy léky Oestrophan a Supergestran na bázi hormonů a syntetických gastogenů (lehce stravitelné látky zaměřené na léčbu trávicího traktu). Od dubna 2023 do ledna 2024, kdy probíhaly odběry smyvů na pastvě, bylo celkem 19 krav a jalovic inseminováno Oestrophanem a Supergestranem. Červinky jsou po celý rok ve sledovaném výběhu bez porostu, pouze regulovaně bývají vypouštěny na navazující travnaté výběhy. Během výzkumu této práce zůstávaly červinky pouze ve výběhu bez porostu, z něžž byly odebírány vzorky přes instalované odběrové zařízení. Ze stáda jsou pravidelně oddělováni býci starší 6 měsíců, kteří jsou odváženi do výkrmny v jiné části zařízení, kde jsou umístěni až po jejich odvoz na jatka.

5. METODIKA

Tato diplomová práce je rozdělena na teoretickou a praktickou část. První část je zpracována ve formě rešerše. Zabývá se především možnými technologiemi úpravy vod aplikovatelných v rámci úpravy smyvových vod z výběhu pro krávy, které lze u výběhu českých červinek na Chytré krajině Amálii využít a mají potenciál zabránit znečištění okolí farmaky a ostatními polutanty ze zemědělských smyvů.

Pro správné určení metody sběru popisuje, jak chov skotu v ČR dnes vypadá, a hlavně jaké polutanty se v zemědělských smyvech mohou vyskytovat (anorganické a organické polutanty, mikroorganismy a farmaka) včetně zohlednění množství DJ. Dále se tato část práce zabývá čistícími technologiemi, zejména kořenovými čistírnami odpadních vod (KČOV) či umělými mokřady (UM), jejich účinností a návazně i legislativním a normativním rámcem platným v ČR.

V druhé praktické části práce popisuje umělý mokřad navržený pro čištění smyvových vod v rámci managementu vod ve výběhu červinek na školním na Středisku živočišné výroby Amálii ČZU, uvádí sledované polutanty a popisuje způsob sběru a vyhodnocování vzorků. Dále práce popisuje jednotlivé kroky a analýzy provedené v laboratoři. Nakonec práce shrnuje výsledky výluhových zkoušek v laboratoři a určuje potenciální účinnost navrženého čistícího zařízení ve výběhu červinek na Středisku živočišné výroby Amálii. Cílem práce je posoudit efektivitu navrhovaného umělého mokřadu na základě porovnání se zahraničními zkušenostmi a technologiemi a případně navrhnout další řešení či inovace projektu, které by mohly zajistit lepší efektivitu čištění a přispět k eliminaci lokálního znečištění. Dále jsou výsledky výluhových zkoušek z lokality na Amálii porovnány se ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu. Cílem porovnání je zjistit, zda jakost smyvů ze zemědělské plochy splňuje dostatečnou jakost pro závlahu zemědělských plodin, a zda by bylo možné tímto způsobem vodu na lokalitě recyklovat. Fotografie použité v této práci byly pořízeny autorem v období duben 2023 – únor 2024.

5.1 Odběr vzorků na lokalitě

Odběry vzorků probíhaly od srpna 2023 do února 2024. Celkem bylo provedeno 16 odběrů smyvů z výběhu červinek. Pro možnost odebrání smyvů z kravského výběhu bylo nejprve zapotřebí vybudovat odběrové zařízení – vaničku, kam bude při dešťových událostech voda z pastvy stékat a bude zde zadržena až do doby odběru

vzorku. Instalace vaničky ve výběhu proběhla 10.7.2023 za přítomnosti pana projektanta Ing. Luboše Bárty. Hotová odchyťová vanička na odběr vzorků je zobrazena na obrázku 10.



Obrázek 10: Instalace vaničky u výběhu krav Českých červinek na Středisku živočišné výroby Amálie 2023 (foto Ing. Luboš Bárta).

Z tohoto odběrového zařízení již bylo možné smyvy odebírat, neboť se zde voda po dešti zachytila a nějakou dobu vydržela. Samotné odebírání vzorků probíhalo odebráním nashromážděných smyvů do plastových vzorkovnic. Takto byly vzorky přepraveny v chladicí nádobě do laboratoře na ČZU.

5.2 Analýza odebraných vzorků v laboratoři

Poté, co byly vzorky smyvů na lokalitě výběhu krav odebrány z odběrového zařízení, putovaly do hydrochemické laboratoře D214 na Fakultě životního prostředí na ČZU. Zde byly převáženy v chladničce při teplotě 4 stupně Celsia. Následně byly vzorky zamrazeny a později byly analyzovány. Ve vzorcích byly sledovány koncentrace TOC (celkový organický uhlík), N-NO₃⁻ (dusičnany), N-NH₄⁺ (amonný iont), N-NO₂⁻ (dusitany), TN (celkový dusík), N organický, TP (celkový fosfor), pH a konduktivita.

Pro analýzy byly v laboratoři využity analyzátor TOC/TN Skalar Formacs^{HT} verze HTAccess 3.xx, konduktometr WWT inoLab Cond 7110, pH metr EutechTM pH 700 Meter, konduktometr Eco IC od společnosti Metrohm, spektrofotometr Agilent Cary 60 UV-Vis, spektrofotometr Hach DR1900 a termostat Hach DRB 200, testy CHSK LCI 400 o detekci 0–1000 mg/l a respirometrický systém pro měření BSK WTW OxiTop®-i IS.

5.2.1 Úprava odebraných vzorků

Nejprve bylo zapotřebí z odebraných výluhů vytvořit nefiltrované vzorky i filtrované vzorky s menší koncentrací látek. U filtrovaných vzorků se provedlo ředění v poměru 1:10 s demineralizovanou vodou. Do 50ml baňky bylo přidáno 5 ml takto upraveného tekutého vzorku výluhu a 45 ml demineralizované vody a obsah byl jemně ručně promíchán. Nefiltrované vzorky byly využívány pouze pro stanovení pH, konduktivity, BSKs a množství TP. Baňky o objemu 50 ml s filtrovaným vzorkem i zkumavky o objemu 50 ml s nefiltrovaným vzorkem zobrazuje fotografie z laboratoře na obrázku 11. Výsledky z ředěných vzorků bylo potřeba znovu přepočítat do stavu před ředěním.



Obrázek 11: Příprava vzorků před analýzou (foto autor).



Obrázek 12: Měření vzorků smyvu na konduktometru a pH metru (foto autor).

5.2.2 Měření konduktivity a hodnoty pH

Pro tuto analýzu byly využity neředěné vzorky ve zkumavkách o objemu 50 ml. Pro měření konduktivity byl použit stolní konduktometr WWT inoLab Cond 7110. Do vzorku byly vloženy elektrody a následně byla odečtena hodnota konduktivity. Mezi každým měřením byla elektroda opláchnuta destilovanou vodou. Podobný postup probíhal při zjišťování hodnoty pH. Měření pH bylo provedeno pomocí pH metru Eutech™ pH 700 Meter. Fotografie celkové aparatury je zachycena na obrázku 12.

5.2.3 Stanovení CHSK a BSK₅

Stanovení CHSK probíhalo pomocí testu LCI 400 o detekci 0–1000 mg/l CHSK. Termostat Hach DRB 200 byl rozehrán na 148 stupňů Celsia. Do každé testovací kyvety byly odpipetovány 2 ml nefiltrovaného naředěného vzorku. Zavřené a promíchané kyvety byly vloženy na 2 hodiny do rozehrátého termostatu. Oxidované látky v kyvetě reagují s dichromanem draselným a kyselinou sírovou za přítomnosti katalyzátoru síranu stříbrného. Po uplynutí této doby se kyvety nechaly vychladnout a následně se nechaly přechlást. Vyhodnocení probíhalo na spektrofotometru Hach DR1900 na základě intenzity žlutého zbarvení způsobeným ionty Cr³⁺.

Měření BSK₅ probíhalo v neředěných a nefiltrovaných vzorcích. Do 164 ml vzorku v tmavé sklenici byly přidány 2 ml bakterií, 3 kapky inhibitoru, 2 krystaly hydroxidu sodného (NaOH) a míchátko. Pro zátkování láhve byl použit systém pro měření BSK WTW OxiTop®-i IS 6. Takto uzavřené láhve byly přemístěny na dobu 5 dní do termostatického boxu a zde byly uchovávány při teplotě 20 stupňů Celsia. Po uplynutí této doby byla z měřicí zátky určena hodnota BSK₅.

5.2.4 Iontová chromatografie

Iontová chromatografie je speciální technika vyvinutá pro separaci anorganických iontů a organických kyselin. V práci byla použita pro stanovení množství N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ a TN. V laboratoři byl využit konduktometr Eco IC od společnosti Metrohm. Do přístroje byly vloženy vzorky ve zkumavkách. Iontově výměnná chromatografie probíhá na iontoměničích. Při tomto způsobu chromatografie zachycuje sorbent určitý typ iontů výměnou za jiný iont. Separace probíhá na principu soutěžení ionexu o tyto ionty. K detekci jednotlivých iontů se používá měření vodivosti nebo absorpce UV.

5.2.5 Spektrofotometrie

Určování amonných iontů N-NH₄ probíhalo na spektrofotometru Agilent Cary 60 UV-Vis. Nejprve bylo zapotřebí vzorky pro spektrometrii náležitě připravit. Pro správnou funkci spektrometru bylo zapotřebí vytvořit i „nulový vzorek“. Tento vzorek je čistým rozpouštědlem (v našem případě pouze voda s vybarvovacím činidlem a alkalickým roztokem) a slouží k nastavení nulové hodnoty na spektrometru. Spektrometr dokáže díky nulovému vzorku rozlišit mezi světlem, které vzorek absorbuje, a pozadím absorpce, jež je způsobena samotným rozpouštědlem. Na základě těchto dat poté probíhá samostatné měření absorpce sledovaného vzorku.

Pro stanovení vlastností vzorků pomocí spektrofotometrie byly použity zkumavky a 1 „nulový vzorek“. Do každé zkumavky byly pipetou přidány 4 ml naředěného vzorku smyvu, dále bylo přidáno 0,4 ml vybarvovacího činidla, dále 0,4 ml alkalického roztoku, a nakonec byla do zkumavky přidána destilovaná 0,2 ml. Takto připravené roztoky byly ručně zamíchány na míchačce a nechaly se stát 60 minut ve tmě. Po této době se vzorky zabarvily, jak je vidět na fotografii na obrázku 13.



Obrázek 13: Obarvené vzorky s činidlem včetně nulového vzorku (foto autor).

Pro samotné měření amonných iontů N-NH_4 byly využívány skleněné 1 cm kyvety, vhodné pro měření při vlnové délce 655 nm. Do přístroje byly vkládány vždy 2 vzorky zároveň. V první kyvetě byl „nulový vzorek“ pro správnou funkci přístroje, ve 2. kyvetě byl měřený připravený vzorek. Výsledek měření byl zobrazen na digitálním displeji během několika vteřin. Neboť se pracovalo s ředěným vzorkem v poměru 1:10, bylo potřeba konečný změřený výsledek vynásobit 10.

Příprava vybarvovacího činidla a alkalického roztoku

Vybarvovací činidlo bylo připraveno předem. Do baňky o velikost 0,5 l bylo přidáno 65 g salicylanu sodného a 65 g dihydrátu citronanu trisodného, které se zde nechali rozpustit. Až po úplném rozpuštění látek byl přidán nitroprusid sodný v celkovém množství 0,475 g a opět bylo zapotřebí počkat až do úplného rozpuštění a smíchání látek. Nakonec byl roztok doplněn demineralizovanou vodou na objem 0,5 l. V této podobě bylo činidlo hotové a bylo zapotřebí jej uchovávat v lednici v tmavé láhvi.



Obrázek 14: Vybarvovací činidlo a alkalický roztok v tmavých láhvích (foto autor).

Alkalický roztok bylo také zapotřebí připravit před samotnou spektrofotometrií. V demineralizované vodě o objemu 250 ml bylo rozpuštěno 16 g hydroxidu sodného. Tento roztok byl následně ochlazen na teplotu místnosti a byl do něj přidán 1 g dihydrátu dichlorisokyanuranatanu sodného. Posléze byla tato látka přelita do odměrné baňky o objemu 0,5 l a do tohoto objemu byla i doplněna demineralizovanou vodou. Hotový alkalický roztok byl uchováván v lednici v tmavé láhvi. Alkalický roztok i vybarvovací činidlo využitě při analýze zobrazuje obrázek 14.

5.2.6 Stanovení celkového organického uhlíku

K určení množství TOC ve vzoru byl využit analyzátor TOC/TN Skalar Formacs^{HT} verze HTAccess 3.xx pracující na principu vysokoteplotního katalytického spalování. Do přístroje byly vloženy ředěné a nefiltrované vzorky ve zkumavkách. Vzorky pro určení TOC byly v analyzátoru nejprve okyseleny a promíchány za účelem odstranění anorganického uhlíku (IC) a vytěsnitelného organického uhlíku (POC). Dále byly nastříknuty do vysokoteplotního reaktoru, kde všechn přítomný organický i anorganický uhlík oxiduje při teplotě 750–950 °C (teplota je určena na základě využitého katalyzátoru) na plynný CO₂ (oxid uhličitý) a dusík vázaný v chemických

vazbách se přeměňuje na NO (oxid dusnatý). Detekce dusíku byla provedena pomocí chemiluminiscenčního detektoru. Zde se míchá NO s ozónem a vytváří formu oxidovaného dusíku (NO₂), který se rychle rozpadá. Při jeho rozpadu vzniká světlo o nízké intenzitě, jež dokáže zachytit fotonásobič přístroje. Na základě intenzity světla přístroj vyhodnotil jednotlivá měření.

5.2.7 Stanovení celkového fosforu

Pro stanovení TP byla využita také spektrofotometrická metoda na spektrofotometru Agilent Cary 60 UV-Vis. Stabilizace vzorků proběhla pomocí 1 ml 4,5 M kyseliny sírovové (H₂SO₄), která byla přidána do 40 ml odebraných nefiltrovaných vzorků, jak je zobrazeno na fotografii na obrázku 15. Poté bylo do takto konzervovaných vzorků přidáno 4 ml peroxidisíranu. Tento roztok se následně vařil 30 minut. Pro udržení objemu roztoku během varu na 20–30 ml byla využívána demineralizovaná voda.

Po uplynutí doby varu se nechal roztok vychladnout a přelil se do odměrných baněk o objemu 50 ml. Do baňky byly dále přimíchány 2 ml roztoku molybdenanu amonného a 1 ml kyseliny askorbové. Vzniklý roztok byl doplněn o demineralizovanou vodu po rysku 50 ml. Po 15 minutách měl roztok modré zbarvení a byl změřen TP v 1cm kyvetě při 880 nm na spektrofotometru Agilent Cary 60 UV-Vis.



Obrázek 15: Stabilizace fosforu ve vzorcích pomocí kyseliny H₂SO₄ (foto autor).

6. VÝSLEDKY PRÁCE

6.1 Výluhová a vsakovací zkouška odebraných vzorků vod a půdy

6.1.1 Výluhová zkouška

První výluhové zkoušky byly na lokalitě provedeny 30.5.2023 odběrem vzorků zeminy. Vzorky byly odebrány v hloubce do 0,1 m a v hloubce 1,3 – 2,5 m, poté byly zpracovány laboratoří Ústí nad Labem. Výsledné hodnoty sledovaných parametrů, až na limitní hodnoty TOC, vyhovují většině limitních hodnot dle výluhových tříd, což jsou limitní hodnoty ukazatelů vybraných a sledovaných chemických látek uvolněných do prvního vodného výluhu (Věstník MŽP, 2002) dle přílohy č. 10 vyhlášky č. 273/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění. Dle výsledku výluhové zkoušky zeminy oba odebrané vzorky půdy převyšují v hloubce 0,1 m i v hloubce 1,3 – 2,5 m limitní hodnoty TOC a výluhovou tříd IIB.

6.1.2 Vsakovací zkouška

Vsakovací zkouška proběhla ve dnech 30.5.–3.6.2023. Test ukázal, že lokalita je velmi málo propustná kvůli složení podloží (proterozoické břidlice a nadložní jíly). Koeficient propustnosti dosahoval hodnoty 10^{-9} m/s. I po 4 dnech (100 hodinách) se hladina vody snížila pouze o 19 cm, což vedlo k ukončení testu. Závěr testu naznačil, že v mokřadu na Amálii není možné vsakovat vyčištěnou vodu, ale je nezbytné ji rozlít nebo rozstříkat do okolního terénu.

Za předpokladu, že výběh krav na Středisku živočišné výroby Amálie má 3 235 m² a že projekt UM předpokládá s celkovým ročním úhrnem srážek 450 mm, by mohlo za rok spadnout na pastevní plochu 1 455 m³ vody.

6.2 Výsledky analytického rozboru vzorků

Účelem této práce je posouzení kvality vod pocházejících ze smyvů z pastvin pro jejich další využití. Výsledné koncentrace sledovaných znečišťujících látek ve sledovaném období výrazně kolísají v závislosti na využívání pastvin a na změnách klimatických podmínek v průběhu roku.

6.2.1 Porovnání výsledků odběrů s normou ČSN 75 7221

Kvalita vod byla vyhodnocena na základě normy pro povrchové vody ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod. V období srpen 2023 – únor 2024

bylo odebráno celkem 16 vzorků vody, ve kterých byly zjištěny koncentrace znečišťujících látek TOC, N-NH₄, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, TP a TN (tabulka 3) a stanoveny hodnoty BSK₅, CHSK a elektrolytické konduktivity (tabulka 4). Výsledné hodnoty byly porovnány s limitními hodnotami uvedenými v této normě.

Dle normy ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod lze hodnoty vody klasifikovat na základě 11–24 měření, kdy hodnota měření nesmí být přesazena v 90 % měření. U rozpuštěného kyslíku je naopak nutné 90 % překročení. Celkově norma sleduje 65 ukazatelů, které dělí dle ukazatelů do skupiny obecné, chemické, fyzikální, organické látky, kovy a metaloidy, mikrobiologické a biologické ukazatele a radiologické ukazatele. Dále tato norma dělí kvalitu vodu do 5 tříd kvality.

- I. Neznečištěná voda
- II. Mírně znečištěná voda
- III. Znečištěná voda
- IV. Silně znečištěná voda
- V. Velmi silně znečištěná voda

Výsledná třída se určuje podle nejnepříznivějšího zařazení dle sledovaných ukazatelů (MIČANÍK et al. 2017).

Zjištěné hodnoty TOC se u odebraných vzorků pohybovaly v rozmezí 158,1–916,81 mg/l. Všechny tyto hodnoty mnohonásobně přesahují limitní hodnotu 20 mg/l pro zařazení vod do V. třídy kvality. S ohledem na výsledky analýzy se jedná o vodu velmi silně znečištěnou.

Zjištěné množství N-NH₄⁺ se pohybuje v intervalu hodnot 0,03–10,97 mg/l. Přestože 10 hodnot koncentrací naplňuje požadavky pro splnění třídy I.–IV. normy (interval hodnot <0,2–<1,6 mg/l), celkově se jedná o vodu silně znečištěnou spadající do V. jakostní třídy. Důvodem je skutečnost, že 37,5 % (6/16) vzorků výrazně převyšuje hodnotu 1,6 mg/l.

Hodnoty koncentrací N-NO₂⁻ se pohybovaly v rozmezí 0,01–0,73 mg/l. Přestože většina výsledků naplňuje limity pro I.–II. jakostní třídu, s ohledem na četnost výskytu vysokých naměřených hodnot ve zbývajících vzorcích spadají tyto vody do kategorie velmi silně znečištěných vod (V. třída kvality).

Největší rozdíl koncentrací ve sledovaném období vykazují hodnoty N-NO₃⁻. Stanovené hodnoty se nacházejí v rozmezí 0,07–28,72 mg/l. Celkem 6 vzorků splňuje

I. třídu kvality ($<2,5$ mg/l) a 2 vzorky lze zařadit do II. třídy kvality (<5 mg/l). Všechny vzorky zařazené do I. třídy byly zjištěny v chladném období roku, kdy byla nejnižší intenzita využívání pastvin a také nižší bakteriální aktivita. Zbýlých 8 vzorků spadá kvalitou do III.–V. třídy kvality. Z těchto vzorků celkem 18,75 % (3/16) vykazovalo hodnotu výrazně vyšší než limit pro V. třídu (≥ 12 mg/l). Z toho důvodu lze vody klasifikovat jako velmi silně znečištěné.

Ve sledovaném období docházelo ke kolísání hodnot dusíkatých látek, což se projevilo zejména u koncentrací $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ a $N-NH_4^+$. Důvodem výrazného rozkolísání hodnot by mohla být přítomnost krav ve výběhu, kdy lze vyšší hodnoty přisuzovat intenzitě využívání pastvin v letních měsících. Hodnoty dusičnanů v zimních měsících vykazovaly nižší hodnoty než v letním období, naopak u $N-NH_4^+$ byly zjištěny nejvyšší koncentrace. Důvodem může být absence slunečního svitu k zajištění fotooxidace $N-NH_4^+$ na dusičnany či nižší aktivita rozkladných bakterií.

Obsah SO_4^{2-} ve smyvech se pohyboval v hodnotách 38,52–409,7 mg/l. Vzhledem k tomu, že více jak 90 % vzorků (93,75 %) vykazovalo hodnoty menší než 400 mg/l, lze tyto vody zařadit do IV. třídy kvality.

Velmi vysoké koncentrace byly zjištěny u TN, kdy se naměřené hodnoty pohybovaly v rozmezí 18,6–103,84 mg/l, tj. výrazně nad limitní hodnotou pro zařazení do V. třídy kvality vod (≥ 14 mg/l).

Jako velmi silně znečištěná se ukázala voda i v případě zjištěného množství TP. Hodnoty koncentrací celkového fosforu se pohybovaly v rozmezích 1,34–50,27 mg/l, s průměrnou hodnotou 16,19 mg/l. Jedná se o hodnotu, která mnohonásobně převyšuje stanovený limit pro V. jakostní třídu ($\geq 0,6$ mg/l).

Na základě porovnání hodnot sledovaných ukazatelů jakosti bylo zjištěno, že vody pocházející ze smyvů z pastvin jsou velmi silně znečištěné a odpovídají V. třídě kvality.

Analytický rozbor odběrů smyvů												
Číslo vzorku	Datum odběru	Datum měření	TOC (mg/l)	TN (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N org. (mg/l)	pH	TP (mg/l)
Vz957	02.08.2023	08.08.2023	841,01	99,46	288,18	0,61	25,42	383,53	1,38	72,05	8,05	1,95
Vz958	04.08.2023	08.08.2023	155,61	53,26	288,25	0,73	23,24	385,54	1,47	27,82	8,12	1,98
Vz970	09.08.2023	17.08.2023	540,23	44,23	187,57	0,64	4,92	228,61	0,35	38,32	8,37	1,34
Vz980	01.08.2023	02.08.2023	916,81	103,84	262,70	0,01	28,72	409,70	10,83	64,29	8,46	5,83
Vz1021	19.09.2023	12.10.2023	462,44	35,82	236,72	0,12	6,43	219,68	1,52	27,75	8,36	11,05
Vz1022	03.10.2023	12.10.2023	462,29	35,56	250,22	0,75	5,71	204,49	0,03	29,08	8,33	12,65
Vz1023	19.09.2023	19.10.2023	420,63	39,30	250,94	0,10	7,31	230,26	2,17	29,72	8,64	12,30
Vz1024	03.10.2023	19.10.2023	385,05	31,81	230,98	0,01	6,85	189,00	0,68	24,28	8,42	16,63
Vz1025	13.10.2023	19.10.2023	424,60	33,96	253,36	0,09	3,41	202,15	1,25	29,22	8,40	14,81
Vz1070	01.11.2023	28.11.2023	477,26	38,20	303,60	0,14	9,34	222,09	1,00	27,72	8,35	16,06
Vz1071	03.11.2023	28.11.2023	476,50	36,08	240,27	0,72	1,05	164,24	0,97	33,33	8,29	16,04
Vz1075	14.11.2023	28.11.2023	461,72	33,33	236,46	0,71	0,84	153,91	0,61	31,16	8,27	5,33
VZ1	01.02.2024	07.02.2024	403,60	48,60	155,40	0,01	0,16	95,58	10,97	37,47	8,26	50,27
VZ2	12.12.2023	07.02.2024	330,60	37,40	146,60	0,01	0,07	143,18	7,82	29,50	8,31	37,45
VZ3	03.01.2024	07.02.2024	187,20	21,60	87,12	0,01	0,09	52,30	5,18	16,33	8,37	34,24
VZ4	06.02.2024	07.02.2024	158,10	18,60	62,40	0,01	0,38	38,52	4,83	13,39	8,22	21,18
Aritmetický průměr			443,98	44,44	217,55	0,29	7,75	207,67	3,19	33,21	8,33	16,19
Aritmetický průměr ze 3 nejvyšších hodnot					293,34			392,92			8,51	

Tabulka 3: Analytický rozbor smyvů z výběhu krav na Amálii.

Naměřené hodnoty konduktivity se pohybovaly v rozmezích 105,2 – 476 mS/m. Celkově byla hodnota konduktivity měřena u 7 odběrů. Vzhledem k tomu, že se 5 hodnot ze 7 pohybovalo nad limitní hodnotou 160 mS/m, spadají tyto vody do V. třídy jakosti. Vysoká konduktivita přímo souvisí s vysokým stupněm znečištění vod.

U několika vzorků byly kromě výše uvedených ukazatelů sledovány i hodnoty CHSK_{Cr} a BSK₅, které charakterizují přítomnost znečišťujících látek ve vodách. Analýzou smyvových vod byly zjištěny hodnoty koncentrací CHSK_{Cr} v rozmezí 281–1010 mg/l a BSK₅ v hodnotách 253,32–468,86 mg/l. V obou případech se jedná o několikanásobně vyšší hodnoty, než je mezní hodnota V. třídy kvality vody (≥ 15 mg/l pro BSK₅ a ≥ 60 mg/l CHSK_{Cr}). Tyto hodnoty korelují s vysokými hodnotami ostatních sledovaných znečišťujících látek.

Kromě výše uvedených ukazatelů byl dále hodnocen poměr BSK₅/CHSK_{Cr}, který určuje podíl biologicky odbouratelných organických látek a určuje míru jejich škodlivého účinku. Zjištěné hodnoty, které se pohybují v intervalu 0,35 – 0,46 mg/l, naznačují, že biologicky odbouratelné látky představují méně než polovinu celkových organických látek ve smyvových vodách, což znamená, že tato voda obsahuje relativně malé množství biologicky rozložitelných látek.

Číslo vzorku	Datum odběru	Konduktivita (ms/m)	CHSK _{Cr} (mg/l)	BSK ₅ (mg/l)	BSK ₅ /CHSK _{Cr} (mg/l)
Vz1023	19.09.2023	288	–	–	–
Vz1024	03.10.2023	282	–	–	–
Vz1025	13.10.2023	292	–	–	–
VZ1	02.01.2024	238	1010	468,86	0,46
VZ2	12.12.2023	476	724	253,32	0,35
VZ3	03.01.2024	130,30	359	124,44	0,35
VZ4	06.02.2024	105,20	281	–	–
Aritmetický průměr		258,79	593,5	282,21	0,39

Tabulka 4: Analytický rozbor odběrů smyvů CHSK_{Cr} a BSK₅.

6.2.2 Porovnání výsledků odběrů s normou ČSN 75 7143

Kompletní popis normy ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu je blíže v této práci popsán v kapitole 3.5.1.3 a upravená verze normy je přiložena v příloze 1. Třída jakosti vody se stanovuje na základě aritmetického průměru ze 3 nejvyšších hodnot sledovaných parametrů uvedených v tabulkách 3 a 4 v porovnání se závlahovou normou v příloze 1. V rámci této práce byly sledovány hodnoty pH, SO₄²⁻ a Cl⁻.

Ukazatel pH s aritmetickým průměrem 8,51 spadá do II. jakostní třídy. Důvodem vyšších hodnot pH je přítomnost značného množství N–NH₄⁺ ve smyvech. Amoniakální dusík reaguje s vodou za vzniku amonných a hydroxidových iontů, které zvyšují pH prostředí, protože jsou zásaditější.

Hodnota koncentrace Cl⁻ v úrovni 293,34 mg/l stanovaná na základě aritmetického průměru ze 3 nejvyšších hodnot řadí kvalitu vody do I. jakostní třídy.

Nejvyšší hodnoty sledované v závlahové normě vykazovaly SO₄²⁻, které při průměrné hodnotě 392,92 mg/l, spadají do III. jakostní třídy, tzn. mezi vody nevhodné k závlaze.

S ohledem na výsledky analýz lze hodnotit jakost vody jako nevhodnou pro závlahu, a to z důvodu vysokého obsahu SO₄²⁻. Jistým řešením by mohlo být využití anaerobních mikroorganismů, které mají schopnost přeměnit sírany na sulfidy. Z tohoto ohledu je potřeba navrhnout na lokalitě vhodné opatření pro čištění odpadních vod. Bez přečišťování smyvových vod hrozí na lokalitě a jejím okolí znečišťování povrchových i podzemních vodních útvarů, což může mít dlouhodobě negativní vliv na místní ekosystémy.

6.3 Určení účinnosti umělého mokřadu

Účinnost čištění mokřadů závisí na mnoha podmínkách, zejména pak na klimatu, ve kterém je mokřad budován, nadmořské výšce, na vegetaci, jíž je osázen, na celkové době zdržení vody v mokřadu či na materiálu použitého substrátu a na velikosti frakce tohoto materiálu. Svoji roli zde hraje i průtok mokřadem, okysličení, pH a konduktivita vody. Účinnost čisticí funkce mokřadu se zjišťuje v % z jakosti vody do mokřadu vstupující a vody, kterou mokřad opouští. Vhodný výběr a správné uspořádání filtračního materiálu a filtračního pole může zásadně ovlivnit výslednou účinnost projektovaných UM.

Ve studii KOTTI et al. 2010 porovnávající různé parametry demonstrativně vybudovaných UM bylo zjištěno, že pro účinné snížení obsaženého celkového dusíku, fosforu, amoniaku a BSK i CHSK je ideální doba zdržení v mokřadu 14 dní v teplejším klimatu (průměrná teplota více než 15 stupňů Celsia). Naopak ve studenějších oblastech vykazují mokřady stejné účinnosti čištění až po 20denním zdržením vody v mokřadu (při průměrných teplotách pod 15 stupňů Celsia). Celková 14denní lhůta zdržení vody je účinná pro odstranění velkého množství dusíku a fosforu, 20denní lhůta je navíc účinná i na odstranění orthofosfátů z vody. Z vegetace se nejvíce osvědčily orobince (*Typha sp.*), neboť prokázaly vyšší účinnost pro odstranění BSK a fosforu z odpadní vody. Studie také doporučuje lichoběžníkový tvar nádrže a jako ideální substrát doporučuje jíl místo písku.

V řecké studii od PAPA EVANGELOU et al. 2016 sledující vlivy konstrukčních a provozních parametrů 3 malých mokřadů v univerzitním areálu Národní polytechnické univerzity v Aténách došel tým vědců k závěru, že osázené jednotky UM mokřadů vykazují lepší výsledky pro odstraňování organických látek a fosforu než jednotky bez využití vegetace. Výjimkou je pouze dusík. Studie také potvrzuje, že lepších výsledků čištění dosahovaly sledované UM v teplejším ročním období. Další závěr studie je zdůraznění dlouhodobého udržitelného provozu UM v univerzitních areálech a jejich vysokou účinnost a efektivitu (PAPA EVANGELOU et al. 2016).

Jako problém využívání pouze horizontálního nebo vertikálního prodění v UM se jeví, že každý z nich je účinný pro odstranění jiného znečištění. Zatímco vertikálně protékaný UM prokazuje vyšší účinnost při nitrifikaci dusíku v aerobním prostředí (přeměna amoniakálního dusíku na dusičnany), tak u horizontálně protékaný UM dochází v anaerobních podmínkách k denitrifikaci dusičnanů, a to až na plynný dusík.

Kombinace obou druhů mokřadů (vertikálního i horizontálního) lze dosáhnout vyššího čistícího účinku především při odstraňování dusíku. UM, jež kombinují a využívají oba možné způsoby čištění, nazýváme jako „hybridní“ (MLEJNSKÁ et al. 2016).

Účinnost tohoto hybridního systému UM potvrzují i autoři YE et al. 2009 ve své studii. V Číně, kde studie vznikla, se posledních několik desítek let objevuje větší tlak na ochranu tavných vodních zdrojů. Největší pozornost byla věnována dusíku, neboť se do přirozeného vodního toku dostává ve velkých koncentracích z vypouštěných odpadních vod. V malých čínských obcích se často využívají jednoduché UM. Tyto malé čistírny vykazují vysokou účinnost pro odstranění uhlíkatých látek z vypouštěných vod, nicméně nejsou dostatečně účinné pro odstraňování dusíku. Autoři studie navrhli hybridní systém, který kombinoval hned několik běžně využívaných technických opatření. Tento systém se skládal ze 3 stupňů čištění. První a poslední stupeň čištění tvořily UM obdélníkového tvaru s horizontálním povrchovým a podpovrchovým prouděním vody. Druhý stupeň se od ostatních lišil tvarem (kruhový), volnou hladinou a také třívrstevným prouděním vody. Mezi prvním a druhým stupněm čištění byla voda vedena kaskádově, což umožnilo její okysličení a zvýšil se tak proces nitrifikace ve druhém stupni čištění (YE et al. 2009).

Tento hybridní mokřad byl dále osázen orobincem úzkolistým (*Typha angustifolia*), tisovcem vystoupavým (*Taxodium ascendens*), či travinou skřípincem trojhranným (*Schoenoplectus trigueter*). Průměrná účinnost dosáhla hodnoty 89 % pro celkové suspendované látky, 85% účinnosti pro CHSK, 83 % pro odstranění amoniakálního i celkového dusíku a 64 % pro celkový fosfor. Výsledky práce prokázaly, že hlavními a účinnými mechanismy UM pro odstranění dusíku jsou nitrifikace a denitrifikace (YE et al. 2009).

Jiná turecká studie AYAZ et al. 2012 se zabývala především efektivitou čištění fosforu umělými mokřady. Tým vědců si vytvořil hybridní UM, který měl čistit odpadní vodu pro zhruba 30 lidí. UM měl sériově zapojené vertikální i horizontální čištění. Odpadní voda byla nejdříve přivedena do prvního stupně čištění, kde probíhalo horizontální čištění pomocí gravitace. Přítok i vypouštění vody bylo do této části mokřadu čerpáno postupně po dávkách pomocí čerpadla. Větší účinnost pro odstraňování fosforu se zde prokázala u menší nádrže s větší diverzitou filtračního materiálu, přes které voda gravitací protékala. Další stupeň čištění – vertikální – byl do sériového hybridního UM zapojen pro jeho vysokou účinnost podporovanou denitrifikací v nádrži pro

odstraňování organických látek. Kolem tohoto stupně čištění bylo vymezené ochranné pásmo, které podnítilo větší aeraci vody a umožnilo tak účinnější nitrifikaci. Studie prokázala, že nejúčinnější filtrační materiál pro odstraňování fosforu z odpadní vody se z výběru testovaných materiálů zeolitu, šterku a železná struska jeví železná struska. První (vertikální) část jejich čistícího mokřadu měla po celou dobu vysázenou vegetaci v lepším stavu než druhý (horizontální) sériově napojený mokřad, což mohlo výsledky zkreslit (AYAZ et al. 2012).

V rešerši vědců BERHNAN et al. 2023 italských studií zaměřených na účinnosti čištění odpadních vod UM od roku 2001 bylo potvrzeno, že hybridní systémy svou účinností jednoznačně překonávají v odstraňování polutantů jednostupňové systémy. Z výsledků všech studií, experimentů a pilotních projektů vyplývá účinnost 91,2 % u NL, 82,7 % u BSK₅, 77,6 % u amoniakálního dusíku, 73,3 % u celkového dusíku a 69,9 % u celkového fosforu. Tato data byla pouze průměrem účinností. Ve studii bylo potvrzeno, že zásadní vliv na rozdílné účinnosti čištění budovaných a projektovaných UM mají hlavně abiotické a biotické podmínky lokality. Důležitým parametrem je zejména teplota. Studie prokázala, že úspěšnost čištění klesá se sníženou teplotou vlivem nižší biotické aktivity. Jako příklad uvádí amoniak, jehož účinnost odstraňování rapidně klesne, pokud je okolní teplota nižší než 10° C. Celkově je pak lepší účinnost pro odstranění amoniakálního dusíku a dusičnanů lepší v létě, a to o 7 % a 9 %. Jako ideální a nejvíce efektivní doba zdržení je celkově uváděno 6 dní (BERHAN et al. 2023).

Kombinace vertikálního a horizontálního systému se prokázala jako nejúčinnější i v přehledu aplikovaných budovaných mokřadů pro čištění zemědělských a průmyslových odtoků od vědeckého týmu WANG et al. 2018. Tento přehled jasně prokázal, že optimalizace návrhu UM jako jsou systémy předčištění, cirkulace odpadních vod UM či saturace, mohou zlepšit i zhoršit odstraňování jednotlivých polutantů. Nicméně neexistuje žádný univerzální návrh UM, který by dokázal účinně odstranit veškeré kontaminanty. Je proto nutné navrhovat UM v závislosti na lokalitě, klimatických podmínkách regionu a polutantech, které se mají odstranit. Dle studie existuje korelace mezi nastavením provozních podmínek UM a dalšími parametry jako jsou chemismus odpadních vod či míra znečištění přítoku (WANG et al. 2018).

Růstové stimulanty a hormony a jejich eliminaci v UM sledoval tým ILYAS et al. 2020. Tým si stanovil 4 typy UM – s volnou vodní hladinou, s horizontálním

tokem, s vertikálním tokem a hybridní UM. Na základě studií, které takové plochy sledovaly, byla hodnocena celková účinnost odstraňování steroidních hormonů. Účinnosti se dle jejich rešerše pohybovaly mezi 55–100 %. Bylo zjištěno, že ačkoliv UM jsou účinné pro čištění steroidních hormonů, environmentální riziko těchto látek se nijak zásadně nesnižuje. Nejúčinnější metoda byla aerobní biodegradace ve vertikálním UM. Účinně dále odstraňovala hormony metoda příjmu kontaminantů rostlinami. Proto je vhodné využívat pro odstraňování hormonů UM osázené vegetací nejen pro efektivitu rostlin v příjmu kontaminantu, ale také pro jejich vlastnosti uvolňování exudátů z kořenů či schopnost přívodu kyslíku, který aerobní biodegradaci usnadňuje. Následovaly metody adsorpce na substrát a sorpce na organické povrchy. Tyto dvě metody prokázaly nejmenší účinnost. Studie doporučuje především využívání sorpčních materiálů bohatých na uhlík (ILYAS et al. 2020).

Studie KAMILYA et al. 2023 sledovala, jak steroidy a antibiotika škodí ŽP a snažila se najít řešení, jak využít UM pro efektivní čištění a odstraňování těchto látek z vody. Na základě důkladné rešerše existující literatury přišel kolektiv s několika závěry. Dle jejich názoru mají UM vysoký potenciál odstraňování steroidů a antibiotik z vody. Jejich účinnost je závislá především na konstrukci mokřadu, typu využitých makrofyt, druhu substrátu a vytvořeném mikrobiálním filmu. Jako účinná se prokázala makrofyta tokozela nadmutá (*Eichhornia crassipes*), rákos obecný (*Phragmites australis*) a šáchor (*Cyperus isocladius*). Doporučenými účinnými substráty jsou zeolit, bambusové dřevěné uhlí, palmový mulč či u nás často využívané aktivní uhlí či substráty na bázi Ca a organických látek. Vyšší obsah uhlíku v substrátu může podpořit množení mikroorganismů a zefektivnit tak mikrobiální degradaci polutantů. Vyšší účinnost pak prokázala aerobní degradace – degradace látek za přítomnosti vzduchu. UM prokázaly účinnost při odstraňování antibiotik a steroidů z vody v rozsahu 50–100 %. Účinnost konkrétního zařízení UM ovlivňuje dále velikost povrchu, typ využívaných farmak, teplota, pH a další fyzikálně-chemické parametry (KAMILYA et al. 2023).

Na schopnost odstraňovat TP a TN z vody se zaměřila studie SPANGLER et al. 2019, která zahrnuje dva druhy rostlin. Modráška srdčitá (*Pontederia cordata*) prokázala vyšší účinnost pro odstranění TP a TN oproti sledované a hojně využívané sítině rozkladité (*Juncus effusus*). Za podmínek vysokých i naopak velmi nízkých koncentrací živin ve vodě prokázala modráška srdčitá účinnost 90,3–92,4 % pro TP

a 84,3–88,9 % pro TN. Ukázalo se, že trvá 4–5 týdnů po vysazení do UM, než rostliny přejdou do maximální účinnosti čištění (SPANGLER et al. 2019).

Z výše uvedených informací vyplývá, že účinnost mokřadů závisí na mnoha parametrech, avšak nejvyšší vliv má na čištění průměrná teplota vzduchu, při které k čištění dochází, druhové složení vegetace, typ proudění vody, použitý substrát, a množství kyslíku přítomného ve vodě.

7. DISKUSE

Jak již bylo zmíněno výše, každoročně se do vodních zdrojů v České republice dostává až 1,4 milionu m³ sedimentů, převážně z erozních splachů ze zemědělských ploch a pastvin. Tyto sedimenty s sebou nesou různé polutanty, včetně pesticidů, farmak a nadměrných koncentrací živin (MZe ©2022). Pokud je na otevřených pastvinách chován velký počet krav, může to mít významný dopad na životní prostředí. Negativní dopad se může projevit eutrofizací povrchových a podzemních vod a přítomností perzistentních látek v přírodních složkách ekosystémů. Jedním z důsledků akumulace perzistentních látek v ŽP může být nadměrné množení patogenů v půdním prostředí a následná rezistence organismů na antibiotika.

V této práci byly popsány technologie, které umožňují přírodě blízké čištění smyvů z pastvin a zemědělských pozemků. Jakost těchto vod se může lišit dle jejich zdroje (EPA©2023). Proto je zapotřebí vybrat a přizpůsobit čisticí technologii podmínkám na lokalitě. Převážnou roli hraje na této ploše množství srážek, teplota, nadmořská výška, množství paseného skotu či složení a propustnost podloží a vegetace. Dále je potřeba reagovat na analytické složení smyvů, které se může na konkrétních místech vlivem biotickým a abiotických faktorů velmi lišit. Obecně lze v zemědělských odpadních vodách očekávat vyšší množství fosforu, organických látek a veterinárních přípravků včetně jejich metabolitů a vyšší koncentraci dusíkatých látek (EPA©2023). To se koneckonců potvrdilo i v analytickém rozboru smyvů na Středisku živočišné výroby Amálie. Velké množství živin může způsobit eutrofizaci okolních složek ŽP a ovlivnit tak jejich kvalitu. Eutrofizace může negativně působit na biodiverzitu i druhovou skladbu organismů v ekosystémech (SCANESS 2018). Neboť stále neznáme další výsledky přeměn některých látek ve složkách ŽP, považují globálně se zvyšující množství veterinárních přípravků a léčiv v chovech hospodářských zvířat za významný problém. Látky se z chovů dostávají do ekosystémů aplikací kejdy a hnoje na zemědělskou půdu či jednoduše smyvy odpadních vod do vod povrchových a podzemních (MOONEY at al. 2020). V České republice se plošně využívají antiparazitika, antibiotika, antimykotika, sedativa, protizánětlivé léky, hormony a anestetika (BÁRTÍKOVÁ et al. 2015). Jako problematický vnímám fakt, že některá z těchto farmak dostávají zvířata v chovech opakovaně a některá dokonce pouze preventivně. To je alarmující zejména z důvodu, že množství těchto látek, které se dostanou do ŽP, se nijak nemonitoruje. V České republice se dle posledního

uváděného čísla ČSÚ ©2021 celoročně chovalo na pastvě 94 950 krav. Toto číslo se může lišit, neboť v ČR podrobnější statistiky o přístupu krav na pastvu během roku a jejich množství vůbec neexistují. V roce 2021 se napříč ČR chovalo 588 000 krav, což dle SYRŮČEK et al. 2021 vychází na 46,7 DJ na každých 100 ha zemědělské půdy, na které se hospodaří. Bližší rozsah možného znečištění tedy nelze pro ČR jednoznačně určit.

Další problém vysokých koncentrací živin a polutantů v půdních smyvech je možné ovlivňování jakosti stojatých vod. Ve stojatých vodách může nadměrná koncentrace živin způsobit namnožení primárních producentů, které mohou vytvářet vodní květy na hladině, nebezpečné pro zdraví člověka i vodní ekosystém (PITTER 1999). Neboť se do budoucna očekává, že se lidská populace bude dále navyšovat, je potřeba chránit vodní zdroje a efektivně je využívat. Takovou možnost nám dávají vody recyklované, které mohou být vyčištěny a znovu využity na závlahu plodin (NNADI et al. 2015). Tato možnost se v zemědělském odvětví přímo nabízí.

Recyklovat vodu je výhodné z ekologických i ekonomických důvodů. Koncentrování zemědělských smyvů mimo zemědělské plochy usnadňuje následné zavlažování a předchází tvorbě stojatých vod na nechtěných místech. Při samotném čištění se v odpadní vodě snižuje koncentrace polutantů a při jejich dostatečné eliminaci je možné recyklovanou vodu znovu využít, což může pro provozovatele zemědělského podniku znamenat výrazné snížení finančních nákladů na závlahu (UC IPM ©2023). Z ekonomického hlediska je ovšem nutné počítat i s pořizovacími a provozními náklady navrhovaného zařízení a technologie. Zajímavým řešením může být spolufinancování využitím některého z dotačních titulů, které jsou často k dispozici. K únoru 2024 ale dotaci, kterou by zemědělci pro stavbu čistící technologie u pastvin mohli využít, žádný z fondů MŽP, MZe, Státního fondu životního prostředí či Státního zemědělského intervenčního fondu nevypisuje. Finanční podpora realizace těchto technologií by mohla zemědělce přesvědčit, což by mělo určitě dobrý dopad na ŽP v okolí zemědělského zařízení.

Jak již bylo zmíněno výše, volbu technologie je potřeba zvolit s ohledem na jakost zemědělského smyvu či podmínky lokality. Pokud se v odebraných smyvech vyskytuje vyšší koncentrace amoniakálního dusíku, velmi účinným řešením je využít zemní filtr, který se v českých podmínkách často doporučuje jako vhodná domovní čistírna odpadních vod. Účinnost pro odstranění dusíku převyšuje u zemních filtrů

78 %, a tím tato technologie výrazně konkuruje jinak téměř multifunkční KČOV, která si např. s amoniakálním dusíkem tak účinně poradit neumí (MLEJNSKÁ et al. 2016). Zemní filtry mají nicméně větší tendenci k ucpávání, což může být jejich velkou nevýhodou. Zvláště pokud odpadní vody obsahují vyšší množství sedimentujících látek a navrhované zařízení nemá dostatečnou kapacitu a účinnost mechanického předčištění.

UM vykazují vysokou účinnost pro čištění polutantů z odpadních vod. SHUTES 2001 uvádí účinnost 90 % pro čištění a odstraňování patogenních mikroorganismů a 80% účinnost pro odstranění organických látek a NL. Živiny jsou dle SHUTESE 2001 v UM odstraňovány s účinností 60 %. Důležitým faktorem pro účinnost čištění UM je doba, po níž se voda v mokřadu zdržuje. Publikace VYMAZAL 2004 uvádí, že doba zdržení ve filtrační loži u vertikálního mokřadu výrazně napomáhá vyššímu prokysličení vody a následně vzniku optimálních podmínek pro nitrifikaci. Dále studie od BERHAN et al. 2023 přišla se závěrem, že účinnost efektivity čištění klesá se snižující se teplotou. Jako příklad uváděla studie účinnost čištění amoniakálního dusíku, kdy se při teplotě méně než 10 °C působení čisticích procesů značně zpomaluje. Naopak v létě je vlivem vyšší teploty efektivita čištění UM o 7–9 % vyšší. Jako ideální se doporučuje doba zdržení vody 6 dní. Zajímavé je, že KOTTI et al. 2010 toto tvrzení o závislosti teploty a účinnosti čištění potvrzuje, jako ideální dobu zdržení v teplém klimatu (více jak 15 °C) ale uvádí 14 dní pro účinnější čištění TN, TP, amoniakálního dusíku, CHSK a BSK. V chladnějších oblastech s nižší teplotou než 15 °C naopak doporučuje 20denní zdržení vody pro efektivní odstraňování těchto látek. Navržený UM na Amálii počítá s dobou zdržení v délce 5,1 dní. Vzhledem k celoročně chladnějšímu klimatu Střediska živočišné výroby Amálie by prodloužení doby zdržení mohlo zefektivnit účinek čištění, a to zejména u amoniakálního dusíku, který se, dle analytického rozborů, ve smyvech na Amálii vyskytuje ve vysokých koncentracích. MLEJNSKÁ et al. 2016 uvádí, že v České republice bývá doba zdržení běžně navrhována na minimálně 10 dní. Prodloužení této časové relace by tak pravděpodobně mohlo zvýšit účinnost i navrhovanému UM na Amálii. Doba zdržení by měla být více přizpůsobena místním chladnějším klimatickým podmínkám, nicméně až samotná realizace projektu UM a jeho dlouhodobá činnost ukáže, jak dlouhá doba zdržení vody je pro čištění zemědělských smyvů z výběhu nejvíce efektivní.

Určitou roli, i když dle studie VYMAZAL et al. 2004 spíše podpůrnou, hraje v účinnosti systému zvolená vegetace. Jejím účelem je především vytvářet izolační vrstvu na povrchu UM a poskytovat dobré útočiště pro bakterie přisedlé na jejích kořenech. V biomase rostlin se hromadí velké množství živin, a proto je tato biomasa často sklizena a dále využita. V České republice se biomasa sklízí dle potřeby a charakteru lokality. Ke sklizení je potřeba přistupovat s ohledem na nároky UM – někde je lepší biomasu odebrat, jinde je potřeba ji ponechat pro podporu rozkladných procesů. Pokud je potřeba biomasu sklízet, vhodná chvíle je po kvetení rostliny. V ČR se sklízí především rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), různé druhy orobince (rod *Typha*) či zblochan vodní (*Glyceria maxima*). Tyto rostliny jsou bohaté na dusík. FUČÍK et al. 2021 doporučuje do UM vysazovat rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastici rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) a zblochan vodní (*Glyceria maxima*) pro jejich účinné poutání živin a rychlý růst. KOTTI et al. 2010 doporučuje využívat orobince (*Typha sp.*), neboť efektivně odstraňuje z odpadních vod fosfor a BSK. Fosfor je na kořenech vegetace běžně odstraňován mikrobiální činností ve formě fosfátů. Všechny ostatní formy fosforu jsou v UM odstraňovány sorpcí na filtračních materiálech (WANG et al. 2018).

SANDOVAL et al. 2019 navrhuje využívat okrasné druhy vodních rostlin jako jsou rostliny rodu *Canna sp.*, *Iris sp.*, *Heliconia sp.* či *Zantedeschia sp.* Neboť je navrhovaný UM na Středisku živočišné výroby Amálie navržen u výběhu krav mimo frekventované cesty a v chladných klimatických podmínkách, je volba okrasných rostlin pro tento záměr nesmyslná. DAVIS 1994 doporučuje volit při realizaci UM vegetaci, která se přirozeně vyskytuje i v blízkých přírodních ekosystémech, proto tato práce nepočítá s výsazením modrásky srdčité, kterou navrhuje SPANGLER et al. 2019. Výhodou volby přirozeně se vyskytujících druhů rostlin je ověřené odolávání biotických a abiotických podmínek rostlin na lokalitě. V projektovaném UM na Amálii se počítá s výsazením chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a rákosu obecného (*Phragmites australis*). Navržený rákos obecný může posloužit i jako preventivní řešení, neboť je studií KAMILYA et al. 2023 doporučován jako účinná makrofyta pro eliminaci hormonů a antibiotik z vody. Jako zdroj organického uhlíku pro metabolismus žijících mikroorganismů bude na povrchu nesaturované vrstvy kameniva pod vysázenou vegetací využita i dřevní štěpka o mocnosti 15 cm.

Zatímco VYMAZAL et al. 2004 potvrzuje spíše podpůrnou funkci vegetace s hlavním účelem poskytování svých kořenů pro čisticí bakterie a difúzi kyslíku do okolí, studie PAPAEVANGELOU et al. 2016, která sledovala různé konstrukční parametry 3 UM, přišla se závěrem, že osázené jednotky UM vykazují vyšší účinnost při čištění organických látek a TP než jednotky bez vegetace. Proto by využití vegetace v navrženém UM mohlo pomoci i pro zlepšení účinnosti čištění. Kombinace využití chrastice rákosovité a rákosu obecného je vhodná, alternativou navržené vegetace by mohly být i zblochan vodní (*Glyceria maxima*) či výše zmíněný orobínek (*Typha sp.*) s vysokou efektivitou pro odstraňování fosforu a BSK, které se ve smyvech na Amálii objevují ve vyšších koncentracích.

V UM na Amálii je navrženo využít jako substrát a filtrační materiál kamenivo a štěrk s frakcí od 4 do 32 mm a s dřevní štěpkou na povrchu. Studie ÁLVAREZ-CHÁVEZ et al. 2022 považuje štěrk za konvenčně využívaný substrát, který není tolik náchylný na ucpávání a má nižší filtrační kapacitu. V této studii bylo při čištění 15 litrů syntetického kravského hnoje sledováno 5 experimentálních designů UM s odlišnými filtračními materiály. Z výběru substrátů štěrk, biohuel, písek, štěpka a rašeliník uspěl nejlépe biohuel a rašeliník pro jejich lepší filtrační kapacitu. Nejhorší účinnost prokázal písek, který nedoporučuje ani KOTTI et al. 2010 a místo něj navrhuje využívat raději jílu. Jak zmiňuje VYMAZAL 2004, jílovité a těžké zeminy se jako substrát využívaly v 70. a 80. letech 20. století pro jejich vysokou účinnost filtrace, nicméně dnes již nejsou tolik využívány, a to z důvodu častého ucpávání pórů. Rozkladné procesy, málo kyslíku a ucpané póry vedou k zápachu celého filtračního systému, a tudíž i k menší popularitě využívání jílovitých substrátů. VYMAZAL 2004 doporučuje využívat kamenivo a štěrk, nicméně varuje před kombinací frakcí z důvodu rizika ucpávání a následném nerovnoměrném rozvádění vody ve filtračním systému. Studie ILYAS et al. 2020 doporučuje využívat sorpční materiály bohaté na uhlík, a neboť v našich podmínkách nemáme běžně přístup k bambusovému dřevěnému uhlí či palmovému mulči, které studie navrhuje, je využití dřevní štěpky vhodná a cenově dostupná alternativa respektující lokální přírodní podmínky. Nahradit dřevní štěpku by bylo možné i zeolitem. Dle KAMILYA et al. 2023 je zeolit, rašeliník a biohuel účinný i pro odstraňování steroidních hormonů v rozsahu 50–100 %. Ačkoli byla 19 kravám na Středisku živočišné výroby Amálie během období odběrů vzorků smyvů podávána léčiva Oestrophan a Supergestran na bázi hormonů, a některým

i opakovaně, jejich koncentrace v zemědělském smyvu se jeví jako nevýznamná stejně jako jejich následný vliv na vodu pro závlahu plodin. Proto se předělání systému navrženém na UM na Amálii, který by byl při volbě zeolitu jako substrátu nutný, nejeví jako nezbytné a účelné řešení.

Proudění vody dělí mokřady na 2 základní typy, a to typ vertikální a typ horizontální. Tyto dva typy jsou rozdílné zejména v účinnosti odstraňování znečištění. Vertikální UM, který je navržen i v projektu u výběhu krav na Středisku živočišné výroby Amálie, prokazuje vyšší účinnost při procesu aerobní nitrifikace dusíku i anaerobní denitrifikace (dusičnanů na plynný dusík). U horizontálně protékajících UM je vlivem vyššího podílu anaerobních podmínek denitrifikace dusičnanů ještě účinnější a přeměňuje dusičnany až na plynný dusík. Jak uvádí MLEJNSKÁ et al. 2016 velmi výhodná se zdá být kombinace obou typů mokřadů a způsobů čištění. Taková zařízení se nazývají hybridními UM. V rešerši BERHNAN et al. 2023 byla také potvrzena vyšší účinnost hybridních systémů UM nad běžně využívaným jednotypovým prouděním vody. Dle této rešerše je průměrem dohledaných účinností hybridních UM účinnost eliminace 91,2 % pro NL, 82,7 % pro BSK₅, 77,6 % pro amoniakální dusík, 73,3 % pro TN a 69,9 % TP. V závěru rešerše je zmíněno, že zásadní rozdíl v účinnostech UM mohou představovat abiotické a biotické podmínky na lokalitě budovaného UM. Podobnou účinnost pro odstranění amoniakálního dusíku uvádí i WANG et al. 2018. Jimi sledovaný hybridní mokřad vykazoval účinnost pro odstranění NH₄⁺ 76,6 %. Dále uvádí účinnost 69,9 % pro odstranění TP oproti nekombinovaným UM s celkovou účinností 63,9 %. Dobrou účinnost potvrzuje u hybridních UM i studie YE et al. 2009.

UM navržený na Středisku živočišné výroby Amálie je navržen jako vertikální z důvodu úspory místa u výběhu krav a menší průtočnosti vlivem nižšího úhrnu srážek a menší propustnosti půdy na lokalitě. Jelikož ILYAS et al. 2020 uvádí, že vertikální UM mají velmi účinnou aerobní biodegradaci a osvědčili se i pro čištění steroidních hormonů, mohl by být tento typ proudění za uvedených podmínek vhodný. Nutno podotknout, že vyšší účinnost aerobní biodegradace v tomto případě vykazovaly mokřady s vegetací.

Celkově vykazují UM oproti jiným konvenčním systémům čištění odpadních vod mnoho výhod. Jak uvádí KRIŠKA et al. ©2023, při správném navrhnutí a posléze i správném provozu se jedná o zařízení s vysokou účinností čištění vody. Mimo to UM

zajišťují i ekologické funkce pro své okolí a tvoří unikátní ekosystém v krajině. Pro provoz UM není potřeba elektrická energie a ani jeho údržba není složitá, ačkoliv se nejedná o úplně bezúdržbové zařízení. Pravidelně je potřeba kontrolovat a čistit systém mechanického předčištění a filtrační lože. K tomu zmiňuje VYMAZAL et al. 2004, že pokud je filtrační lože osázeno vegetací, je potřeba zajistit určitou výšku hladiny. Rostliny by při vyšší hladině vody mohly začít uhnívat, a naopak při nedostatečném množství vody by hrozilo jejich usychání. Jak uvádí FUČÍK et al. 2021, o tuto údržbu se často stará vyškolený personál. Kontrola stavu běžně probíhá jednou za 7–14 dní, především za účelem čištění či řešení případných technických problémů, zejména jako je ucpávání. KRIŠKA et al. ©2023 zmiňuje i nedostatky UM a jejich problémy. UM nejsou jako zařízení zařazena do BAT, v ČR nejsou příliš klimatické podmínky pro jejich provoz (převážně kvůli teplotě a množství srážek) a na zařízení často dochází k ucpávání substrátu. Pokud jsou ale i v našich klimatických podmínkách UM správně navrženy a provozovány, nebývá s jejich účinností a celkovou funkčností problém.

Zdrojem znečištění odpadních vod v zemědělství jsou především hnojiva (močůvka, kejda), pesticidy a exkrementy skotu, které obsahují velké množství dusíku, fosforu, organických a dalších znečišťujících látek. Jak potvrzuje i TANCHEZ 2022, množství smyvů ze zemědělských ploch a pastvin lze omezit, pokud se více zaměříme na předcházení jejich vzniku. I XIA et al. 2020 potvrzuje, že přijetí opatření, především ve formě rozumného nakládání s hnojem a močí skotu, včetně zabránění jejich následného odtoku do vodních recipientů, by mohlo výrazně minimalizovat následné negativní dopady na ŽP.

Tvrzení o zdroji znečištění odpadních vod z chovu skotu se potvrdilo i po provedení analytického rozboru odebraných smyvů z pastvin na Středisku živočišné výroby Amálie. Pro vysokou koncentraci látek TOC (potvrzuje i výluhová zkouška), $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, TP, TN (tabulka 3) a BSK_5 , $CHSK_{Cr}$ a elektrolytické konduktivity (tabulka 4), byla tato odpadní voda zařazena do V. třídy kvality dle ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod do kategorie velmi silně znečištěných vod.

Obdobnou kvalitu vod vykazují hodnoty i při porovnání limitů s ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu. Kvůli vyšší koncentraci SO_4^{2-} a limitnímu pH byla voda zařazena z hlediska doplňkových závlah do II., resp. III. třídy – vod nevhodných k závlaze. Navržení UM na lokalitě se jeví jako vhodné řešení pro čištění odpadních vod ze

smyvů z pastvin, a to jak kvůli možnému odstraňování detekovaných látek u výběhu krav na Středisku živočišné výroby Amálie, tak i z důvodu ochrany vodních útvarů v blízkosti zdroje znečištění. Odpadní voda bude dále využitelná pro závlahu zemědělských plodin v okolí pouze po přečištění přes UM či s využitím dalších čisticích technologií. Jak potvrdila vsaková zkouška na lokalitě, vodu bude nutné pro závlahu rozstříkat či jinak rozlít, neboť složení podloží z proterozoických břidlic a nadložních jílu je velmi málo propustné.

8. ZÁVĚR A PŘÍNOS PRÁCE

Tato práce se zaměřovala na čištění odpadních vod ze zemědělské činnosti, zejména pak z chovu skotu. V první teoretické části práce rozsáhle popsala polutanty a mikroorganismy, které se ve smyvech mohou nacházet, blíže představila technologie přírodě blízkého čištění, které by znečištění mohly odstranit, na základě rešerše posoudila jejich efektivitu při odstraňování sledovaných polutantů a citovala normy a legislativní rámec, jež se k této problematice vztahuje. Bylo zjištěno, že v ČR neexistují přesná data, která by vypovídala o množství krav s přístupem na pastvu či do venkovního výběhu, rozsah možného znečištění z kravských smyvů tak nelze jednoznačně určit.

V praktické části práce představila projekt výstavby UM na Středisku živočišné výroby Amálie, který je navržen jako součást většího projektu LIFE4FARM. Na školním statku Amálie ČZU byly od srpna 2023 do února 2024 odebírány vzorky smyvů z výběhu krav české červinky a byly podrobně analyzovány v laboratoři. Na základě těchto analýz bylo definováno ohrožení povrchových útvarů v okolí a výsledky rozboru byly porovnány se závlahovou normou ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu a normou ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod. Výsledky ukázaly, že smyvy z polí jsou velmi silně znečištěné a pro závlahu je lze využít pouze po přečištění. Tímto se potvrzuje vhodnost realizace UM na lokalitě. Navržený UM na Středisku živočišné výroby Amálie byl posouzen z hlediska jeho předpokládané účinnosti a na základě studia literatury bylo navrženo nejvhodnější uspořádání navrhovaného UM. Je nutné zmínit, že volbu technologie je potřeba zvolit vždy s ohledem na jakost zemědělského smyvu a biotických i abiotických podmínek na lokalitě. Středisko živočišné výroby Amálie i statek ČZU s výběhem českých červinek se vyskytují v nadmořské výšce okolo 410 m n. m., v oblasti s nižším množstvím srážek a chladným klimatem. Pro uvedené podmínky byly navrženy parametry UM. Doba zdržení vody v UM byla v projektu stanovena na 5,1 dní. Na základě výsledků rešerše lze doporučit prodloužit dobu zdržení o několik dní, aby čisticí procesy v UM mohly účinněji odstranit z vody polutanty i v chladnějším období.

V mokřadu na Středisku živočišné výroby Amálie je navrženo vysázet chrasticí rákosovitou a rákos obecný, což se na základě rešerše jeví jako účinná kombinace čisticích druhů vegetace. Filtrační lože navrženého UM na Amálii kombinuje různé

frakce kameniva a šterku, výšku hladiny a dřevní štěpku pro správnou funkci aerobní i anaerobních čisticích procesů. Vysazení rákosu a chrastice rákosovité se v uvažovaném projektu UM jeví jako vhodné, jako možnou alternativu lze použít vysazení zblochanu vodního či orobinců, které jsou účinné zejména při odstraňování BSK₅ a fosforu (KOTTI et al. 2010,), tj. látek vyskytujících se v odpadních vodách na lokalitě ve vysokých koncentracích.

Přestože někteří autoři uvádějí, že není vhodné kombinovat více frakcí substrátu, jak je v projektu navrženo, byl v navrhovaném UM zvolen vertikální typ proudění, který by měl ucpávání pórům v substrátu zamezit. Dřevní štěpka se jeví jako vhodný a běžně dostupný substrát. Zajímavou alternativou by oproti štěpce byl zeolit, který vykazuje účinnost při čištění steroidních hormonů. Toto řešení by znamenalo kompletní změnu konstrukce mokřadu a nutnost přidání vegetace, neboť zeolit na rozdíl od dřevní štěpky obsahuje jen minimální podíl organického uhlíku, který je nutný pro správnou funkci rozkladných a čisticích procesů v UM. Změna celého systému kvůli lepší účinnosti zeolitu při odbourávání hormonů by při jejich zanedbatelném množství ve smyvech nebyla žádoucí.

Navržení vertikálního typu mokřadu v projektu hodnotí tato práce jako vhodné řešení, a to jak z důvodů úspory místa, menší propustnosti půdy a s přihlédnutím k menšímu množství srážek na lokalitě, tak z důvodu prokázané vyšší účinnosti nitrifikačních a denitrifikačních procesů u tohoto typu proudění vody. UM s vertikálním prouděním vody mohou díky efektivní aerobní biodegradaci účinně odstraňovat i zbytky hormonů. Vzhledem k chladnému klimatu a konstrukčně vhodně zvolené kombinaci substrátů a s ohledem na dobrou izolační funkci UM v chladných měsících, dostatečné množství organické hmoty pro bakterie a menší náročnosti na údržbu a vysazení chrastice a rákosu na povrchu UM, vyhodnotila tato práce konstrukční řešení vzhledem k podmínkám na lokalitě a účelu UM na školním statku Amálie souhrnně jako vhodné. Tyto návrhy na nejvhodnější uspořádání UM na Středisku živočišné výroby Amálie mají pouze doporučující charakter. Teprve až samostatná realizace projektu a dlouhodobý provoz zařízení ukáže, jaké faktory a parametry jsou pro čištění zemědělských smyvů z výběhu nejvíce efektivní.

9. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

Odborné publikace

Abdel-Shafy H.I., El-Khateeb M.A., Mansour M.S.M., 2022: Constructed Wetlands for Wastewater Management in Egypt: An Overview of 30 – Years Experiences in Small/Medium-Size Treatment Plants. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Hot and Arid Climates. Wetlands: Ecology, Conservation and Management. Springer volume 7*: 71–99.

Álvarez-Chávez E., Godbout S., Rousseau A.N., Brassard P., Fournel S., 2022: Performance of Various Filtering Media for the Treatment of Cow Manure from Exercise Pens—A Laboratory Study. *Water* 14(12): 1912.

Andreozzi R., Raffaele M., Nicklas P., 2003: Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere* 50: 1319.

Ayaz S., Aktaş Ö., Fındık N., Akca L., 2012: Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. *Desalination and Water Treatment – Desalination and Water Treatment* 37: 152–159.

Balasuriya B.T.G., Ghose A., Gheewala H.S., Prapasongsa T., 2022: Assessment of eutrophication potential from fertiliser application in agricultural systems in Thailand. *Science of The Total Environment* 833.

Bártíková H., Podlipná R., Skálová L., 2016: Veterinary drugs in the environment and their toxicity to plants. *Chemosphere* 144: 2290–301.

Baudišová D., Mlejnková H., 2017: Mikrobiální znečištění povrchových vod. *VTEI* (6).

Berhan R., Coppola E., Ciniglia C., Grilli E., 2023: Constructed Wetlands for the Wastewater Treatment: A Review of Italian Case Studies. *Applied Sciences* 13(10): 6211.

Bock M. E., Coleman B., Easton Z. M., 2016: Effect of Biochar on Nitrate Removal in a Pilot-Scale Denitrifying Bioreactor. *Journal of Environmental Quality* 45: 762–71.

CENIA, 2022: Zpráva o životním prostředí České republiky. Česká informační agentura životního prostředí. Praha. 128 s.

Cooper P. F., Job G. D., Green, M. B., Shutes R. B. E., 1996: Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. Water Research Centre Publications, Swindon, United Kingdom, 154 s.

Davis L., 1994: A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for: agricultural wastewater domestic wastewater coal mine drainage stormwater in the mid-atlantic region. United States Natural Resources Conservation Service United States Environmental Protection Agency Region III & Pennsylvania Department of Environmental Resources. S. 31–34.

EEA, 2021: Drivers of and pressures arising from selected key water management challenges A European overview. European Environment Agency. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 69 s.

Font-Palma C., 2019: Methods for the Treatment of Cattle Manure—A Review. Journal of Carbon Research. Conserv. 5(2): 27.

Fučík P., Vymazal J., Šereš M., Hejduk T., Hnátková T., Sochacki A., Kulhavý Z., Zajíček A., Chen Z., Placatová R., Kaplická M., Sítková V., Poláková L., Kukačka J., 2021: Metodika pro navrhování umělých mokřadů v návaznosti na zemědělské odvodnění pro zlepšení jakosti vody. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. Praha. 75 s.

Gelband H., Miller-Petrie M., Pant S., Gandra S., Levinson J., Barter D., White .A, Laxminarayan R., 2015: The State of the World's antibiotics. Center for Disease Dynamics, Economics & Policy. Washington, 79 s.

Hemmati F., Norouzbeigi R., Sarbisheh F., Shayesteh H., 2016: Malachite green removal using modified sphagnum peat moss as a low-cost biosorbent: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. Journal of the Taiwan Institute Chemical Engineers 58: 482–489.

Hommerich K., Ruddat I., Hartmann M., Werner N., Käsbohrer A., Kreienbrock L., 2019: Monitoring Antibiotic Usage in German Dairy and Beef Cattle Farms – A Longitudinal Analysis. Front Vet Sci 6: 244.

Horáková M., 2003: Analytika vody. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, 2. vydání, 335 s.

- Ilyas H., Hullebusch D. E., 2020: A review on the occurrence, fate and removal of steroidal hormones during treatment with different types of constructed wetlands. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Volume 8(3): 103793.
- Kamilya T., Yadav M. K., Ayoob S., Subhasish Tripathy, Bhatnagar A., Gupta K. A., 2023: Emerging impacts of steroids and antibiotics on the environment and their remediation using constructed wetlands: A critical review. *Chemical Engineering Journal*, Volume 451(3): 138759.
- Kotti I. P., Gikas G.D., Tsihrintzis V. A., 2010: Effect of operational and design parameters on removal efficiency of pilot-scale FWS constructed wetlands and comparison with HSF systems. *Ecological Engineering*, Volume 36 (7): 862-875.
- Langergraber G., Weissenbacher N., 2017: Survey on number and size distribution of TWs in Austria. *Water Sci Technol* 75(10): 2309–2315.
- Lassiter CA, 1955: Antibiotics as Growth Stimulants for Dairy Cattle: A Review. *Journal of Dairy Science*, Volume 38, Issue 10: 102–1138.
- Lellák, J., Kubíček, F., 1991: *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Vydavatelství Karolinum, Praha, 257 s.
- Malakar A., Snow D.D., Ray C., 2019: Irrigation Water Quality—A Contemporary Perspective. *Water* 11(7): 1482.
- Mičaník T., Hanslík E., Němejcová D., Baudišová D., 2017: Klasifikace kvality povrchových vod. *VTEI* (6).
- Mlejnská E., Rozkošný M., 2016: Návrhové parametry, provozní zkušenosti a možnosti intenzifikace umělých mokřadů. *VTEI* (2).
- Mohaupt V., Völker J., Altenburger R., Birk S., Kirst I., Kühnel D., Semerádova S., Šubelj G., Whalley C., 2020: Pesticides in European rivers, lakes and groundwaters — Data assessment, ETC/ICM Technical Report 1/2020, Lipsko, 85 s.
- Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A., 2016: Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research* 40(3): 606–12.

- Mooney D., Richards K. G., Danaher D., Grant J., Gill L., Mellander P.E., Coxon C.E., 2020: An investigation of anticoccidial veterinary drugs as emerging organic contaminants in groundwater. *Science of The Total Environment* 746: 141116.
- Nnadi E. O., Newman A. P., Coupe S. J., Mbanaso F.U., 2015: Stormwater harvesting for irrigation purposes: An investigation of chemical quality of water recycled in pervious pavement systém. *Journal of Environmental Management*. Volume 147: 246–256.
- Papaevangelou V., Gikas G.D., Tsihrintzis V.A., 2016: Effect of operational and design parameters on performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating university campus wastewater. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 19504–19519.
- Peréz-Valera E., Kyselková M., Ahmed E., Sladecek F.X.J., Goberna M., Elhottová D., 2019: Native soil microorganisms hinder the soil enrichment with antibiotic resistance genes following manure applications. *Scientific Reports* 9: 6760.
- Pitter P., 1999: *Hydrochemie*, vydavatesltví VŠCHT. Praha, 568 s.
- Rakonjac N., Sjoerd E.A.T.M van der Zee, Wipfler L., Roex E., Faúndez Urbina C.A., Borgers L.H., Ritsema C.J., 2023: An analytical framework on the leaching potential of veterinary pharmaceuticals: A case study for the Netherlands. *Science of The Total Environment* 859: 2.
- Rozkošný M., 2013: *Umělé mokřady pro čištění vod z malých a difúzních zdrojů*, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. Brno. 76 s.
- Sandoval L., Zamora-Castro S. A., Vidal-Álvarez M., Marín-Muñiz J. L., 2019: Role of Wetland Plants and Use of Ornamental Flowering Plants in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Applied Sciences* 9 (4): 685.
- Scanes G.C., 2018: Chapter 18 - Impact of Agricultural Animals on the Environment. *Animals and Human Society*. Academic Press. S. 427–449.
- Shiklomanov I., 1993: World fresh water resources. In: Gleick, P. H. (editor). *Water in Crisis: A Guide to the Worlds Fresh Water Resources*, Oxford University Press, New York, 24 s.
- Shutes R. B. E., 2001: Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment International* 26: 5–6, S. 441–447.

Schreiber Ch., Rechenburg A., Rind E., Kistemann T., 2015: The impact of land use on microbial surface water pollution. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, Volume 218(2): 181–187.

Sommer S. G., Knudsen L., 2021: Impact of Danish Livestock and Manure Management Regulations on Nitrogen Pollution, Crop Production, and Economy. *Frontiers in Sustainability* 2.

Spangler J. T., Sample D. J., Fox L. J., Owen Jr. J. S., White S. A., 2019: Floating treatment wetland aided nutrient removal from agricultural runoff using two wetland species. *Ecological Engineering*, Volume 127: 468–479.

Syrůček J., Lipovský D., Sládek M., Kučera J., 2021: Ročenka – chov skotu v České republice hlavní výsledky a ukazatele za rok 2021. Českomoravská společnost chovatelů, a.s., Praha, 38 s.

Šálek J., 1999: Navrhování a provozování vegetačních kořenových čistíren. Ústav zemědělských a potravinářských informací. Praha. 54 s.

Šálek J., Tlapák V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Informační centrum ČKAIT, Praha. 283 s.

Šídlová P., Podlípna R., Vaněk T., 2011: Cytostatická léčiva v životním prostředí. *Chemické Listy* 105: 8–14.

Tanchez R. J. C., 2022: Assessment of Manure Treatment Technology Adoption and Feedlot Runoff Monitoring Opportunities. University of Nebraska-Lincoln. Biological Systems Engineering--Dissertations, Theses, and Student Research, Lincoln, 205 s.

Tilley E., Ulrich L., Lütchi C., Reymond P., Zurbügg C., 2014: Compendium of Sanitation Systems and Technologies – 2nd Revised Edition. Duebendorf, Switzerland. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). 176 s.

Verman P., Ratan J. K., 2020: Assessment of the negative effects of various inorganic water pollutants on the biosphere—an overview. *Inorganic Pollutants in Water*. In *Inorganic Pollutants in Water* 5: 73–96.

Vítek J., Stránský D., Kabelková I., Bareš V., Vítek R., 2015: Hospodaření s dešťovou vodou v ČR. Praha. ČSOP Koniklec. 128 s.

Vymazal J., 2004: Kořenové čistírny odpadních vod. Litografie Lokša PrePress, Rakovník, 13 s.

Vymazal J., Kröpfelová L., 2005: Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed Wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological Engineering* 25: 606–621.

Wang M., Zhang D., Dong J., Tan K. S., 2018: Application of constructed wetlands for treating agricultural runoff and agro-industrial wastewater: a review. *Hydrobiologia* 805: 1–3.

Wilkinson J.L., Boxall A. B. A., Kolpin D. W., Leung K. M. Y., Lai R. W. S., Galbán- Malagón C., Adell A. D., Mondon J., Metian M., Marchant R. A., Bouzas-Monroy A., Cuni-Sanchez A., Coors A., Carriquiriborde P., Rojo M., Gordon C., Cara M., Moermond M., Luarte T., Petrosyan V., Perikhanyan Y., Mahon C. S., McGurk C. J., Hofmann T., Kormoker T., Iniguez V., Guzman-Otazo J., Tavares J. L., Gildasio De Figueiredo F., Razzolini M. T. P., Dougnon V., Gbaguidi G., Traoré O., Blais J. M., Kimpe L. E., Wong M., Wong D., Ntchantcho R., Pizarro J., Ying G. G., Chen C. E., Páez M., Martínez-Lara J., Otamonga J. P., Poté J., Ifo S. A., Wilson P., Echeverría-Sáenz S., Udikovic-Kolic N., Milakovic M., Fatta-Kassinou D., Ioannou-Ttfofa L., Belušová V., Vymazal J., Cárdenas-Bustamante M., Kassa B. A., Garric J., Chaumot A., Gibba P., Kunchulia I., Seidensticker S., Lyberatos G., Halldórsson H. P., Melling M., Shashidhar T., Lamba M., Nastiti A., Supriatin A., Pourang N., Abedini A., Abdullah O., Gharbia S. S., Pilla F., Chefetz B., Topaz T., Yao K. M., Aubakirova B., Beisenova R., Olaka L., Mulu J. K., Chatanga P., Ntuli V., Blama N. T., Sherif S., Aris A. Z., Looi L. J., Niang M., Traore S. T., Oldenkamp R., Ogunbanwo O., Ashfaq M., Iqbal M., Abdeen Z., O'Dea A., Morales-Saldaña J. M., Custodio M., de la Cruz H., Navarrete I., Carvalho F., Gogra A. B., Koroma B. M., Cerkvénik-Flajs V., Gombač M., Thwala M., Choi K., Kang H., Ladu J. L. C., Rico A., Amerasinghe P., Sobek A., Horlitz G., Zenker A. K., King A. C., Jiang J. J., Kariuki R., Tumbo M., Tezel U., Onay T. T., Lejju J. B., Vystavna Y., Vergeles Y., Heinzen H., Pérez-Parada A., Sims D. B., Figy M., Good D., Teta C., 2023: Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Civil and Environmental Engineering, Proceedings of the National Academy of Sciences* 119: 8.

Xia Y., Zhang M., Tsang D.C.W. et al., 2020: Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorous from agricultural runoff: current practices and future prospects. *Applied Biological Chemistry* 63(8).

Ye F., Li Y., 2009: Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*. 35: 1043–1050.

Internetové zdroje

CESTR, ©2023: Česká červinka (online) [cit.2023.08.05], dostupné z<<https://www.cestr.cz/cs/plemeno/ceska-cervinka>>.

Českomoravská společnost chovatelů, a.s. ©2023: Přehled plemen evidovaných v ČR (online) [cit. 2023.07.21], dostupné z<<https://www.hovezimaso.cz/o-plemenech/>>.

ČSÚ, ©2005: Zemědělství – metodika (online) [cit. 2023.07.21], dostupné z<https://www.czso.cz/csu/czso/10n1-05-2005-zemedelstvi_metodika>.

Diamond, ©2009: Úvod do chovu skotu (online) [cit. 2023.08.04], dostupné z<<https://www.zootechnika.cz/clanky/chov-skotu/chov-obecne-uvod-do-chovu-skotu.html>>.

Dohnal, 2019: Pisoáry pro krávy? Slibná cesta, jak snížit znečištění (online) [cit. 2023.11.21], dostupné z<<https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/pisorary-pro-kravy-slibna-cesta-jak-snit-znecisteni>>.

European Commission, ©2022: Questions and Answers on new EU rules on surface water and groundwater pollution (online) [cit. 2023.08.14], dostupné z<https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/qanda_22_6279>.

Hlušek J., 2004: Statková hnojiva – chlěvský hnůj (online) [cit. 2023.07.21], dostupné z<http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/hnojiva/chlevsky_hnuj.htm>.

Křiška M., Němcová M, ©2023: Kořenová čistírny – rekapitulace a budoucnost v České republice (online) [cit.2023.11.04], dostupné z<<https://vodnihospodarstvi.cz/korenove-cistirny/>>.

MPO, ©2023: Technologie pro recyklaci vody (online) [cit.2023.08.25], dostupné z<<http://recyklace-voda.vscht.cz/technologie/a8716949-421c-4881-b045-480d8c5e9020>>.

Richter R., 2007: Fosfor v půdě (online) [cit. 2023.08.01.], dostupné z<https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_p.htm>.

Ruma, ©2023: Antibiotics (online) [cit. 2023.08.01.], dostupné z<<https://www.ruma.org.uk/antibiotics/>>.

Statky ČZU, ©2023: Středisko živočišné výroby Amálie – představení střediska (online) [cit. 2023.07.21], dostupné z<<https://statky.czu.cz/cs/r-11154-strediska/r-11388-strediska-zivocisne-vyroby/r-11393-stredisko-zivocisne-vyroby-amalie>>.

Škarpa P., ©2010: Stanovení dusíku v půdě (online) [cit. 2023.08.04], dostupné z<https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/laborator/index.php?N=1&I=3&J=11&K=0>.

Škarpa P., ©2024: Organická hnojiva stájová (online) [cit.2024.02.24], dostupné z <https://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/print.php?page=1424&typ=html>.

UC IPM, ©2023: Irrigation recirculation and reuse (online) [cit. 2023.01.17], dostupné z<https://ipm.ucanr.edu/mitigation/water_reuse.html>.

Zkustojinak, ©2023: Růstové stimulanty pro skot: jména, recenze (online) [cit. 2023.09.19], dostupné z:<<https://dacha.zvireci-psycholog.cz/rustove-stimulanty-pro-skot-jmena-recenze/>>.

Legislativní zdroje

ČSN 75 7143: Jakost vody pro závlahu. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2009. 24 s.

ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2017.

ČSN 75 9010: Vsakovací zařízení srážkových vod. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2012.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Směrnice evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES stanovující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky.

Věstník Ministerstva životního prostředí. Prosinec 2002. Ročník XII. Částka 12.

Vyhláška č. 208/2004 Sb., o minimálních standardech pro ochranu hospodářských zvířat, v platném znění.

Vyhláška č. 229/2017 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv, v platném znění.

Vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění.

Zákon České národní rady č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, v platném znění.

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

Zákon č. 166/1999 Sb., o veterinární péči a o změně některých souvisejících zákonů (veterinární zákon), v platném znění.

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

Ostatní zdroje

EPA, 2005: Protecting Water Quality from Agricultural runoff. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D. C., 2 s.

MZe, 2016: Metodika vymezení krajinného prvku „mokřad“. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 29 s.

MZe, 2021: Situační výhledová zpráva skot – hovězí maso 2020. Ministerstvo zemědělství, Praha, 66 s.

MZe, 2022: Zpráva o stavu vodního hospodářství ČR v roce 2021. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 153 s.

MŽP, 2018: Metodický výklad vybraných bodů přílohy č. 1 k zákonu o posuzování vlivů na životní prostředí a souvisejících ustanovení. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 74 s.

Šereš, M., 2023: Artificial wetland for cow pasture – Parada do A, Isla Sao Miguel, Portugal. 4 s. „nepublikováno“. Dep.: Šereš, M., Praha.

ÚKZÚZ, ÚSKVBL, VUT, 2021: Antimikrobiální rezistence v půdě a případně dalších částech životního prostředí. Zpráva z funkčního úkolu MZe za rok 2021. Masarykova univerzita – lékařská fakulta. 46 s.

Seznam obrázků

Obrázek 1: České červinky ve výběhu Střediska živočišné výroby Amálie (foto autor).

Obrázek 2: Základní rozdělení jednotlivých typů UM (MLEJNSKÁ et al. 2016).

Obrázek 3: Běžná konstrukce KČOV (horizontální filtrační pole): 1– distribuční zóna, 2 – nepropustná bariéra (PE nebo PVC), 3 – filtrační materiál (drcené kamenivo, jíla), 4 – vegetace, 5 – nastavitelná výška hladiny (v odtokové šachtě), 6 – odtoková a distribuční zóna, 7 – sběrná nádrž, 8 – regulátor výšky hladiny (VYMAZAL 2004).

Obrázek 4: Nejběžněji používané druhy vegetace v umělých mokřadech (ABDEL – SHAFY et al. 2022).

Obrázek 5: Schéma konstrukce vertikálního filtru (TILLEY et al. 2014).

Obrázek 6: Schéma konstrukce zemního filtru (BRUCH et al. 2010).

Obrázek 7: Situace umělého mokřadu na ostrově São Miguel (ŠEREŠ 2023).

Obrázek 8: Celková situace (ŠEREŠ 2023).

Obrázek 9: Situace v detailu (ŠEREŠ 2023).

Obrázek 10: Instalace vaničky u výběhu krav Českých červinek na Středisku živočišné výroby Amálie 2023 (foto Ing. Luboš Bárta).

Obrázek 11: Příprava vzorků před analýzou (foto autor).

Obrázek 12: Měření vzorků smyvu na konduktometru a pH metru (foto autor).

Obrázek 13: Obarvené vzorky s činidlem včetně nulového vzorku (foto autor).

Obrázek 14: Vybarvovací činidlo a alkalický roztok v tmavých láhvích (foto autor).

Obrázek 15: Stabilizace fosfor ve vzorcích pomocí kyseliny H_2SO_4 (foto autor).

Seznam tabulek

Tabulka 1: Složení chlévského hnoje podle kvality v % (HLUŠEK 2004).

Tabulka 2: Farmaka aplikovaná na chovaných krávách ve Středisku živočišné výroby Amálie 2023.

Tabulka 3: Analytický rozbor smyvů z výběhu krav na Amálii.

Tabulka 4: Analytický rozbor odběrů smyvů CHSK_{Cr} a BSK_5 .

10. Přílohy

Příloha 1: Maximální přípustné hodnoty ukazatelů pro jednotlivé třídy jakosti dle ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu, modifikováno (upraveno autorkou práce).

Ukazatel	Jednotka	Třída		
		I	II	III
		Voda vhodná	Voda podmíněně vhodná	Voda nevhodná
A. Fyzikální ukazatele				
1. Teplota vody (t)	°C	35	40	>40
B. Chemické ukazatele				
2. Reakce vody (pH)	–	5 - 8,5	4,5 - 9	<4,5 a >9
3. Rozpuštěné látky	mg/l	800	1200	>1200
4. Chloridy	mg/l	300	400	>400
5. Sírany	mg/l	250	300	>300
6. Hliník	mg/l	10	20	>20
7. Arsen	mg/l	0,05	0,1	>0,1
8. Bor	mg/l	0,5	1	>1
9. Kadmium	mg/l	0,01	0,02	>0,02
10. Kobalt	mg/l	0,5	1	>1
11. Chrom (veškerý)	mg/l	0,2	0,5	>0,5
12. Měď	mg/l	0,5	2	>2
13. Mangan	mg/l	3	5	>5
14. Molybden	mg/l	0,2	0,4	>0,4
15. Nikl	mg/l	0,1	0,2	>0,2
16. Olovo	mg/l	0,05	0,1	>0,1
17. Rtuť	mg/l	0,005	0,01	>0,01
18. Selen	mg/l	0,02	0,05	>0,05
19. Vanad	mg/l	0,1	0,5	>0,5
20. Zinek	mg/l	1	2	>2
21. Železo	mg/l	10	100	>100
22. Kyanidy	mg/l	0,4	0,5	>0,5
23. Tenzidy aniontové	mg/l	2	4	>4
24. Fenoly s těkající vodní párou	mg/l	0,2	0,5	>0,5

25. Nepolární extrahovatelné látky (NEL)	mg/l	0,1	0,3	>0,3
26. Polychlorované bifenyly	ng/l	50	100	>100
C. Biologické ukazatele				
27. Koliformní bakterie	KTJ/ml*	100	1000	>1000
28. Fekální koliformní bakterie	KTJ/ml*	10	100	>99
29. Enterokoky	KTJ/ml*	10	100	>100
30. Patogenní mikroorganismy, salmonely		neprokazatelné v 0,5l	neprokazatelné v 0,2 l	prokazatelné v 0,1 l
31. Infekční stadia parazitů člověka a domácích zvířat		neprokazatelné v 1 l	neprokazatelné v 1l	Prokazatelné v 1 l
32. Kolifágy	PFU/l**	10(2)	10(4)	>10 (4)
33. Testy klíčivosti na semenech rostlin	h/k****	1	1	>1
D. Ukazatele radioaktivity				
34. Celková objemová aktivita beta mimo tritia	mBq/l	1500	–	>1500
35. Radium 226	mBq/l	200	–	>200
36. Uran	µg/l	50	–	>50

* KTH = kolonie tvořící jednotka

** PFU = plakotvorná jednotka

*** h/k = délka hypokotylu/délka kořene (v mm)