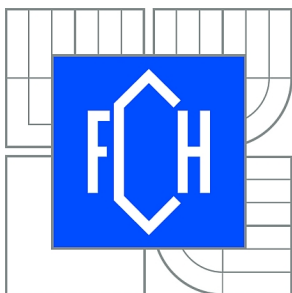




VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF
ENVIRONMENTAL PROTECTION

EKOTOXIKOLOGICKÉ HODNOCENÍ PROSTŘEDKŮ NA BÁZI TENZIDŮ.

ECOTOXICOLOGICAL EVALUTION OF AGENTS BASED SURFACTANTS.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. ŠÁRKA HŘIBOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

MVDr. HELENA ZLÁMALOVÁ
GARGOŠOVÁ, Ph.D.

BRNO 2013



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání diplomové práce

Číslo diplomové práce:	FCH-DIP0683/2012	Akademický rok: 2012/2013
Ústav:	Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí	
Student(ka):	Bc. Šárka Hřibová	
Studijní program:	Chemie a technologie ochrany životního prostředí (N2805)	
Studijní obor:	Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805T002)	
Vedoucí práce	MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.	
Konzultanti:		

Název diplomové práce:

Ekotoxikologické hodnocení prostředků na bázi tenzidů.

Zadání diplomové práce:

1. Zpracovat literární rešerši zaměřenou na problematiku ohrožení životního prostředí spojenou s využíváním tenzidů.
2. Na základě poznatků z literární rešerše vybrat ty prostředky, které při plošném použití mohou ohrožovat životní prostředí, a u těchto prostředků pomocí vybraných ekotoxikologických testů posoudit jejich negativní vliv na akvatický a terestrický ekosystém.

Termín odevzdání diplomové práce: 3.5.2013

Diplomová práce se odevzdává ve třech exemplářích na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu diplomové práce. Toto zadání je přílohou diplomové práce.

Bc. Šárka Hřibová
Student(ka)

MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.
Vedoucí práce

doc. Ing. Josef Čáslavský, CSc.
Ředitel ústavu

V Brně, dne 31.1.2013

prof. Ing. Jaromír Havlica, DrSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Tenzidy se staly běžnou součástí každodenního lidského života. Pro svoje vlastnosti nacházejí uplatnění jako aditivní složky pěnových hasebních prostředků, které jsou ve velkých množstvích používány pro boj s plošnými požáry. Tato práce se zabývá ekotoxikologickým hodnocením komerčně dostupných hasebních prostředků Sthamex F-15, Moussol APS F-15, Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Pyrocool B, které jsou vyrobeny na bázi tenzidů. V rámci diplomové práce byl u vybraných prostředků posuzován ekotoxikologický účinek prostřednictvím testů ekotoxicity v akvatickém uspořádání využívajících korýšů *Thamnocephalus platyurus*, hrotnatek *Daphnia magna*, dvouděložné rostliny *Lemna minor* a semen hořčice bílé *Sinapis alba*. Prostřednictvím testů výluhů půd kontaminovaných vybranými prostředky byl posuzován vliv půdního sorpčního komplexu na ekotoxikologický účinek. Hasební prostředky byly dále posuzovány z hlediska akutní ekotoxicity pro půdní organismy ekotoxikologickými testy v kontaktním uspořádání využívajícími žížaly hnojní *Eisenia fetida* a semen salátu setého *Lactuca sativa*. Pro posouzení vlivu biodegradace za různých podmínek na ekotoxikologický účinek byly s odstupem času provedeny testy klíčivosti salátu setého *L. sativa*. Dle výsledků jednotlivých testů je v práci diskutována potřeba dalšího hodnocení negativního vlivu vybraných prostředků a současně potřeba zvláštní pozornosti legislativních opatření.

ABSTRACT

The surfactants have become a common part of everyday human life. For their properties they are used as additive components of foam extinguishers used in large quantities for area fires fighting. This thesis deals with the ecotoxicological evaluation of commercially available fire-fighting agents Sthamex F-15, Moussol-APS F-15, Finiflam F-15, Expyrol F-15 and Pyrocool B, which are made on the basis of surfactants. In the framework of this thesis the ecotoxicological effects of selected extinguishing agents were assessed through aquatic ecotoxicity tests with organisms *Thamnocephalus platyurus*, *Daphnia magna*, dicotyledonous plants *Lemna minor* and white mustard seeds *Sinapis alba*. Via tests of contaminated soils leachate the effect of soil sorption complex on the ecotoxicological effects was evaluated. Extinguishing agents were further considered in terms of acute ecotoxicity for soil organism via ecotoxicological tests in the contact arrangement using earthworm *Eisenia fetida* and lettuce seeds *Lactuca sativa*. To assess the influence of biodegradation under different conditions on ecotoxicological effects the seed germination tests of *L. sativa* were conducted with hindsight. According to the results of the individual tests this work discuss the need for further evaluation of the negative influence of selected agents, while paying special attention to legislative measures.

KLÍČOVÁ SLOVA

Tenzidy, ekotoxicita, pěnové hasební prostředky.

KEYWORDS

The surfactants, ecotoxicity, firefighting foams.

HŘIBOVÁ, Š. *Ekotoxikologické hodnocení prostředků na bázi tenzidů*, Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2013. 105 s. Vedoucí diplomové práce MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Diplomová práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího diplomové práce a děkana FCH VUT.

.....
podpis studenta

PODĚKOVÁNÍ

Tímto chci poděkovat především MVDr. Heleně Zlámalové Gargošové, Ph.D. za cenné rady, ochotu a vstřícný přístup a svojí rodině za tichou, ale silnou podporu.

OBSAH

1	ÚVOD	7
2	TEORETICKÁ ČÁST	8
2.1	TENZIDY, JEJICH DEFINICE A KLASIFIKACE	8
2.1.1	Ionogenní tenzidy	8
2.1.2	Neionogenní tenzidy	9
2.1.3	Tenzidy a jejich původ	10
2.2	FYZIKÁLNÍ CHEMIE TENZIDŮ	10
2.2.1	Kritická micelární koncentrace	11
2.2.2	Krafftův bod	12
2.2.3	Solubilizace	13
2.2.4	Adsorpce	14
2.2.5	Adsorpce pevných částic na kapalných rozhraních	15
2.2.6	Smáčení	15
2.3	MOŽNOSTI POUŽITÍ TENZIDŮ	16
2.3.1	Smáčivost povrchu	16
2.3.2	Detergence	17
2.3.3	Stabilita disperzí	17
2.4	HASEBNÍ PROSTŘEDKY NA BÁZI TENZIDŮ	18
2.4.1	Základní typy hasebních látek	18
2.4.2	Voda a pěnové hasební prostředky na vodné bázi	19
2.4.3	Pěnové hasební prostředky	19
2.4.4	Komerčně dostupné pěnové hasební prostředky	21
2.5	VLIV PĚNOVÝCH HASEBNÍCH PROSTŘEDKŮ NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ	22
2.5.1	Toxicita pro akvatické ekosystémy	22
2.5.2	Narušení samočisticí schopnosti vody a činnosti ČOV	23
2.5.3	Biodegradabilita a sekundární toxicita rozkladných produktů	24
2.5.4	Bioakumulace a biokoncentrace v přírodních ekosystémech	24
2.6	LEGISLATIVA EU A ČR	25
3	EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	28
3.1	CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH HASEBNÍCH PROSTŘEDKŮ PRO EKOTOXIKOLOGICKÉ HODNOCENÍ	28
3.1.1	Sthamex F-15	28
3.1.2	Moussol-APS F-15	28
3.1.3	Finiflam F-15	29
3.1.4	Expyrol F-15	30
3.1.5	Pyrocool B	31
3.2	EKOTOXIKOLOGICKÉ HODNOCENÍ VYBRANÝCH HASEBNÍCH PROSTŘEDKŮ	31
3.2.1	Charakteristika a metodiky vybraných testů v akvatickém uspořádání	32
3.2.2	Charakteristika a metodiky vybraných testů v kontaktním uspořádání	43
4	VÝSLEDKY	51
4.1	VÝSLEDKY TESTŮ V AKVATICKÉM USPOŘÁDÁNÍ	51

4.1.1	Stanovení sušiny standardní půdy Lufa 2.3 pro přípravu vodných výluhů.....	51
4.1.2	Thamnotoxkit F TM	51
4.1.3	Daphtoxkit F TM magna	58
4.1.4	Test inhibice růstu okřehku menšího Lemna minor	66
4.1.5	Test inhibice růstu kořene hořčice bílé Sinapis alba	71
4.2	VÝSLEDKY TESTŮ V KONTAKTNÍM USPOŘÁDÁNÍ.....	75
4.2.1	Stanovení vodné kapacity půdy (VKP) testovacích matric.....	75
4.2.2	Screeningový test klíčivosti salátu setého Lactuca sativa	75
4.2.3	Test únikového chování se žížalami.....	77
5	DISKUZE.....	78
5.1	DISKUZE VÝSLEDKŮ TESTŮ V AKVATICKÉM USPOŘÁDÁNÍ.....	78
5.1.1	Posouzení ekotoxikologického účinku při akutní expozici.....	78
5.1.2	Posouzení vlivu půdního sorpčního komplexu na akutní ekotoxicitu.....	81
5.2	DISKUZE VÝSLEDKŮ TESTŮ V KONTAKTNÍM USPOŘÁDÁNÍ.....	86
5.2.1	Posouzení ekotoxikologického účinku při akutní expozici.....	86
5.2.2	Posouzení vlivu biodegradace na ekotoxicitu	88
5.3	SOUHRNNÁ DISKUZE VÝSLEDKŮ	91
6	ZÁVĚR.....	95
7	SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	97
8	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....	102
9	SEZNAM PŘÍLOH	103

1 ÚVOD

Chemie a chemické prostředky jako takové se postupem doby staly běžnou součástí lidských životů. Není tomu jinak ani v případě tenzidů. Používáme je v pracích a mycích prostředcích, kosmetických přípravcích, při výrobě potravin a ve všech průmyslových odvětvích vůbec.

Bez nadsázky lze konstatovat, že bez tenzidů si nelze představit další existenci lidstva, neboť lidstvo se stalo závislé na produktech technologického vývoje. Pouze s velkou námahou bychom si představovali náš každodenní život bez čisticích prostředků, zvláčňujících krémů, prostředků pro osobní hygienu, vysoce trvanlivých potravin a dalších produktů průmyslových výroby a objevů vědeckého pokroku.

Nicméně tenzidy nejsou pouhou složkou produktů každodenní potřeby. Hrají velmi důležitou roli například při těžbě ropy a nerostných surovin a v rafinačních technologiích. Plošně jsou ve velkých množstvích používány jako pěnidla v hasebních prostředcích, díky kterým dokážeme bojovat s rozsáhlými požáry, ať už se jedná o požáry zaviněné lidským faktorem nebo přírodní katastrofy.

Podle mého názoru se tak širokým použitím může chlubit málokterá skupina látek. S tím ovšem souvisí i vysoká míra uvolňování tenzidů do životního prostředí, kde, ať chceme nebo ne, mají ve většině případů negativní vliv na jednotlivé ekosystémy. Proto jsou stále vyvíjeny méně zátěžové tenzidy a byla zavedena různá legislativní opatření týkající se jejich používání a vypouštění do životního prostředí.

Bohužel plošné používání tenzidů v hasebních prostředcích při likvidaci požárů je prozatím legislativně opomíjeno. Požáry malého rozsahu lze snadno zneškodnit ručními hasicími přístroji. V případech rozsáhlých požárů budov a průmyslových podniků nebo požárů ve volné přírodě musí být použito velké množství hasebních prostředků, které jsou převážně založeny na bázi tenzidů, aby byl požár usměrněn a následně zcela uhašen.

Rozsáhlé požáry jsou vnímány jako jedno z nejzávažnějších rizik a je důležité umět s nimi bojovat. Na druhou stranu je na místě přemýšlet nad tím, jaké prostředky pro boj s požáry používáme a co se s nimi stane po jejich aplikaci. Používáním látek, které vysoce zatěžují životní prostředí, pro okamžitou likvidaci katastrofických požárů bychom se časem mohli dostat do bezvýchodné situace.

2 TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Tenzidy, jejich definice a klasifikace

Existují sloučeniny, jako například mastné kyseliny s krátkým řetězcem, které jsou amfifilní, neboli amfipatické. To znamená, že mají jak část jevící afinitu k polárním médiím (hydrofilní část), tak část jevící afinitu k mediím nepolárním (část hydrofobní). Takové molekuly tvoří orientované jednovrstvy na fázových rozhraních a vykazují povrchovou aktivitu (tj., snižují povrchové, resp. mezifázové napětí prostředí, ve kterém jsou rozpuštěny). K tomuto jevu dostačují již velmi nízké koncentrace těchto látek. V důsledku jejich adsorpce tedy dochází v soustavě kapalina-plyn ke snížení povrchového napětí a v soustavě kapalina-tuhá látka nebo kapalina-kapalina ke snížení mezifázového napětí na fázovém rozhraní. To se projevuje pěněním vodných roztoků těchto látek.

Ty bývají v některých případech definovány jako molekuly, které jsou schopny se sdružovat za tvorby micel. Takové sloučeniny jsou pak nazývány povrchově aktivní látky, zkráceně PAL, neboli tenzidy [1, 2].

Název tenzidy byl odvozen v Německu z latinského slova *tensio* (napětí, tlak) pro nahrazení původního dlouhého názvu „povrchově aktivní látka“. Pro svoje vlastnosti jsou tenzidy používány především jako aktivní látky pracích, čistících, mycích, emulgačních, dispergačních a pěnicích prostředků [2].

V praxi je používáno několika pojmů, které bývají mnohdy zaměňovány. Pro příklad mýdla (soli mastných kyselin, které obsahují alespoň osm uhlíkových atomů v řetězci) jsou tenzidy. Jedná se o organické látky se schopností akumulovat se již při nízkých koncentracích na fázovém rozhraní a tím snižovat mezifázovou energii soustavy. Detergenty jsou potom směsi tenzidů a dalších látek, jejichž roztoky mají čistící vlastnosti. To znamená, že mění mezifázové napětí tak, že podporují odstranění nečistoty z pevného povrchu do objemové fáze roztoku [3].

Tyto neobvyklé vlastnosti roztoků tenzidů lze připsat samotné stavbě molekuly sloučeniny, která je složena z dlouhého hydrofobního uhlovodíkového řetězce (C8 a vyšší) a z minimálně jedné hydrofilní skupiny. Polární část obvykle silně interaguje ve vodném prostředí a její solvatace je zprostředkována přes dipól-dipól nebo ion-dipól interakce. Podle charakteru zastoupené polární části v molekule jsou tenzidy rozdělovány do různých kategorií, konkrétně na tenzidy ionogenní a neionogenní. Ionogenní tenzidy jsou dále členěny na aniontové, kationtové a neiontové. Neionogenní jsou často označovány jako amfolytické [1, 2].

Přestože je tenzidů již celá řada, jejich další vývoj není ukončen. Výrobci kladou důraz na vývoj nových tenzidů, které musí splňovat specifické technické požadavky pro jednotlivé aplikace a pochopitelně i snadnou biologickou rozložitelnost v životním prostředí [2].

2.1.1 Ionogenní tenzidy

Jak bylo uvedeno výše, do této kategorie patří tenzidy aniontové, kationtové a neiontové. *Aniontové povrchově aktivní látky* jsou ve vodném prostředí disociovány na amfifilní anion a na kation, kterým zpravidla bývá kation alkalického kovu (Na^+ , K^+) nebo kvartérní amoniový kation (NH_4^+). Tyto povrchově aktivní látky představují asi 50 % světové produkce a jedná se o běžně používané tenzidy [4].

Patří mezi ně alkylnbensulfonáty (ABS), používané jako detergenty. ABS jsou průmyslově připravovány alkylováním benzenu uhlovodíkovými frakcemi C_{10} až C_{18}

a jeho následnou sulfonací. Dnes je upřednostňována výroba lineárních alkylbenzensulfonátů (LABS, LAS), jejichž biologická rozložitelnost je za aerobních podmínek přijatelná, na rozdíl od ABS s rozvětvenými alkyly.

Dalšími zástupci jsou alkylsulfonáty a alkensulfonáty s charakteristickou vazbou -C-S-. Vyrábějí se procesem sulfonace vyšších alkanů a alkenů, jehož produktem je směs derivátů o blíž neurčeném počtu sulfoskupin v molekule. Samotná vazba -C-S- nepodléhá biologické hydrolýze, na rozdíl od vazby -C-O-S-, která jí podléhá velice snadno a kterou obsahují další zástupci aniontových tenzidů alkylsulfáty. Tyto látky jsou vyráběny sulfatací vyšších alifatických alkoholů s uhlovodíkovým řetězcem C_{10} až C_{18} .

Významnými zástupci aniontových tenzidů jsou mýdla, tedy soli vyšších alifatických kyselin s přímým řetězcem o délce C_{16} až C_{18} . Všechny aniontové tenzidy o struktuře přímého alifatického řetězce jsou snadno biologicky rozložitelné a v důsledku toho i vodohospodářsky málo závadné [2].

Kationtové povrchově aktivní látky ve vodném prostředí disociují na amfifilní kation a na anion, který je obvykle halogenového typu. Velký podíl této skupiny tenzidů tvoří nitrosloucheniny, jako jsou pyridinové a kvartérní amoniové soli mastných kyselin s jedním nebo několika dlouhými alkylovými řetězci. V důsledku snazší biologické degradace jsou ekologicky vhodnější tzv. esterquaty (kvartérní sloučeniny obsahující esterovou vazbu v alifatickém řetězci). Vzhledem k provozně náročnému výrobnímu procesu jsou kationtové tenzidy zpravidla dražší než aniontové, a proto nejsou používány jako látky s detergenčním účinkem. Tyto látky jsou výhodné pro svoje baktericidní a dispergační vlastnosti. Jsou to látky s antistatickými a změkčovacími účinky, které mají komerční význam v textilním průmyslu. Pro svůj inhibiční účinek proti korozi nacházejí uplatnění i v dalších průmyslových odvětvích.

Neiontové tenzidy svým 45% podílem zaujímají druhé místo z celkové průmyslové výroby. Jedná se především o oxyethylenáty alkoholů, fenolů, kyselin, amidů a aminů. Hydrofilní polyoxyalkylenový řetězec je s hydrofobní částí, kterou tvoří alifatický uhlovodíkový, popř. alkylfenolový řetězec, propojen etherovým, aminovým, amidovým nebo esterovým můstkem. Protože mají tyto látky nedisociovatelnou hydrofilní skupinu, ve vodném roztoku neionizují.

Mezi přední zástupce patří alkylpolyethylenglykoethery, alkylfenolpolyethylenglykoethery a alkylaminopolyethylenglykoethery, dále se jedná o acylpolyethylenglykoethery a acylamidopolyethylenglykoethery. Pro svoji nízkou toxicitu jsou v posledním desetiletí uváděny na trh neiontové tenzidy na bázi glykosidů, jako jsou alkylpolyglykosidy (APG), s poměrně universálním použitím [2,4].

2.1.2 Neionogenní tenzidy

Tyto povrchově aktivní látky podléhají jak aniontové, tak kationtové disociaci, mají tedy amfoterní charakter. To znamená, že se v kyselém prostředí chovají jako kationtové tenzidy a v prostředí zásaditém naopak jako tenzidy aniontové. Toto chování je způsobeno přítomností dvou hydrofilních skupin, přičemž jedna je kyselá (sulfoskupina, karboxylová skupina) zatímco druhá je zásaditá (aminoskupina, amoniová skupina). Amfoterní charakter mohou mít jak přírodní látky (aminokyseliny a fosfolipidy), tak látky syntetické (betainy a sulfobetainy) [2,4].

Neionogenní tenzidy jsou obecně poměrně drahé. V důsledku toho je jejich použití omezeno na speciální aplikace například v kosmetickém průmyslu, ve kterém má jejich vysoká biologická kompatibilita a současně nízká toxicita prvořadý význam.

V posledních dvou desetiletích došlo k zavedení nové třídy povrchově aktivních látek, tzv. polymerních tenzidů (povrchově aktivních polymerů), které jsou vyráběny sdružováním jedné nebo více makromolekulárních struktur vykazujících hydrofilní a hydrofobní znaky. Dnes jsou běžně používány v mnoha různých výrobních procesech jako aditiva pro kosmetické produkty, barvy, potraviny a jako ropné výrobní přísady [4].

2.1.3 Tenzidy a jejich původ

Převážná většina látek má kořeny původu v přírodě. Ani v případě tenzidů tomu není jinak. Protože mají přírodní tenzidy biologický původ, nazýváme je příhodně biotenzidy (biosurfaktanty). Tyto látky extracelulárně syntetizují bakterie, kvasinky a houby při svém růstu na hydrofobních substrátech, aby byla umožněna jejich emulgace a penetrace do buňky. Z hlediska chemické struktury jsou biotenzidy tvořeny delším alifatickým řetězcem, který zde zastupuje hydrofobní část, a hydrofilní částí ve formě sacharidů, polyalkoholů, polysacharidů nebo peptidů. Dle toho je dělíme na glykolipidy, lipopeptidy, fosfolipidy, lipid-polysacharidové nebo lipid-aminokyselinové komplexy a sulfolipidy [2].

2.2 Fyzikální chemie tenzidů

Amfipatické molekuly povrchově aktivních látek poskytují ve vodném prostředí ve velkých zředěních právě roztoky. Jinak řečeno zředěné koncentrace tenzidů ve vodném prostředí vykazují charakter normálních elektrolytů. Pokud však budeme v roztoku jejich koncentraci zvyšovat, začnou tyto molekuly od určité koncentrace vzájemně asociovat za vzniku organizovaných agregátů velkého počtu molekul, v nichž lipofilní části molekul se spojují uvnitř agregátu, zatímco hydrofilní části čelí vodnému prostředí. Koncentraci tenzidu, při které dochází ke vzniku takových agregátů, označujeme jako kritickou micelární koncentraci - KMK. Nově vzniklé koloidní částice pak nazýváme micely a látky, které mají schopnost je tvořit, micelární (asociativní) koloidy.

Tvorba micel ve vodném prostředí je obecně vnímána jako kompromis mezi afinitou polárních částí tenzidů k vodnému prostředí a současnou tendencí alkylových řetězců vyhnout se energeticky nevýhodnému kontaktu s vodou. Celkový proces má tendenci přivést uhlovodíkové molekuly dohromady a je označován jako hydrofobní interakce. V důsledku přítomnosti hydrofobního efektu se molekuly tenzidů adsorbují na rozhraní i při nízkých koncentracích. Jakmile dojde v důsledku tepelných pohybů k ustavení rovnováhy mezi adsorpcí a desorpcí, začnou se ustavovat i mezifázové podmínky. Povrchová aktivita tenzidů je považována za dynamický jev, což lze determinovat měřením povrchového nebo mezifázového napětí v závislosti na čase u nově vznikajících povrchů.

Vznik micel v roztoku se tedy řídí termodynamickými zákony fázových rovnováh a vlastnosti takových roztoků jsou závislé na okamžitých fyzikálních podmínkách (teplota, tlak, koncentrace látek). Stupeň asociace a tvar micel se odvíjí od fyzikálních podmínek a závisí na okamžitém stavu systému. To znamená, že micelární koloidy patří mezi reversibilní systémy.

Ovšem ne každá amfipatická molekula má schopnost asociovat na micely. Menší jednoduché molekuly s nedisociovanými nebo slabě disociovanými polárními skupinami,

např. –OH, –COOH, nejsou pro rozpustnost látky s dlouhým hydrofobním řetězcem ve vodném prostředí dostatečně hydrofilní. Tuto podmínku splňují ionizovatelné skupiny [1, 5].

2.2.1 Kritická micelární koncentrace

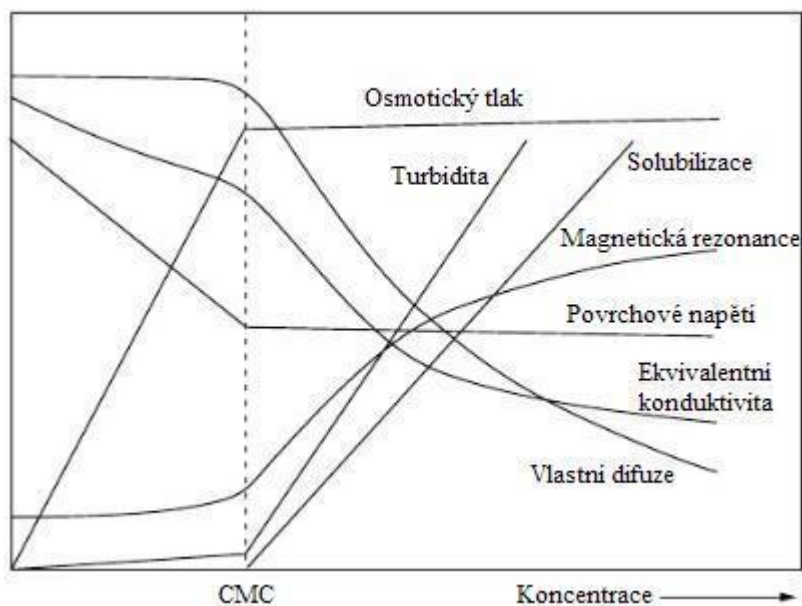
Jak bylo uvedeno výše, při zvýšení koncentrace tenzidů ve vodném prostředí nad hodnotu kritické micelární koncentrace (KMK), dojde ke vzniku micel. KMK je ve své podstatě vlastnost povrchově aktivních látek a současně zásadně ovlivňuje řadu dalších faktorů, jako je teplota, tlak, přítomnost a povaha přísad. Především z toho důvodu, že micelizace je založena na tepelných a elektrostatických silách, které působí mezi částicemi v roztoku tenzidů.

Obecně se hodnota KMK snižuje s rostoucí molekulovou hmotností lipofilní části tenzidu, se snižující se teplotou anebo přidáváním elektrolytu do roztoku. Molekulové hmotnosti tenzidů se obecně pohybují v rozmezí od několika stovek až po několik tisíc. I když je molekulová hmotnost „rozverně“ označována jako kritická koncentrace, je zřejmé, že k přechodu mezi monomery a micelami bude docházet v celém rozsahu koncentrací. Šíři a povahu tohoto rozsahu primárně určuje, avšak zdaleka neomezuje, délka a povaha lipofilních částí tenzidů [1].

Fyzikálně-chemické vlastnosti povrchově aktivních látek se od menších a neamfipatických molekul liší v jednom z hlavních aspektů, jmenovitě v náhlých změnách jejich vlastností nad KMK. Z toho vyplývá, že vlastnosti tenzidů nad a pod KMK hodnotou se výrazně liší [1, 6].

Pod hodnotou KMK se fyzikálně-chemické vlastnosti tenzidů podobají vlastnostem silného elektrolytu. Nad touto hodnotou se vlastnosti dramaticky změní. Tento zlom indikuje průběh vysoce kooperativního sdružovacího procesu a je ilustrován tzv. Prestonovým diagramem. Tento tzv. pseudofázový model přesně vymezuje hodnotu kritické micelární koncentrace a definuje ji jako maximální koncentraci rozpuštěného monomeru v daném rozpouštědle. Micely jsou pak v modelu považovány za samostatnou fázi. Pseudofázový model má řadu nedostatků. Nicméně hodnota KMK je nejčastěji měřeným a diskutovaným micelárním parametrem a je tedy velmi užitečná při popisu asociace tenzidů do micel [1].

Na obrázku č. 1 jsou znázorněny vybrané fyzikální vlastnosti tenzidů jako funkce koncentrace v Prestonově pseudofázovém diagramu [6].



Obr. 1. Změny fyzikálně-chemických vlastností micelárních roztoků kolem bodu kritické micelární koncentrace (KMK) v závislosti na koncentraci [6].

Z obrázku je zřejmý svérázný průběh závislostí různých fyzikálně-chemických vlastností roztoků micelárních koloidů na koncentraci včetně výrazného zlomu, který je charakteristický pouze pro tyto roztoky. Podklady, které poskytují závislosti koligativních vlastností roztoků tenzidů a rozptylu světla na koncentraci, jsou používány pro interpretaci tohoto zlomu.

Koligativní vlastnosti jsou funkcí hmotnosti disperzních částic v roztoku a poskytují informace o asociačním chování molekul rozpuštěných tenzidů. Jedná se například o osmotický tlak, snížení bodu tání, zvýšení bodu varu a relativní snížení tlaku par rozpouštědla [5].

Osmotický tlak je úměrný koncentraci roztoku a nad hodnotou KMK roste výrazně pomaleji v důsledku rozpouštění přidávaného tenzidu ve formě micel [7].

Intenzita rozptýleného světla (turbidita) je při konkrétní hmotnostní koncentraci přímo úměrná molární hmotnosti. Z průběhu závislosti turbidity na koncentraci lze tedy vidět, že pod hodnotou KMK je směrnice grafu výrazně malá a to ukazuje na zdroj rozptýleného světla, v tomto případě na jednotlivé molekuly rozpuštěného tenzidu. Nad hodnotou KMK dochází k prudkému vzrůstu směrnice závislosti, který je způsoben přítomností agregovaných částic (micel) [5].

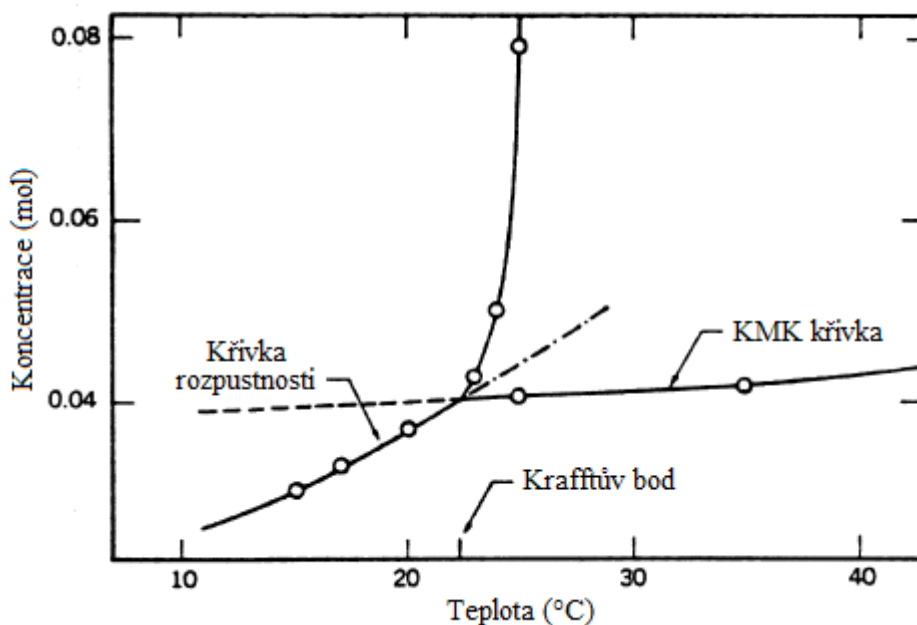
U povrchového napětí je pozorován opačný trend. Do hodnoty KMK se snižuje a od této hodnoty již zůstává konstantní. Je to způsobeno spotřebou veškeré přidávané látky na tvorbu micel, které již nevykazují povrchovou aktivitu.

Ekvivalentní konduktivita nejdříve klesá a dosažení hodnoty KMK je provázeno ještě prudším poklesem [7].

2.2.2 Krafftův bod

Rozpustnost tenzidů v závislosti na teplotě vykazuje v určitém bodě silný vzrůst. Tento bod je označován jako Krafftova teplota, resp. Krafftův bod (T_k). Tato skutečnost vysvětluje omezenou rozpustnost jednotlivých molekul tenzidů oproti velmi vysoké rozpustnosti vzniklých micel.

Ze závislosti koncentrace na teplotě je zřejmé, že pod Krafftovým bodem je rozpustnost tenzidu pro micelizaci příliš nízká. To znamená, že rozpustnost sama určuje koncentraci monomeru tenzidu. Se zvyšující se teplotou roste do Krafftova bodu i rozpustnost tenzidu. V tomto bodě je dosaženo hodnoty KMK, relativně velké množství molekul tenzidu je asociováno do micel a rozpustnost se značně zvyšuje. Nad Krafftovým bodem dochází při dosažení hodnoty KMK k maximálnímu snížení povrchového nebo mezifázového napětí [1].



Obr. 2. Rozpustnost povrchově aktivních látek v závislosti na teplotě a Krafftův bod [1].

Kromě neiontových tenzidů vykazují Krafftovy body všechny typy tenzidů. Neiontové tenzidy vykazují zcela opačný trend. Rozpustnost s rostoucí teplotou klesá a při určité teplotě neiontové tenzidy ztrácejí svoji povrchovou aktivitu. Tato teplota je označována jako bod zákalu. Nad bodem zákalu dochází k oddělení fáze vznikajících micel bohaté na tenzidy. Tento přechod je obvykle doprovázen výrazným nárůstem zákalu v disperzi [1].

2.2.3 Solubilizace

S tvorbou micel v roztocích tenzidů souvisí schopnost micel rozpouštět látky nerozpustné v čistém disperzním prostředí, označovaná jako solubilizace. Mechanismus solubilizace je různý v závislosti na charakteru rozpouštěné látky. Zatímco látky nepolárního charakteru se rozpouštějí v jádru micely, u látek amfoterního charakteru (alkoholy, aminy) je mechanismus komplikovanější. U takových látek dochází k rozmístění tak, že uhlovodíkové řetězce směřují dovnitř micel a polární skupiny naopak do vodné fáze. Látky zcela polární jsou rozpouštěny buď přímo na povrchu micely, nebo v jeho těsné blízkosti. Při solubilizaci dochází v důsledku zabudování molekul do micely ke zvětšování objemu hydrofobního jádra a současně tedy ke zvyšování hmotnosti micel tenzidů.

V praxi má vlastnost solubilizace velký význam při detergenti, kdy dochází k solubilizaci nečistot. Při tomto procesu nejdříve dojde k adsorpci molekul tenzidů na povrch pevné látky a nečistoty přiléhající k jejímu povrchu. Nečistota se postupně uvolňuje a přechází do roztoku,

ve kterém dojde k její solubilizaci do micel. Tímto se povrch solubilizované nečistoty stává hydrofilním a již se nedokáže zpětně připoutat k pevnému povrchu.

Dalším využitím solubilizace je tzv. micelární katalýza, při které dochází k tvorbě aktivovaného komplexu v důsledku solubilizace některých dvojic reaktantů. Solubilizací monomeru v jádru micel detergentu lze vytvořit vhodné podmínky pro průběh polymerizace, která probíhá jako radikálová řetězová reakce a pro regulaci molární hmotnosti vznikajícího polymeru v procesu emulzní polymerizace. Další využití nachází tato schopnost v odvětví farmaceutického a kosmetického průmyslu nebo při výrobě celé řady pesticidů [5, 7].

2.2.4 Adsorpce

K adsorpci tenzidů dochází všude tam, kde tenzidy přicházejí do styku s povrchem nebo fázovým rozhraním. V mnoha procesech, jako je flotace při zpracování rud, těžba ropy, sanace půd, čistící a prací procesy, separační procesy nebo smáčení, je právě adsorpce důležitým parametrem. Adsorpce jako taková může nastat v důsledku elektrostatických interakcí, Van der Waalsových interakcí, vzniku vodíkových vazeb nebo v důsledku solvatace a desolvatace adsorbátu. Míra adsorpce tenzidů je ovlivněna především samotným typem používaného tenzidu.

Fyzikální vlastnosti mezifázového rozhraní hrají důležitou roli ve všech přírodních jevech a průmyslových procesech a také mohou být důležité pro určení vlastností samotných disperzí, jako jsou pěny, emulze a suspenze, které obsahují velké mezifázové plochy [1].

Při adsorpci tenzidů na povrchu, resp. na rozhraní dochází k vytvoření monomolekulární adsorpční vrstvy, ve které zaujímají molekuly tenzidů orientaci podle jejich charakteru. Polární části molekul směřují do vodné fáze, zatímco ty nepolární do fáze plynné, pevné nebo nepolární kapalné. S rostoucí koncentrací adsorbovaného tenzidu tak klesá povrchové, resp. mezifázové napětí. Míra poklesu povrchového, resp. mezifázového napětí se zvyšuje geometrickou řadou s rostoucím počtem uhlíkových atomů v uhlovodíkovém řetězci tenzidu [5].

Snížení mezifázového napětí má za důsledek vyšší mezifázovou viskozitu, která přispívá k vyšší stabilitě emulze nebo pěny tak, že snižuje míru koalescence mezi dispergovanými částicemi. Adsorpce smíšených tenzidů tak poskytuje filmy s velmi viskózními povrchy. Vzhledem k tomu, že mezifázová viskozita má vliv na stabilitu emulze a pěny a je přímo ovlivňována teplotou, bude stabilita těchto disperzí podléhat teplotnímu vlivu. Příkladem mohou být některé průmyslové procesy, u kterých při nízkých teplotách dochází k výskytu nežádoucího pění, které lze eliminovat zvýšením teploty.

Iontové tenzidy mají tendenci adsorbovat se na opačně nabitě pevné povrchy v důsledku elektrostatických interakcí. Většina látek při kontaktu s polárním prostředím, jako je voda, získá povrchový elektrický náboj. Přítomnost povrchového náboje má vliv na rozložení iontů v polární fázi v blízkosti povrchu a v důsledku toho je vytvořena elektrická dvojvrstva. Adsorpce iontových tenzidů na shodně nabitý povrch je méně známá, ale může k ní dojít prostřednictvím vodíkových vazeb nebo atraktivních disperzních sil. Zvýšením míry elektrostatických odpudivých sil tenzidy lze tedy také ovlivnit stabilitu koloidních disperzí.

Tenzidy, které se adsorbují na pevný povrch v soustavě pevná látka-kapalina, snižují povrchové napětí a ovlivňují schopnost vody (polární médium) nebo oleje (nepolární médium) smáčet pevný povrch. Pokud je tenzid orientován tak, že jeho hydrofobní část směřuje podél nebo pryč od povrchu, v polárním médiu dojde ke snížení schopnosti smáčení

a v nepolárním médiu naopak k jejímu zvýšení. Obdobně, jsou-li orientovány hydrofilní části molekul tenzidů směrem od povrchu, dojde ke zvýšení schopnosti vody smáčet tento povrch.

Při adsorpci tenzidů na kapalných rozhraních (mezifázová rozhraní v soustavě kapalina-kapalina) opět dochází ke snížení mezifázového napětí, což přímo ovlivňuje stabilitu emulze. Povaha tenzidu pak může určovat uspořádání fází v emulzi, to znamená, která složka emulze bude tvořit dispergovanou fázi a která bude tvořit disperzní prostředí [1].

2.2.5 Adsorpce pevných částic na kapalných rozhraních

Mohou nastat situace, ve kterých jsou v emulzích nebo pěnách přítomny malé pevné nebo kapalně částice. Jakmile se pevná částice nachází v blízkosti kapalného povrchu nebo rozhraní, obvykle je k němu pevně poutána. V důsledku toho jsou tyto částice v určitých ohledech podobné tenzidům a dalším povrchově aktivním látkám a mohou ovlivňovat stabilitu emulzí a pěn. Takže hydrofobní částice, které jsou podobné tenzidům s nízkou hydrofilně-hydrofobní rovnováhou (HLB) mohou stabilizovat emulze typu voda v oleji, zatímco hydrofilní částice, stejně jako tenzidy s vysokou hodnotou HLB, mohou stabilizovat emulze typu olej ve vodě.

Schopnost malých částic stabilizovat emulze bez přítomnosti tenzidů vyplývá z procesu shromažďování těchto částic na površích kapiček, kde vytvářejí nerozpustné monomolekulární vrstvy, jejichž vznik může být popsán Langmuirovou teorií. Adsorbované částice na povrchu vyvíjejí tlak v míře závislé na koncentraci částic na povrchu a tím přímo snižují mezifázové napětí.

Volná energie přilnutí částice k rozhraní se vztahuje k úhlu, který s rozhraním uzavírá povrch částice, tzv. kontaktnímu úhlu. Nejsilněji poutány k rozhraní jsou částice uzavírající s rozhraním úhel 90° . Obecně se částice s kontaktním úhlem nad 90° ve vodném roztoku označují jako hydrofobní a částice s kontaktním úhlem pod 90° jako hydrofilní. Částice s kontaktním úhlem nad 90° ve vodném prostředí mohou mít tento úhel v roztocích tenzidů naopak pod 90° . Z toho je zřejmé, že částice, která je vzhledem k vodnému prostředí hydrofobní, může být vzhledem k roztokům tenzidů hydrofilní.

Prostřednictvím kontaktního úhlu lze vyjádřit míru tzv. smáčivosti částice na kapalném rozhraní, která se přímo vztahuje k energii poutání částice k rozhraní. Izolované hydrofobní částice spočívající na jednom povrchu tenkého vodného filmu mohou způsobit jeho protržení v důsledku odtržení částice, které je způsobeno přitahováním těchto částic jiným povrchem. Malé hydrofobní částice se tedy mohou chovat jako odpěňovací, ale i pěnotvorná činidla. To, co určuje schopnost částice protrhnout tenký kapalný film a co určuje stabilitu emulzí a pěn, je právě smáčivost [8].

2.2.6 Smáčení

Proces smáčení vždy zahrnuje tři fáze, přičemž nejméně dvě z nich jsou tekutiny. Jedná se například o soustavu plynu nebo pevné látky a dvou nemísitelných kapalin, nebo plynu, kapaliny a pevné látky nebo dokonce tří nemísitelných kapalin. Jsou známy tři typy smáčení, a to rozestření, adheze a vnoření.

Běžně je však termínem smáčení označováno vytlačení vzduchu z pevného nebo kapalného povrchu vodou, případně vodným roztokem. Jako smáčedla jsou tedy označovány jakékoliv látky, které zvyšují schopnost vody, případně vodného roztoku, vytěšňovat vzduch z pevných a kapalných povrchů. Úprava smáčecí schopnosti vody je povrchová vlastnost, kterou do určité míry vykazují všechny povrchově aktivní látky.

Pokud je smáčený povrch malý, například při smáčení nezrtných, neporézních pevných látek, dojde během samotného procesu k ustavení rovnováhy. Naopak, je-li smáčený povrch velký (smáčení porézních nebo textilních povrchů nebo jemně práškovitých pevných látek), často není rovnovážného stavu za celkovou dobu trvání procesu dosaženo.

Povrchové napětí vody má hodnotu $72 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$. Tato hodnota je poměrně vysoká a vypovídá o vysokých intermolekulárních přitažlivých silách, které působí mezi molekulami vody. Proto se voda spontánně nerozestře přes kovalentní pevné látky, jejichž volná povrchová energie je nižší než $72 \text{ mJ}\cdot\text{m}^{-2}$. Aby tedy bylo možné smočit pevné nebo kapalné povrchy, je často nutné do vody přidat povrchově aktivní látky, které způsobí změnu mezifázového napětí systému. Přídavek tenzidu k vodě způsobí snížení povrchového napětí vody a pravděpodobně i mezifázového napětí mezi vodou a substrátem, což má za následek spontánní rozestírání nebo ponoření.

Nicméně přidání tenzidu do vody v určitých situacích může naopak smáčivost vody snižovat. K tomu dochází v situaci, kdy jsou amfipatické molekuly tenzidů adsorbované na rozhraní substrát-kapalina v takovém uspořádání, při kterém jsou jejich polární konce orientované k substrátu a jejich hydrofobní konce naopak do vody [9].

2.3 Možnosti použití tenzidů

Tenzidy nacházejí pro svoje vlastnosti a povrchovou aktivitu uplatnění nejen ve všech průmyslových odvětvích, ale i v mnoha dalších procesech a každodenních lidských činnostech. Volba tenzidů pro jednotlivé aplikace se odvíjí od jejich primárních vlastností a neméně důležitým faktorem je informace o tom, jaký parametr chceme přidáním tenzidu změnit a jak. V následujícím textu budou vypsány možnosti použití tenzidů podle modifikovaných parametrů.

2.3.1 Smáčivost povrchu

Aby mohl být jakýkoliv pevný povrch smáčen kapalinou a tím vytvořen kapalný film na tomto povrchu, musí být povrchové napětí kapaliny nižší než kritické povrchové napětí povrchu. Pokud tomu tak není, vytvoří kapalina na povrchu pouze korálek v důsledku slabé afinity k povrchu. Kritické povrchové napětí většiny textilních povrchů se pohybuje v rozmezí od 18 do $46 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$. Z výše uvedeného plyne, že snížení povrchového napětí kapalin pod hodnotu $40 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$ přidávkem tenzidů umožňuje smáčení většiny textilií. Tak nacházejí tenzidy uplatnění jako smáčedla v textilním průmyslu například při antistatické úpravě tkanin vyrobených ze syntetických vláken, nebo pro dosažení rovnoměrné distribuce textilních barev a dalších aditiv. Dále se smáčedla přidávají do roztoků pesticidů a herbicidů pro snazší pokrytí cílového povrchu činidlem. Tenzidy se pro svoji schopnost podněcovat smáčení kapalin staly nedílnou součástí barev a nátěrů, kosmetických produktů, pracovních kapalin v petrochemickém průmyslu, hydrofobních smáčedel používaných při budování dopravní infrastruktury, suchých čisticích prostředků a mnoha dalších. Vyšší smáčivost je výhodná i při procesech zpracování rud, konkrétně při procesu čištění surových rud flotací. Přidáváním kolektorového oleje, který dle požadavků zastupuje aniontové, kationtové nebo neiontové tenzidy, můžeme způsobit změnu smáčivosti rudných částic.

V některých případech je žádoucí naopak vyšší odpudivost povrchů vůči kapalinám. Toho lze dosáhnout zvýšením kontaktního úhlu nad 90° do tzv. nesmáčivé oblasti. Pro výrobu voděodolných textilií jsou používány kationtové tenzidy s dlouhým uhlovodíkovým řetězcem,

kteře se adsorbují na aniontový textilní povrch prostřednictvím kationtové hlavy tenzidu a dlouhé uhlovodíkové řetězce tak vyčnívají z povrchu pod hydrofobním úhlem 105°. V důsledku toho je dosaženo negativního kapilárního vztlínání, které brání průchodu vody, ale vzduchu nikoliv [1, 3, 9].

2.3.2 Detergence

Pojem detergence, používaný k popisu vlastnosti tenzidů, má v tomto kontextu zvláštní význam. V obecné rovině tento pojem znamená čisticí sílu. Nicméně žádný tenzid nemůže sám o sobě čistit povrch. Detergence vztahená k tenzidům tedy znamená zvláštní vlastnost posílit čisticí sílu kapaliny. Toho je dosaženo kombinací několika jevů, a to adsorpce na fázovém rozhraní, změny mezifázového napětí, solubilizace, emulgace a vzniku a rozptýlení povrchového náboje [9].

Právě díky schopnosti zvyšovat čisticí účinek jsou tenzidy hojně přidávány do mycích, pracích a čisticích prostředků. Obecně, směsi tenzidů a dalších látek s detergenčními vlastnostmi, jsou označovány jako detergenty. Nejúčinnější detergenty jsou ty, které tvoří micely molekul tenzidů, protože micely mají pozitivní vliv na jejich čisticí sílu. Nicméně činnost detergentu je přímo závislá na koncentraci monomeru tenzidu. Samotná tvorba micel je až sekundární detergenční proces. Primárně zastupují micely funkci zásobního rezervoáru pro doplňování neasociovaných tenzidů adsorbovaných z roztoku detergentu. Závěrem je nutno podotknout, že kolem detergentů je rozvíjena obrovská obchodní kampaň, v důsledku které jsou do čisticích prostředků přidávány další přísady, jako jsou například pojiva, leštidla nebo aroma [1,3].

Detergenční vlastnosti tenzidů jsou hojně využívány v petrochemickém průmyslu a při postupech sanace kontaminovaných půd a starých zátěží [1].

2.3.3 Stabilita disperzí

Obecně lze tenzidy použít jak pro zefektivnění procesu výroby disperzí, tak pro jejich stabilizaci. Emulze, pěny nebo suspenze lze vyrobit jednoduše smísením oleje, plynu nebo pevné látky s další fází, většinou vodnou, dodáním dostatečné mechanické energie. I mírná mezifázová energie, kterou zaujímá jednotka plochy rozhraní mezi dvěma fázemi, může při vytvoření mnoha malých kapiček, bublinek nebo částecek ve výsledku přejít do stavu o značně vysoké celkové mezifázové energii. V praxi je pro vytvoření disperze nutné překonat tuto energetickou bariéru. Pokud není možné splnit tento energetický požadavek dodáním mechanické energie, lze snížit mezifázové nebo povrchové napětí přidáním tenzidů a tím snížit množství potřebné energie o několik řádů. Stabilizační tenzidy tedy usnadňují dispergační proces a mohou vytvořit film na mezifázových rozhraních a tím stabilizovat systém před rozrácením a oddělováním fází. Jednotlivé oblasti aplikace tenzidů v disperzích jsou různé dle charakteru disperze.

Pěny. Pěny jsou tvořeny plynem dispergovaným ve vodné nebo olejové fázi. Ačkoli se lze v praxi setkat s oběma formami pěn, ty vodné jsou zdaleka nejčastější. Pěny jsou aplikovány ve všech stupních zpracovatelského průmyslu. V určitých případech jsou žádoucí, zatímco v jiných mohou být nežádoucí. Ke stabilizaci pěny nejvíce přispívá schopnost tenzidu snižovat povrchové napětí a přispívat k pružnosti povrchu. Vztah mezi pružností povrchu a stabilitou pěny potom určuje, které tenzidy podporují tvorbu pěny a které naopak snižují její stabilitu, nebo dokonce předcházejí jejímu vzniku. Podle toho rozlišujeme pěnidla, odpěňovače a pěnové inhibitory.

Pěnidla jsou ve velkém množství používána při likvidaci požárů jako pěnové hasební prostředky. Dále se s pěnovými disperzemi můžeme setkat v kosmetickém průmyslu, farmaceutickém a chemickém průmyslu, v potravinářském průmyslu, v těžebním průmyslu, kde jsou přidávány do procesu flotace pro odvod rudných částic pomocí odpěnění. Mikropěny (disperze agregátů velmi malých pěnových bublinek ve vodném roztoku) jsou používány při procesech sanace půd vymýváním nebo například při těžbě ropy. Odpěňovače a pěnové inhibitory jsou používány například na čistírnách odpadních vod a úpravnách vod, kde je pěnění nežádoucím jevem v biologickém stupni čištění.

Emulze. Emulze jsou v podstatě směsi oleje a vody. Podle toho, která fáze tvoří dispergovanou fázi a která disperzní prostředí, rozlišujeme dva nejznámější typy emulzí, a to olej ve vodě (O/W) a vodu v oleji (W/O). V praxi se lze setkat i se složitějšími typy emulzí jako je O/W/O nebo W/O/W a další. Dvojitě emulze nacházejí uplatnění v kosmetickém, zemědělském, potravinářském, fotografickém, kožedělném a farmaceutickém průmyslu. Emulze jsou opět využívány i při procesech zpracování ropy a při sanaci půd [1, 9].

Velmi zajímavou oblastí aplikace tenzidů jsou biologické systémy. Poprvé byly tenzidy použity pro léčbu respiračních chorob na počátku 20. století a dnes je substituční terapie tenzidy běžně používána například pro léčbu novorozenecké pneumonie nebo vrozené brániční kýly [1].

2.4 Hasební prostředky na bázi tenzidů

Z výše uvedeného výčtu aplikací tenzidů je jasné, že tenzidy jsou součástí našich životů a že je prakticky nemožné vyhnout se kontaktu s nimi. Jedná se o rozsáhlou skupinu látek různých vlastností, které jsou v důsledku hojného používání ve velkých množstvích uvolňovány do životního prostředí, kde některé z nich mohou podléhat biodegradaci a jiné mohou být v závislosti na charakteru bioakumulovány. Z tohoto důvodu je prostředkům na bázi tenzidů věnována zvláštní pozornost i v oblasti legislativy, ačkoliv jsou, ať už záměrně nebo z pouhé nedůslednosti, opomíjeny hasební prostředky.

Požáry jsou považovány za jedno z nejnebezpečnějších rizik, při jejichž likvidaci jsou do životního prostředí tenzidy uvolňovány ve velkých množstvích. Tato kapitola proto bude věnována především hasebním prostředkům na bázi tenzidů.

2.4.1 Základní typy hasebních látek

Hasební látky lze jednoduše členit podle skupenství, ve kterém se za normálních podmínek vyskytují. Mezi kapalná hasiva patří voda, pěna, halonová hasiva (chlor, fluor, brom, jód, freony) a lehká voda. Jako plynná hasiva jsou používány inertní plyny, jako je CO₂, H₂O(g) nebo N₂. Skupinu pevných hasebních prostředků zastupují prášky.

Dalším často používaným kritériem pro rozdělení hasiv je mechanismus hašení. Ten může být buď chemického, nebo fyzikálního charakteru. Fyzikální mechanismus hašení spočívá v uhašení požáru efektem chlazení, dušení, inertizace (izolace pásma hoření), případně zředění. Chemický mechanismus je založen na vstupu hasiva přímo do řetězové chemické reakce hoření a její následné inhibici.

V následujícím textu bude věnována pozornost především pěnovým hasebním prostředkům s fyzikálním mechanismem hoření, který je založen na izolačním (izolace hořlavých par a plynů od pásma hoření) a chladicím efektu [10].

2.4.2 Voda a pěnové hasební prostředky na vodné bázi

Stále nejpoužívanější hasební látkou je pro svoji dostupnost voda. Hašení čistou vodou je v první řadě založeno na chladícím efektu, který je založen na vysoké hodnotě výparného tepla vody. Kromě toho se při hašení vodou uplatňuje i dusivý efekt. Při tom dochází k odpařování vody a vzniklá pára vytěsňuje kyslík z ložiska požáru. Pokud jsou vodou hašeny požáry kapalin, které jsou rozpustné ve vodě, dochází v tomto případě k hašení zřed'ovacím efektem.

I přes svoje široké využití není voda univerzálním hasivem. Nelze například použít tam, kde hoří silně redukční látky, protože s nimi reaguje a má oxidační účinky. Dále nelze použít pro hašení olejů a tuků. V tomto případě dochází k utajenému varu, který má za následek explozivní vývin vodní páry. Dalším příkladem, pro který není vhodné použít jako hasivo vodu, je hašení požáru v prostředí, ve kterém je přítomna kyselina sírová. Je to v důsledku jejího vysokého zřed'ovacího tepla, které se uvolňuje při reakci s vodou.

Pro zlepšení hasebních vlastností vody a pro rozšíření možností jejího použití jako hasebního prostředku se do vody přidávají různá aditiva. Základní přípravky, které se přidávají do vody, jsou smáčedla. Jedná se o povrchově aktivní látky, tedy tenzidy, které snižují povrchové napětí vody a při určité koncentraci způsobují pěnivost roztoku [10].

2.4.3 Pěnové hasební prostředky

Jako hasebního prostředku lze využít několik druhů pěn. V první řadě to mohou být chemicky vytvořené pěny, mezi které patří pěna suchá (směs vody a prášku) a pěna mokrá (směs kyselého a zásaditého roztoku). Chemické pěny se používají přednostně v přenosných a stabilních hasicích zařízeních. Dalším typem pěn jsou pěny vzduchomechanické, které jsou tvořeny směsí vody, pěnidla a vzduchu. Tyto pěny se používají při likvidaci rozsáhlých požárů.

Charakteristickým parametrem pěn je číslo napěnění, ČP, které udává, kolik litrů pěny vznikne z jednoho litru roztoku vody a pěnidla. Podle toho dělíme pěny na těžké s ČP 6 - 20, střední s ČP 21 - 200 a lehké s ČP nad 200 [11].

Pěnové hasební prostředky se prokázaly jako účinná hasiva pro požáry třídy A i B. Požáry třídy A jsou požáry budov a volné požáry v přírodě. V tomto případě hasební pěny hasí na základě rozprostření, průniku a ulpení pěny na palivu a to snadněji, než čistá voda. Požáry třídy B se týkají požárů rozlitých hořlavých kapalin nebo nádrží. Mechanismem hašení je zde tvorba pěnové pokrývky na povrchu při aplikaci hasební pěny. V důsledku toho je palivo ochlazováno a dojde k vyhladovění zóny plamene následkem izolace od paliva a kyslíkových výparů. Kromě samotného potlačení požáru poskytují pěny i ochranu před expozicí sálavému teplu emitovanému přilehlými požáry a dále snižují požadavky na množství vody při zdolávání požárů [12].

2.4.3.1 Obecná teorie vzniku pěny

Ke vzniku pěny dochází při takové expanzi vzduchu nebo nějakého jiného plynu v kapalině, při které jsou bublinky plynu obklopeny kapalným filmem. Bublinky plynu jsou v pění uspořádány do víceméně voštinové struktury. Jejich stěny jsou složeny z tenkých kapalných filmů s rovnoběžnými stranami. Tyto oboustranné filmy jsou nazývány pěnové lamely.

Pěnu nevytváří absolutně čisté kapaliny a také není zřetelná ve směsích podobných typů látek, jako jsou např. vodné roztoky hydrofilních látek. Je to způsobeno tím, že bublinky

plynu zaváděné pod hladinu naprosto čisté kapaliny při vzájemném kontaktu ihned prasknou, anebo z kapaliny velmi rychle uniknou. Aby bylo dosaženo pění, musí být v roztoku přítomna rozpuštěná povrchově aktivní látka, která má schopnost adsorbovat se na rozhraní kapalina-plyn. Tato látka tvoří mezi pěnovými buňkami lamely, které jsou vytvořeny v důsledku adsorpce molekul tenzidů na obou stranách rozhraní.

Pro tvorbu pěny je podmíněná elasticita adsorbovaného filmu. Elasticita neboli pružnost filmu je vlastnost, která odlišuje pěnové systémy od nepěnových a je to schopnost systému odolávat nadměrnému lokalizovanému ztenčování lamel, zatímco probíhá celkové odvodňování soustavy. Pokud je zabráněno prasknutí lamely poté, co odeče z pěny většina kapaliny, vznikají trvalé pěny, častěji označovány jako pěny metastabilní. To proto, že žádná pěna není termodynamicky stabilní a také pro odlišení od přechodných a stabilních pěn. Životnost metastabilních pěn se měří v hodinách až dnech, zatímco životnost přechodných pěn se pohybuje v řádu několika sekund až několika desítek sekund, avšak celkově méně než jednu minutu [9].

Obecně jsou nejdůležitější dvě vlastnosti pění, a to pěnivost (jak snadno je pěna tvořena) a stabilita pěny (jak snadno se pěna rozpadne). Zatímco pěnivost závisí na povrchovém napětí kapaliny a kritické micelární koncentraci, stabilita pěny je ovlivňována viskozitou povrchového filmu a uspořádání micel na lamelách [13].

2.4.3.2 Perzistence pěny

Míra stability pěny určuje její perzistenci, tedy vytrvalost. Aby byla pěna perzistentní, musí být přítomny faktory, které zpomalují ztrátu plynu z pěny a zabraňují praskání lamel při dosažení určité kritické tloušťky. Sebedestrukční proces pěny probíhá v důsledku odvodňování systému, disproporce bublin a koalescence (slučování pěnových buněk) [9, 13].

Perzistenci pěny přímo podporuje vysoká celková viskozita, přiměřená povrchová viskozita a elektrostatické odpuzování mezi oběma stranami lamel. Jestliže je povrchová viskozita filmu buď velmi nízká (tzv. plynný monomolekulární film) anebo příliš vysoká (tzv. pevný monomolekulární film), bude vzniklá pěna nestabilní. V obou případech mají povrchové filmy malou pružnost. Pěnové roztoky, jejichž filmy nemají dobrou povrchovou viskozitu, mohou být za určitých podmínek perzistentní. Jedná se přinejmenším o roztoky obsahující iontové tenzidy, ve kterých jsou lamely tvořeny elektrickou dvojrůstvou. Elektrostatické odpuzování mezi oběma stranami filmu a také vysoký osmotický tlak, způsobený vysokou koncentrací párových iontů, brání ztenčování povrchových filmů v systému pěny a tím je vytvořena trvalá pěna.

Důležitým faktorem stability pěny je také míra a rychlost odvádění přebytečného roztoku z vnitřního prostoru lamel. Proces odvodňování způsobuje ztenčování filmu, a pokud tloušťka filmu klesne na kritickou hodnotu, může film spontánně prasknout. K tomu může dojít v důsledku gravitace nebo tlakového gradientu. Odvodňování vlivem gravitace se významně projevuje v systémech se silnými lamelami (nově vytvořené pěny) a hlavním faktorem pro určení míry odvodnění je celková viskozita pěnového roztoku. Odvodňování vlivem tlakového gradientu se naopak uplatňuje v systémech s tenkými lamelami, kde je způsobeno rozdíly v zakřivení povrchů lamel. Stabilitu pěny určuje i rychlost difuze plynu z jedné buňky pěny do druhé lamelou, která tyto buňky odděluje [9].

Zatímco stabilita pěny je především a pouze funkcí složení kapaliny, množství vytvořené pěny je závislé jak na složení kapaliny, tak na stroji, kterým je pěna vyráběna [13].

2.4.3.3 Vliv chemické struktury tenzidu na pěnivost

Při posuzování vzájemného vztahu tenzidu a pění vodných roztoků je třeba rozlišovat mezi výkonností tenzidu (objemová koncentrace potřebná k tvorbě pěny) a jeho účinností (maximální výška právě vzniklé pěny bez ohledu na koncentraci tenzidu). Dále je rozlišována produkce pěny, měřená na výšku právě vzniklé pěny, a stabilita pěny, měřená na výšku pěny po uplynutí dané doby.

Všeobecně se produkce pěny zvyšuje s rostoucí koncentrací tenzidu až do bodu KMK, ve kterém výška pěny dosahuje maxima. KMK je tedy dobrým měřítkem jeho výkonnosti. Čím nižší je KMK, tím výkonnějším je tenzid pěnidlem.

Faktorem určujícím účinnost tenzidu jako pěnidla je rychlost snižování povrchového napětí. Tenzidy s rozvětveným řetězcem a ty, které obsahují centrálně umístěné hydrofobní skupiny, se rychleji rozptylují na povrchu a produkují větší objemy vznikající pěny. Vzniklá pěna musí splňovat určité požadavky stability. Ta souvisí s vazebnou soudržností uvnitř molekuly tenzidu, která roste se zvyšující se délkou hydrofobního řetězce.

Větvené tenzidy a tenzidy s centrálně vázanou hydrofilní skupinou mohou snižovat povrchové napětí vody více, než izomerní sloučeniny s přímým řetězcem nebo sloučeniny s hydrofilními skupinami vázanými na konci řetězce. Díky tomu vykazují první zmíněné tenzidy vyšší produkci pěny. Ovšem rozvětvené hydrofobní řetězce vykazují slabší intermolekulární soudržné síly, než ty s přímým řetězcem, tudíž vykazují nižší stabilitu vzniklé pěny. Protože se zde uplatňují takto protichůdné faktory, jsou do roztoků tenzidů často přidávána různá organická aditiva, která modifikují pěnívé vlastnosti roztoku a stabilizují tak výslednou pěnu [9].

2.4.4 Komerčně dostupné pěnívé hasební prostředky

V dnešní době existuje několik typů běžně dostupných pěnívých koncentrátů. Jedná se o pěnidla proteinová (P), syntetická (S) a odolávající alkoholu (AR). Mezi proteinové koncentráty patří i pěnidla fluoroproteinová (FP) a fluoroproteinová tvořící vodní film (FFFP). Mezi syntetické koncentráty pak patří, kromě standardních syntetických pěnidel, pěnidla fluorosyntetická tvořící vodní film (AFFF). Do skupiny koncentrátů odolávajících alkoholu spadají výše uvedená pěnidla s jistou modifikací.

V hasičské praxi jsou běžně používána syntetická a standardní proteinová a fluoroproteinová pěnidla. Syntetická pěnidla jsou směsi syntetických tenzidů a stabilizátorů. Proteinová jsou směsi produktů hydrolýzy granulovaných keratinových proteinů (zkráceně proteinového koncentrátu) a stabilizačních a inhibičních přísad. Tato pěnidla produkují homogenní stabilní pěnívé pokrývky. Fluoroproteinové koncentráty jsou směsi proteinových pěnidel a fluorovaných tenzidů, které zvyšují tekutost pěny a tím zvyšují účinnost hašení a odolnost pěny vůči hořícímu palivu. Často se používají pěny, které tvoří vodní film na povrchu paliva. Jsou to především FFFP, které se vyrábí kombinací proteinových pěn s fluorovanými tenzidy v jistém poměru, a AFFF, což jsou směsi syntetických pěnidel a fluorovaných tenzidů. Vodní film je v podstatě tenká vrstva roztoku pěny, která se rychle šíří po povrchu hořícího paliva a tím zrychluje proces hašení. Mezi běžně používané pěny odolávající alkoholu patří především typy AR-AFFF a AR-FFFP. Jedná se o směsi syntetických, resp. proteinových pěnidel, fluorovaných tenzidů a polysacharidů. Nerezistentní pěny jsou při styku s polárním rozpouštědlem, jako je alkohol, zničeny. Naopak rezistentní pěny alkoholu odolávají v důsledku tvorby tuhé polysacharidové membrány, která odděluje samotnou pěnu od paliva a tím brání destrukci pěnívé pokrývky [14].

2.5 Vliv pěnových hasebních prostředků na životní prostředí

Povědomí veřejnosti o stavu životního prostředí s postupem času obecně roste jak v ohledu odpadů, tak v ohledu chemických látek do něj uvolňovaných. Tento trend se týká i pěnových hasebních prostředků, u kterých jsou zlepšovány funkční vlastnosti aditivity na bázi tenzidů a které tak mají potenciál ovlivňovat životní prostředí. Tyto hasební prostředky jsou používány především při potlačování plošných a lesních požárů. Požáry představují vážné nebezpečí pro žijící organismy a jsou i významnou materiální hrozbou. Z toho důvodu musí být požární bezpečnost v rovnováze s riziky, která potenciálně představují hasební prostředky pro životní prostředí. Je tedy nutné kvantifikovat dopady pěnových retardérů hoření jak na původní vegetaci životního prostředí, tak na akvatické ekosystémy [15, 16, 17].

Hasební pěny jsou směsí vody, tenzidů, rozpouštědel a dalších aditiv, jako jsou například stabilizátory. Výsledkem adice vlastností těchto složek jsou charakteristické vlastnosti hasebních pěn, které mají dopady na životní prostředí. Mezi takové vlastnosti patří pěnění, spotřeba kyslíku, vodní toxicita, biodegradabilita a schopnost emulgovat tuky. Každá z těchto vlastností ovlivňuje životní prostředí krátkodobými účinky, mezi které patří kontaminace povrchové vody, která ji činí dočasně neobyvatelnou pro volně žijící organismy, kontaminace podzemní vody, která určuje míru čištění nutnou pro výrobu vody pitné a narušování činnosti čistíren odpadních vod (dále jen ČOV), které má za následek druhotnou kontaminaci povrchových vod. Dlouhodobé účinky jsou stále předmětem výzkumů [15].

2.5.1 Toxicita pro akvatické ekosystémy

Toxikologické studie v akvatickém prostředí jsou zaměřeny na hodnocení vlivů chemických látek na vodní organismy rostlinného i živočišného původu a na objasňování způsobů vstupů látek do organismu.

V případě vodních organismů se jedná především o expozici požitím nebo dýcháním. Negativní vliv této expozice je potom označován pojmem akvatická toxicita, která slouží jako indikátor relativní toxicity chemické látky nebo sloučeniny ve vodě.

Akvatická toxicita bývá obvykle hodnocena pro roztoky pěn, pěnových koncentrátů a jejich jednotlivých složek. Tato vlastnost je hodnocena prostřednictvím sérií zkoušek pro akutní (krátkodobou) i chronickou (dlouhodobou) toxicitu a je nejčastěji vyjadřována hodnotou EC50 (efektivní koncentrace při pozorovaném účinku na 50 % organismů) nebo LC50 (letální koncentrace při úhynu 50 % organismů). Parametry pro vyjádření míry toxicity jsou nepřímě úměrné, protože čím vyšší je jejich hodnota, tím nižší je toxicita hodnocené látky. V praxi se koncentrované roztoky hasebních pěn pohybují od relativně netoxických až po mírně toxické a po zředění jsou hodnoceny jako relativně neškodné [15].

Testy akvatické toxicity zpravidla využívají bezobratlých mikroorganismů, jako jsou perloočka *Daphnia magna* nebo *Ceriodaphnia dubia* pro sladkovodní ekosystémy, ryb (např. střevele *Pimephales promelas*) a několika druhů řas (*Raphidocelis subcapitata*, *Selenastrum capricornutum*). Mohlo by být namítnuto, že úzký rozsah testovacích organismů nemůže pokrýt rozsah citlivostí veškerých organismů v daném ekosystému. Pro tento případ byla vypracována metodika testování v mezokosmu, která pokrývá větší rozsah citlivostí a zastupuje vyšší druhovou diverzitu. Testování v mezokosmech se uplatnilo při ověřování laboratorních testů a při sledování vlivů stresorů na vyšší úrovně biologických systémů.

Novou problematiku v oboru ekotoxikologie představují chemické endokrinní disruptory. Jedná se o chemikálie, které mají schopnost napodobovat hormonální činnost a tím narušovat procesy hormonální signalizace a vývoj organismu. Endokrinní disruptory vykazují estrogenní aktivitu a mají tak feminizující účinek na vodní organismy. U tenzidů, které jsou běžnou součástí hasebních pěn, a jejich biodegradačních meziproductů byl dosud prokázán pouze slabě estrogenní vliv [18].

2.5.2 Narušení samočisticí schopnosti vody a činnosti ČOV

Přílišné uvolňování hasebních pěn do systému odpadních vod může zapříčinit nadměrné pěnění, které má za následek estetické a především funkční problémy čistících procesů na ČOV a je také příčinou vysoké hodnoty biologické, resp. chemické spotřeby kyslíku (BSK, resp. CHSK) těchto vod. Vysoká spotřeba kyslíku může mít za následek takový pokles koncentrace kyslíku v cílovém recipientu, který způsobí úhyn ryb a rostlin. Uhynulé organismy následně navyšují podíl organické hmoty v recipientu a tím i podíl makronutrientů, které jsou žádoucí pro sinice a řasy. To vede k efektu tzv. „červeného přílivu“, který spočívá v nadměrném rozvoji řasového květu [15, 16].

Odpadní vody z požářišť jsou prakticky směsí dešťové vody, hasebních prostředků, částí zbytkového paliva požáru a potenciálních produktů spalování. Obsah těchto látek komplikuje charakterizaci odpadní vody a tím jejich samotné zneškodnění ekologicky a zároveň ekonomicky akceptovatelným způsobem. Pokud se takové vody dostanou do systému ČOV, mohou negativně ovlivňovat funkci aktivovaného kalu a snižovat účinnost anaerobních vyhnívacích nádrží [16].

V praxi není možné dosáhnout úplného vyčištění odpadních vod z požářišť. Z toho důvodu je velmi důležitou funkcí samočisticí schopnost vody, která napomáhá k udržování kvality vody pro spotřebu a současně přispívá k zachování stanovišť vhodných pro vysokou biologickou diverzitu vodních ekosystémů. Existuje mnoho různých definic samočisticí schopnosti vody, ale principiálně se všechny shodují na tom, že se jedná o celkový komplex biologických, fyzikálních a chemických procesů, které umožňují vodnímu útvaru zbavovat se znečišťujících látek do něj zanesených odpadními vodami nebo v něm vytvořených v důsledku činnosti mikroorganismů.

Výčet procesů, které se přímo podílí na procesu samočištění, je dlouhý a jednotlivé jevy se vzájemně překrývají. Významný vliv na samočisticí schopnost vody mají organismy obývající daný vodní ekosystém. V závislosti na konkrétní situaci mohou mít syntetické tenzidy přítomné v hasebních pěnách různé vlivy na tyto organismy (např. inhibice růstu, změna přirozeného chování) a tak mohou ovlivnit procesy čištění vody. To se týká jak planktonních, tak bentických organismů, kteří se podílejí na všech procesech čištění vody.

Míra vlivu polutantů na fytoplankton je závislá na abiotických a biotických faktorech a také na tom, do jaké míry je „spásán“ bentickými sběrači, tzv. filtrátory. Ti upravují kvalitu vody tím, že z ní odstraňují různé typy suspenzí. Filtrátoři jsou schopni až 50% asimilace suspendované organické hmoty, kterou přijmou jako potravu. Neasimilovaný zbytek je potom vyloučen a usazován ve formě fekálních pelet na dno vodního útvaru. V důsledku těchto procesů dojde k poklesu koncentrace jemné suspenze ve vodě a tím ke snížení turbidity vody a zlepšení podmínek pro průnik viditelného a UV záření. Bentičtí filtrátoři jsou pro samočisticí schopnost vody důležití také z hlediska regulace hmotnosti rostoucích toxických planktonních druhů a tedy i eutrofizačních procesů vodních útvarů [20].

Samočistící schopnost vody a procesy čištění odpadních vod na ČOV mají jedno společné. Jsou to organismy, které se vlastní činností podílí na správném průběhu dílčích procesů. Negativní vliv polutantů na organismy se tedy nepřímým způsobem projevuje různými poruchami čistících procesů vody. Z toho důvodu jsou výše uvedené efekty obecně přikládány k účinkům akvatické toxicity [15].

2.5.3 Biodegradabilita a sekundární toxicita rozkladných produktů

Biodegradace je ve své podstatě molekulární rozklad organických sloučenin živými organismy. Biodegradabilita je potom schopnost organické sloučeniny podléhat biologickému rozkladu. Proces, při kterém dojde k rozkladu organické sloučeniny až na metan, oxid uhličitý, minerály a vodu, je označován jako mineralizace [15].

Stručné informace o biodegradabilitě hasebních prostředků lze nalézt v bezpečnostních listech, které jsou k produktům přikládány. Tyto informace jsou obecné a nekonkrétní. Pokud jsou vůbec uvedeny údaje o použité zkušební metodě, jsou příliš strohé a nelze na jejich základě pokus reprodukovat. Odborných studií zaměřených na problematiku a posuzování biodegradability hasebních pěn je velice málo a ne všechny podávají reprezentativní a důvěryhodné výsledky [19].

Za zmínku zde stojí polská studie Bernarda Króla a kol., která měla za cíl zhodnotit a porovnat biodegradabilitu sedmi různých typů pěnových koncentrátů, a to tří proteinových a čtyř syntetických. Biodegradabilita byla v tomto případě hodnocena na základě výsledků spotřeby kyslíku získaných metodou OECD 301 F: Manometrická respirometrie dle Směrnice OECD pro testování chemikálií: Snadná biologická rozložitelnost, která byla přijata v roce 1992. Spotřeba kyslíku byla měřena v roztocích o koncentraci odpovídající CHSK 1000 mg O₂.dm⁻³. Zvolené koncentrace přibližně odpovídaly skutečným koncentracím roztoků pěnových koncentrátů nalezených ve znečištěných lokalitách. Výsledky této studie nepotvrdily všeobecný názor, že proteinové pěnové koncentráty (P, FP, FFFP) jsou snadno biodegradovatelné. Vysoký stupeň biodegradace byl pozorován u syntetických koncentrátů založených na bázi uhlovodíkových tenzidů (S, třída A, AFFF, AFFF-AR). Podle výsledků studie byly testované přípravky seřazeny od nejvyšší biodegradability po nejnižší následovně: S > AFFF > třída A > AFFF-AR > FFFP > FP > P. Z porovnání řady biodegradability s řadou akvatické toxicity vyplývá, že snadno biodegradovatelné pěny jsou poměrně vysoce toxické pro akvatické organismy. V důsledku toho je velice náročné jednoznačně porovnat stupeň rizika, které mohou různé pěnové koncentráty představovat pro životní prostředí [19].

Některé perfluorované tenzidy, které mohou být obsaženy v syntetických hasebních pěnách, mohou delší dobu přetrvávat v podzemních vodách a ovlivňovat tak osud a transport vedlejších kontaminantů. Současně mohou ovlivňovat mikrobiální populace podzemních vod a jejich schopnost vedlejší kontaminanty rozkládat. V tomto případě se spíše jedná o polemiku, protože prozatím nejsou dostupné relevantní informace o potenciálním vlivu perfluorovaných tenzidů na populace mikroorganismů [16].

2.5.4 Bioakumulace a biokoncentrace v přírodních ekosystémech

Na charakteru jednotlivých složek hasebních pěn a jejich rozkladných produktů v životním prostředí závisí bioakumulační potenciál, který určuje míru absorpce a koncentraci chemických látek v živých organismech. Protože tenzidy obsahují hydrofobní část, je bioakumulace hasebních pěn s příměsí tenzidů založena především na ukládání v tukových tkáních organismů. Bioakumulační potenciál lze vypočítat na základě údajů

o biokoncentračním faktoru (BCF), rozdělovacím koeficientu oktanol/voda ($\log K_{ow}$) a rozpustnosti vody. Nicméně o bioakumulačních vlastnostech tenzidů používaných v současné době bylo shromážděno pouze minimum experimentálních a monitorovacích informací [15, 18].

2.6 Legislativa EU a ČR

Povrchově aktivní látky jsou pro svoje výhodné fyzikálně-chemické vlastnosti plošně a velmi často používanými látkami ve všech možných oblastech. Z tohoto důvodu je jim v porovnání s ostatními chemickými látkami věnována zvýšená pozornost v oblasti legislativy zemí celého světa. Pro Českou republiku jsou závazné jak právní předpisy vlastního státu, tak legislativní ustanovení Evropské unie, a to ode dne jejího vstupu do EU, tj. 1. května 2004.

Legislativní opatření týkající se tenzidů a detergentních prostředků začaly v EU vznikat už v 70. letech 20. století. Prvním právním předpisem, který vstoupil v platnost v roce 1973, je směrnice Rady č. 73/404/EHS o sblížení právních předpisů členských států o detergentech. Tím byl vymezen pojem detergent a stanoven primární rozsah biodegradability tenzidů v detergentech obsažených. První směrnice byla v průběhu času dvakrát novelizována na základě rozšiřování poznatků o biodegradabilitě tenzidů a vývoje metod jejího stanovení. Poprvé se tak stalo v roce 1982 (směrnice Rady č. 82/242/EHS) a poté v roce 1986 (směrnice Rady č. 86/94/EHS). V roce 1989 bylo vydáno doporučení Komise č. 89/542/EHS o označování pracích a čisticích prostředků, kterým byla stanovena pravidla pro uvádění složení detergentních prostředků a jejich dávkování. Cíle k omezení dopadů detergentů na životní prostředí byly stanoveny doporučením Komise č. 98/480/ES, které se týká správné environmentální praxe pro používání čisticích prostředků v domácnostech. Původní legislativní doporučení EU byla pro závažné nedostatky na počátku 21. století přepracována. Tak vstoupilo v platnost zásadní nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 648/2004 o detergentech, které stanovuje pravidla pro volný pohyb tenzidů a detergentů na trhu a současně zajišťuje vysoký stupeň ochrany lidského zdraví a životního prostředí jako takového a ruší tak původní směrnice a doporučení. Tento právní předpis určuje metody pro hodnocení míry úplné biodegradability tenzidů namísto primární, protože míra primárního rozkladu neposkytuje dostatečné informace o chování tenzidů v životním prostředí. Dále ukládá výrobcům detergentů povinnost ve směru poskytování informací a označování detergentů na obalech výrobků.

Nařízení č. 648/2004 o detergentech se v důsledku základního kritéria pro zařazení prostředku nevztahuje na jiné, než prací a čisticí přípravky, které ve svém složení obsahují tenzidy. Tímto kritériem totiž není složení výrobku, ale jeho detergentní funkce. Problematika tenzidů je zavedena i v legislativním nařízení č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek a o zřízení Evropské agentury pro chemické látky, označovaném zkratkou REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals; Registrace, hodnocení a povolování chemikálií). Stejně jako další výrobky, mohou být i detergenty označeny tzv. ekoznačkou, jejíž udělení se řídí pravidly uvedenými v nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1831/2003 o revidovaném systému Společenství pro udělování ekoznačky.

V České republice začala právní úprava týkající se tenzidů a detergentních přípravků vznikat zhruba s dvacetiletým zpožděním oproti EU. Celé legislativě předcházela dobrovolná dohoda z roku 1995 uzavřená mezi Českým sdružením výrobců detergentů a Ministerstvem

životního prostředí ČR nazvaná Dobrovolná dohoda o postupném snižování dopadů prací prostředků na životní prostředí, která se týká detergentů pro domácí použití. Ta byla v letech 1998 a 2001 doplněna dvěma dodatky. Po vstupu České republiky do EU vstoupilo bez implementace do českého právního řádu v platnost nařízení č. 648/2004 o detergentech a stalo se právně závazným. Postupnými novelizacemi č. 345/2005, č. 222/2006 a č. 371/2008 zákona č. 356/2003 Sb. o chemických látkách a chemických přípravcích byly ustanoveny právní postupy včetně sankcí při nesplnění povinností vyplývajících z výše uvedeného nařízení. V rámci národního programu koordinovaného Ministerstvem životního prostředí ve spolupráci s Agenturou pro ekologicky šetrné výrobky je v České republice, stejně jako v EU, zaveden systém udělování ekoznaček [21].

Výše zmíněná legislativní opatření se týkají povrchově aktivních látek obsažených v detergentních prostředcích, nebo prostředcích pro běžné domácí použití. Opomíjejí však problematiku hasebních prostředků na bázi tenzidů, které jsou plošně používány v oblasti požární bezpečnosti při likvidaci rozsáhlých požárů zástaveb, nádrží a přírodních porostů. Při této činnosti je do životního prostředí uvolňováno značné množství povrchově aktivních látek různých typů, které mají přímý vliv na zasažené ekosystémy.

V České republice problematika pěnových hasebních prostředků obecně spadá do rámce Zákona č. 356/2003 Sb. o chemických látkách a přípravcích a o změně některých zákonů ve znění pozdějších předpisů, který byl dne 27. října 2011 novelizován Zákonem č. 350/2011 Sb. o chemických látkách a chemických směsích a o změně některých zákonů (chemický zákon), který se vztahuje na chemické látky, látky obsažené ve směsi nebo předmětu a směsi a na přípravky a pomocné prostředky na ochranu rostlin a biocidní přípravky. Aktuální novelizace chemického zákona obsahuje implementované příslušné předpisy Evropské unie a přímo navazuje na předpisy EU. Zákon upravuje povinnosti při výrobě, klasifikaci a zkoušení nebezpečných látek, dále balení, označování a uvádění výrobků na trh, vývoz a dovoz chemických látek nebo látek obsažených ve směsích nebo předmětech a stanovuje klasifikaci a zkoušení nebezpečných vlastností těchto látek a označování a uvádění chemických směsí na trh na území České republiky. Dále zákon stanovuje postupy správné laboratorní praxe a upravuje působnost správních orgánů při zajišťování ochrany před škodlivými účinky látek a směsí [22].

Nepřímo se hasebních prostředků týká i vyhláška č. 221/2004 Sb., kterou se stanoví seznamy nebezpečných chemických přípravků, jejichž uvádění na trh je zakázáno nebo jejichž uvádění na trh, do oběhu nebo používání je omezeno, ve znění pozdějších předpisů. Tato vyhláška je v souladu se směrnicí EU č. 122/2006/ES a v oblasti pěnových hasebních prostředků se týká především sloučenin na bázi perfluoroktansulfonátu (dále jen PFOS), což je plně fluorovaný anion používaný jako sůl zakomponovaná do polymerových struktur. PFOS sloučeniny jsou používány jako povrchově aktivní látky používané v mnoha výrobních procesech. Konkrétně se přidávají do směsí některých syntetických pěnových koncentrátů. Pro výrobu hasebních prostředků je znám alternativní postup bez použití PFOS, který ovšem stále není využíván. PFOS patří mezi látky, které byly v roce 2009 nominovány na zařazení do příloh Stockholmské úmluvy. Jedná se o úmluvu o perzistentních organických polutantech, která byla přijata ve Stockholmu v roce 2001 a vstoupila v platnost 17. května 2004 jak v EU, tak v České republice [23].

Pěnových hasebních prostředků se také dotýká Zákon č. 22/1997 Sb. o technických požadavcích na výrobky a o změně a doplnění některých zákonů, který byl novelizován 20. července 2011 Zákonem č. 34/2011 Sb. Zákon upravuje způsob stanovování technických

požadavků na výrobky, které potenciálně mohou ohrozit zdraví nebo bezpečnost osob, majetek nebo přírodní prostředí, práva a povinnosti osob uvádějících na trh takové výrobky a dále práva a povinnosti osob, pověřených k činnostem v souvislosti s tvorbou a uplatňováním českých technických norem nebo se státním zkušebnictvím [24].

Vzhledem ke stále nedostačujícím informacím o vlivu pěnových hasebních prostředků na jednotlivé ekosystémy a životní prostředí je třeba věnovat pozornost testování ekotoxikologického vlivu těchto prostředků jak v čisté formě, tak ve formě výluhů. V dnešní době není dobře prozkoumáno chování pěnových koncentrátů v půdě, která je ve své podstatě sorpčním komplexem. Po aplikaci látky v místě požáru, jsou tyto látky vymývány z povrchu srážkovými vodami a dostávají se tak hluboko do půdy a do podzemních vod. Tyto látky mohou být při průchodu půdou částečně sorbovány půdními částicemi. I z tohoto důvodu by bylo vhodné vyčlenit část legislativního opatření, týkající se používání a aplikace prostředků na bázi tenzidů, pouze hasebním prostředkům, které jsou používány pro boj s rozsáhlými požáry.

3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

3.1 Charakteristika vybraných hasebních prostředků pro ekotoxikologické hodnocení

Předmětem diplomové práce bylo prostřednictvím dostupných ekotoxikologických testů posoudit ekotoxicitu hasebních prostředků pro akvatický a terestrický ekosystém a současně posoudit, zda je případná ekotoxická ovlivněna půdním sorpčním komplexem a zda v důsledku biodegradace dochází k poklesu ekotoxikologického vlivu v průběhu časového období.

K tomuto účelu bylo vybráno celkem pět koncentrátů pěnidel, u kterých už byla hodnocena míra ekotoxicity v předchozích letech a které zastupují jednotlivé skupiny hasebních pěn. Konkrétně se jedná o Sthamex F-15, Expyrol F-15 a Finiflam F-15 zastupující skupinu standardních syntetických pěnidel, Moussol APS F-15, jako zástupce fluorosyntetických pěnidel tvořících vodní film a Pyrocool B, který je řazen mezi víceúčelová syntetická pěnidla.

3.1.1 Sthamex F-15

Sthamex F-15 je víceúčelový hasební prostředek vyráběný a distribuovaný německou firmou Dr. Sthamer se sídlem v Hamburku. Tento pěnový koncentrát lze použít pro tvorbu jak nízko, tak i středně a vysoce expanzní pěny pro hašení požárů typu A + B (požáry nepolárních uhlovodíků, ředidel a pevných materiálů a rozsáhlé požáry na velkých plochách a v uzavřených prostorech). Poměr mísení s vodou se v závislosti na způsobu aplikace obvykle pohybuje mezi dvěma až třemi procenty. Nejčastěji je však prostředek v praxi používán jako 5% vodný roztok. Při hašení materiálů, které mají nízkou schopnost smáčivosti, je Sthamex F-15 aplikován jako smáčedlo ve formě 0,5 – 1% roztoku.

Skladování Sthamexu F-15 je dlouhodobě možné v uzavřeném originálním balení a korozi odolném plastovém, popř. nerezovém tanku při teplotách do +50 °C. Dle informací z technického listu prostředku by i dočasné zamrznutí nemělo mít negativní vliv na jeho kvalitu a funkci, přičemž prostředek zamrzá při teplotách nižších než -15 °C. Výrobce v technickém listu uvádí, že Sthamex F-15 je prostředkem fyziologicky nezávadným a snadno biodegradabilním [25].

Tab. 1. Fyzikálně-chemické vlastnosti pěnidla Sthamex F-15 [25].

Hustota	$1,03 \pm 0,02 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$
Viskozita při 20 °C	$\leq 10 \text{ mm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Viskozita při 0 °C	$\leq 20 \text{ mm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Viskozita při -15 °C	$\leq 35 \text{ mm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Hodnota pH při 20 °C	6,5 až 8,5
Bod tuhnutí	-15 °C

3.1.2 Moussol-APS F-15

Dalším výrobkem německé firmy Dr. Sthamer je Moussol-APS F-15, který představuje alkohol-rezistentní pěnový koncentrát (AFFF), jehož vysoká účinnost je založena na kombinaci speciálních povrchově aktivních látek, tvořících jak polymerní, tak vodní film, a tenzidů ve formě stabilizátorů a nemrznoucích sloučenin. Polymerní film vytvořený

na polárních rozpouštědlech efektivně zabraňuje samovolnému rozpadu pěny. Pro vyšší tekutost vznikající pěny na nepolárních uhlovodících jsou v pěnovém koncentrátu obsaženy fluorované tenzidy.

Moussol-APS F-15 je tedy produkt, který zajišťuje rychlé hašení plamenů a současně poskytuje preventivní opatření proti opětovnému vznícení uhašených požárů tvorbou povrchového filmu stabilní plynotěsné a tepelně odolné pěny. Vrstva pěny současně potlačuje proces odpařování a brání tak emisím hořlavých a toxických plynů a v důsledku toho lze dosahovat vyšší míry prevence požárů a omezení negativních dopadů na životní prostředí.

Pěnový koncentrát Moussol-APS F-15 je používán v systémech generujících nízko a středně expanzní pěny. Je možná i tvorba vysoce expanzní pěny, tato však není vhodná pro hašení požárů polárních rozpouštědel. Pro tyto případy je nutná nepřímá aplikace nízko expanzní pěny. Naopak přímá aplikace nízko expanzní pěny je vhodná při hašení nepolárních uhlovodíků. Prostředek je oficiálně schválen pro použití k uhašení požárů třídy A + B, zahrnující aplikaci nízko a středně expanzní pěny na požáry polárních a nepolárních rozpouštědel. V praxi je tento pěnový koncentrát používán ve formě 3% vodného roztoku.

Moussol-APS F-15 je možné dlouhodobě skladovat v uzavřeném originálním obalu a korozi odolném plastovém nebo nerezovém tanku. Na kvalitu produktu nemají vliv teploty do +45 °C ani jeho dočasné zmrznutí [26].

Tab. 2. Fyzikálně-chemické vlastnosti pěnidla Moussol-APS F-15 [26].

Hustota	1,05 ± 0,02 kg.dm ⁻³
Viskozita při 20 °C	tixotropní kapalina
Viskozita při 0 °C	tixotropní kapalina
Viskozita při -15 °C	tixotropní kapalina
Hodnota pH při 20 °C	6,5 až 8,5
Bod tuhnutí	-15 °C

3.1.3 Finiflam F-15

Finiflam F-15 je zástupcem syntetických víceúčelových pěnidel. Jedná se o čirý kapalný prostředek žluté barvy na bázi povrchově aktivních látek, vyráběný světovou firmou Tyco / Safety Products.

Finiflam F-15 je nejčastěji aplikován ve formě 3% vodného roztoku pro tvorbu nízko, středně i vysoce expanzní pěny. Pokud je aplikován jako smáčedlo, je s vodou mísen v poměru 0,5 až 1 %. Nízko expanzní pěnu lze použít pro hašení požárů v uzavřených prostorech. Středně a vysoce expanzní pěna je naopak používána při hašení požárů na volném prostranství a v otevřených budovách. Pěna, která je tvořena tímto pěnovým koncentrátem, je relativně stabilní, zamezuje přístupu vzduchu a úniku emisí hořlavých plynů a tím i opětovnému vznícení požáru. Obecně slouží tento hasební prostředek pro hašení požárů třídy A + B, avšak není vhodný pro hašení požárů polárních rozpouštědel.

Výrobce v technickém listu prostředku uvádí, že se jedná o prostředek snadno biologicky rozložitelný a při odpovídajícím způsobu použití je fyziologicky nezávadný. Při manipulaci s prostředkem je však zapotřebí použití ochranných rukavic a brýlí, aby došlo k zabránění kontaktu koncentrátu s pokožkou a sliznicí. Před vypuštěním na čistírnu odpadních vod

je doporučeno oznámit tuto skutečnost příslušnému vodohospodářskému orgánu. Ve formě 3% vodného roztoku má slabě alkalickou až neutrální reakci.

Pěnový koncentrát Finiflam F-15 lze dlouhodobě skladovat v originálním obalu, nebo v korozi odolných plastových a nerezových nádobách, beze změny vlastností při teplotách -15 °C až +45 °C [27].

Tab. 3. Fyzikálně-chemické vlastnosti pěnidla Finiflam F-15 [27].

Hustota	1,02 ± 0,02 kg.dm ⁻³
Viskozita při 20 °C	neuvedeno
Viskozita při 0 °C	< 60 mm ² .s ⁻¹
Viskozita při -15 °C	< 200 mm ² .s ⁻¹
Hodnota pH při 20 °C	7,5 ± 0,5
Bod tuhnutí	-15 °C

3.1.4 Expyrol F-15

Expyrol F-15 je dalším produktem firmy Tyco / Safety Products, distribuovaným německou společností TOTAL Sicherheit und Feuerschutz. Tento pěnový koncentrát je vyráběn ve dvou modifikacích. Jedná se o koncentrát pro tvorbu pěny tvořící vodný film na povrchu hašeného paliva (Expyrol AFFF F) a o syntetické pěnidlo (Expyrol MB F). Oba koncentráty, pokud jsou používány jako smáčedla, jsou míseny s vodou v poměru 0,5 až 1 % [28].

Expyrol AFFF F je v praxi často používán ve formě 3% roztoku. Jedná se o syntetické pěnidlo tvořící vodný film, které je vhodné pro hašení požárů uhlovodíků (např. ropné produkty jako je benzin a olej, paliva s polárními přísadami). Díky nepropustnosti vodného filmu je prostředek vhodný i pro zamezení úniku těkavých chemikálií. To slouží jako prevence opětovného vznícení požáru nebo výbuchu a současně k ochraně životního prostředí.

Expyrol AFFF 3% F je vhodný pro tvorbu středně a vysoce expanzní pěny. Také je možné tento prostředek vhodně kombinovat s hasicími prášky pro efektivnější hašení požárů. Expyrol AFFF 3% F lze dlouhodobě beze změny vlastností skladovat v originálním obalu nebo korozi odolných plastových nebo nerezových nádobách při teplotách od -30 °C do +45 °C. Na změnu vlastností nemají vliv ani krátkodobé teplotní výkyvy do teplot +55 °C nebo zamrznutí prostředku. Výrobce v technickém listu prostředku uvádí, že se jedná o nejedovatý a snadno biodegradabilní výrobek, který neobsahuje PFOS [29].

Expyrol MB F je víceúčelový syntetický pěnový koncentrát, který ovšem netvoří film na povrchu hašeného paliva. Mimo to jsou jeho vlastnosti a možnosti použití shodné s AFFF modifikací prostředku. Je tedy aplikován na požáry třídy A + B nejčastěji ve formě 3% vodného roztoku.

Prostředek lze skladovat po dlouhou dobu beze změny vlastností běžně při teplotách od -30 °C do +45 °C v originálním obalu nebo korozi odolných plastových nebo nerezových nádobách. Krátkodobé teplotní výkyvy do +55 °C nebo zamrznutí produktu nemají negativní vliv na jeho vlastnosti. V technickém listu výrobku je uvedeno, že tento pěnový koncentrát není jedovatý a je snadno biologicky rozložitelný. Výrobek neobsahuje PFOS a celkově patří do skupiny nefluorovaných produktů [30].

Tab. 4. Fyzikálně-chemické vlastnosti pěnidel Expyrol AFFF 3% F a Expyrol MB 3% F [29, 30].

Modifikace prostředku	Expyrol AFFF 3% F	Expyrol MB 3% F
Hustota	$1,04 \pm 0,02 \text{ kg.dm}^{-3}$	$1,04 \pm 0,02 \text{ kg.dm}^{-3}$
Viskozita při 20 °C	neuveдено	neuveдено
Viskozita při 0 °C	neuveдено	neuveдено
Viskozita při -15 °C	neuveдено	neuveдено
Hodnota pH při 20 °C	$8,0 \pm 1,0$	$8,0 \pm 1,0$
Bod tuhnutí	-18 °C	-17 °C

3.1.5 Pyrocool B

Pyrocool B je syntetické pěnidlo vyráběné slovenskou společností Pyrocool Slovakia spol. s.r.o., které je běžně dostupné pod obchodním názvem KARATE. Jedná se o víceúčelový hasební prostředek žluté barvy, vhodný pro hašení požárů třídy A a B.

Pyrocool B je v běžné hasičské praxi používán ve formě 3% vodného roztoku pro tvorbu nízko, středně a vysoce expanzní pěny. Při aplikaci pěny na hořící palivo, vytvoří pěna na jeho povrchu pokrývku, která zabraňuje přístupu vzduchu k požáru a současně omezuje emise hořlavých plynů. V důsledku toho zastupuje hasební pěna preventivní funkci zabraňující opětovnému vzplanutí požáru.

Prostředek lze dlouhodobě skladovat při teplotách od -15 °C do +55 °C v originálním obalu beze změny vlastností. Ani krátkodobé zamrznutí prostředku nemá negativní vliv na jeho vlastnosti. Výrobce v technickém listu prostředku uvádí, že se jedná vodný roztok, který je složen z biologicky odbouratelných povrchově aktivních látek a nemrznoucích aditiv, přičemž neobsahuje fluorované uhlovodíky [31].

Tab. 5. Fyzikálně-chemické vlastnosti pěnidla Pyrocool B [31].

Hustota	1,02 až 1,04 kg.dm^{-3}
Viskozita při 20 °C	$8,75 \text{ mm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Viskozita při 0 °C	neuveдено
Viskozita při -15 °C	neuveдено
Hodnota pH při 20 °C	5,7 až 7,0
Bod tuhnutí	-15 °C

3.2 Ekotoxikologické hodnocení vybraných hasebních prostředků

Výše charakterizované hasební prostředky byly testovány pro zhodnocení jejich potenciálních negativních vlivů na organismy akvatických a terestrických ekosystémů. K tomuto účelu byly jednotlivé pěnové koncentráty připraveny v takovém poměru mísení s vodou, ve kterém jsou nejčastěji používány v běžné hasičské praxi. Sthamex F-15 byl do vody přimísen v poměru 5 %, zbývající prostředky, tj. Moussol-APS F-15, Expyrol F-15, Finiflam F-15 a Pyrocool B, byly přimíseny v poměru 3 %. S takto připravenými roztoky bylo v následujících postupech nakládáno jako se základními roztoky, ze kterých byly připravovány příslušné koncentrační řady pro hodnocení ekotoxikologického účinku.

Pro posouzení případného snížení ekotoxicity jmenovaných hasebních prostředků pro vodní organismy v důsledku sorpce jednotlivých složek prostředku v půdě, byly připraveny vodné výluhy těchto prostředků po jednodenním setrvání ve standardní půdě Lufa 2.3 dle níže uvedeného postupu (viz. Kap. 3.2.1.1).

3.2.1 Charakteristika a metodiky vybraných testů v akvatickém uspořádání

Pro objektivní zhodnocení negativního vlivu jednotlivých hasebních prostředků a jejich výluhů na organismy akvatického ekosystému byla použita baterie testů, která zahrnovala mikrobiotesty Thamnotoxkit FTM a Daphtoxkit FTM na vodních bezobratlých *Thamnocephalus platyurus* a *Daphnia magna* zastupujících třídu konzumentů, Test inhibice růstu okřehku menšího *Lemna minor*, jako zástupce vodních producentů a Test inhibice růstu kořene hořčice bílé *Sinapis alba*, jako zástupce producentů terestrických. Poslední zmíněný test vyvolává rozpory v ohledech jeho zařazení. Tento test je na základě Metodického pokynu odboru odpadů ke stanovení ekotoxicity odpadů vydaného Ministerstvem životního prostředí ve Věstníku MŽP č. 4/2007 používán pro hodnocení vodných výluhů v akvatickém uspořádání, ačkoliv jako testovací organismus využívá zástupce terestrického ekosystému. V akvatickém uspořádání se zmíněný test používá pouze v České republice.

3.2.1.1 Příprava vodných výluhů hasebních prostředků

Znamé množství standardní půdy Lufa 2.3 bylo nasyceno na 70 % hodnoty vodní kapacity půdy (VKP) jednotlivými základními roztoky hasebních prostředků, pro každý prostředek zvlášť. Takto nasycená půda byla uchována za laboratorních podmínek po dobu 24 hodin.

Ve standardní půdě Lufa 2.3 byl stanoven podíl sušiny (DR) v souladu s postupy dle ČSN ISO 11465. Do vysušené kovové vzorkovnice bylo naváženo 10 g vzorku půdy předem nasyceného na 70 % hodnoty VKP. Vzorek byl sušen v sušárně při teplotě 105 ± 5 °C do konstantní hmotnosti. Podíl sušiny byl následně vypočten z rovnice (1):

$$(1) DR = 100 \cdot \frac{M_D}{M_W},$$

kde DR je podíl sušiny ve vzorku (%), M_D je hmotnost vysušeného vzorku (kg) a M_W je navážka vzorku pro stanovení podílu sušiny (kg).

Pro přípravu vodných výluhů o objemu 1 dm³ byl z každého vzorku kontaminované půdy připraven analytický vzorek o celkové hmotnosti M vypočtené z rovnice (2) a o obsahu sušiny M_T $0,1 \pm 0,005$ kg.

$$(2) M = 100 \cdot \frac{M_T}{DR},$$

kde M je hmotnost analytického vzorku pro přípravu vodného výluhu (kg), M_T je teoretická navážka sušiny analytického vzorku (kg) a DR je podíl sušiny ve vzorku (%). Pro 1 dm³ vody je hodnota $M_T = 0,1$ kg.

Analytické vzorky o vypočtené hmotnosti M byly převedeny do plastových vzorkovnic a bylo k nim přidáno množství vody L_A vypočtené z rovnice (3) tak, aby toto množství bylo se vzorkem v poměru 10/1.

$$(3) L_A = M_T \cdot \frac{11 - 100 / DR}{\rho_{H_2O}},$$

kde L_A je množství přidané vody (dm^3), M_T je teoretická navážka sušiny analytického vzorku (kg), DR je podíl sušiny ve vzorku (%) a ρ_{H_2O} je hustota vody. Pro účely stanovení vyluhovatelnosti je $\rho_{H_2O} = 1 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Naplněné vzorkovnice byly uzavřeny a upnuty do třepačky. Vyluhování bylo prováděno při plynulém otáčení vzorkovnic způsobem „hlava – pata“ rychlostí 5 až 10 otáček za minutu po dobu $24 \pm 0,5$ hodiny. Po ukončení procesu vyluhování byly obsahy vzorkovnic ponechány sedimentovat po dobu 15 minut (± 5 minut). Jednotlivé vodné výluhy byly slity a následně přefiltrovány přes papírové filtry o střední velikosti pórů $5 \mu\text{m}$ [32].

3.2.1.2 *Thamnotoxkit FTM*

Thamnotoxkit FTM je jedním z řady alternativních ekotoxikologických testů, tzv. mikrobiotestů, které jsou produkty belgické společnosti MicroBioTests Inc. Jedná se o test akutní toxicity se sladkovodními korýši *Thamnocephalus platyurus*. Vysoká citlivost testu je založena na využití testovacích organismů charakteristických výskytem ve velmi čistých a extrémních biotopech, kterými jsou například bahnité vody s alkalickou reakcí.

Tento uživatelsky přívětivý a rychlý test je dodáván ve formě sady, tzv. „kitu“, který obsahuje materiál pro provedení šesti plnohodnotných testů. Součástí sady jsou testovací mikroorganismy ve formě dormantních vajíček (cyst), jejichž oživení trvá řádově několik desítek hodin. Vylíhnuté testovací organismy jsou v průběhu zkoušky po dobu 24 hodin vystaveny působení testované látky. Po této době je hodnocena mortalita v různých koncentracích látky, na základě které je jako výsledek testu vypočtena hodnota 24hLC50 [33].

Příprava standardní sladké vody

Před samotným líhnutím testovacích organismů a přípravou koncentrační řady hodnoceného roztoku je nutné připravit standardní sladkou vodu, která obsahuje potřebné minerální složky pro mikroorganismy.

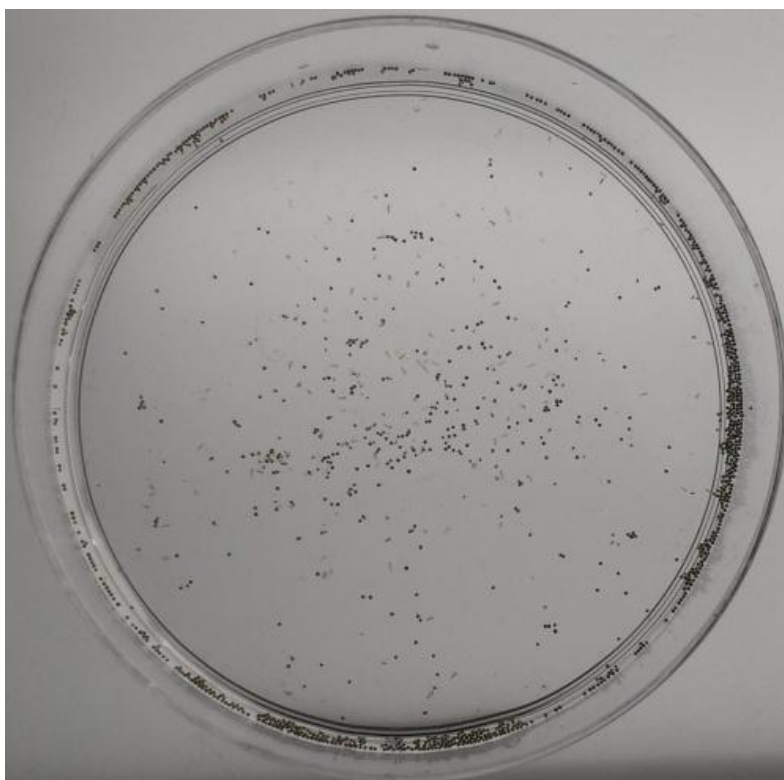
Do odměrné baňky o objemu 1 dm^3 bylo nalito zhruba 800 cm^3 deionizované vody, do které byl postupně převeden obsah pěti vialek s koncentrovanými roztoky solí dle číslování od 1 do 4, přičemž vialka č. 2 s roztokem CaSO_4 je v sadě obsažena dvakrát. Následně byla odměrná baňka doplněna po rysku deionizovanou vodou a její obsah byl promísen. Takto připravený roztok byl uchováván v chladu a temnu. Před každým použitím byla standardní sladká voda po dobu 15 minut provzdušňována [34].

Líhnutí cyst testovacího organismu

Obecně platí pravidlo, že testovací organismy musí být do testu nasazovány v dobré kondici, aby bylo dosaženo reprezentativních a objektivních výsledků. Proces líhnutí organismů je tedy v tomto případě třeba provádět 24 hodin před jejich samotným nasazováním do ekotoxikologického testu. Optimální stáří organismu *T. platyurus* je pro potřeby testu 20 až 22 hodin.

V prvním kroku bylo připraveno médium pro líhnutí cyst testovacího organismu naředěním standardní sladké vody deionizovanou vodou v poměru 1:8, tzn., 2,5 cm³ standardní sladké vody bylo doplněno deionizovanou vodou na objem 20 cm³.

Poté byla provedena rehydratace imobilizovaných cyst. Do vialky s cystami bylo přidáno malé množství předem připraveného média, a to přibližně 1 cm³. Vialka byla uzavřena a její obsah byl po dobu 30 minut v pravidelných intervalech protřepáván. Následně byly hydratované cysty kvantitativně převedeny do plastové Petriho misky, do které bylo předem aplikováno 10 cm³ média pro líhnutí organismů. Petriho miska byla přikryta víčkem a byla vložena do inkubátoru. Cysty byly inkubovány při 25 °C za kontinuálního osvětlení o intenzitě 3000 až 4000 lux po dobu 20 až 22 hodin [34].



Obr. 3. Vylíhnuté organismy *T. platyurus* po 22 hodinách inkubace.

Plnění testovací destičky a nasazení organismů do testu

Multišachtová testovací destička, která je součástí sady, je vyrobena z inertního materiálu a obsahuje 6 x 4 testovacích šachet značených zleva doprava číslicemi 1 až 6 a shora dolů písmeny A až D. První sloupec testovacích šachet je plněn standardní sladkou vodou a slouží jako kontrolní test. Další sloupce jsou plněny roztoky testované látky od nejnižší koncentrace po nejvyšší. Řady testovacích šachet A až C potom slouží jako opakování testů. Poslední řada, značená písmenem D, plní funkci tzv. mycí šachty.

Byly připraveny koncentrační řady testovaných hasebních prostředků a jejich výluhů naředěním provzdušněnou standardní sladkou vodou (viz. Kapitola 4.1.2.). Do každé šachty byl převeden 1 cm³ příslušného roztoku dle výše popsaných pravidel. Do mycí šachty pro kontrolní test bylo převedeno zhruba 50 testovacích organismů. Do šachet A až C v prvním sloupci bylo postupně z mycí šachty převedeno vždy 10 jedinců. Tento postup byl opakován i pro jednotlivé koncentrace testovaného roztoku.

Naplněná destička byla zakryta Parafilmovou páskou, přikryta víčkem a byla vložena do inkubátoru, kde byla inkubována při 25 °C za tmy po dobu 24 hodin. Po uplynuté době inkubace byly spočítány uhynulé organismy a na základě toho byla vypočtena procentuální mortalita a hodnota 24hLC50. Za uhynulý organismus byl považován ten, který do deseti vteřin od vnějšího podnětu neprojevil žádnou pohybovou aktivitu [34].

Referenční test se standardní látkou

Referenční test je prováděn pro ověření dodržování postupu zkušebního protokolu a citlivosti testovacích organismů na standardní látku. Je doporučeno tento test provádět při každých pěti až deseti provedených testech. Jako standardní látka je používán dichroman draselný K₂Cr₂O₇.

Byl připraven základní roztok K₂Cr₂O₇ o koncentraci 1 g.dm⁻³, ze kterého byla připravena koncentrační řada o koncentracích 0,32; 0,18; 0,1; 0,056 a 0,032 mg.dm⁻³ pro kontrolní test kvality. Testovací destička byla naplněna, dle výše popsaných pravidel, od nejnižší koncentrace po nejvyšší, včetně kontrolního testu ve standardní sladké vodě a byla inkubována za stejných podmínek uvedených ve standardním operačním postupu.

Na základě porovnání výsledků referenčního testu s validovanými výsledky standardní látky byl ověřen správný postup nasazení testu a optimální citlivost testovacích organismů [34].

3.2.1.3 Daphtoxkit FTM magna

Dalším z použitých mikrobiotestů pro zhodnocení ekotoxikologického vlivu hasebních prostředků je alternativní test Daphtoxkit FTM magna, který je rovněž dodáván ve formě sady, tzv. „kitu“, belgickou společností MicroBioTests Inc.

Sada obsahuje materiál pro provedení šesti kompletních testů toxicity, včetně klidových stádií testovacích organismů ve formě tzv. ephippií. Jedná se o test akutní toxicity na hrotnatkách *Daphnia magna* založený na jejich imobilizaci nebo mortalitě po 48 hodinové expozici testované látky. Počet imobilizovaných nebo uhynulých organismů je odečítán po 24 a 48 hodinách. Z těchto údajů je vypočtena míra imobilizace, resp. mortality a výsledná hodnota 24hEC50 a 48hEC50, resp. 24hLC50 a 48hLC50 [35].

Organismus *D. magna* spadá do třídy korýšů, podtřídy lupenonožců a řádu perlooček. Žije ve sladkovodních biotopech, ve kterých se vyskytuje ve velkých množstvích jako součást zooplanktonu. Hrotnatky *D. magna* vykazují v porovnání s korýši *T. platyurus* nižší citlivost vůči působení chemických látek. Od tohoto faktu se odvíjí i nižší citlivost toxikologického testu [36].

Příprava standardní sladké vody

Testovací sada obsahuje dvě balení s koncentrovanými roztoky solí ve čtyřech vialkách pro přípravu celkem čtyř litrů standardní sladké vody, která je v souladu s mezinárodní normou pro akutní imobilizační test na perloočkách *D. magna*, ISO 6341.

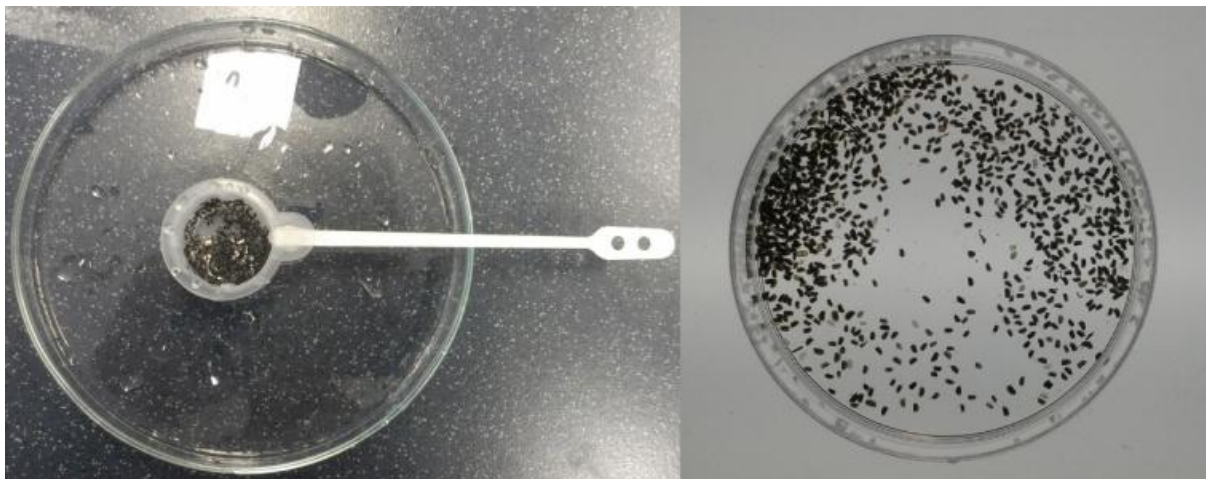
Odměrná baňka o objemu 2 dm³ byla odhadem do poloviny naplněna deionizovanou vodou. Do takto připravené odměrné baňky byl vylit obsah vialky č. 1 s roztokem NaHCO₃. Tento postup byl opakován i pro zbylé tři vialky s obsahem solí CaCl₂, MgSO₄ a KCl v pořadí, které bylo určeno jejich číslováním. Odměrná baňka byla doplněna deionizovanou vodou po rysku a její obsah byl promísen. Roztok byl uchováván v chladu a temnu a před každým použitím byl 15 minut provzdušňován.

Takto připravená standardní sladká voda slouží jak pro líhnutí testovacích organismů z ehippií, tak pro přípravu koncentračních řad testovaných látek [37].

Líhnutí ehippií testovacího organismu

Doba líhnutí vajíček organismu *D. magna* se za optimálních podmínek pohybuje v rozmezí 72 – 80 hodin. Líhnutí testovacích organismů je tedy nutné zahájit tři dny před provedením testu, přičemž stáří testovacích organismů nasazovaných do testu nesmí překročit 24 hodin.

Obsah vialky s latentními vajíčky byl kvantitativně převeden do mikrosítka. *Ehippia* v mikrosítka byla opatrně propláchnuta vodovodní vodou tak, aby byly odstraněny veškeré stopy konzervačního média. Propláchnutá *ehippia* byla z mikrosítka převedena do Petriho misky s 15 cm³ provzdušněné standardní sladké vody. Petriho miska byla zakryta víčkem a byla vložena do inkubátoru. Zde byla *ehippia* inkubována po dobu 72 až 80 hodin při teplotě 20 až 22 °C za kontinuálního osvětlení o intenzitě min. 6000 lux [37].



Obr. 4. *Ehippia* v latentní fázi převedená do mikrosítka (vlevo) a připravená pro inkubaci (vpravo).



Obr. 5. Inkubace ephippií testovacích organismů.

Plnění testovací desky a nasazení organismů do testu

Testovací multišachtová deska pro Daphtoxkit FTM je založena na obdobném principu jako destička pro Thamnotoxkit FTM pouze s tím rozdílem, že deska obsahuje 6 x 5 šachet. Číslicemi jsou v tomto případě označeny jednotlivé řádky, přičemž první řádek je označen písmenem X a slouží pro nasazení kontrolního testu. Do dalších řádků jsou aplikovány jednotlivé roztoky z koncentrační řady testované látky od nejnižší koncentrace po nejvyšší. Sloupce jsou označeny písmeny A až D. První sloupec není označen a šachty v něm slouží jako mycí komůrky. Tento test se nasazuje horizontálně ve čtyřech opakováních do šachet umístěných ve sloupcích A až D.

Vylíhnuté testovací organismy bylo třeba nasadit do testu v dobré kondici. Z toho důvodu byly dvě hodiny před nasazením do testu předkrmeny řasou *Spirulina*, která je dodávána ve formě prášku. Před provedením testu byly připraveny koncentrační řady testovaných hasebních prostředků a jejich výluhů naředěním provzdušněnou standardní sladkou vodou (viz. Kapitola 4.1.3.). Každá šachta testovací desky byla naplněna 10 cm³ příslušného roztoku. Celkem tedy bylo pro nasazení testu potřeba 50 cm³ každého roztoku dané koncentrace z koncentrační řady. Do jednotlivých mycích komůrek bylo mikropipetou přeneseno vždy 20 předkrmených testovacích organismů. Ty byly po pěti jedincích rozděleny do zbývajících čtyř šachet příslušné koncentrace. Takto připravená testovací deska byla zakryta Parafilmovou páskou a po uzavření víkem byla inkubována při 20 °C bez přístupu světla po dobu 48 hodin.

Počet uhynulých jedinců byl odečten po 24 a 48 hodinách. Z těchto údajů byla vyhodnocena imobilizace v jednotlivých koncentracích testovaného roztoku a výsledná hodnota 24hEC₅₀, resp. 48hEC₅₀. Jako uhynulý imobilizovaný organismus je chápán ten, který neprojeví žádnou fyzickou aktivitu do 15 vteřin od vnějšího podnětu, nebo ten, který hýbe pouze druhým párem tykadél, avšak není schopen dalšího pohybu [36, 37].

Referenční test se standardní látkou

I v tomto případě je vyžadováno provedení referenčního testu se standardní látkou $K_2Cr_2O_7$ pro ověření dodržení postupu operačního manuálu a citlivosti testovacích organismů.

Byl připraven základní roztok standardní látky $K_2Cr_2O_7$ o koncentraci $1 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$, ze kterého byla připravena koncentrační řada o koncentracích 3,2; 1,8; 1,0; 0,56 a $0,32 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Dle výše uvedených pravidel byla roztoky naplněna testovací deska, do které byly následně nasazeny testovací organismy. Podmínky testování byly shodné s výše uvedenými podmínkami testu.

Porovnáním výsledné hodnoty 24hEC50, resp. 48hEC50 s tabulkovou hodnotou byla ověřena správnost postupu a optimální citlivost testovacích organismů [37].

3.2.1.4 Test inhibice růstu okřehek menšího *Lemna minor*

Okřehek menší *Lemna minor* L. je vodní rostlina, která se vyskytuje na hladinách stojatých nebo mírných tekoucích vod a je řazena do pleustonického společenstva. Je to krytosemenná (*Angiospermophyta*) kvetoucí rostlina, která taxonomicky patří do třídy jednoděložných (*Monocotyledonopsida*) a čeledě okřehekovitých *Lemnaceae*. Zdravá rostlina je tvořena 2 - 5 lístky.

Test inhibice růstu okřehek menšího vychází z normy ISO 20079:2005 zavedené v ČSN EN ISO 20079 (757745) Jakost vod – Stanovení toxických účinků složek vody a odpadní vody na okřehek (*Lemna minor*) - Zkouška inhibice růstu okřehek. Jedná se o sedmidenní test semichronické toxicity, který využívá okřehek menší *L. minor* jako zástupce vyšších vodních rostlin.

Test spočívá v nasazení testovacích organismů do různých koncentrací testované látky. V průběhu testu je kontrolován stav rostlin a nárůst nových generací. Tento test zahrnuje jak akutní účinek zkoušené látky na testovací organismus, tak její dlouhodobé účinky, které mohou způsobit inhibici nárůstu nových generací. Hodnoceným parametrem na konci testu je inhibice růstu okřehek menšího v testovaných koncentracích oproti kontrolnímu testu s živným roztokem bez zkoušené látky. Výsledkem je hodnota 168hIC50 a doplňkové stanovení další volitelné charakteristiky, jako je velikost listové plochy, hmotnost sušiny nebo obsah chlorofylu. Pokud zkoušená látka způsobuje stimulaci růstu, hodnota 168hIC50 nebývá stanovována [38].



Obr. 6. Dvou až čtyřlístkové kolonie testovacího organismu *L. minor*.

Příprava živného roztoku

Kultivace rostlin okřehku menšího byla prováděna ve Steinbergově živném roztoku, který byl připraven ze zásobních roztoků solí makro- a mikroslužek. Jednotlivé zásobní roztoky byly připraveny rozpuštěním přesných navážek složek v deionizované vodě na základě požadovaných koncentrací uvedených v Tab. 6 [39].

Tab. 6. Koncentrace jednotlivých zásobních roztoků pro přípravu Steinbergova živného roztoku [39].

Makrosložky	Zásobní roztok	Sloučenina	Koncentrace (g.dm ⁻³)	
	I		KNO ₃	17,50
			KH ₂ PO ₄	4,50
			K ₂ HPO ₄	0,63
II		MgSO ₄ .7H ₂ O	5,00	
III		Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	14,75	
Mikrosložky	Zásobní roztok	Sloučenina	Koncentrace (mg.dm ⁻³)	
	IV		H ₃ BO ₃	120,00
	V		ZnSO ₄ .7H ₂ O	180,00
	VI		Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	44,00
	VII		MnCl ₂ .4H ₂ O	180,00
	VIII		FeCl ₃ .6H ₂ O	760,00
			Na ₂ -EDTA.2H ₂ O	1500,00

Odměrná baňka o objemu 1 dm³ byla částečně naplněna deionizovanou vodou a bylo přidáno 20 cm³ zásobních roztoků makrosložek I, II, III a 1 cm³ zásobních roztoků mikroslužek IV, V, VI, VII a VIII. Odměrná baňka byla doplněna deionizovanou vodou po rysku a její obsah byl důkladně promísen.

Steinbergův živný roztok byl připraven jeden až dva dny před použitím, aby došlo k ustavení pH roztoku na hodnotu $5,5 \pm 0,2$ [39].

Postup nasazení testu

Před provedením testu byly připraveny koncentrační řady testovaných hasebních prostředků a jejich výluhů naředěním Steinbergovým živným médiem (viz. Kapitola 4.1.4.). Kádinky o objemu 150 cm^3 byly naplněny vždy 100 cm^3 příslušného vzorku. Do kádinek byly pomocí inokulační kličky přeneseny dvou až čtyř lístkové kolonie okřehku tak, aby ve všech kádinkách bylo na začátku testu vždy 9 lístků. Analogicky byly připraveny kontrolní testy s živným roztokem bez testované látky. Kádinky byly překryty celofánovou fólií a byly kultivovány při teplotě $24 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ za kontinuálního osvětlení o intenzitě 6500 až 10 000 lux po dobu 7 dnů.

Testy pro všechny koncentrace včetně kontroly byly nasazeny ve dvou opakováních. Na začátku i na konci testu byla zaznamenána hodnota pH všech testovaných roztoků. Po třech dnech a na konci testu byla provedena kontrola počtu lístků a vzhledu kolonií. Byla hodnocena tzv. nekróza (odumřelá tkáň lístků) a tzv. chloróza (zežloutnutí tkáně lístků) [39, 40].

Na konci testu byl odečten počet lístků v každé kádince a bylo stanoveno množství biomasy v jednotlivých testovaných koncentracích jako suchá hmotnost podle postupu uvedeného v metodice OECD 221: Test inhibice růstu *Lemna* sp., kterou předepisuje Směrnice OECD pro testování chemikálií. Ze všech kádinek pro jednotlivé testované koncentrace byly shromážděny a následně propláchnuty deionizovanou vodou veškeré kolonie testovacího organismu. Vzorky biomasy pro jednotlivé koncentrace byly převedeny na filtrační papír, který byl předem vysušen při teplotě $105 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$, a byly sušeny při teplotě $60 \text{ }^\circ\text{C}$ do konstantní hmotnosti. Na základě získaných výsledků byla výpočty stanovena výsledná hodnota 168hIC50 [40].

Referenční test se standardní látkou

Referenční test je prováděn jako tzv. pozitivní kontrola testu pro ověření správnosti laboratorního postupu a citlivosti testovacích organismů. Jako standardní látka je obvykle používán roztok dichromanu draselného $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$.

Byl připraven zásobní roztok $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ o koncentraci $1 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$. Ze zásobního roztoku byla připravena koncentrační řada o koncentracích 5; 10; 20; 30; 50 a $80 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Referenční test byl proveden a vyhodnocen v souladu s výše popsáním postupem [39].

Vyhodnocení testu

Porovnáním růstových rychlostí μ v testovaných koncentracích s růstovou rychlostí v kontrole byla stanovena inhibice růstu. Jednotlivé růstové rychlosti byly vypočteny podle rovnice (4).

$$(4) \mu = \frac{\ln N_n - \ln N_0}{t_n},$$

kde N_n je počet lístků na konci testu, N_0 je počet lístků na začátku testu a t_n je doba trvání testu (hod).

Z vypočtených hodnot růstových rychlostí pro každou testovanou koncentraci a kontrolu byla podle rovnice (5) vypočtena inhibice, resp. stimulace růstu I_{μ_i} .

$$(5) I_{\mu_i} = \frac{\mu_c - \mu_i}{\mu_c} \cdot 100,$$

kde I_{μ_i} je inhibice pro danou koncentraci (%) stanovená na základě porovnání rychlostí růstu (je-li $I_{\mu_i} < 0$, jedná se o stimulaci), μ_c je rychlost růstu v kontrole a μ_i je rychlost růstu v testované koncentraci.

Dále byla stanovena inhibice růstu porovnáním hmotností konečné biomasy v každé testované koncentraci s konečnou biomasou v kontrole podle rovnice (6).

$$(6) I_B = \frac{B_c - B_i}{B_c} \cdot 100,$$

kde I_B je redukce biomasy (%), B_c je množství konečné biomasy v kontrole (g) a B_i je množství konečné biomasy v testované koncentraci (g).

Koncentrace, při kterých došlo k inhibici růstu, byly vyjádřeny v logaritmických hodnotách ($\log c$) a byly vyneseny do souřadnicového systému proti vypočteným hodnotám I_{μ_i} , resp. I_B , kde nezávisle proměnnou byla hodnota $\log c$ na ose x a závisle proměnnou hodnota I_{μ_i} , resp. I_B na ose y . Prostřednictvím rovnice lineární regrese byla vypočtena koncentrace, při které byla inhibice růstu rovna 50 %, tedy hodnota 168hIC50 [39, 40].

3.2.1.5 Test inhibice růstu kořene hořčice bílé *Sinapis alba*

Tento test spočívá v hodnocení semichronické toxicity na semenech hořčice bílé *Sinapis alba*, jako zástupci vyšších rostlin. Jedná se o 72 hodinový test, na jehož konci je hodnocena míra vlivu testované látky na klíčení semen a růst kořínků v prvních vývojových stádiích rostliny.

Hořčice bílá je jednoletá rostlina, která se řadí do čeledi brukvovitých *Brassicaceae*. Zdravá semena rostliny mají kulovitý tvar a okrově žlutou barvu. V první fázi klíčení roste ze semínka kořen s hypokotylem, jehož délka je měřena jako dílčí výsledek ekotoxikologického testu. Porovnáním průměrné délky kořene v testované koncentraci s průměrnou délkou kořene v kontrole je vypočtena výsledná hodnota 72hIC50, pokud se jedná o látku, která způsobuje inhibici. V opačném případě, tedy v případě stimulace, není hodnota 72hIC50 stanovována [41].



Obr. 7. Měření kořene s hypokotylem vyklíčeného semínka po třech dnech inkubace ve standardním živném roztoku v kontrolním nasazení.

Příprava ředící vody

Postup přípravy ředící vody je v souladu s normou ISO 6341. Ze zásobních roztoků solí $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, NaHCO_3 a KCl , připravených rozpuštěním navážky v jednom litru deionizované vody dle Tab. 7, byla připravena standardní ředící voda [42].

Tab. 7. Množství potřebná pro přípravu základních roztoků solí pro přípravu standardní ředící vody [38].

Zásobní roztok	Navážka (g)
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	11,76
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	4,93
NaHCO_3	2,59
KCl	0,23

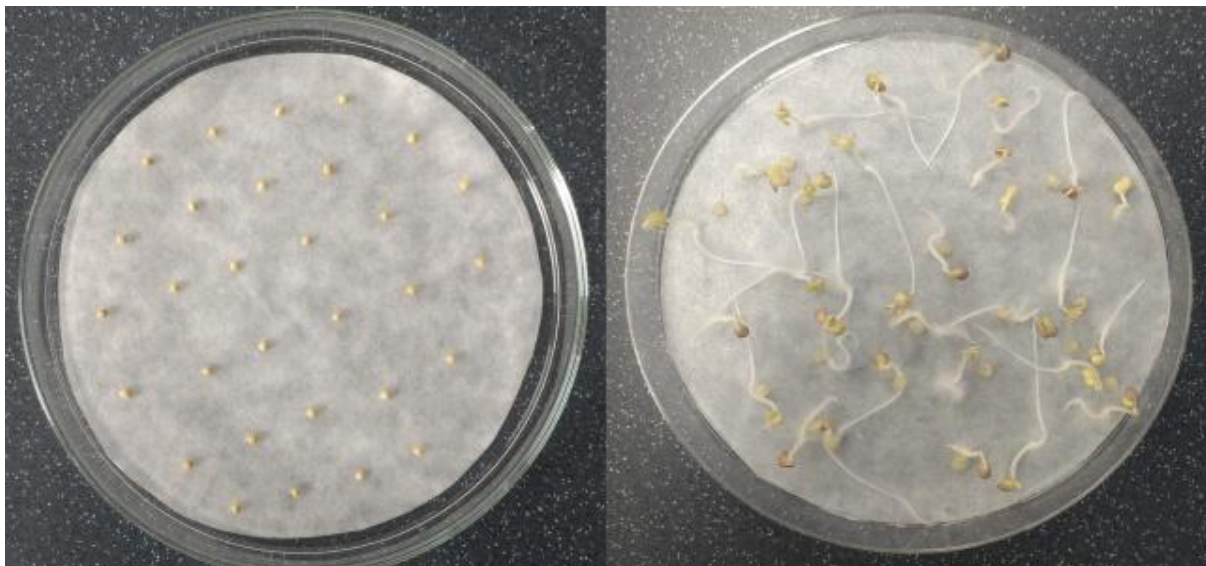
Odměrná baňka o objemu 1 dm^3 byla částečně naplněna deionizovanou vodou. Do odměrné baňky bylo přidáno 25 cm^3 z každého předem připraveného zásobního roztoku, objem baňky byl doplněn deionizovanou vodou po rysku a byl řádně promísen. Takto připravená ředící voda byla 24 hodin provzdušňována a dalších 24 hodin byla ponechána odstát. Před dalším použitím není nutná žádná dodatečná úprava takto připravené ředící vody [42].

Postup nasazení testu

Byly připraveny koncentrační řady testovaných hasebních prostředků a jejich výluhů naředěním provzdušněnou ředící vodou (viz. Kapitola 4.1.5.). Do Petriho misek o průměru 10 cm byl vložen filtrační papír vhodného rozměru, na který byl nadávkován příslušný vzorek o objemu 6 cm^3 . Na takto zvlhčený filtrační papír byla nasazena semena *S. alba*, Petriho miska byla uzavřena víčkem a uložena do termostatu k inkubaci při $20 \text{ }^\circ\text{C}$ za tmy na dobu 72 hodin. Do každé koncentrace bylo nasazeno 30 semen testovacího organismu. Všechny

testy, včetně kontrolního testu se standardní ředící vodou, byly nasazeny ve dvou opakováních.

Po 72 hodinové inkubaci byla u vyklíčených semen změřena délka kořínků s přesností na 1 mm. Porovnáním průměrné délky kořene v jednotlivých koncentracích s průměrnou délkou kořene v kontrole byly zhodnoceny inhibiční účinky jednotlivých hasebních prostředků [42].



Obr. 8. Semena hořčice bílé nasazená do kontrolního testu (vlevo), tatáž semena hořčice bílé vyklíčená po 72 hodinové inkubaci (vpravo).

Referenční test se standardní látkou

Referenční test se provádí pro ověření správnosti pracovního postupu a citlivosti testovacích organismů. Jako standardní látka je obvykle používán dichroman draselný $K_2Cr_2O_7$.

Byl připraven zásobní roztok $K_2Cr_2O_7$ o koncentraci 1 g.dm^{-3} , ze kterého byla následně připravena koncentrační řada o koncentracích 10; 20; 30; 40; 60; 70; 80; 160 a 320 mg.dm^{-3} . Koncentrační řada standardu byla testována v souladu s výše popsáním postupem [42].

3.2.2 Charakteristika a metodiky vybraných testů v kontaktním uspořádání

Pro zhodnocení přímého vlivu hasebních prostředků na organismy terestrického ekosystému byla zvolena baterie testů v kontaktním uspořádání, a to Screeningový test klíčivosti salátu setého *Lactuca sativa*, jako zástupce terestrických producentů a Test únikového chování se žížalami *Eisenia fetida*, reprezentující terestrické konzumenty.

3.2.2.1 Zkušební matrice

Zkušební matricí v kontaktních testech fyto toxicity bývá obvykle standardní půda. Komerčně distribuovaná standardní půda je k dostání v několika modifikacích, které se liší především obsahem organické hmoty, rozdělením velikosti částic a hodnotou pH. Hlavním dodavatelem standardních půd je německá společnost LUF A Speyer.

Standardní půdy jsou používány ve studiích založených na zásadách správné laboratorní praxe, které jsou zaměřeny na hodnocení vyluhovatelnosti, degradace a látkové výměny v půdách, dále pak na posuzování vlivu látek na půdní organismy rostlinného i živočišného

původu a adsorpčních/desorpčních vlastností pesticidů v půdách. Standardní půdy lze také použít při laboratorních výzkumech a experimentech. Použití standardní půdy jako testovací matrice doporučují i související pokyny OECD týkající se hodnocení ekotoxicity v půdách.

Test klíčivosti salátu setého *L. sativa* byl prováděn ve standardní půdě Lufa 2.3. Jedná se o přírodní půdu složenou z běžně se vyskytujících půdních typů, které jsou odebírány ve vybraných oblastech Německa. Tyto půdy jsou, bez používání pesticidů a biocidních nebo organických hnojiv, minimálně po dobu pěti let zemědělsky využívány. Do tří měsíců před odběrem půdních frakcí pro přípravu standardní půdy Lufa 2.3 jsou na půdu aplikována pouze minerální hnojiva. Vzorky půdy jsou odebírány do hloubky 20 cm a jsou prosety sítím o velikosti ok 2 mm [43].

Tab. 8. Charakteristické vlastnosti standardní půdy Lufa 2.3 [44].

Podíl organického uhlíku (%)	1,00 ± 0,13
Podíl dusíku (%)	0,09 ± 0,03
Hodnota pH	6,8 ± 0,1
Kationtová výměnná kapacita (meq/100 g)	10,7 ± 0,8
Půdní druh	písčito-hlinitá půda
Vodná kapacita půdy (g/100 g)	38,2 ± 1,7

Vhodnou testovací maticí pro test únikového chování se žížalami je standardní umělé půda. Její složení je přesně definováno směnicí OECD 207 Test akutní toxicity žížal. Umělé půda je vysoce variabilní s přirozenými půdami z hlediska fyzikálních a chemických vlastností, z hlediska intenzity mikrobiální aktivity a obsahu mikrosložek.

Přes to je umělé půda označována jako ekologicky nereálná a to především v důsledku vysokého obsahu celkového organického uhlíku TOC a nižšího obsahu písku oproti reálným půdám. Pro optimální modifikaci vlastností umělé půdy je používána rašelina a kaolinový jíl. Umělé půda je složena z 10% podílu vysušené rašeliny zhomogenizované přesátím přes síto o průměru ok 2 mm, 20% podílu suchého kaolinového jílu s minimálním obsahem kaolinitu 30 % a 70% podílu vysušeného křemenného písku, který obsahuje minimálně 50% podíl zrn o velikosti 0,05 – 0,2 mm. Pro umělé půdu je doporučena optimální hodnota pH v rozmezí 6,0 ± 0,5. Vodní kapacita umělé půdy se obvykle pohybuje v rozmezí 35 - 40 % [45].

Postup přípravy umělé půdy

V souladu s postupem uvedeným směnicí OECD 207 bylo připraveno 20 kg umělé půdy. Rašelina byla rozprostřena v tenké vrstvě na plastovém povrchu a byla ponechána sušit na vzduchu při laboratorních podmínkách po dobu tří dnů. Suchá rašelina byla zhomogenizována prosetím přes síto o velikosti ok 2 mm. Písek byl sušen po dobu dvou dnů za stejných podmínek jako rašelina. 75% frakce suchého písku byla přesáta přes síto o velikosti ok 0,06 mm, zbytek byl přesát přes síto o velikosti ok 0,2 mm. Ke zhomogenizovaným vysušeným frakcím rašeliny a písku bylo přidáno odpovídající množství kaolinu. Směs byla důkladně promíchána.

Pro laboratorně připravenou umělou půdu byla stanovena hodnota pH a VKP podle metodiky uvedené v Příloze C normy ISO 11268-2. Pro úpravu hodnoty pH umělé půdy bylo přidáno 15 g uhličitanu vápenatého CaCO₃ na 10 kg půdy [45].

Stanovení VKP půdní matrice

Před použitím standardní půdy do testu byla dle metodiky uvedené v Příloze C normy ISO 11268-2 laboratorně stanovena vodná kapacita půdy (VKP) pro ověření deklarované hodnoty výrobcem.

Dno předem zváženého a vysušeného plastového válce o průměru 5 cm bylo překryto hustou tkaninou. Do válce bylo převedeno 50 g vzorku standardní půdy, který byl následně poklepán, aby sesedl. Válec se vzorkem byl umístěn do nádoby s vodou. Množství vody bylo voleno tak, aby její hladina byla odhadem ve stejné výšce, jako sloupec vzorku ve válci. Takto byl válec ve vodě ponechán. Po třech hodinách byl válec přemístěn do nádoby s pískem o zrnitosti 0,1 – 0,7 mm, který byl navršen do výšky 10 cm. Po dalších třech hodinách byl válec se vzorkem půdy zvážen. Proces vážení byl následně opakován každých 30 minut do konstantní hmotnosti. Nádoba s pískem byla po celou dobu přikryta tkaninou, aby bylo zabráněno odpařování vody a následnému vysoušení vzorku. VKP byla vypočtena dle rovnice (7).

$$(7) \text{ VKP} = \frac{S - T - D}{D} \cdot 100,$$

kde VKP je vodní kapacita půdy (%), *S* je hmotnost válce s nasycenou zemínou (g), *T* je hmotnost vysušeného válce (g) a *D* je hmotnost suchého vzorku (g) [46].

3.2.2.2 Screeningový test klíčivosti salátu setého *Lactuca sativa*

Test klíčivosti salátu setého je jedním z terestrických kontaktních testů, který je používán pro hodnocení fytotoxického účinku na růst kořene za standardních podmínek. Salát setý *Lactuca sativa* patří do velké skupiny kvetoucích rostlin čeledi hvězdicovitých *Asteraceae*, podčeledi čekankovitých *Cichoriodeae* a rodu *Lactuceae* [47].

Principem testu je porovnání průměrné délky kořene v testované koncentraci s průměrnou délkou kořene v kontrolním testu po 120 ± 2 hodinové inkubaci. Na základě toho lze usuzovat na inhibující nebo naopak stimulační účinek testované látky na růst kořene *L. sativa* [48].



Obr. 9. Semena salátu setého *L. sativa*.

Předklíčení semen Lactuca sativa

Před nasazením semen *L. sativa* do testu byla semena ponechána předklíčit na ovlhčeném filtračním papíru destilovanou vodou v Petriho misce po dobu 22 – 24 hodin při laboratorní teplotě za tmy. Pro zkoušku byla vybrána identická vyklíčená semena s kořínkem kratším než 2 mm [49].

Postup nasazení testu

Do plastových nádob vhodné velikosti bylo naváženo 400 g standardní půdy Lufa 2.3 o známé hodnotě VKP. Standardní půda v jednotlivých zkušebních nádobách byla nasycena základním roztokem testovaných vzorků na 70 % hodnoty předem stanovené VKP. Obsah misek byl homogenizován důkladným promícháním.

Do připravené kontaminované půdy byla rozvržena síť jamek o hloubce $0,5 \pm 0,1$ cm, do kterých bylo nasazeno 15 předklíčených semen *L. sativa* vhodných parametrů. Semena byla nasazena vyklíčeným kořínkem směrem dolů. Zkušební nádoby byly zakryty celofánovou fólií a byly vloženy do termostatu k inkubaci za tmy po dobu 120 ± 2 hodin při 24 °C. Pro kontrolu s destilovanou vodou a každý testovaný prostředek byl test proveden ve dvou opakováních.

Na konci testu byly testovací rostliny opatrně vyjmuty z kontaminované matrice a byla změřena délka kořínků v jednotlivých nasazeních a kontrole. Porovnáním průměrné délky kořene v jednotlivých nasazeních s průměrnou délkou kořene v kontrole byl vyhodnocen účinek testované látky a na jeho základě byla vypočtena procentuální míra inhibice, popř. stimulace růstu kořene. Rovněž byla vypočtena směrodatná odchylka v jednotlivých testech statistickou metodou pomocí Dunnettova testu [49].

Pro účely posouzení vlivu biodegradace v půdním prostředí za různých podmínek na složky hasebních prostředků byly testovací nádoby s kontaminovanou půdou následně po vyhodnocení testu uloženy po dobu 14 dnů za laboratorních podmínek při konstantní teplotě bez přístupu světla a byly překryty potravinářskou fólií, aby bylo zabráněno odparu

vlhkosti. Současně byly po dobu 14 dnů uchovány analogicky kontaminované vzorky půdní matrice za opačných podmínek, tj. kontinuálně zavlažované a za přístupu světla při konstantní teplotě.



Obr. 10. Inkubace screeningových testů klíčivosti salátu setého (vlevo), vzhled testovacích nádob po ukončení pětidenní inkubace (vpravo).

Vyhodnocení testu

Inhibice, popřípadě stimulace růstu kořene testovacího organismu byla vypočtena podle rovnice (8).

$$(8) I = \frac{L_c - L_v}{L_c} \cdot 100,$$

kde I je inhibice, resp. stimulace růstu kořene (%), L_c je průměrná délka kořene v kontrole (mm) a L_v je průměrná délka kořene v testovaném prostředí (mm). Je-li vypočtená hodnota $I < 0$, jedná se o stimulaci růstu kořene.

Prostřednictvím Dunnettova testu byla ověřena statistická odchylka výsledků. Z rovnice (9) byl vypočten počet stupňů volnosti ν .

$$(9) \nu = n \cdot (N - 1),$$

kde n je počet stanovení pro každou testovanou látku a N je celkový počet rostlin do ní nasazených.

Počet stupňů volnosti byl použit pro výpočet směrodatné odchylky podle rovnice (10).

$$(10) S = \sqrt{\frac{\sum x_i^2 - n \cdot \sum x_j^2}{\nu}},$$

kde $\sum x_i^2$ je součet druhých mocnin délek kořínků v testovaných prostředcích a $n \cdot \sum x_j^2$ je součet druhých mocnin průměrné délky kořínků v testovaných prostředcích násobený počtem stanovení.

Ze směrodatné odchylky byla dle rovnice (11) následně vypočtena standardní chyba SE (Standard error).

$$(11) SE = S \cdot \sqrt{\frac{n-1}{N}},$$

kde n je počet stanovení a N je celkový počet nasazených rostlin do jedné testované koncentrace.

Na základě výsledku standardní chyby byl podle rovnice (12) stanoven významný rozdíl SD (Significant difference).

$$(12) SD = t \cdot SE,$$

kde SD je významný rozdíl (mm), t je tabelovaná hodnota určovaná Dunnettovou tabulkou (viz. Příloha 1.) a SE je směrodatná chyba [49].

3.2.2.3 Test únikového chování se žížalami

Žížaly jsou významnou součástí terestrických ekosystémů. Taxonomicky jsou řazeny do kmene kroužkoců (*Annelida*) a třídy máloštětinatců (*Oligochaeta*). V půdních ekosystémech mají nezastupitelný význam, protože se podílejí na rozkladu organické odumřelé hmoty a provzdušnění půdního tělesa, zvyšují vodní kapacitu půdy a mají nezastupitelné místo v potravním řetězci. Protože k expozici dochází u žížal dermálním způsobem prostřednictvím přímého kontaktu s kontaminovanou půdou i orálně s přijatou potravou, mají tyto organismy vysokou tendenci k bioakumulaci chemických látek. Obvykle je pro ekotoxikologické hodnocení používán testovací organismus žížala hnojní *Eisenia fetida*. Tento druh žije ve vrstvě opadanky a vyskytuje se v kompostech a hnojištích. Alternativně lze do ekotoxikologických testů použít žížala kalifornská *Eisenia andrei* [50].

Postup provedení testu

Test únikového chování se žížalami hnojními *E. fetida* byl proveden v souladu s normou ISO 17512-1. Test byl proveden ve dvoukomorovém uspořádání. Do plastových nádob byly naváženy dva ekvivalentní podíly předem připravené umělé půdy o identické hmotnosti 250 g, které byly odděleny inertní přepážkou. Jeden díl byl nasycen na 70 % VKP deionizovanou vodou a druhý byl nasycen roztokem hodnoceného hasebního prostředku v koncentraci, ve které je běžně používán pro hašení plošných požárů. Díl standardní půdy, který byl nasycen deionizovanou vodou, sloužil jako kontrolní matrice bez kontaminantu.

Po nasycení jednotlivých dílů umělé půdy příslušnými roztoky a deionizovanou vodou byla přepážka odstraněna a do vzniklé mezery mezi jednotlivými prostředími bylo nasazeno deset jedinců testovacího organismu. Pro účely testování byli vybíráni dospělí jedinci s vyvinutým kroužkem o hmotnosti 300 ± 10 mg, kteří byli před nasazením do testu omyti destilovanou vodou a následně osušeni. Testovací nádoby byly překryty potravinářskou fólií a byly umístěny do klimatizované místnosti při teplotě 24 °C a za stálého světelného režimu o intenzitě 6000 lux byly ponechány po dobu 48 hodin [45, 51].



Obr. 11. Testované organismy nasazené do testu únikového chování (vlevo), testovací nádoba s organismy na začátku testu (vpravo).



Obr. 12. Nasazené testy únikového chování za stanovených podmínek.

Vyhodnocení testu

Na konci testu byly spočítány testovací organismy v jednotlivých dílech umělé půdy nasycené testovanými roztoky a deionizovanou vodou. Porovnáním počtu organismů v kontaminované půdě s počtem organismů v půdě kontrolní byla vyhodnocena míra únikového chování, jako subletální efekt, který způsobuje sekundární mortalitu v důsledku dezorientace testovacích organismů.

Míra únikovosti byla vypočtena na základě rovnice (13).

$$(13) A = \frac{N_0 - N_x}{N_0} \cdot 100,$$

kde A je únikovost (%), N_0 je předpokládaný počet jedinců v kontrole a N_x je počet nalezených jedinců v kontaminované matrici. Výchozím bodem pro výpočet byl předpoklad

homogenní distribuce testovacích organismů, tzn. 50% podíl organismů v kontrole a 50% podíl organismů v kontaminované matrici [45, 51].

4 VÝSLEDKY

4.1 Výsledky testů v akvatickém uspořádání

V této kapitole budou zpřehledněny výsledky provedených akvatických testů ekotoxicity pro zhodnocení negativního vlivu hasebních prostředků a vodných výluhů půd jimi kontaminovaných na organismy vodního ekosystému.

4.1.1 Stanovení sušiny standardní půdy Lufa 2.3 pro přípravu vodných výluhů

Vzorky kontaminované půdy pro přípravu vodných výluhů vybraných hasebních prostředků byly připraveny dle postupu v Kap. 3.2.1.1. V Tab. 9. je uveden výsledek stanovení sušiny standardní půdy Lufa 2.3 a na základě toho vypočtené veličiny pro přípravu vodných výluhů.

Tab. 9. Obsah sušiny ve standardní půdě Lufa 2.3 a vypočtené veličiny pro přípravu vodného výluhu.

DR (%)	81,12
M (g)	123,3
L _A (cm ³)	976,7

U připravených výluhů byla po filtraci přes filtrační papír o průměru pórů 5 μm změřena hodnota pH, konduktivita a objem získaného výluhu. Potřebná část výluhů pro účely posouzení ekotoxicity prostřednictvím akvatických testů využívajících vodní bezobratlé *T. platyurus* a *D. magna* byla z důvodu vysokého zákalu přefiltrována přes membránový filtrační papír o velikosti pórů 0,45 μm. U upravených výluhů byly opět změřeny základní fyzikálně-chemické charakteristiky. Naměřené hodnoty jsou uvedeny v Tab. 10.

Tab. 10. Základní fyzikálně-chemické charakteristiky vodných výluhů jednotlivých hasebních prostředků.

Prostředek ve výluhu	Velikost pórů filtračního papíru 5 μm			Velikost pórů membránového filtru 0,45 μm		
	V (cm ³)	pH	κ (μS.cm ⁻¹)	V (cm ³)	pH	κ (μS.cm ⁻¹)
Sthamex F-15	920	6,71	351,0	200	6,39	295,0
Moussol-APS F-15	930	6,93	175,5	200	6,86	164,0
Finiflam F-15	970	7,24	278,0	200	6,86	195,3
Expyrol F-15	860	7,45	331,0	200	6,85	204,0
Pyrocool B	980	6,61	282,0	200	6,56	257,0

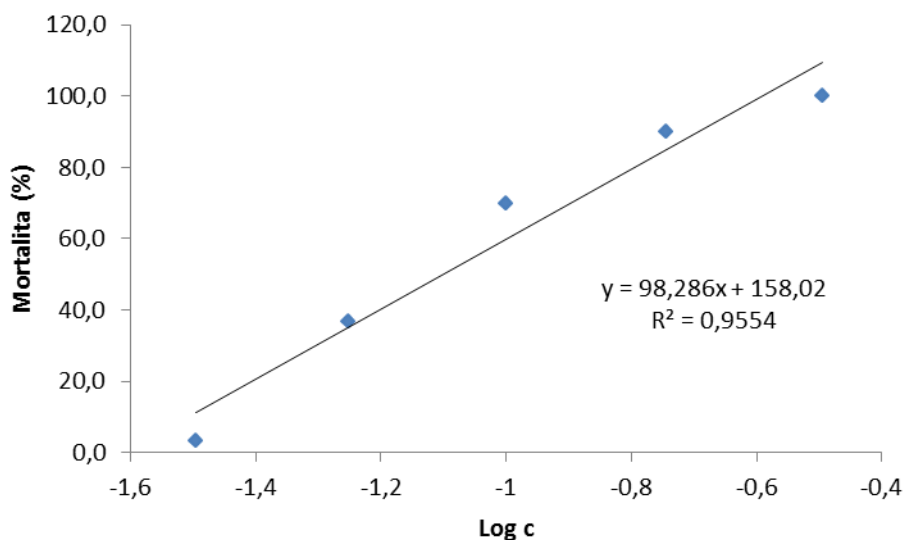
4.1.2 Thamnotoxkit F™

- **Referenční test se standardní látkou**

Referenční test byl proveden jako tzv. kontrolní test dle postupu v Kap. 3.2.1.2. Výsledky pro šestibodovou koncentrační řadu standardu K₂Cr₂O₇ o koncentracích 0; 0,32; 0,18; 0,1; 0,056 a 0,032 mg.dm⁻³ jsou zpřehledněny v Tab. 11.

Tab. 11. Odečtené a vyhodnocené výsledky kontrolního testu na organismu *T. platyurus*.

c (mg.dm ⁻³)	0	0,032	0,056	0,100	0,180	0,320
Počet živých organismů	30/30	29/30	19/30	9/30	3/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	3,3	36,7	70,0	90,0	100,0



Graf 1. Grafické znázornění závislosti mortality na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách.

Prostřednictvím rovnice lineární regrese grafické závislosti mortality na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách byla vypočtena hodnota 24hLC50 pro standardní látku 0,080 mg.dm⁻³. Tato hodnota je v rozmezí limitu 0,080 – 0,106 mg.dm⁻³ deklarovaného výrobcem testovací sady Thamnotoxkit FTM, který je uveden v dodávaném specifikačním listu sady. Na základě tohoto výsledku byl test uznán jako validní.

- **Výsledky hodnocení hasebních prostředků**

Vybrané hasební prostředky byly v minulosti testovány pro posouzení jejich ekotoxikologického vlivu. Přes to byl nejdříve proveden předběžný test, pro který byly připraveny koncentrační řady jednotlivých prostředků o koncentracích 0,1; 1; 15; 30; 50 a 100 cm³.dm⁻³.

Tab. 12. Odečtené a vyhodnocené výsledky předběžných testů na organismu *T. platyurus*.

Sthamex F-15							
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1	15	30	50	100
Počet živých organismů	30/30	29/30	30/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	3,3	0,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Moussol-APS F-15							
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1	15	30	50	100
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	30/30	30/30	28/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	100,0
Finiflam F-15							
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1	15	30	50	100
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Expyrol F-15							
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1	15	30	50	100
Počet živých organismů	30/30	30/30	29/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	3,3	100,0	100,0	100,0	100,0
Pyrocool B							
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1	15	30	50	100
Počet živých organismů	30/30	30/30	29/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	3,3	100,0	100,0	100,0	100,0

Podle výsledků předběžného testu byly zvoleny koncentrace v užším rozsahu pro základní test. Pro prostředky Sthamex F-15, Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Pyrocool B byly připraveny roztoky o koncentracích 1; 2,5; 5; 7,5; 10; 12,5 a 15 cm³.dm⁻³. Pro Moussol-APS F-15, který vykázal nejmenší ekotoxikologický účinek, byly naředěny roztoky o vyšších koncentracích, a to 50; 55; 60; 65; 70; 75; 80 a 90 cm³.dm⁻³.

Tab. 13. Odečtené a vyhodnocené výsledky základních testů na organismu *T. platyurus*.

Sthamex F-15							
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5,0	7,5	10,0	12,5	15,0
Počet živých organismů	28/30	28/30	13/30	3/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	6,7	6,7	56,7	90,0	100,0	100,0	100,0
Moussol-APS F-15							
c (cm³.dm⁻³)	55	60	65	70	75	80	90
Počet živých organismů	30/30	30/30	29/30	23/30	24/30	12/30	4/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	3,3	23,3	20,0	60,0	86,7
Finiflam F-15							
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5,0	7,5	10,0	12,5	15,0
Počet živých organismů	30/30	22/30	3/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	26,7	90,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Expyrol F-15							
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5,0	7,5	10,0	12,5	15,0
Počet živých organismů	30/30	12/30	3/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	60,0	90,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Pyrocool B							
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5,0	7,5	10,0	12,5	15,0
Počet živých organismů	30/30	25/30	1/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	16,7	96,7	100,0	100,0	100,0	100,0

Jelikož byla u prostředků Sthamex F-15, Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Pyrocool B pozorována 100% mortalita již při koncentraci 7,5 cm³.dm⁻³ bylo pro tyto prostředky nutné test opakovat v užším koncentračním rozsahu. K tomuto účelu byly připraveny roztoky těchto prostředků o koncentracích 1,5; 2; 2,5; 3; 3,5; 4 a 4,5 cm³.dm⁻³.

Tab. 14. Odečtené a vyhodnocené výsledky opakovaných základních testů na organismu *T. platyurus*.

Sthamex F-15								
c (cm³.dm⁻³)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
Počet živých organismů	26/30	23/30	23/30	20/30	20/30	19/30	15/30	3/30
Mortalita (%)	13,3	23,3	23,3	33,3	33,3	36,7	50,0	90,0
Finiflam F-15								
c (cm³.dm⁻³)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
Počet živých organismů	29/30	27/30	27/30	25/30	22/30	21/30	21/30	3/30
Mortalita (%)	3,3	10,0	10,0	16,7	26,7	30,0	30,0	90
Expyrol F-15								
c (cm³.dm⁻³)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
Počet živých organismů	28/30	28/30	25/30	23/30	21/30	16/30	9/30	3/30
Mortalita (%)	6,7	6,7	16,7	23,3	30,0	46,7	70,0	90,0
Pyrocool B								
c (cm³.dm⁻³)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
Počet živých organismů	30/30	30/30	29/30	27/30	20/30	9/30	4/30	1/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	3,3	10,0	33,3	70,0	86,7	96,7

Z výsledků základních testů byla vypočtena procentuální mortalita testovacích organismů, která byla graficky znázorněna v závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách. Pomocí rovnice lineární regrese byly vypočteny hodnoty 24hLC50 pro vybrané hasební prostředky.

Hodnota 24hLC50 pro Sthamex F-15 byla stanovena na 3,93 cm³.dm⁻³, pro Moussol-APS F-15 na 78,88 cm³.dm⁻³, pro Finiflam F-15 na 4,79 cm³.dm⁻³, pro Expyrol F-15 na 3,74 cm³.dm⁻³ a pro Pyrocool B na 3,65 cm³.dm⁻³. Výsledné hodnoty 24hLC50 jsou zřehledněny v Tab. 15.

Tab. 15. Stanovené hodnoty 24hLC50 pro testovací organismus *T. platyurus*.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
24hLC50 (cm ³ .dm ⁻³)	3,93	78,88	4,79	3,74	3,65

- Výsledky hodnocení vodných výluhů hasebních prostředků**

Pro posouzení ekotoxicity výluhů připravených dle postupu v Kap. 3.2.1.1. byl proveden předběžný test, pro který byly připraveny jednotlivé koncentrační řady o koncentracích 6,25; 12,5; 25; 50 a 100 %.

Tab. 16. Odečtené a vyhodnocené výsledky předběžných testů pro výluhy na organismu *T. platyurus*.

Sthamex F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25,0	50,0	100,0
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	30/30	30/30	29/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3
Moussol-APS F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25,0	50,0	100,0
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	30/30	30/30	5/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	83,3
Finiflam F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25,0	50,0	100,0
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	30/30	30/30	30/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Expyrol F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25,0	50,0	100,0
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	30/30	25/30	0/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	100,0
Pyrocool B						
c (%)	0	6,25	12,5	25,0	50,0	100,0
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	30/30	30/30	8/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	73,3

U výluhů prostředků Sthamex F-15 a Finiflam F-15 nebyl pozorován výrazný, resp. žádný letální účinek. Pro zbývající výluhy byly pro doplnění informací připraveny koncentrační řady o koncentracích 40; 50; 55; 60; 65; 70; 75; 80; 95 a 100 %.

Tab. 17. Odečtené a vyhodnocené výsledky předběžných testů pro výluhy na organismu *T. platyurus*.

Moussol-APS F-15									
c (%)	40	50	55	60	65	75	80	95	100
Počet živých organismů	30/30	30/30	30/30	30/30	30/30	29/30	28/30	14/30	5/30
Mortalita (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3	6,7	53,3	83,3
Expyrol F-15									
c (%)	40	50	55	60	65	75	80	95	100
Počet živých organismů	28/30	25/30	16/30	6/30	1/30	0/30	0/30	0/30	0/30
Mortalita (%)	6,7	16,7	46,7	80,0	96,7	100,0	100,0	100,0	100,0
Pyrocool B									
c (%)	40	50	55	60	65	75	80	95	100
Počet živých organismů	30/30	29/30	28/30	19/30	24/30	22/30	17/30	17/30	8/30
Mortalita (%)	0,0	3,3	6,7	36,7	20,0	26,7	43,3	43,3	73,3

Z výsledků základních testů byla vypočtena procentuální mortalita testovacích organismů, která byla graficky znázorněna v závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách. Pomocí rovnice lineární regrese byly vypočteny hodnoty 24hLC50 pro vybrané výluhy hasebních prostředků.

Hodnota 24hLC50 pro Moussol-APS F-15 byla stanovena na 91,20 %, pro Expyrol F-15 na 53,95 % a pro Pyrocool B na 88,76 %. Pro účely porovnání ekotoxicity výluhů s příslušnými hasebními prostředky byly vypočtené hodnoty 24hLC50 v procentuálních hodnotách převedeny na hodnoty v $\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Výsledné hodnoty 24hLC50 jsou zřehledněny v Tab. 18 a 19.

Tab. 18. Stanovené hodnoty 24hLC50 vodných výluhů hasebních prostředků pro testovací organismus *T. platyurus*.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
24hLC50 (%)	–	91,20	–	53,95	88,76

Tab. 19. Porovnání výsledných hodnot 24hLC50 hasebních prostředků a příslušných vodných výluhů.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-AP S F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
24hLC50 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	3,93	78,88	4,79	3,74	3,65
24hLC50 * ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	–	912,0	–	539,5	887,6

* - hodnoty 24hLC50 pro vodné výluhy.

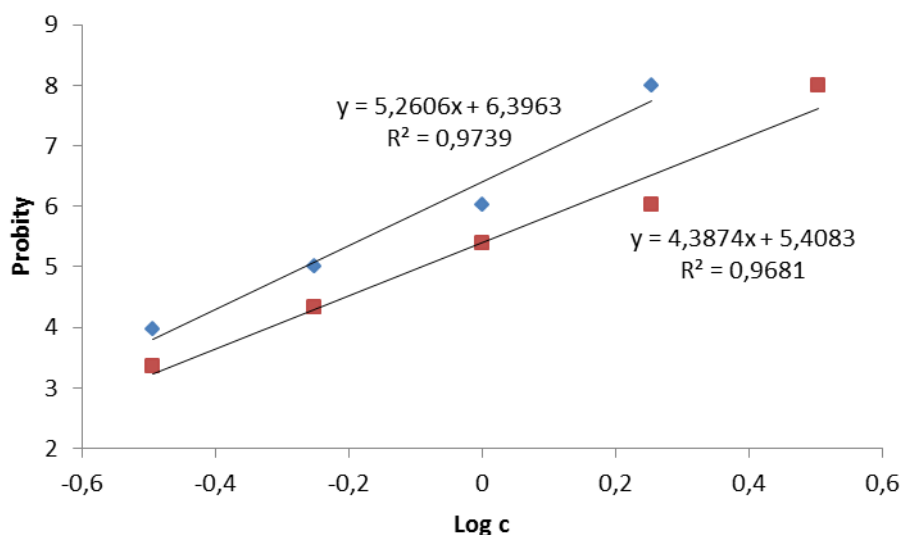
4.1.3 Daphtoxkit FTM magna

- *Referenční test se standardní látkou*

Podle postupu v Kap. 3.2.1.3. byl proveden referenční test se standardní látkou K₂Cr₂O₇ pro koncentrační řadu o koncentracích 3,2; 1,8; 1,0; 0,56 a 0,32 mg.dm⁻³. Výsledky kontrolního testu jsou uvedeny v Tab. 20.

Tab. 20. Odečtené a vyhodnocené výsledky kontrolního testu na organismu *D. magna*.

c (mg.dm ⁻³)	0	0,32	0,56	1,0	1,8	3,2
Počet vitálních organismů; expoziční 24 hodin	20/20	19/20	15/20	7/20	3/20	0/20
Počet vitálních organismů; expoziční 48 hodin	20/20	17/20	10/20	3/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); expoziční 24 hodin	0	5	25	65	85	100
Imobilizace (%); expoziční 48 hodin	0	15	50	85	100	100



Graf 2. Grafické závislosti probitových hodnot imobilizace po 24 a 48 hodinové expozici na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách.

Prostřednictvím rovnice lineární regrese grafických závislostí imobilizace v probitových hodnotách (viz. Příloha 2.) na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách byly pro standardní látku vypočteny hodnoty 24hEC50 0,81 mg.dm⁻³ a 48hEC50 0,54 mg.dm⁻³. Hodnota 24hEC50 deklarovaná výrobcem sady Daphtoxkit FTM je rovna 1,30 mg.dm⁻³. Experimentální hodnota je nižší, avšak je v rozmezí koncentrací 0,6 – 2,1 mg.dm⁻³, které je definováno normou ISO 6341. Deklarovaná hodnota 48hEC50 je rovna 0,91 mg.dm⁻³. Experimentálně stanovená hodnota je opět nižší. Na základě těchto hodnot je validita testu sporná a výsledné hodnoty EC50 pro hasební prostředky je třeba brát s rezervou.

- **Výsledky hodnocení hasebních prostředků**

Jelikož se citlivost organismů *D. magna* a *T. platyurus* řádově výrazně neliší, byly pro předběžný test zvoleny koncentrační řady jednotlivých prostředků o koncentracích 0,1; 1; 15; 30 a 50 cm³.dm⁻³. Výsledky předběžných testů jednotlivých hasebních prostředků jsou zřehledněny v Tab. 21.

Tab. 21. Odečtené a vyhodnocené výsledky předběžných testů na organismu *D. magna*.

Sthamex F-15						
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1,0	15	30	50
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	20/20	17/20	15/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	19/20	14/20	13/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	0	15	25	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	5	30	35	100	100	100
Moussol-APS F-15						
c (cm³.dm⁻³)	0	15	30	50	75	100
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	18/20	8/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	20/20	19/20	19/20	15/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	0	0	5	10	60	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	0	5	5	25	100	100
Finiflam F-15						
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1,0	15	30	50
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	19/20	19/20	16/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	0	0	5	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	5	5	20	100	100	100

Expyrol F-15						
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1,0	15	30	50
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	20/20	20/20	15/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	20/20	19/20	9/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	0	0	25	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	0	5	55	100	100	100
Pyrocool B						
c (cm³.dm⁻³)	0	0,1	1,0	15	30	50
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	20/20	19/20	14/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	20/20	19/20	7/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	0	5	30	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	0	5	65	100	100	100

Na základě výsledků předběžných testů byl zvolen užší rozsah koncentrací v rozmezí 1 – 15 cm³.dm⁻³. Pro základní testy prostředků Sthamex F-15, Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Pyrocool B byly připraveny koncentrační řady o koncentracích 0; 1; 2,5; 5; 7,5; 10; 12,5; 15 cm³.dm⁻³. Pro Moussol-APS F-15, který vykázal nejnižší ekotoxikologický účinek, byla připravena koncentrační řada o koncentracích 50; 55; 60; 65; 70; 75 a 80 cm³.dm⁻³. Výsledky základních testů jednotlivých hasebních prostředků jsou zřehledněny v Tab. 22.

Tab. 22. Odečtené a vyhodnocené výsledky základních testů na organismu *D. magna*.

Sthamex F-15						
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5	7,5	10	12,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	15/20	3/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	7/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	0	25	85	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	0	65	100	100	100	100

Moussol-APS F-15						
c (cm³.dm⁻³)	55	60	65	70	75	80
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	13/20	11/20	8/20	8/20	8/20	6/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	10/20	4/20	1/20	1/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	35	45	60	60	60	70
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	50	80	95	95	100	100
Finiflam F-15						
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5	7,5	10	12,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	19/20	9/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	16/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	5	55	100	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	20	100	100	100	100	100
Expyrol F-15						
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5	7,5	10	12,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	15/20	5/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	9/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	25	75	100	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	55	100	100	100	100	100
Pyrocool B						
c (cm³.dm⁻³)	1,0	2,5	5	7,5	10	12,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	14/20	11/20	14/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	7/20	6/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	30	45	30	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	65	70	100	100	100	100

Pro získání reprezentativních výsledků bylo testování na základě výsledků základních testů zopakováno v rozmezí koncentrací 1,5 – 4,5 cm³.dm⁻³. K tomuto účelu byly připraveny koncentrační řady prostředků Sthamex F-15, Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Pyrocool B

o koncentracích 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0 a 4,5 $\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Výsledky testů jsou zpřehledněny v Tab. 23.

Tab. 23. Odečtené a vyhodnocené výsledky zopakovaných základních testů na organismu *D. magna*.

Sthamex F-15							
c ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	13/20	5/20	3/20	2/20	2/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	3/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	35	75	85	90	90	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	85	100	100	100	100	100	100
Finiflam F-15							
c ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	19/20	4/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	14/20	1/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	5	80	100	100	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	30	95	100	100	100	100	100
Expyrol F-15							
c ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	11/20	5/20	4/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	9/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	45	75	80	100	100	100	100
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	55	100	100	100	100	100	100
Pyrocool B							
c ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5
Počet vitálních organismů; <i>expozice 24 hodin</i>	8/20	8/20	7/20	6/20	5/20	4/20	2/20
Počet vitálních organismů; <i>expozice 48 hodin</i>	6/20	4/20	2/20	2/20	3/20	0/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expozice 24 hodin</i>	60	60	65	70	75	80	90
Imobilizace (%); <i>expozice 48 hodin</i>	70	80	90	90	85	100	100

Získané hodnoty procentuální imobilizace byly vyhodnoceny pomocí probitové analýzy. Probitové hodnoty příslušející hodnotám imobilizace byly vyneseny do závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmickém měřítku a prostřednictvím rovnice lineární regrese byla vypočtena výsledná hodnota 24hEC50, resp. 48hEC50 pro jednotlivé hasební prostředky.

Hodnota 24hEC50 byla stanovena pro Sthamex F-15 na $1,54 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, Moussol-APS F-15 na $65,80 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, Finiflam F-15 na $1,61 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, Expyrol F-15 na $1,44 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a Pyrocool B na $1,52 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Hodnota 48hEC50 byla stanovena pro Sthamex F-15 na $0,96 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, Moussol-APS F-15 na $40,62 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, Finiflam F-15 na $1,37 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, Expyrol F-15 na $1,09 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a Pyrocool B na $0,68 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Výsledné hodnoty jsou zřehledněny v Tab. 24.

Tab. 24. Stanovené hodnoty 24hEC50 a 48hEC50 hasebních prostředků pro testovací organismus *D. magna*.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
24hEC50 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	1,54	65,80	1,61	1,44	1,52
48hEC50 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	0,96	40,62	1,37	1,09	0,68

- Výsledky hodnocení vodných výluhů hasebních prostředků**

Pro posouzení ekotoxicity výluhů připravených dle postupu v Kap. 3.2.1.1. byl proveden předběžný test, pro který byly připraveny koncentrační řady jednotlivých výluhů o koncentracích 6,25; 12,5; 25; 50 a 100 %.

Tab. 25. Odečtené a vyhodnocené výsledky předběžných testů vodných výluhů na organismu *D. magna*.

Sthamex F-15							
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 24 hodin</i>	20/20	20/20	20/20	20/20	20/20	20/20	16/20
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 48 hodin</i>	20/20	20/20	20/20	20/20	20/20	18/20	16/20
Imobilizace (%); <i>expoziční 24 hodin</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0
Imobilizace (%); <i>expoziční 48 hodin</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	20,0

Moussol-APS F-15							
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 24 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	17/20	5/20	2/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 48 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	17/20	4/20	2/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expoziční 24 hodin</i>	0,0	0,0	5,0	15,0	75,0	90,0	100,0
Imobilizace (%); <i>expoziční 48 hodin</i>	0,0	0,0	5,0	15,0	80,0	90,0	100,
Finiflam F-15							
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 24 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	20/20	18/20	9/20	0/20
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 48 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	19/20	17/20	7/20	0/20
Imobilizace (%); <i>expoziční 24 hodin</i>	0,0	0,0	5,0	0,0	10,0	55,0	100,0
Imobilizace (%); <i>expoziční 48 hodin</i>	0,0	0,0	5,0	5,0	15,0	65,0	100,0
Expyrol F-15							
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 24 hodin</i>	20/20	20/20	20/20	19/20	19/20	9/20	2/20
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 48 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	19/20	18/20	8/20	2/20
Imobilizace (%); <i>expoziční 24 hodin</i>	0,0	0,0	0,0	5,0	5,0	55,0	90,0
Imobilizace (%); <i>expoziční 48 hodin</i>	0,0	0,0	5,0	5,0	10,0	60,0	90,0
Pyrocool B							
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 24 hodin</i>	20/20	20/20	19/20	18/20	8/20	1/20	1/20
Počet vitálních organismů; <i>expoziční 48 hodin</i>	20/20	20/20	18/20	18/20	8/20	1/20	1/20
Imobilizace (%); <i>expoziční 24 hodin</i>	0,0	0,0	5,0	10,0	60,0	95,0	95,0
Imobilizace (%); <i>expoziční 48 hodin</i>	0,0	0,0	10,0	10,0	60,0	95,0	95,0

U výluhu prostředku Sthamex F-15 nebyl pozorován významný letální účinek. U zbývajících výluhů byly získané hodnoty procentuální imobilizace vyhodnoceny pomocí probitové analýzy. Probitové hodnoty příslušející hodnotám imobilizace byly vyneseny

do závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmičtém měřítku a prostřednictvím rovnice lineární regrese byla vypočtena výsledná hodnota 24hEC50, resp. 48hEC50 pro výluhy jednotlivých hasebních prostředků.

Hodnota 24hEC50 byla stanovena pro Moussol-APS F-15 na 31,92 %, Finiflam F-15 na 44,56 %, Expyrol F-15 na 69,66 % a Pyrocool B na 37,82 %.

Hodnota 48hEC50 byla stanovena pro Moussol-APS F-15 na 31,46 %, Finiflam F-15 na 44,17 %, Expyrol F-15 na 64,98 % a Pyrocool B na 36,75 %. Pro účely porovnání ekotoxicity výluhů s příslušnými hasebními prostředky byly vypočtené hodnoty 24hEC50 a 48hEC50 v procentuálních hodnotách převedeny na hodnoty v $\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Výsledné hodnoty jsou zřehledněny v Tab. 26 a 27.

Tab. 26. Stanovené hodnoty 24hEC50 a 48hEC50 testovaných výluhů pro organismus *D. magna*.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
24hEC50 (%)	–	31,92	44,56	69,66	37,82
48hEC50 (%)	–	31,46	44,17	64,98	36,75

Tab. 27. Porovnání výsledných hodnot 24hEC50 a 48hEC50 hasebních prostředků a příslušných vodných výluhů.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
24hEC50 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	1,54	65,80	1,61	1,44	1,52
24hEC50 * ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	–	319,2	445,6	696,6	378,2
48hEC50 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	0,96	40,62	1,37	1,09	0,68
48hEC50 * ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	–	314,6	441,7	649,8	367,5

* - hodnoty 24hEC50 a 48hEC50 pro vodné výluhy.

4.1.4 Test inhibice růstu okřehku menšího *Lemna minor*

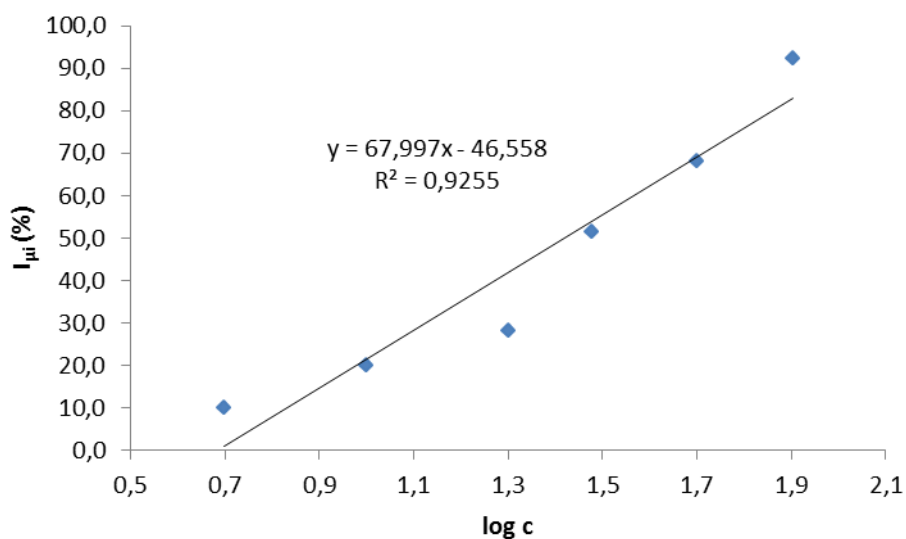
- **Referenční test se standardní látkou**

Podle postupu v Kap. 3.2.1.4. byl proveden referenční test pro koncentrační řadu standardní látky o koncentracích 5; 10; 20; 30; 50 a 80 mg.dm⁻³. Výsledky kontrolního testu jsou uvedeny v Tab. 28.

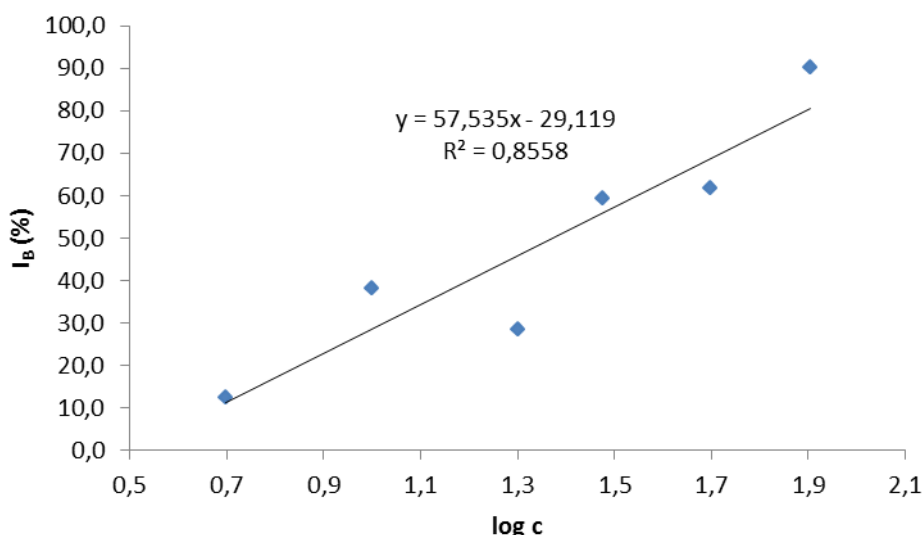
Tab. 28. Odečtené a vypočtené výsledky referenčního testu pro standardní látku K₂Cr₂O₇.

c (mg.dm ⁻³)	0	5	10	20	30	50	80
N _n	108	94	82	73	53	42	30
μ (den ⁻¹)	0,0083	0,0074	0,0066	0,0059	0,0040	0,0026	0,0006
m _B (g)	0,0081	0,0071	0,0050	0,0058	0,0033	0,0031	0,0008
I _{μi} (%)	–	10,01	19,87	28,25	51,35	68,13	92,40
I _B (%)	–	12,35	38,27	28,40	59,26	61,73	90,12

Vypočtená inhibice růstu na základě růstových rychlostí a hmotnosti suché biomasy byla jednotlivě graficky vynesena do závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách. Prostřednictvím rovnice lineární regrese byly z těchto závislostí vypočteny výsledné hodnoty 168hIC₅₀.



Graf 3. Grafické znázornění závislosti inhibice růstové rychlosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách.



Graf 4. Grafické znázornění závislosti inhibice růstu na základě porovnání hmotností suché biomasy na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách.

Na základě inhibice růstové rychlosti byla hodnota 168hIC₅₀ pro standardní látku K₂Cr₂O₇ stanovena na 26,30 mg.dm⁻³. Na základě porovnání hmotností suché biomasy v testovaných koncentracích s kontrolou byla tato hodnota stanovena na 23,72 mg.dm⁻³.

Obě stanovené hodnoty 168hIC₅₀ se nachází v limitovaném rozmezí 10 – 60 mg.dm⁻³ definovaném pro testovanou standardní látku. Test inhibice růstu okřešku menšího *L. minor* lze tedy považovat za validní.

Tab. 29. Stanovené hodnoty 168hIC₅₀ na základě inhibice vybraných parametrů.

Sledovaný parametr	Růstová rychlost	Suchá hmotnost konečné biomasy
168hIC ₅₀ (mg.dm ⁻³)	26,30	23,72

- Výsledky hodnocení hasebních prostředků**

Z důvodů nedostatku testovacího organismu v požadovaném stavu pro provedení testů všech hasebních prostředků byly na základě výsledků předchozích testů vybrány tři prostředky, a to Moussol-APS F-15, který vykazuje nejnižší toxicitu, Expyrol F-15, který vykazuje nejvyšší toxicitu a Finiflam F-15, který se měrou ekotoxikologického účinku pohybuje mezi těmito dvěma prostředky.

Koncentrační řady byly vytvořeny analogicky dle předchozích akvatických testů. Pro Moussol-APS F-15 byla připravena koncentrační řada o koncentracích 60; 70; 80; 90 a 100 cm³.dm⁻³. Pro Finiflam F-15 a Expyrol F-15 byly připraveny koncentrační řady o koncentracích 1,0; 2,5; 5,0; 7,5; 10,0 cm³.dm⁻³.

Tab. 30. Odečtené a vypočtené výsledky základních testů vybraných hasebních prostředků.

Moussol-APS F-15						
c (cm³.dm⁻³)	0	60	70	80	90	100
N _n	131	95	49	45	44	45
μ (den ⁻¹)	0,0094	0,0075	0,0035	0,0030	0,0029	0,0030
m _B (g)	0,0104	0,187	0,0098	0,0081	0,0056	0,0048
I _{μi} (%)	–	20,34	62,26	67,66	69,08	67,66
I _B (%)	–	–79,81	5,77	22,12	46,15	53,85
Finiflam F-15						
c (cm³.dm⁻³)	0	1	2,5	5	7,5	10
N _n	131	127	124	66	53	53
μ (den ⁻¹)	0,0094	0,0092	0,0091	0,0053	0,0040	0,0040
m _B (g)	0,0104	0,0120	0,0066	0,0068	0,0054	0,0015
I _{μi} (%)	–	1,96	3,48	43,41	57,30	57,30
I _B (%)	–	–15,38	36,54	34,62	48,08	85,58
Expyrol F-15						
c (cm³.dm⁻³)	0	1	2,5	5	7,5	10
N _n	131	138	72	52	44	39
μ (den ⁻¹)	0,0094	0,0097	0,0058	0,0039	0,0029	0,0022
m _B (g)	0,0104	0,0094	0,0066	0,0038	0,0021	0,0016
I _{μi} (%)	–	–3,30	37,90	58,50	69,08	76,72
I _B (%)	–	9,62	36,54	63,46	79,81	84,62

Vypočtená inhibice růstu na základě růstových rychlostí a hmotnosti suché biomasy byla pro jednotlivé hasební prostředky graficky vynesena do závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách. Prostřednictvím rovnice lineární regrese byly z těchto závislostí vypočteny výsledné hodnoty 168hIC50.

Na základě inhibice růstové rychlosti byla hodnota 168IC50 pro Moussol-APS F-15 stanovena na 72,08 cm³.dm⁻³, Finiflam F-15 na 7,01 cm³.dm⁻³ a Expyrol F-15 na 3,80 cm³.dm⁻³.

Na základě inhibice zjištěné porovnáním hmotností suché biomasy byla hodnota 168IC50 pro Moussol-APS F-15 stanovena na 95,66 cm³.dm⁻³, Finiflam F-15 na 5,33 cm³.dm⁻³ a Expyrol F-15 na 3,53 cm³.dm⁻³.

Pro účely porovnání ekotoxického účinku hasebních prostředků s účinky příslušných vodných výluhů byla vypočtena hodnota 168hIC10. Na základě inhibice růstové rychlosti byla hodnota 168IC10 pro Moussol-APS F-15 stanovena na 44,75 cm³.dm⁻³, Finiflam F-15 na 2,63 cm³.dm⁻³ a Expyrol F-15 na 0,91 cm³.dm⁻³.

Na základě inhibice zjištěné porovnáním hmotností suché biomasy byla hodnota 168IC10 pro Moussol-APS F-15 stanovena na 72,18 cm³.dm⁻³, Finiflam F-15 na 1,49 cm³.dm⁻³ a Expyrol F-15 na 1,16 cm³.dm⁻³. Výsledné hodnoty jsou zřehledněny v Tab. 31.

Tab. 31. Stanovené hodnoty 168hIC50 a 168hIC10 hasebních prostředků na základě inhibice vybraných parametrů.

168hIC50 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Prostředek	Sledovaný parametr	
		Růstová rychlost	Hmotnost suché biomasy
	Moussol-APS F-15	72,08	95,66
Finiflam F-15	7,01	5,33	
Expyrol F-15	3,80	3,53	

168hIC10 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Prostředek	Sledovaný parametr	
		Růstová rychlost	Hmotnost suché biomasy
	Moussol-APS F-15	44,75	72,18
Finiflam F-15	2,63	1,49	
Expyrol F-15	0,91	1,16	

• **Výsledky hodnocení vodních výluhů hasebních prostředků**

Pro posouzení míry ekotoxikologického účinku vodních výluhů vybraných hasebních prostředků byly na základě výsledků předešlých akvatických testů připraveny koncentrační řady o koncentracích 10; 12,5; 15; 20; 25 a 50 %.

Tab. 32. Odečtené a vypočtené výsledky základních testů výluhů vybraných hasebních prostředků.

Moussol-APS F-15							
c (%)	0	10	12,5	15	20	25	50
N_n	131	150	127	102	115	79	86
μ (den^{-1})	0,0094	0,0102	0,0092	0,0079	0,0086	0,0064	0,0069
m_B (g)	0,0104	0,0080	0,0105	0,0046	0,0157	0,0137	0,0066
I_{ii} (%)	–	–8,58	1,96	15,84	8,25	32,02	26,65
I_B (%)	–	23,08	–0,96	55,77	–50,96	–31,73	36,54
Finiflam F-15							
c (%)	0	10	12,5	15	20	25	50
N_n	131	147	131	110	101	88	82
μ (den^{-1})	0,0094	0,0101	0,0094	0,0084	0,0079	0,0070	0,0066
m_B (g)	0,0104	0,0107	0,0133	0,0115	0,0147	0,0142	0,0206
I_{ii} (%)	–	–7,30	0,00	11,06	16,47	25,19	29,66
I_B (%)	–	–2,88	–27,88	–10,58	–41,35	–36,54	–98,08
Expyrol F-15							
c (%)	0	10	12,5	15	20	25	50
N_n	131	189	94	89	86	85	70
μ (den^{-1})	0,0094	0,0116	0,0074	0,0071	0,0069	0,0068	0,0057
m_B (g)	0,0104	0,0129	0,0127	0,0125	0,0122	0,0153	0,0127
I_{ii} (%)	–	–23,21	21,01	24,48	26,65	27,39	39,68
I_B (%)	–	–24,04	–22,12	–20,19	–17,31	–47,12	–22,12

U žádného z testovaných výluhů hasebních prostředků nebylo dosaženo 50% inhibice. Z toho důvodu byla vyhodnocena alespoň koncentrace, která způsobuje 10% inhibici růstu

testovacího organismu. Vypočtená inhibice růstu na základě růstových rychlostí byla pro jednotlivé hasební prostředky graficky vynesena do závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách. Prostřednictvím rovnice lineární regrese byly z těchto závislostí vypočteny výsledné hodnoty 168hIC10.

Na základě inhibice růstové rychlosti byla hodnota 168hIC10 pro Moussol-APS F-15 stanovena na 14,30 %, Finiflam F-15 na 12,36 % a Expyrol F-15 na 5,37 %.

Porovnáním hmotností suché biomasy nebyly pozorovány inhibiční účinky hodnocených výluhů. Naopak byly na základě tohoto parametru pozorovány účinky stimulační. Stimulační účinky nebyly zahrnuty do výpočtu hodnot 168hIC10. Pro účely porovnání ekotoxicity výluhů s příslušnými hasebními prostředky byly vypočtené hodnoty 168hIC10 v procentuálních hodnotách převedeny na hodnoty v $\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Výsledné hodnoty jsou přehledně v Tab. 33 a 34.

Tab. 33. Stanovené hodnoty 168hIC10 vodných výluhů hasebních prostředků na základě inhibice vybraných parametrů.

168hIC10 (%)	Prostředek	Sledovaný parametr	
		Růstová rychlost	Hmotnost suché biomasy
168hIC10 (%)	Moussol-APS F-15	14,55	stimulace
	Finiflam F-15	13,27	stimulace
	Expyrol F-15	7,04	stimulace
168hIC10 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Prostředek	Sledovaný parametr	
		Růstová rychlost	Hmotnost suché biomasy
168hIC10 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Moussol-APS F-15	145,5	stimulace
	Finiflam F-15	132,7	stimulace
	Expyrol F-15	70,4	stimulace

Tab. 34. Porovnání výsledných hodnot 168hIC10 hasebních prostředků a příslušných vodných výluhů.

168hIC10 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Prostředek	Sledovaný parametr	
		Růstová rychlost	Hmotnost suché biomasy
168hIC10 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Moussol-APS F-15	44,75	72,18
	Finiflam F-15	2,63	1,49
	Expyrol F-15	0,91	1,16
168hIC10* ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Prostředek	Sledovaný parametr	
		Růstová rychlost	Hmotnost suché biomasy
168hIC10* ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	Moussol-APS F-15	145,5	stimulace
	Finiflam F-15	132,7	stimulace
	Expyrol F-15	70,4	stimulace

* - hodnoty 168hIC10 pro vodné výluhy.

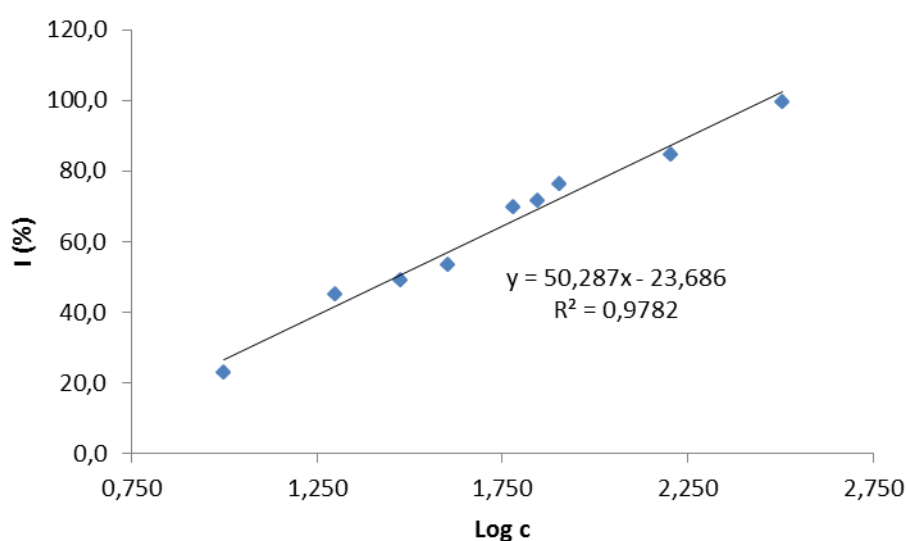
4.1.5 Test inhibice růstu kořene hořčice bílé *Sinapis alba*

- **Referenční test se standardní látkou**

Podle postupu v Kap. 3.2.1.5. byl proveden referenční test pro koncentrační řadu standardní látky o koncentracích 10; 20; 30; 40; 60; 70; 80; 160 a 320 mg.dm⁻³. Výsledky referenčního testu jsou uvedeny v Tab. 35.

Tab. 35. Odečtené a vypočtené výsledky referenčního testu se standardní látkou K₂Cr₂O₇.

c (mg.dm ⁻³)	0	10	20	30	40	60	70	80	160	320
Log c	–	1,000	1,301	1,477	1,602	1,778	1,845	1,903	2,204	2,505
L _{prům.} (cm)	2,47	1,90	1,36	1,26	1,15	0,75	0,70	0,59	0,38	0,01
I (%)	–	23,0	45,0	48,9	53,2	69,7	71,8	76,3	84,7	99,5



Graf 5. Grafické znázornění závislosti inhibice růstu kořene na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách.

Prostřednictvím rovnice lineární regrese byla vypočtena logaritmická hodnota koncentrace odpovídající 50% inhibici růstu kořene. Následným odlogaritmováním byla vypočtena hodnota 72hIC₅₀.

Pro standardní látku byla hodnota 72hIC₅₀ stanovena na 29,20 mg.dm⁻³. Tato hodnota je v rozmezí limitu 10 – 50 mg.dm⁻³, který je definován pro standardní látku K₂Cr₂O₇ Metodickým pokynem odboru odpadů ke stanovení ekotoxicity odpadů. V souvislosti s tímto lze test považovat za validní.

- **Výsledky hodnocení hasebních prostředků**

Pro předběžné testy hasebních prostředků byly připraveny koncentrační řady o koncentracích 1; 15; 30; 50; 75; 100 cm³.dm⁻³.

Tab. 36. Odečtené a vypočtené výsledky předběžných testů hasebních prostředků.

Sthamex F-15									
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	1	5	10	15	30	50	75	100
L _{prům.} (cm)	3,45	3,67	2,09	1,94	2,05	1,34	1,49	0,90	0,48
I (%)	–	–3,8	39,2	43,7	40,3	61,2	56,9	73,8	85,9
Moussol-APS F-15									
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	1	5	10	15	30	50	75	100
L _{prům.} (cm)	3,45	4,04	3,94	4,22	4,49	4,10	3,75	3,32	2,71
I (%)	–	–16,9	–14,1	–22,2	–30,3	–18,8	–8,9	3,7	21,3
Finiflam F-15									
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	1	5	10	15	30	50	75	100
L _{prům.} (cm)	3,45	2,51	2,20	1,89	1,87	1,86	1,73	1,51	1,05
I (%)	–	27,5	36,4	45,4	45,8	46,0	49,8	55,1	68,9
Expyrol F-15									
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	1	5	10	15	30	50	75	100
L _{prům.} (cm)	3,45	3,54	3,45	2,92	2,77	2,27	1,72	1,15	0,54
I (%)	–	–2,7	0,3	15,4	20,1	34,2	51,4	67,5	84,9
Pyrocool B									
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	1	5	10	15	30	50	75	100
L _{prům.} (cm)	3,45	2,82	2,69	2,65	1,50	1,12	0,81	0,32	0,14
I (%)	–	18,5	22,2	23,4	56,5	67,5	76,6	90,6	95,8

U žádného hasebního prostředku nebylo dosaženo 100% inhibice růstu kořene hořčice bílé *S. alba*. Z toho důvodu byly koncentrační řady základních testů připraveny ve vyšších koncentracích.

Byly připraveny koncentrační řady prostředků Sthamex F-15, Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Pyrocool B o koncentracích 125; 150; 175 a 200 cm³.dm⁻³. Pro Moussol-APS F-15, který vykázal nejnižší ekotoxický účinek, byla připravena koncentrační řada o koncentracích 125; 150; 175; 200; 250; 300 a 500 cm³.dm⁻³.

Tab. 37. Odečtené a vypočtené výsledky základních testů hasebních prostředků.

Sthamex F-15								
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	125	150	175	200			
L _{prům.} (cm)	3,39	0,27	0,44	0,20	0,16			
I (%)	–	92,1	87,2	94,3	95,4			
Moussol-APS F-15								
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	125	150	175	200	250	300	500
L _{prům.} (cm)	3,39	1,80	1,87	1,73	1,36	1,55	1,43	0,86
I (%)	–	47,8	45,9	49,7	60,5	54,1	57,7	74,7
Finiflam F-15								
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	125	150	175	200			
L _{prům.} (cm)	3,39	0,93	0,90	0,65	0,54			
I (%)	–	73,3	74,0	80,8	84,1			

Expyrol F-15					
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	125	150	175	200
L _{prům.} (cm)	3,39	0,59	0,88	0,67	0,30
I (%)	–	83,0	74,7	80,2	91,1
Pyrocool B					
c (cm ³ .dm ⁻³)	0	125	150	175	200
L _{prům.} (cm)	3,39	0,17	0,03	0,02	0,00
I (%)	–	95,1	99,0	99,6	100,0

Vypočtená procentuální inhibice byla vynesena do grafické závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách. Prostřednictvím rovnice lineární regrese byla vypočtena logaritmická hodnota koncentrace odpovídající 50% inhibici růstu kořene. Následným odlogaritmováním byla vypočtena hodnota 72hIC50.

Pro Sthamex F-15 byla hodnota 72hIC50 stanovena na 16,05 cm³.dm⁻³, pro Moussol-APS F-15 na 195,53 cm³.dm⁻³, pro Finiflam F-15 na 17,95 cm³.dm⁻³, Expyrol F-15 na 42,32 cm³.dm⁻³ a Pyrocool B na 12,39 cm³.dm⁻³. Výsledné hodnoty 72hIC50 jsou zřehledněny v Tab. 38.

Tab. 38. Stanovené hodnoty 72hIC50 hasebních prostředků pro testovací organismus *S. alba*.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
72hIC50 (cm ³ .dm ⁻³)	16,05	195,53	17,95	42,32	12,39

Aby bylo možné porovnat ekotoxicitu samotných hasebních prostředků s jejich výluhy, byla pro jednotlivé prostředky vypočtena hodnota 72hIC10. Pro Sthamex F-15 byla hodnota 72hIC10 stanovena na 1,68 cm³.dm⁻³, pro Moussol-APS F-15 na 51,92 cm³.dm⁻³, pro Finiflam F-15 na 0,43 cm³.dm⁻³, pro Expyrol F-15 na 8,85 cm³.dm⁻³ a pro Pyrocool B na 1,52 cm³.dm⁻³. Výsledné hodnoty jsou zřehledněny v Tab. 39.

Tab. 39. Stanovené hodnoty 72hIC10 hasebních prostředků pro testovací organismus *S. alba*.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
72hIC10 (cm ³ .dm ⁻³)	1,68	51,92	0,43	8,85	1,52

- **Výsledky hodnocení vodných výluhů hasebních prostředků**

Pro posouzení míry ekotoxikologického účinku vodných výluhů vybraných hasebních prostředků byly připraveny jednotlivé koncentrační řady o koncentracích 6,25; 12,5; 25; 50 a 100 %.

Tab. 40. Odečtené a vypočtené výsledky předběžných testů výluhů hasebních prostředků.

Sthamex F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	100
L _{prům.} (cm)	3,54	3,11	2,91	2,36	2,64	2,52
I (%)	–	10,2	17,2	32,1	24,6	27,7
Moussol-APS F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	100
L _{prům.} (cm)	3,54	3,62	3,36	3,17	3,12	3,03
I (%)	–	–4,2	4,9	9,8	12,6	14,1
Finiflam F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	100
L _{prům.} (cm)	3,54	4,08	3,05	2,81	3,14	3,02
I (%)	–	–17,9	11,9	19,4	11,3	13,3
Expyrol F-15						
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	100
L _{prům.} (cm)	3,54	3,81	3,02	3,02	2,78	2,54
I (%)	–	–9,7	13,2	13,7	20,8	28,5
Pyrocool B						
c (%)	0	6,25	12,5	25	50	100
L _{prům.} (cm)	3,54	3,56	3,34	3,11	2,50	2,12
I (%)	–	–2,6	8,4	11,4	29,1	39,4

U žádného výluhu nebylo dosaženo 50% inhibice růstu. Vypočtená procentuální inhibice byla vynesena do grafické závislosti na koncentraci vyjádřené v logaritmických hodnotách. Prostřednictvím rovnice lineární regrese byla vypočtena logaritmická hodnota koncentrace odpovídající 10% inhibici růstu kořene. Následným odlogaritmováním byla vypočtena hodnota 72hIC10.

Pro Sthamex F-15 byla hodnota 72hIC10 stanovena na 3,31 %, pro Moussol-APS F-15 na 32,64 %, pro Finiflam F-15 na 11,48 %, pro Expyrol F-15 na 10,83 % a pro Pyrocool B na 16,60 %. Pro účely porovnání ekotoxicity výluhů s příslušnými hasebními prostředky byly vypočtené hodnoty 72hIC10 v procentuálních hodnotách převedeny na hodnoty v $\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Výsledné hodnoty 72hIC10 jsou zřehledněny v Tab. 41 a 42.

Tab. 41. Stanovené hodnoty 72hIC10 vodných výluhů hasebních prostředků pro testovací organismus *S. alba*.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
72hIC10 (%)	3,31	32,64	11,48	10,83	16,60
72hIC10 ($\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$)	33,1	326,4	114,8	108,3	166,0

Tab. 42. Porovnání výsledných hodnot 72hIC10 hasebních prostředků a příslušných vodných výluhů.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
72hIC10 (cm ³ .dm ⁻³)	1,68	51,92	0,43	8,85	1,52
72hIC10 * (cm ³ .dm ⁻³)	33,1	326,4	114,8	108,3	166,0

* - hodnoty 72hIC10 pro vodné výluhy.

4.2 Výsledky testů v kontaktním uspořádání

V této kapitole budou zpřehledněny výsledky provedených kontaktních testů ekotoxicity pro zhodnocení negativního vlivu hasebních prostředků na organismy terestrického ekosystému.

4.2.1 Stanovení vodné kapacity půdy (VKP) testovacích matic

Vodná kapacita standardní půdy Lufa 2.3 a umělé půdy byla stanovena podle postupu popsání v Kap. 3.2.2.1. Stanovené hodnoty pro jednotlivé matice jsou uvedeny v Tab. 43.

Tab. 43. Stanovené hodnoty VKP.

Matrice	VKP (%)
Lufa 2.3	27,65
Artifická půda	34,80

Výrobce standardní půdy Lufa 2.3 deklaruje hodnotu VKP $38,2 \pm 1,7$ %. Vodná kapacita půdy Lufa 2.3 byla experimentálně stanovena na 27,65 %. Tato odchylka je pravděpodobně způsobena tím, že standardní půda je odebírána v přirozených nekontaminovaných ekosystémech v různém čase. Z toho důvodu nemůže výrobce tabulkovou hodnotu vždy 100% zaručit. Pro účely testování bylo pracováno s experimentálně stanovenou hodnotou VKP.

Hodnota VKP umělé půdy byla experimentálně stanovena na 34,80 %. Optimální hodnota VKP umělé půdy do únikového testu s testovacím organismem *E. fetida* se pohybuje v rozmezí 35 – 40 %. Experimentální hodnota se nachází mírně pod limitem. Protože je tato odchylka zanedbatelná, byla pro účely testování použita experimentální hodnota.

4.2.2 Screeningový test klíčivosti salátu setého *Lactuca sativa*

Screeningový test pro posouzení vlivu hasebních prostředků na klíčivost salátu setého *L. sativa* byl proveden dle postupu popsání v Kap. 3.2.2.2. Výsledky testů pro jednotlivé hasební prostředky uvádí Tab. 44.

Tab. 44. Odečtené a vypočtené výsledky screeningových testů hasebních prostředků na organismu *L. sativa*.

Prostředek	\bar{L}_k (mm)	\bar{L} (mm)	SE	SD (mm)	K (%)	I (%)	Významná odlišnost na hladině $\alpha = 0,05$
Sthamex F-15	14,03	1,20	0,16	0,31	8,55	91,45	ANO
Moussol-APS F-15	14,03	8,23	1,11	2,21	58,67	41,32	ANO
Finiflam F-15	14,03	6,57	0,97	1,93	53,23	46,79	ANO
Expyrol F-15	14,03	1,30	0,18	0,35	9,26	90,74	ANO
Pyrocool B	14,03	2,20	0,41	0,83	15,68	84,33	ANO

Nejvyšší inhibiční účinek byl prokázán u prostředku Sthamex F-15, u kterého byla vyhodnocena 91,45% inhibice růstu semen *L. sativa*. Pro Moussol-APS F-15 byla míra inhibice stanovena na 41,32 %, pro Finiflam F-15 na 46,79 %, pro Expyrol F-15 na 90,74 % a pro Pyrocool B na 84,33 %.

Míra klíčivosti v půdě kontaminované prostředkem Sthamex F-15 byla stanovena na 8,55 %. Pro Moussol-APS F-15 byla klíčivost stanovena na 58,67 %, pro Finiflam F-15 na 53,23 %, pro Expyrol F-15 na 9,26 % a pro Pyrocool B na 15,68 %.

Změřené délky kořínků v jednotlivých prostředcích byly dále statisticky zpracovány pomocí Dunnetova testu, kterým byla určena směrodatná odchylka a standardní chyba. Na základě statistické analýzy byla u všech prostředků prokázána významná odlišnost na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ a tím ekotoxický účinek.

Výsledky testování kontaminovaných půdních matric, ve kterých byly hasební prostředky ponechány k přirozené degradaci po dobu 14 dnů bez přístupu světla a vlhkosti jsou uvedeny v Tab. 45.

Tab. 45. Odečtené a vypočtené výsledky screeningových testů hasebních prostředků po 14 denní degradaci bez závlahy za tmy.

Prostředek	\bar{L}_k (mm)	\bar{L} (mm)	SE	SD (mm)	K (%)	I (%)	Významná odlišnost na hladině $\alpha = 0,05$
Sthamex F-15	14,93	1,30	0,23	0,46	8,71	91,56	ANO
Moussol-APS F-15	14,93	13,33	1,82	3,63	89,29	10,44	NE
Finiflam F-15	14,93	13,60	1,78	3,56	91,07	8,57	NE
Expyrol F-15	14,93	12,23	1,69	3,39	81,92	17,81	NE
Pyrocool B	14,93	13,20	1,76	3,52	88,39	11,93	NE

Nejvyšší inhibiční účinek byl opětovně prokázán u prostředku Sthamex F-15, u kterého byla vyhodnocena 91,56% inhibice růstu semen *L. sativa*. Pro Moussol-APS F-15 byla míra inhibice stanovena na 10,44 %, pro Finiflam F-15 na 8,57 %, pro Expyrol F-15 na 17,81 % a pro Pyrocool B na 11,93 %.

Míra klíčivosti v půdě kontaminované prostředkem Sthamex F-15 byla stanovena na 8,71 %. Pro Moussol-APS F-15 byla klíčivost stanovena na 89,29 %, pro Finiflam F-15 na 91,07 %, pro Expyrol F-15 na 81,92 % a pro Pyrocool B na 88,39 %.

Na základě statistické analýzy pomocí Dunnetova testu byla pouze u prostředku Sthamex F-15 prokázána významná odlišnost na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ a tím ekotoxický účinek.

Výsledky testování kontaminovaných půdních matric, ve kterých byly hasební prostředky ponechány k přirozené degradaci po dobu 14 dnů za přístupu světla a vlhkosti jsou uvedeny v Tab. 46.

Tab. 46. Odečtené a vypočtené výsledky screeningových testů hasebních prostředků po 14 denní degradaci při kontinuálním zavlažování a pravidelném světelném režimu.

Prostředek	\bar{L}_k (mm)	\bar{L} (mm)	SE	SD (mm)	K (%)	I (%)	Významná odlišnost na hladině $\alpha = 0,05$
Sthamex F-15	16,07	8,43	1,15	2,30	52,49	47,51	ANO
Moussol-APS F-15	16,07	9,83	1,44	2,87	61,20	38,80	ANO
Finiflam F-15	16,07	9,03	1,22	2,44	56,22	43,78	ANO
Expyrol F-15	16,07	10,10	1,39	2,79	62,86	37,14	ANO
Pyrocool B	16,07	4,83	0,71	1,42	30,08	69,92	ANO

Nejvyšší inhibiční účinek byl prokázán u prostředku Pyrocool B, u kterého byla vyhodnocena 69,92% inhibice růstu semen *L. sativa*. Pro Sthamex F-15 byla míra inhibice stanovena na 47,51 %, pro Moussol-APS F-15 na 38,80 %, pro Finiflam F-15 na 43,78 % a pro Expyrol F-15 na 37,14 %.

Míra klíčivosti v půdě kontaminované prostředkem Pyrocool B byla stanovena na 30,08 %. Pro Sthamex F-15 byla klíčivost stanovena na 52,49 %, pro Moussol-APS F-15 na 61,20 %, pro Finiflam F-15 na 56,22 % a pro Expyrol F-15 na 62,86 %.

Na základě statistické analýzy pomocí Dunnetova testu byla u všech prostředků prokázána významná odlišnost na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ a tím ekotoxický účinek.

4.2.3 Test únikového chování se žížalami

Screeningové testy únikového chování žížal *E. fetida* byly provedeny dle postupu popsaného v Kap. 3.2.2.3. Výsledky testů pro jednotlivé hasební prostředky uvádí Tab. 47.

Tab. 47. Průměrné výsledky screeningových testů únikového chování žížal pro jednotlivé hasební prostředky.

Prostředek	Sthamex F-15	Moussol-APS F-15	Finiflam F-15	Expyrol F-15	Pyrocool B
N_K	10	6,5	9	10	9
N_T	0	3,5	1	0	1
A (%)	100	30	80	100	80

Na základě porovnání počtu jedinců v kontaminované matrici N_K s počtem jedinců v kontrole N_T byla vyhodnocena procentuální únikovost testovacích organismů A. Pro Sthamex F-15 byla únikovost stanovena na 100 %, pro Moussol-APS F-15 na 30 %, pro Finiflam F-15 na 80 %, pro Expyrol F-15 na 100 % a pro Pyrocool B na 80 %.

5 DISKUZE

5.1 Diskuze výsledků testů v akvatickém uspořádání

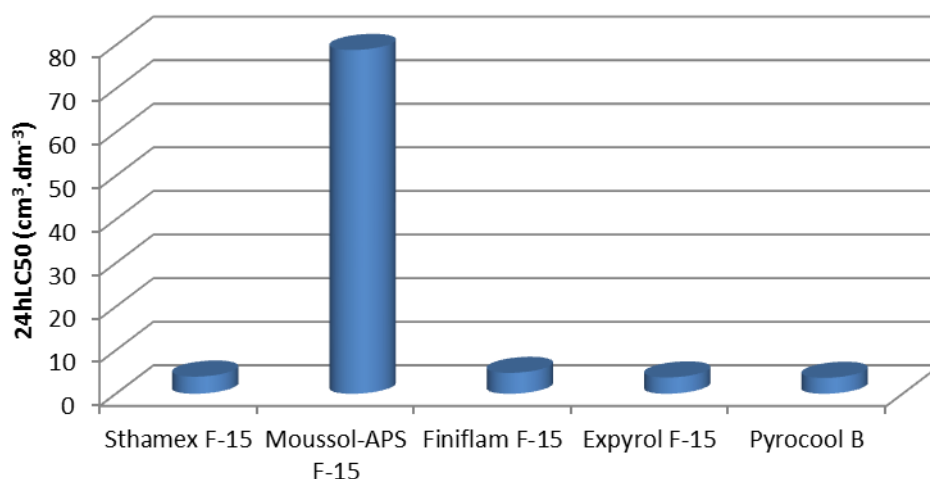
Výsledky akvatických testů ekotoxicity poskytují informace dvojího charakteru. V první řadě je to míra ekotoxického účinku jednotlivých hasebních prostředků při akutní expozici organismů v akvatickém ekosystému, a to v případě, kdy dojde k úniku těchto látek přímo do vodního recipientu. Dále pak míra ekotoxického účinku sekundárního znečištění průsaky z půd zasažených hasebními prostředky. U kontaminovaných půdních průsaků lze předpokládat určitý pokles ekotoxikologického účinku v důsledku vlivu půdního sorpčního komplexu.

5.1.1 Posouzení ekotoxikologického účinku při akutní expozici

Hasební prostředky byly pro posouzení akutní ekotoxicity testovány prostřednictvím ekotoxikologických testů na organismech *T. platyurus*, *D. magna*, *L. minor* a *S.alba*.

- **Thamnotoxkit FTM**

Na testovací organismus *T. platyurus* projevil nejvyšší ekotoxikologický účinek hasební prostředek Pyrocool B, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 24hLC50 3,65 cm³.dm⁻³. Pro prostředky Expyrol F-15 a Sthamex F-15 byla tato hodnota stanovena pouze o několik desetin vyšší, a to 3,74 cm³.dm⁻³, resp. 3,93 cm³.dm⁻³. Lze tedy usuzovat na to, že tyto hasební prostředky mají přibližně stejně vysokou míru ekotoxikologického účinku. Nejnižší ekotoxicitu z vybraných prostředků pak vykazuje Moussol-APS F-15, pro který byla stanovena nejvyšší hodnota 24hLC50 78,88 cm³.dm⁻³.



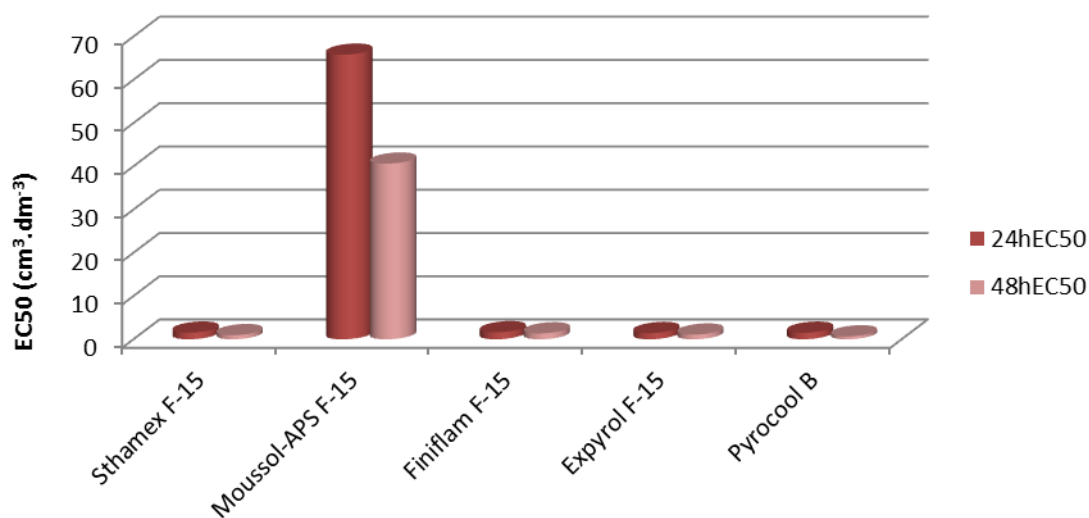
Graf 6. Porovnání hodnot 24hLC50 jednotlivých hasebních prostředků pro organismus *T. platyurus*.

- **Daphtoxkit FTM**

Na testovací organismus *D. magna* projevil při 24 hodinové expozici nejvyšší ekotoxikologický účinek hasební prostředek Expyrol F-15, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 24hEC50 1,44 cm³.dm⁻³. Hodnoty EC50 prostředků Sthamex F-15, Finiflam F-15 a Pyrocool B, které byly stanoveny na 1,54 cm³.dm⁻³, 1,61 cm³.dm⁻³ a 1,52 cm³.dm⁻³, se opět

liší pouze v řádu desetin. Nejméně toxickým se projevil Moussol-APS F-15, pro který byla hodnota 24hEC50 stanovena na $65,80 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Při 48 hodinové expozici se projevil nejvíce toxickým prostředek Pyrocool B, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 48hEC50 $0,68 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Hodnoty EC50 prostředků Sthamex F-15, Expyrol F-15 a Finiflam F-15, které byly stanoveny na $0,96 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, $1,09 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a $1,37 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, se již neliší pouze v řádu desetin, jako tomu bylo u 24 hodinové expozice, avšak jsou stále velmi podobné. Lze tedy usuzovat na to, že tyto hasební prostředky mají přibližně stejně vysokou míru ekotoxikologického účinku. Nejnižší ekotoxicitu z vybraných prostředků opět vykazuje Moussol-APS F-15, pro který byla hodnota 48hEC50 stanovena na $40,62 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$.

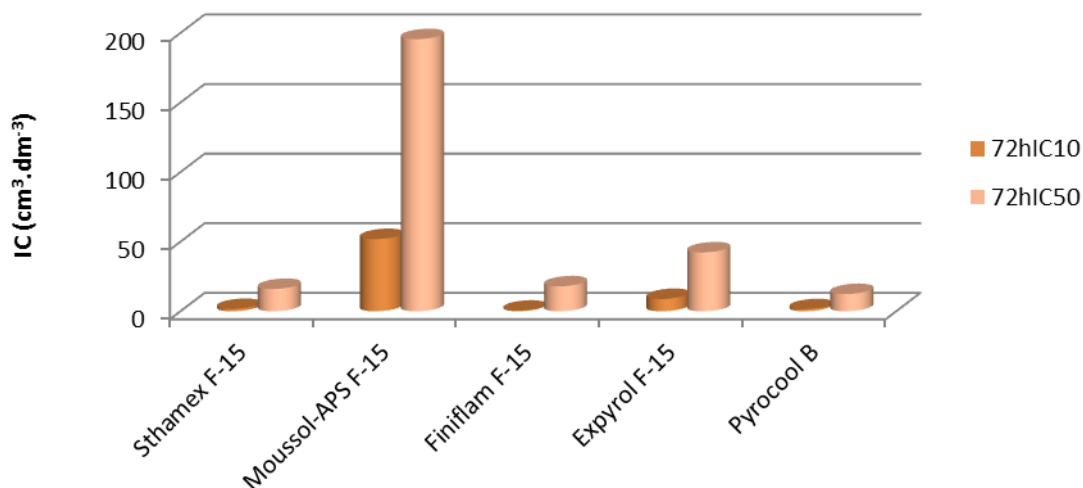


Graf 7. Porovnání hodnot 24hEC50 a 48hEC50 jednotlivých hasebních prostředků pro organismus *D. magna*.

- **Test inhibice růstu kořene hořčice bílé *S. alba***

Na testovací organismus *S. alba* projevil nejvyšší ekotoxikologický účinek při hodnocení koncentrace, která způsobí inhibici růstu 50 % kořínků, hasební prostředek Pyrocool B, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 72hIC50 $12,39 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Hodnoty IC50 prostředků Sthamex F-15 a Finiflam F-15, které byly stanoveny na $16,05 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a $17,95 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, se liší v řádu jednotek. Lze tedy říci, že hasební prostředky Pyrocool B, Sthamex F-15 a Finiflam F-15 mají velmi podobnou míru ekotoxikologického účinku. Pro prostředek Expyrol F-15 byla stanovena hodnota 72hIC50 $42,32 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, která je o několik desítek vyšší, než u výše zmíněných prostředků. Nejméně ekotoxický se opět projevil Moussol-APS F-15, pro který byla stanovena nejvyšší hodnota 72hIC50 $195,53 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Při hodnocení koncentrace, která způsobí inhibici růstu 10 % kořínků, se projevil nejvíce ekotoxickým prostředek Finiflam F-15 s hodnotou 72hIC10 $0,43 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Přibližně o jednotku vyšší hodnoty, $1,52 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a $1,68 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, byly stanoveny pro prostředky Pyrocool B a Sthamex F-15. Pro Expyrol F-15 pak byla stanovena hodnota $8,85 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, která je několikanásobně vyšší. Moussol-APS F-15 s hodnotou 72hIC10 $51,92 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ stále vykazuje nejnižší ekotoxikologický účinek.



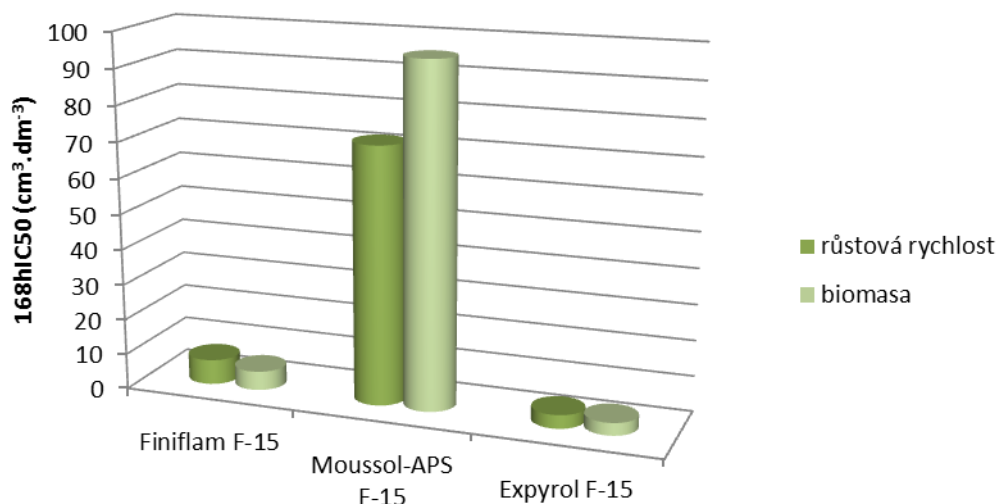
Graf 8. Porovnání hodnot 72hIC50 a 72hIC10 jednotlivých hasebních prostředků pro organismus *S. alba*.

- **Test inhibice růstu okřehku menšího *L. minor***

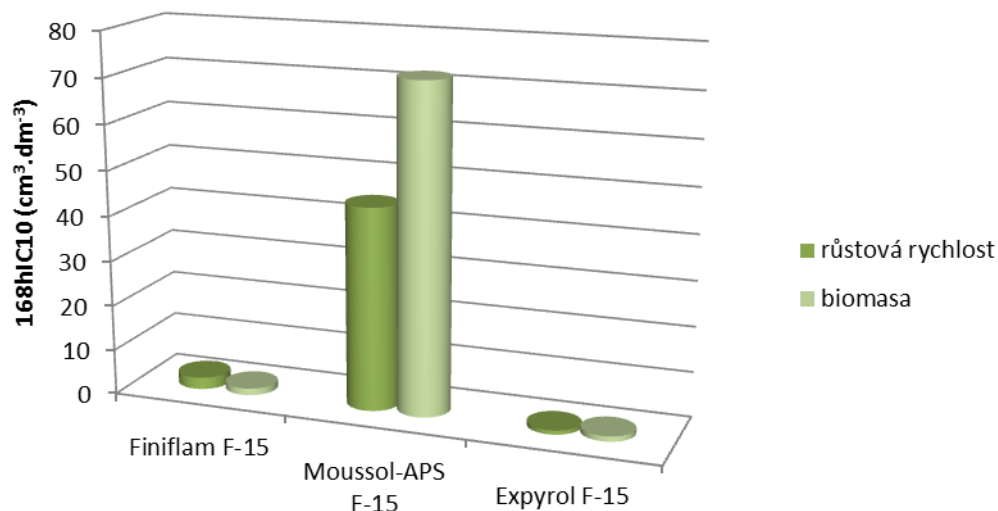
Na základě trendu, který vykazují míry ekotoxikologických účinků jednotlivých hasebních prostředků, byla prostřednictvím tohoto testu posuzována ekotoxicita prostředků Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Moussol-APS F-15 hodnocením dvou parametrů, a to počtu lístků na konci testu a množství konečné biomasy.

Pro testovací organismus *L. minor* projevil při hodnocení koncentrace, která způsobí imobilizaci 50 % jedinců, z hlediska parametru počtu lístků nejvyšší ekotoxikologický účinek hasební prostředek Expyrol F-15, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 168hIC50 $3,80 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Pro Finiflam F-15 je tato hodnota o několik jednotek vyšší a činí $7,01 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Nejméně toxický se pak projevil prostředek Moussol-APS F-15, pro který byla hodnota 168hIC50 stanovena řádově o desítky vyšší než pro předchozí dva hasební prostředky a činí $72,08 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Při hodnocení koncentrace, která způsobí imobilizaci 10 % jedinců, zůstal tento trend zachován. To znamená Expyrol F-15, Finiflam F-15 a Moussol-APS F-15 s hodnotami 168hIC10 $0,91 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, $2,63 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a $44,75 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ v pořadí od nejvíce ekotoxického po nejméně ekotoxický.

Z hlediska parametru množství suché biomasy při hodnocení koncentrace, která způsobí imobilizaci 50 % jedinců, projevil nejvyšší ekotoxicitu opět Expyrol F-15, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 168hIC50 $3,53 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Pro Finiflam F-15 byla stanovena hodnota o několik jednotek vyšší, a to $5,33 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Nejméně toxický se projevil prostředek Moussol-APS F-15, pro který byla hodnota 168hIC50 stanovena o několik desítek vyšší než pro předchozí hasební prostředky, a to $95,66 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Při hodnocení koncentrace, která způsobí imobilizaci 10 % jedinců, zůstal tento trend rovněž zachován. To znamená Expyrol F-15, Finiflam F-15 a Moussol-APS F-15 s hodnotami 168hIC10 $1,16 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, $1,49 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a $72,18 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ v pořadí od nejvíce ekotoxického po nejméně ekotoxický.



Graf 9. Porovnání hodnot 168hIC50 jednotlivých hasebních prostředků pro organismus *L. minor* stanovených na základě hodnocení růstové rychlosti a množství suché biomasy.



Graf 10. Porovnání hodnot 168hIC10 jednotlivých hasebních prostředků pro organismus *L. minor* stanovených na základě hodnocení růstové rychlosti a množství suché biomasy.

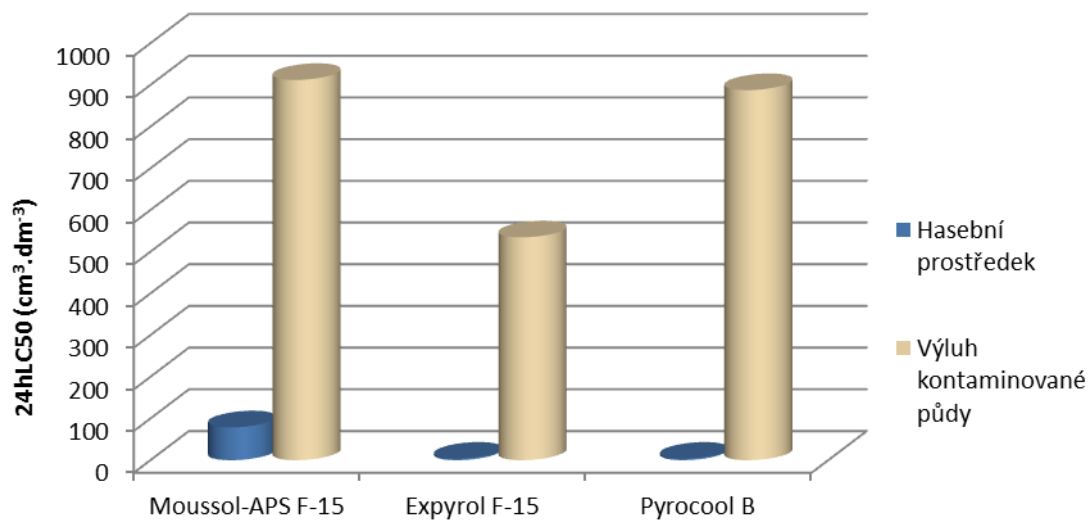
5.1.2 Posouzení vlivu půdního sorpčního komplexu na akutní ekotoxicitu

Výluhy půd kontaminovaných hasebními prostředky byly pro posouzení vlivu půdního sorpčního komplexu na akutní ekotoxicitu testovány prostřednictvím ekotoxikologických testů na organismech *T. platyurus*, *D. magna*, *L. minor* a *S.alba*.

- ***Thamnotoxkit FTM***

Na testovací organismus *T. platyurus* projevil nejvyšší ekotoxikologický účinek výluh půdy kontaminované prostředkem Expyrol F-15, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 24hLC50 534,6 cm³.dm⁻³. Pro výluhy půd kontaminovaných prostředky Pyrocool B a Moussol-APS F-15 byly stanoveny hodnoty 887,6 cm³.dm⁻³ a 912,0 cm³.dm⁻³, které jsou o několik stovek vyšší. Nejméně ekotoxické se potom projeví výluhy půd

kontaminovaných prostředky Sthamex F-15 a Finiflam F-15, u kterých nebyla mortalita pozorována.



Graf 11. Porovnání hodnot 24hLC50 hasebních prostředků a výluhů půd jimi kontaminovaných pro organismus *T. platyurus*.

Významným poznatkem je pozorování výrazného poklesu míry ekotoxikologického účinku vodných výluhů kontaminovaných půd na testovací organismus v porovnání s ekotoxicitou samotných hasebních prostředků. Toto zjištění poukazuje na zásadní vliv půdního sorpčního komplexu na složky hasebních prostředků. Velmi jednoduše lze říci, že půdní sorpční komplex je přirozeným měničem iontů. Hodnocené hasební prostředky jsou ve své podstatě směsi tenzidů (PAL), stabilizátorů a konzervačních a mrazuvzdorných látek. V důsledku toho je tu velká pravděpodobnost, že mezi půdním sorpčním komplexem a složkami hasebních prostředků dochází k výměně iontů a částečné sorpci složek na půdní částice.

Jak ukazují výsledky testů, je toto pozitivním procesem z hlediska ekotoxicity v akvatickém ekosystému při akutní expozici. Z hlediska ekotoxicity v terestrickém ekosystému se naopak jedná o negativní proces, o čemž také vypovídají výsledky kontaktních testů ekotoxicity uvedené níže. Pokles ekotoxikologického účinku hasebních prostředků vlivem půdního sorpčního komplexu je znázorněn Grafem 11.

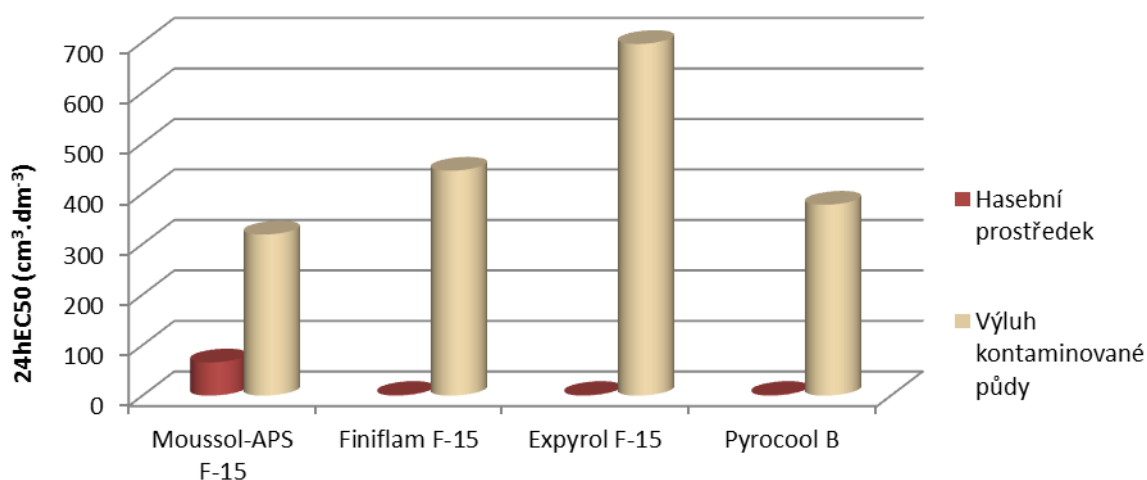
Zajímavá je také změna trendu v pořadí hasebních prostředků řazených dle ekotoxického vlivu sestupně od nejvíce ekotoxického prostředku. To přisuzují různé míře vlivu půdního sorpčního komplexu na jednotlivé prostředky v důsledku jejich odlišného složení a různého zastoupení jednotlivých složek.

- **Daphtoxkit FTM**

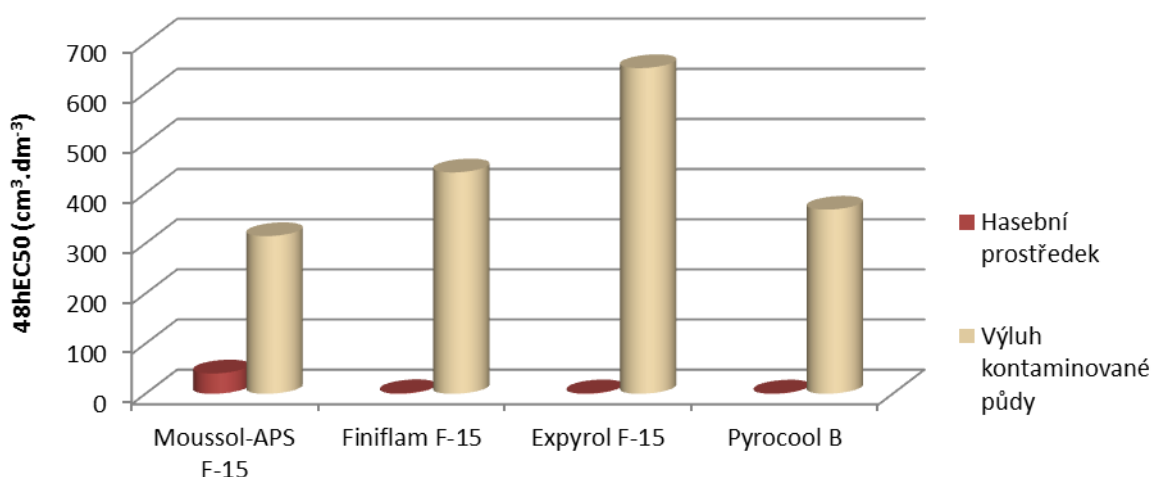
Na testovací organismus *D. magna* projevil při hodnocení 24 hodinové expozice nejvyšší imobilizační účinek výluh půdy kontaminované prostředkem Moussol-APS F-15, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 24hEC50 319,20 cm³.dm⁻³. Pro výluhy půd kontaminovaných prostředky Pyrocool B a Finiflam F-15 byly stanoveny hodnoty 378,20 cm³.dm⁻³ a 445,60 cm³.dm⁻³, které jsou o několik desítek, resp. stovek, vyšší. Pro výluh půdy kontaminované prostředkem Expyrol F-15 byla stanovena zhruba

dvojnásobná hodnota $24hEC_{50}$ $696,60 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Nejméně ekotoxickým se projevil výluh půdy kontaminované prostředkem Sthamex F-15, u kterého nebyly pozorovány významné imobilizační účinky na testovací organismus.

Při hodnocení 48 hodinové expozice byl pozorován analogický trend jako při hodnocení 24 hodinové expozice. Výsledné hodnoty $48hEC_{50}$ pro výluhy prostředků Moussol-APS F-15 a Pyrocool B činí $314,60 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a $367,50 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ a liší se pouze v řádu desítek. Hodnoty $48hEC_{50}$ pro výluhy prostředků Finiflam F-15 a Expyrol F-15 se liší v řádu stovek a činí $441,70 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$, resp. $649,80 \text{ cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Z toho lze usuzovat na to, že míra ekotoxikologického účinku výluhů se v krátkodobém horizontu příliš nemění. Dále výsledky testu akutní imobilizace hrotnatek *D. magna* poukazují na významný vliv půdního sorpčního komplexu na složky hasebních prostředků (viz. Graf 12. a Graf 13.).



Graf 12. Porovnání hodnot $24hEC_{50}$ hasebních prostředků a výluhů půd jimi kontaminovaných pro organismus *D. magna*.

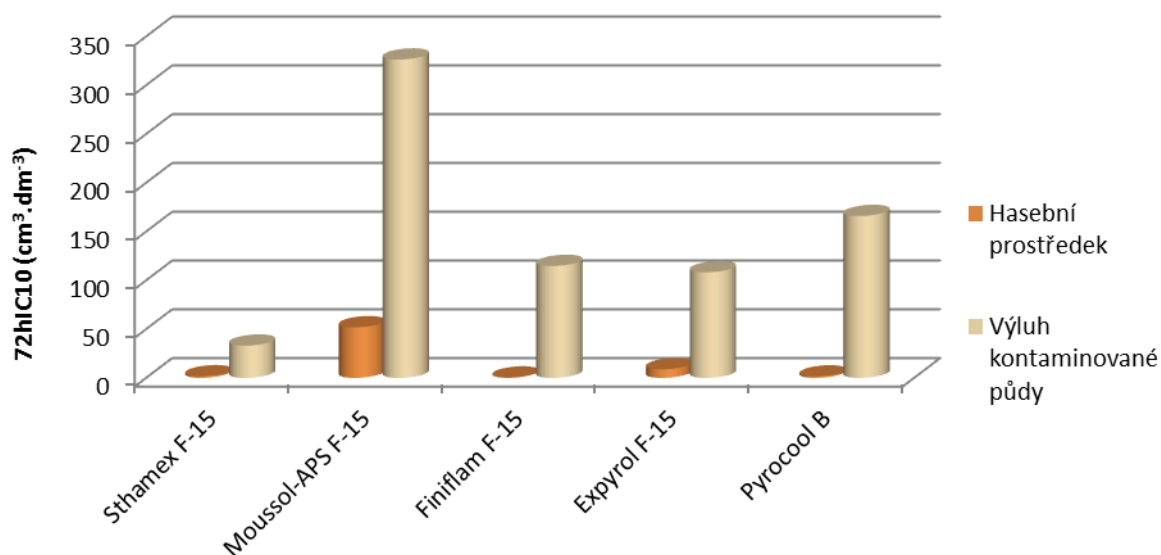


Graf 13. Porovnání hodnot $48hEC_{50}$ hasebních prostředků a výluhů půd jimi kontaminovaných pro organismus *D. magna*.

- **Test inhibice růstu kořene hořčice bílé *S. alba***

Pro testovací organismus *S. alba* nebyla u žádného výluhu pozorována 50% inhibice růstu kořene. Z toho důvodu byla hodnocena koncentrace, která způsobí inhibici růstu 10 % kořínků. Nejvyšší ekotoxikologický účinek projevil výluh půdy kontaminované prostředkem Sthamex F-15, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 72hIC10 33,1 cm³.dm⁻³. Pro výluhy půd kontaminovaných prostředky Expyrol F-15 a Finiflam F-15 byla stanovena hodnota přibližně trojnásobná, a to 108,3 cm³.dm⁻³ a 114,8 cm³.dm⁻³ a pro výluh půdy kontaminované prostředkem Pyrocool B hodnota přibližně pětinasobná, a to 166 cm³.dm⁻³. Nejméně ekotoxickým se projevil výluh půdy kontaminované prostředkem Moussol-APS F-15, pro který byla stanovena nejvyšší hodnota 72hIC10 326,4 cm³.dm⁻³.

Stejně jako u testů na organismech *T. platyurus* a *D. magna* je pozorován významný vliv půdního sorpčního komplexu na míru ekotoxikologického účinku hasebních prostředků (viz. Graf 14.).



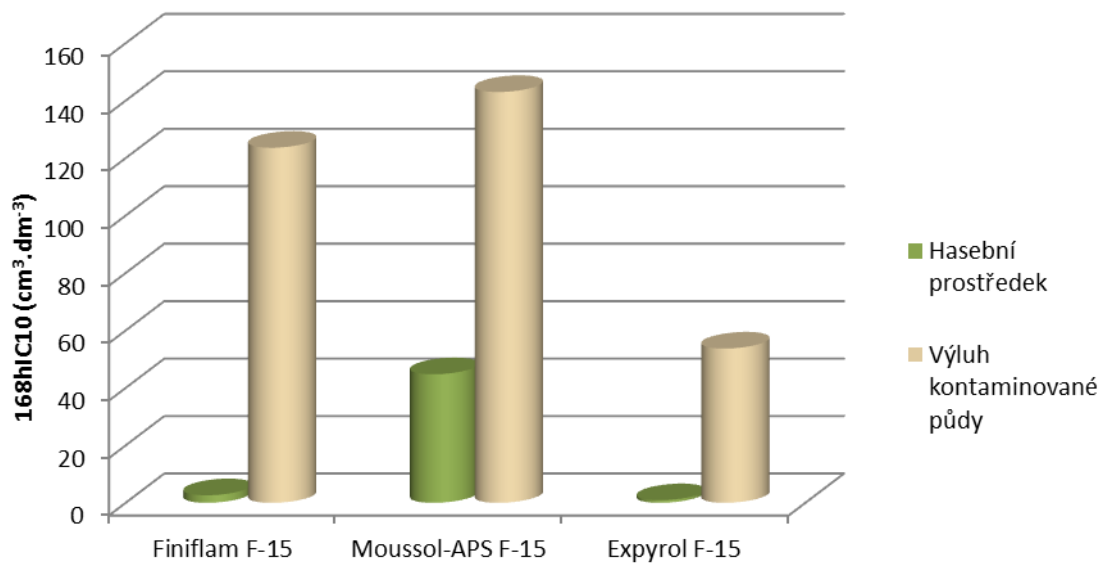
Graf 14. Porovnání hodnot 72hIC10 hasebních prostředků a výluhů půd jimi kontaminovaných pro organismus *S. alba*.

- **Test inhibice růstu okřehku menšího *L. minor***

Prostřednictvím tohoto testu byla posuzována ekotoxicita výluhů půd kontaminovaných hasebními prostředky Finiflam F-15, Expyrol F-15 a Moussol-APS F-15, a to hodnocením dvou parametrů, kterými byly počet lístků na konci testu a množství konečné biomasy.

Na základě hodnocení počtu lístků na konci testu se jako nejtoxičtější projevil výluh půdy kontaminované prostředkem Expyrol F-15, pro který byla stanovena nejnižší hodnota 168hIC10 53,7 cm³.dm⁻³. Pro výluh půdy kontaminované prostředkem Finiflam F-15 byla stanovena přibližně dvojnásobná hodnota 168hIC10 123,6 cm³.dm⁻³. Jako nejméně toxický se projevil výluh půdy kontaminované prostředkem Moussol-APS F-15 s hodnotou 168hIC10 143,0 cm³.dm⁻³.

Analogicky s předchozími testy na organismech *T. platyurus*, *D. magna* a *S. alba* je pozorován významný vliv půdního sorpčního komplexu na míru ekotoxikologického účinku (viz. Graf 15.).



Graf 15. Porovnání hodnot $168hIC_{10}$ hasebních prostředků a výluhů půd jimi kontaminovaných pro organismus *L. minor*.

Na základě hodnocení množství konečné biomasy byly naopak u všech testovaných výluhů pozorovány stimulační účinky, a to i přes to, že ve vyšších koncentracích výluhů byla pozorována inhibice růstu a chloróza. Tento fakt přisuzují vzdušné kontaminaci vzorků řasou *Desmodesmus subspicatus*, která byla v minulosti v laboratoři ekotoxikologie pěstována jako krmivo pro hrotnatky *D. magna*. Narostlá řasová kultura zapříčinila vyšší stanovené množství konečné biomasy.

Zajímavý je však poznatek, že zatímco je testovací organismus *L. minor* vodnými výluhy spíše inhibován, řasa *D. subspicatus* je k růstu stimulována a v prostředí vodných výluhů se jí velice daří. Pro doplnění informací by do budoucna bylo vhodné provést ekotoxikologický test na řasách.



Obr. 13. Testovaný vzorek s rozvinutou řasovou kulturou na konci testu.

Nicméně z důvodů zkreslených výsledků v důsledku přítomnosti řasy *D. subspicatus* mají výsledky testu inhibice růstu okřehku menšího *L. minor* spíše orientační charakter.

5.2 Diskuze výsledků testů v kontaktním uspořádání

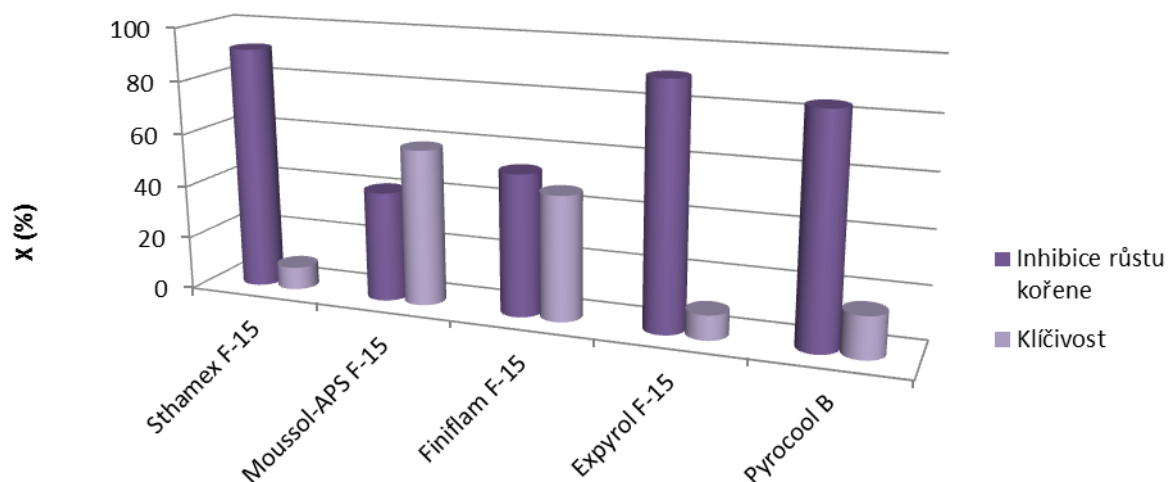
Výsledky kontaktních testů ekotoxikotoxicity poskytují jak informace o míře ekotoxikologického účinku hasebních prostředků při akutní expozici organismů v terestrickém ekosystému, tak informace o vlivu procesu biodegradace na ekotoxicitu těchto prostředků za různých podmínek.

5.2.1 Posouzení ekotoxikologického účinku při akutní expozici

Hasební prostředky byly pro posouzení akutní ekotoxikotoxicity testovány prostřednictvím ekotoxikologických testů na organismech *L. sativa* a *E. fetida*.

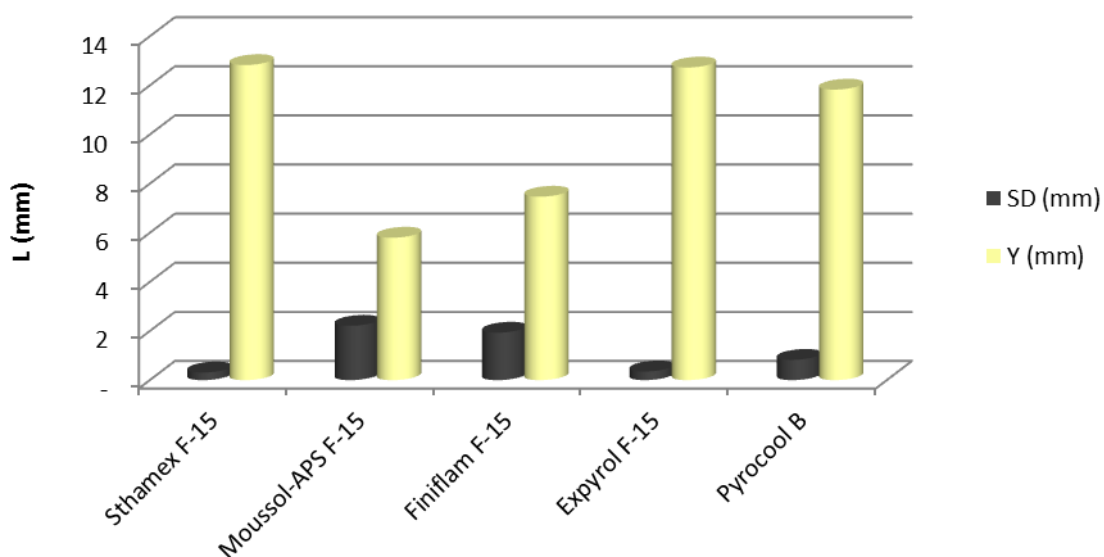
- **Screeningový test klíčivosti salátu setého *L. sativa***

Na základě vyhodnocení dvou parametrů, a to klíčivosti a inhibice růstu, se jako nejvíce ekotoxické projeví prostředky Sthamex F-15 a Expyrol F-15, u kterých byla pozorována inhibice 91,45 %, resp. 90,74 % a klíčivost 8,55 %, resp. 9,26 %. Prostředek Pyrocool B vykazuje mírně nižší inhibiční účinek než výše zmíněné prostředky, a to 84,33 % a naopak vyšší klíčivost 15,68 %. Nejnižší inhibiční účinek pak vykazují prostředky Moussol-APS F-15 a Finiflam F-15 o hodnotách 58,67 % a 46,79 %. Tyto prostředky naopak vykazují nejvyšší míru klíčivosti, a to 41,32 % a 53,23 %. Míra klíčivosti stanovená pro jednotlivé hasební prostředky má opačný trend inhibičního účinku (viz. Graf 16.).



Graf 16. Porovnání míry klíčivosti a inhibičního účinku jednotlivých hasebních prostředků na organismus *L. sativa*.

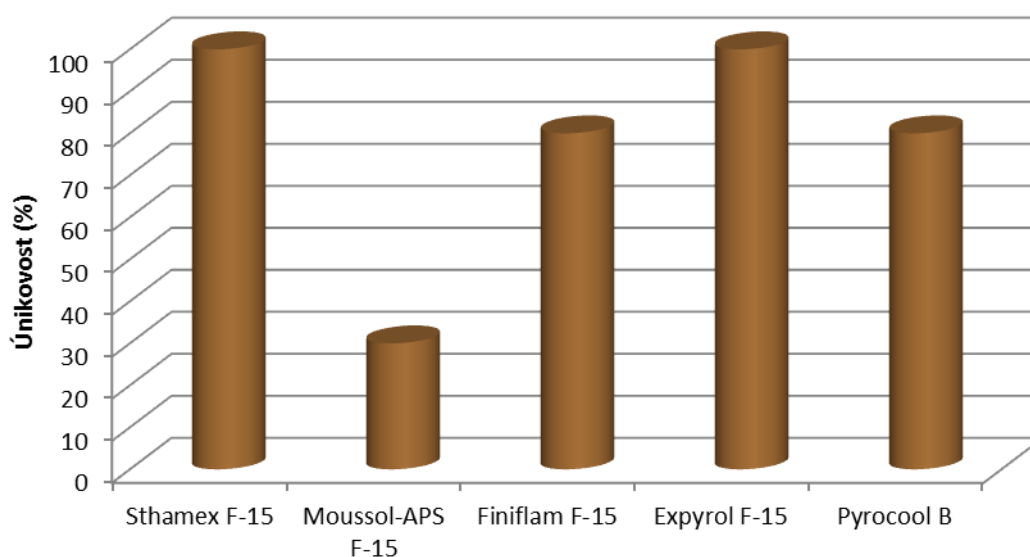
Analogické výsledky poskytují i statistické údaje vyhodnocené prostřednictvím Dunnetova testu, na základě kterých byly všechny hasební prostředky klasifikovány jako ekotoxické. Jak lze vidět v Grafu 17., na základě statistických výsledků jsou nejvíce ekotoxickými prostředky Sthamex F-15, Expyrol F-15 a Pyrocool B, u kterých rozdíl délky kořínků oproti kontrole *Y* několikanásobně překračuje významný rozdíl *SD* stanovený Dunnettovým testem.



Graf 17. Porovnání statisticky vyhodnoceného významného rozdílu s rozdílem délky kořínků v testovaných prostředcích oproti kontrole.

- **Test únikového chování se žížalami**

Na základě výsledků testů únikového chování žížaly hnojní *E. fetida* se jako nejvíce problematické prokázaly prostředky Sthamex F-15 a Expyrol F-15, u kterých byla pozorována 100% únikovost. U prostředků Finiflam F-15 a Pyrocool B byla pozorována nižší míra únikového chování testovacích organismů, a to 80 %. Nejméně problematickým se pak prokázal prostředek Moussol-APS F-15, u kterého byla pozorována únikovost 30 % (viz. Graf 18.).



Graf 18. Porovnání únikového chování organismu *E. fetida* v půdní matrici nasycené jednotlivými hasebními prostředky.

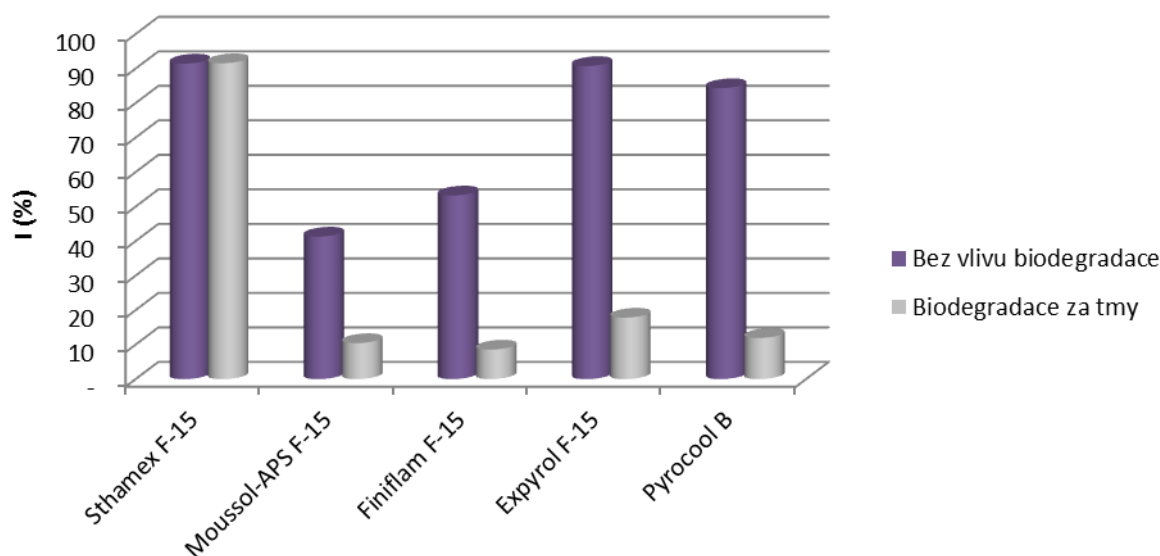
Půdní matrice nasycená uvedenými prostředky není vhodným prostředím pro testovací organismus. Tento fakt dokazuje vysoká míra pozorovaného únikového chování u prvních čtyř hasebních prostředků. Výsledky tohoto testu vypovídají o vysokém ekotoxikologickém účinku při akutní expozici prostředkům Sthamex F-15, Expyrol F-15, Finiflam F-15 a Pyrocool B.

5.2.2 Posouzení vlivu biodegradace na ekotoxicitu

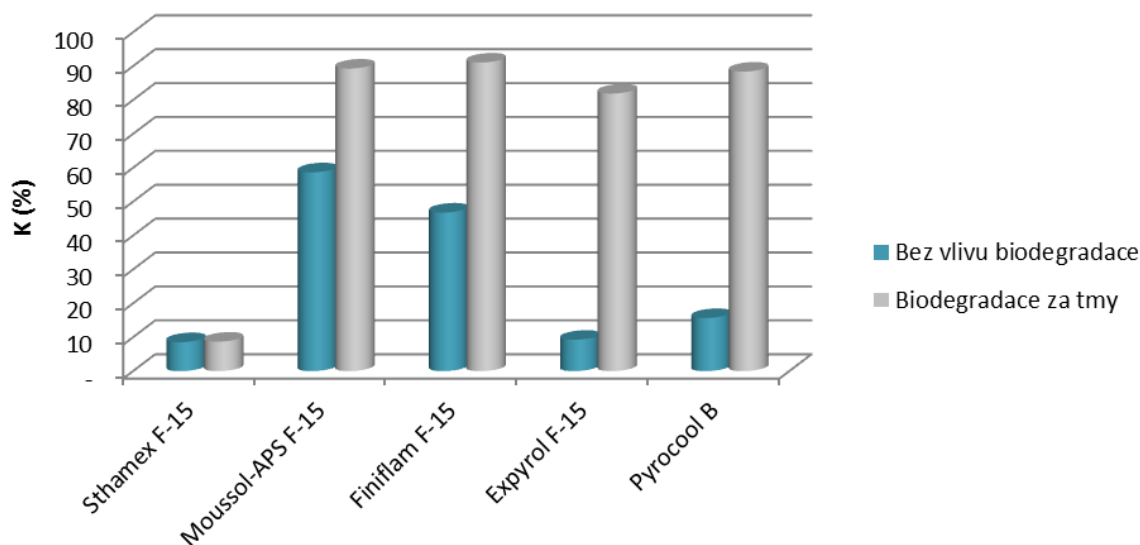
Půdní matrice kontaminované hasebními prostředky, které byly uchovány za různých podmínek po dobu 14 dnů, byly pro posouzení vlivu biodegradace na míru ekotoxikologického účinku hodnoceny prostřednictvím testu na organismu *L. sativa*.

- **Posouzení vlivu biodegradace v prostředí bez zavlažování za tmy**

Na základě výsledků screeningového testu klíčivosti salátu setého *L. sativa* se jako nejvíce ekotoxický prostředek projevil Sthamex F-15, u kterého byla vypočtena nejvyšší míra inhibice růstu kořene 91,56 % a nejnižší míra klíčivosti 8,71 %. Přibližně pětkrát nižší inhibiční účinek 17,81 % byl stanoven u prostředku Expyrol F-15, u kterého byla naopak stanovena klíčivost 81,92 %. Přibližně dvakrát nižší inhibice byla stanovena u prostředků Pyrocool B a Moussol-APS F-15, a to 11,93 % a 10,44 %, u kterých byla klíčivost stanovena na 88,39 %, resp. 89,29 %. Nejnižší inhibiční účinek pak projevil prostředek Finiflam F-15 s mírou inhibice 8,57 % a klíčivosti 91,07 % (viz. Graf 19. a 20).



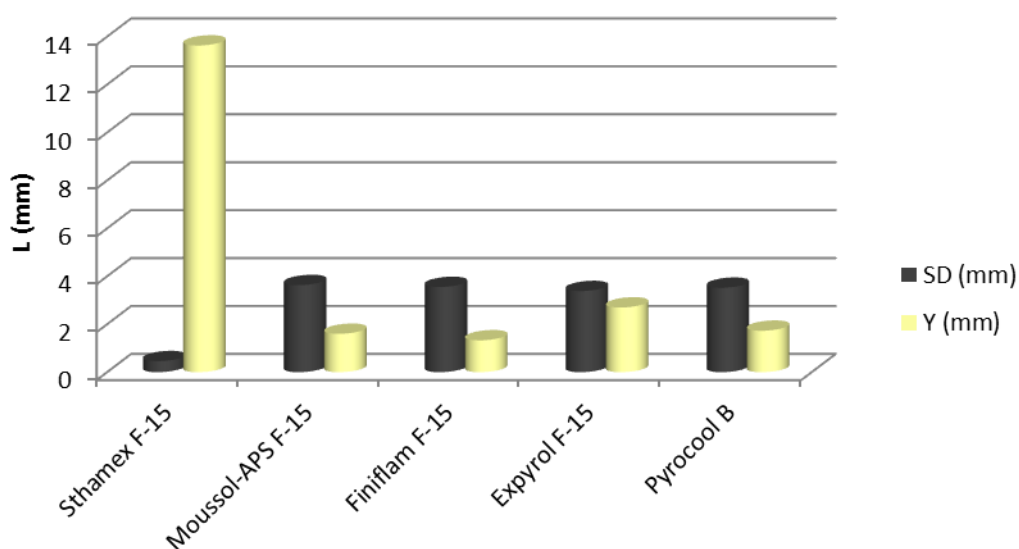
Graf 19. Vliv biodegradace za tmy v prostředí bez závlahy na míru inhibičního účinku jednotlivých hasebních prostředků.



Graf 20. Vliv biodegradace za tmy v prostředí bez závlahy na klíčivost semen v půdách kontaminovaných jednotlivými hasebními prostředky.

Z grafického porovnání výsledků testů ovlivněných procesem biodegradace s výsledky testů bez jejího vlivu (viz. Graf 19. a 20.) plyne, že složky hasebních prostředků Expyrol F-15 a Pyrocool B, jsou snadno biodegradovatelné za tmy v prostředí, které není zavlažované. Naopak nejmenší biodegradabilita byla prokázána u prostředku Sthamex F-15. Míra biodegradability nepřímo úměrně ovlivňuje míru ekotoxikologického účinku hasebních prostředků, tzn., že čím vyšší je míra biodegradace, tím nižší je inhibiční účinek daného prostředku.

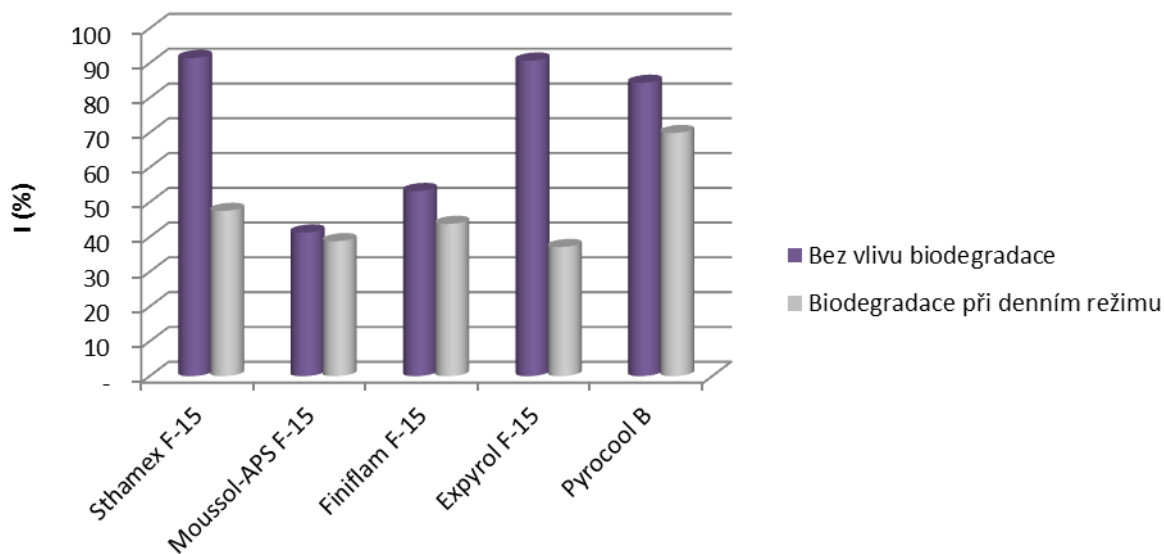
Na základě výsledků Dunnetova testu byl jako ekotoxický klasifikován pouze prostředek Sthamex F-15, u kterého byl vyhodnocen statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (viz. Graf 21.).



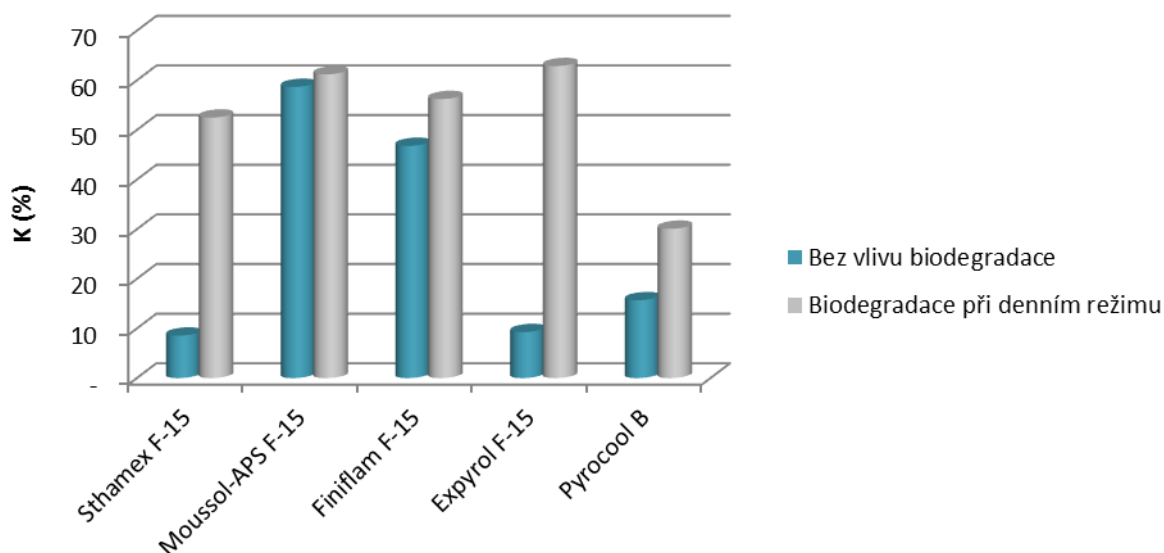
Graf 21. Porovnání statisticky vyhodnoceného významného rozdílu s rozdílem délky kořínků v testovaných prostředcích oproti kontrole.

- **Posouzení vlivu biodegradace v zavlažovaném prostředí za denního světelného režimu**

Na základě výsledků screeningového testu klíčivosti salátu setého *L. sativa* se jako nejvíce ekotoxický projevil prostředek Pyrocool B, u kterého byl pozorován nejvyšší inhibiční účinek 69,92 % a nejnižší klíčivost 30,08 %. Zhruba o třetinu nižší inhibice růstu byla stanovena u prostředků Sthamex F-15 a Finiflam F-15, a to 47,51 % a 43,78 %, u kterých byla vypočtena klíčivost 52,49 %, resp. 56,22 %. Nejnižší ekotoxicitu prokázaly prostředky Moussol-APS F-15 a Expyrol F-15 s hodnotami inhibice 38,80 % a 37,14 % a klíčivostí 61,20 %, resp. 62,86 % (viz. Graf 22. a 23.).



Graf 22. Vliv biodegradace za běžného denního režimu v kontinuálně zavlažovaném prostředí na míru inhibičního účinku jednotlivých hasebních prostředků.

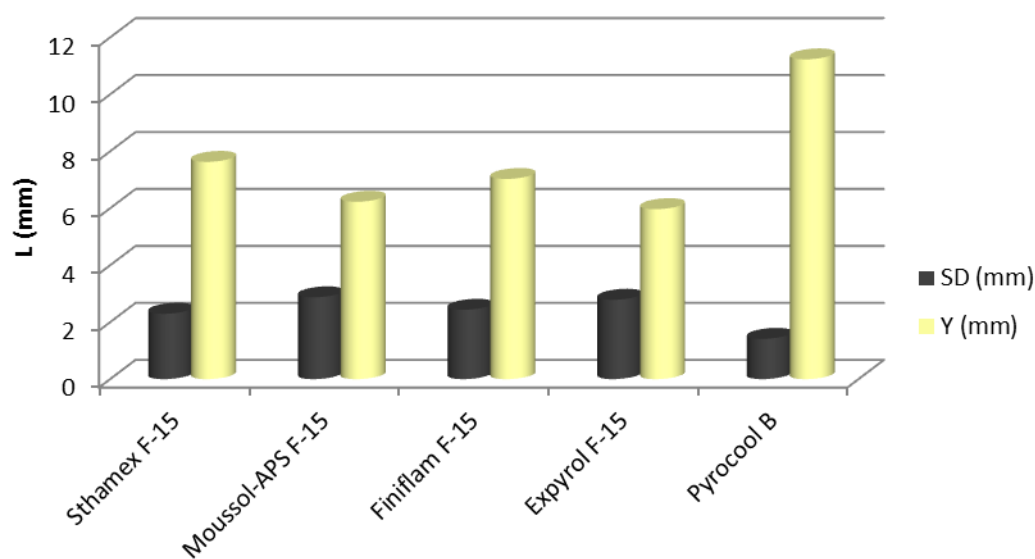


Graf 23. Vliv biodegradace za běžného denního režimu v kontinuálně zavlažovaném prostředí na klíčivost semen v půdách kontaminovaných jednotlivými hasebními prostředky.

Z výše uvedeného grafického porovnání výsledků testů ovlivněných procesem biodegradace s výsledky testů bez jejího vlivu (viz. Graf 22. a 23.) plyne, že nejsnadněji biodegradovatelnými z vybraných prostředků jsou Sthamex F-15 a Expyrol F-15. Naopak nejmenší vliv biodegradace byl prokázán u prostředků Moussol-APS F-15, Finiflam F-15 a Pyrocool B.

Biodegradabilita nepřímo úměrně ovlivňuje míru ekotoxikologického účinku všech hasebních prostředků, tzn., že čím vyšší je míra biodegradace, tím nižší je inhibiční účinek daného prostředku.

Na základě výsledků Dunnetova testu byly všechny hasební prostředky klasifikovány jako ekotoxické, protože u nich byl vyhodnocen statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (viz. Graf 24.).



Graf 24. Porovnání statisticky vyhodnoceného významného rozdílu s rozdílem délky kořínků v testovaných prostředcích oproti kontrole.

5.3 Souhrnná diskuze výsledků

Ekotoxikologické testy v akvatickém uspořádání při akutní expozici organismů prokázaly Moussol-APS F-15 jako nejméně ekotoxický prostředek. U zbývajících prostředků byl pozorován přibližně stejný ekotoxikologický účinek.

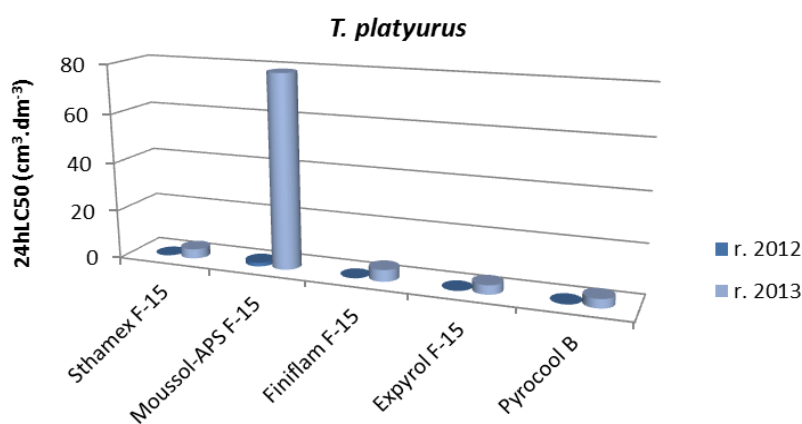
Testy vodných výluhů prokázaly významný vliv půdního sorpčního komplexu na složky hasebních prostředků. Jako nejvíce ovlivněné byly souhrnně vyhodnoceny prostředky Sthamex F-15 a Finiflam F-15, u kterých byl prokázán nejvyšší pokles ekotoxicity.

Ekotoxikologické testy v kontaktním uspořádání při akutní expozici organismů rovněž prokázaly Moussol-APS F-15 jako nejméně ekotoxický prostředek. Testy fytotoxicity provedené s odstupem času pro posouzení biodegradability prostředků vykázaly odlišné výsledky pro různé podmínky biodegradace. Při biodegradaci v nezavlažovaném prostředí za tmy nebyla prokázána téměř žádná biodegradabilita u prostředku Sthamex F-15. Další prostředky vykazují poměrně uspokojivou biodegradabilitu. Při biodegradaci v kontinuálně zavlažovaném prostředí za světelného režimu běžného dne byla naopak pozorována velmi nízká biodegradabilita u prostředků Moussol-APS F-15, Finiflam F-15 a Pyrocool B.

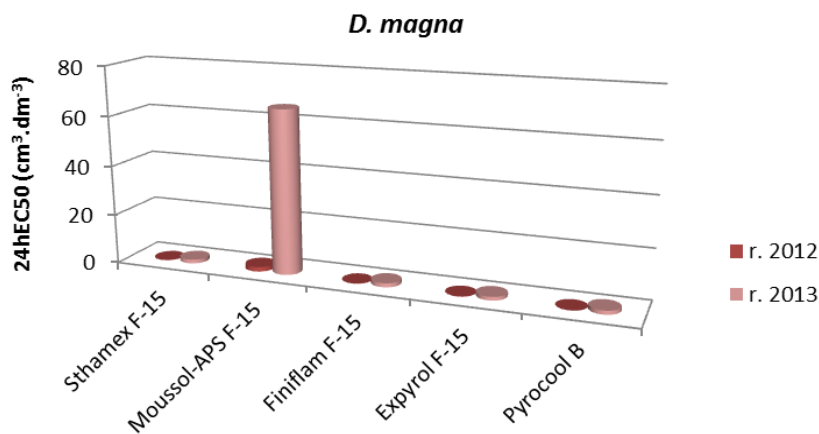
Námi získané výsledky korespondují s výsledky diplomové práce Ing. Markéty Konečné z roku 2012, kde byl Moussol-APS F-15 také vyhodnocen jako nejméně ekotoxický hasební prostředek. Testované hasební prostředky byly od té doby přibližně jeden rok uchovávány při laboratorní teplotě za přístupu světla a poté byly opětovně ekotoxikologicky hodnoceny. Porovnání našich výsledků testů s výsledky zmíněné diplomové práce, ve které byly stanoveny hodnoty ekotoxických koncentrací mnohonásobně nižší, indikuje pozitivní vliv biodegradace na ekotoxikologický účinek hasebních prostředků pro akvatický ekosystém (viz. Tab. 48. a Graf 25., 26., 27., 28. a 29.).

Tab. 48. Porovnání hodnot 24hLC50 pro testovací organismy *T. platyurus*, 24hEC50 a 48hEC50 pro *D. magna*, 72hIC50 pro *S. alba* a 168hIC50 pro *L. minor* v jednotkách $\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$ s odstupem jednoho roku [52].

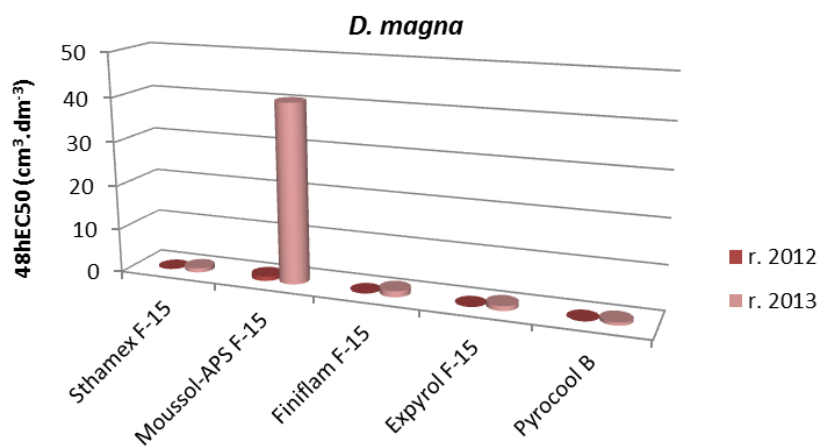
	Sthamex F-15		Moussol-AP S F-15		Finiflam F-15		Expyrol F-15		Pyrocool B	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
24hLC50	0,05	3,93	1,57	78,88	0,05	4,79	0,05	3,74	0,04	3,65
24hEC50	0,15	1,54	1,87	65,80	0,13	1,61	0,11	1,44	0,01	1,52
48hEC50	0,07	0,96	1,01	40,62	0,04	1,37	0,03	1,09	0,01	0,68
72hIC50	1,50	16,05	1,59	195,5	1,09	17,95	1,21	42,32	0,75	12,39
168hIC50	0,12	–	0,82	72,08	0,08	7,01	0,06	3,80	0,06	–



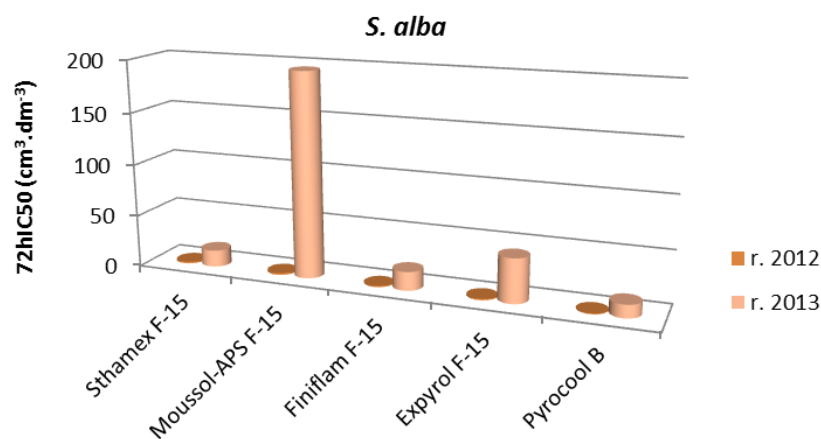
Graf 25. Grafické porovnání hodnot 24hLC50 pro organismus *T. platyurus* s odstupem jednoho roku.



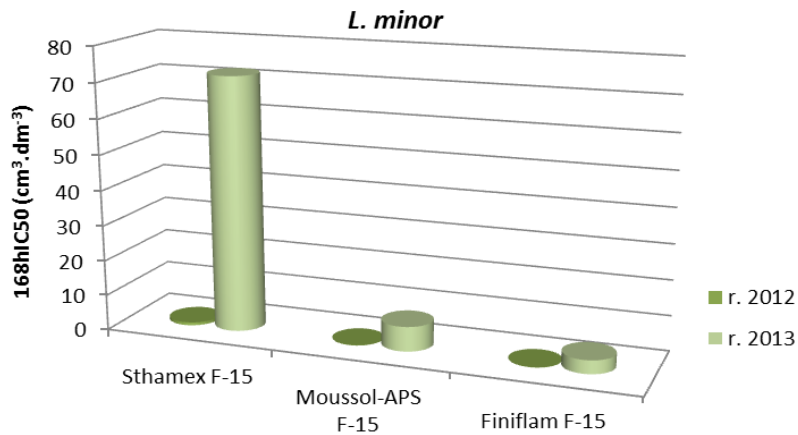
Graf 26. Grafické porovnání hodnot 24hEC50 pro organismus *D. magna* s odstupem jednoho roku.



Graf 27. Grafické porovnání hodnot 48hEC50 pro organismus *D. magna* s odstupem jednoho roku.



Graf 28. Grafické porovnání hodnot 72hIC50 pro organismus *S. alba* s odstupem jednoho roku.



Graf 29. Grafické porovnání hodnot 168hIC50 pro organismus *L. minor* s odstupem jednoho roku.

Ekotoxikologický účinek hasebních prostředků na přírodní ekosystémy a míra jeho ovlivnění půdním sorpčním komplexem a procesem biodegradace jsou na základě výše uvedených výsledků vhodným podkladem k bližšímu prozkoumání na větším počtu zástupců terestrických organismů.

6 ZÁVĚR

Cílem diplomové práce bylo posoudit ekotoxikologický vliv prostředků na bázi tenzidů, které jsou běžně ve velkém množství používány pro hašení plošných požárů, na organismy akvatického a terestrického ekosystému.

K tomuto účelu byly vybrány pěnové koncentráty Sthamex F-15 a Moussol-APS F-15 vyráběné německou společností Dr. Sthamer, dále Finiflam F-15 a Expyrol F-15 vyráběné mezinárodní společností Tyco / Safety Products a nakonec Pyrocool B vyráběný slovenskou společností Pyrocool Slovakia spol. s.r.o. Tyto hasební prostředky byly vybrány proto, že jsou běžně komerčně dostupné a v důsledku toho i často používané pro hašení plošných požárů.

Hasební prostředky byly hodnoceny prostřednictvím akvatických testů ekotoxicity využívajících jako testovací organismus korýše *T. platyurus*, hrotnatky *D. magna* a okřehek menší *L. minor* a prostřednictvím kontaktních testů ekotoxicity využívajících jako testovací organismy žížaly hnojní *E. fetida* a salát setý *L. sativa*. Pro doplnění informací byly prostředky hodnoceny testem ekotoxicity, který využívá semen hořčice bílé *S. alba* v akvatickém uspořádání.

Pro posouzení vlivu půdního sorpčního komplexu na ekotoxikologický účinek byly vybrané hasební prostředky hodnoceny i ve formě výluhů jimi kontaminovaných půd. Dále byly prostředky s odstupem času hodnoceny prostřednictvím kontaktního testu fyto toxicity využívajícího terestrickou rostlinu *L. sativa* pro posouzení vlivu přirozené biodegradability, rovněž na ekotoxikologický účinek.

Výsledky ekotoxikologického hodnocení hasebních prostředků při akutní expozici organismů v akvatickém ekosystému by měly vzbudit pozornost, protože vypovídají o jejich relativně vysoké ekotoxicitě. Nejméně ekotoxickým z vybraných hasebních prostředků se projevil prostředek Moussol-APS F-15, ačkoliv i jeho ekotoxicita je z komplexního pohledu poměrně vysoká.

Tyto výsledky byly potvrzeny ekotoxikologickými testy v kontaktním uspořádání při akutní expozici organismů terestrického ekosystému. Testy vodních výluhů půd kontaminovaných hasebními prostředky prokázaly významný vliv půdního sorpčního komplexu na ekotoxikologický účinek jednotlivých prostředků. Tento fakt je pozitivní z hlediska kontaminace vodních ekosystémů půdními výluhy, u kterých je v důsledku sorpce na půdní částice snížena ekotoxicita. Naneštěstí je tento fakt negativní z hlediska přímé kontaminace půdních ekosystémů a kumulace toxikantů v důsledku zmíněné sorpce. Při hašení požárů je to ve velké většině případů právě půda, která je jako první zasažena hasebními prostředky. V případech požárů vodních ploch jsou potom přímo zasaženy vodní recipienty.

Kontaktní testy fyto toxicity provedené za různých podmínek s odstupem času pro účely posouzení biodegradability a jejího vlivu na ekotoxikologický účinek u převážné většiny prostředků, až na výjimky, potvrdily víceméně jediné dostupné informace o vlivu těchto prostředků na životní prostředí.

V současné době není možné určit, která složka hasebních prostředků přesně způsobuje jejich vysokou ekotoxicitu, protože výrobci konkrétně neuvádějí, ze kterých složek a z jakého množství je jejich produkt vyroben. Obecně se domníváme, že nejvíce problematickou složkou jsou především tenzidy obsažené v těchto prostředcích. Z důvodu neznámého složení prostředků se jedná o podnětný směr dalšího zkoumání.

Současná legislativa věnuje velkou pozornost tenzidům obsaženým pouze v čistících a pracích prostředcích, avšak zcela opomíjí ty, které jsou složkami pěnových hasebních prostředků. Výsledky této práce vyzdvihují potřebu dalšího testování plošně používaných hasebních prostředků na bázi tenzidů a současně zvláštní pozornost legislativních opatření.

7 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] SCHRAMM, L. L., STASIUK, E. N. and MARANGONI, D. G. Surfactants and their applications. *Annual Reports: Section C: Physical Chemistry* [online]. 5. 6. 2003, vol. 2003, Issue 0, pp. 3 - 48 [cit. 2012-11-14]. DOI: 10.1039/B208499F. Dostupné z: <http://www.scribd.com/doc/109635300/Surfactants-and-Their-Applications>
- [2] PITTER, P. *Hydrochemie*. 4. aktualiz. vyd. Praha: VŠCHT, 2009, viii, 579 s. ISBN 978-80-7080-701-9
- [3] ŠMIDRKAL, J. *Tenzidy a detergenty dnes*. Chemické listy, 1999, roč. 93, č. 7, s. 421 - 427. ISSN 1213-7103
- [4] SALAGER, J. L.. UNIVERSIDAD DE LOS ANDES, Facultad de Ingenieria, Escuela de Ingenieria Quimica. *Surfactants: Types and Uses*. 2. vyd. Mérida-Venezuela, 2002, 49 p. Firp Booklet # E300-A: TEACHING AID IN SURFACTANT SCIENCE & ENGINEERING in English. Dostupné z: <http://www.scribd.com/doc/28435989/Surfactant-Classification>
- [5] POUCHLÝ J. *Fyzikální chemie makromolekulárních a koloidních soustav*. 3rd ed. Praha: VŠCHT Praha, 2008. ISBN 978-80-7080-674-6
- [6] TADROS, T. F. *Applied surfactants: Principles and applications*. 1st ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2005, 634 p. ISBN 35-273-0629-3
- [7] NOVÁK, J. a kol. : *Fyzikální chemie - bakalářský a magisterský kurz*. 1st ed. Praha: VŠCHT Praha, 2008. 394 s. ISBN 978-80-7080-675-3
- [8] MITTAL, K. L. a SHAH, D. O. *Adsorption and aggregation of surfactants in solution*. New York: Marcel Dekker, 2003, 697 p. ISBN 08-247-0843-1
- [9] ROSEN, M. J. *Surfactants and interfacial phenomena*. 3rd ed. Hoboken: Wiley-Interscience, 2004, 444 p. ISBN 04-714-7818-0
- [10] MACHT, K. *Hašení vodou, vodní proudy, proudnice: [konspekty odborné přípravy jednotek požární ochrany]*. Vyd. 1. Praha: MV - generální ředitelství Hasičského záchranného sboru ČR, [2004]. 14 s. ISBN 80-86640-22-1
- [11] ŠENOVSKÝ, M. *Základy požární taktiky*. 3. rozš. vyd. Ostrava: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství, 2001, 84 s. ISBN 80-861-1173-3
- [12] MAGRABI, S. A., DLUGOGORSKI, B.Z. a JAMESON, G.J.. *A comparative study of drainage characteristics in AFFF and FFFP compressed-air fire-fighting foams*. Fire Safety Journal. 2002, vol. 37, no. 1, pp. 21-52. ISSN 03797112. DOI:10.1016/S0379-7112(01)00024-8. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0379711201000248>

- [13] AMARAL, M. H., DAS NEVES, J., OLIVEIRA, A. Z. and BAHIA, M. F. *Foamability of Detergent Solutions Prepared with Different Types of Surfactants and Waters*. Journal of Surfactants and Detergents. 2008, vol. 11, no. 4, pp. 275-278. ISSN 1097-3958. DOI: 10.1007/s11743-008-1088-0. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11743-008-1088-0>
- [14] NATIONAL FOAM, INC. *A Firefighter's Guide to Foam*. 1990, 22 p. Dostupné z: <http://www.kidde-fire.com/utcfs/ws-465/Assets/Foam%20Fire%20Fighting%20Guide.pdf>
- [15] RUPPERT, W. H., VERDONIK, D. P. and HANAUSKA, CH. HUGHES ASSOCIATES, Inc. *Environmental impacts of firefighting foams*. 2003, 18 p. Dostupné z: http://www.haifire.com/Resources/publications/Environmental_Impacts_of_Firefighting_Foams.pdf
- [16] MOODY, CH. A. and FIELD, J. A. *Perfluorinated Surfactants and the Environmental Implications of Their Use in Fire-Fighting Foams*. Environmental Science. 2000, vol. 34, no. 18, pp. 3864-3870. ISSN 0013-936x. DOI: 10.1021/es991359u. Dostupné z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es991359u>
- [17] ADAMS, R. and SIMMONS, D. *Ecological effects of fire fighting foams and retardants*, in I. Lunt, D. Green and B. Lord (eds), Proceedings. Australian Bushfire Conference, Bushfire '99. 1999, pp. 1-7, Charles Sturt University, Albury
- [18] BRITTON, L. N. *Surfactants and the environment*. Journal of Surfactants and Detergents. 1998, vol. 1, no. 1, pp. 109-117. ISSN 1097-3958. DOI: 10.1007/s11743-998-0014-6. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11743-998-0014-6>
- [19] KRÓL, B., PROCHASKA, K. and CHRZANOWSKI, L. *Biodegradability of Firefighting Foams*. Fire Technology. 2012, vol. 48, no. 2, pp. 173-181. ISSN 0015-2684. DOI: 10.1007/s10694-010-0204-7. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10694-010-0204-7>
- [20] OSTROUMOV, S. A. *The Effect of Synthetic Surfactants on the Hydrobiological Mechanisms of Water Self-Purification*. Water Resources. 2004, vol. 31, no. 5, pp. 502-510. ISSN 0097-8078. DOI: 10.1023/B:WARE.0000041919.77628.8d. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1023/B:WARE.0000041919.77628.8d>
- [21] KUJALOVÁ, H., HEJNICOVÁ, M. a SÝKORA, V. *Právní předpisy o tenzidech a detergentech: Department of Water Technology and Environment Protection, Institute of Chemical Technology*. Chemické listy (Special Issue 13-14). Praha, 2011, roč. 105, č. 6, s. 445-451. ISSN 0009-2770

- [22] Česká republika. *Zákon o chemických látkách a chemických směsích a o změně některých zákonů (chemický zákon)*. In: Sbírka zákonů č. 350/2011. 2011, s. 4353-4375. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/3ED571E252E44B37C12571B0003F53B1/\\$file/zakon_350-2011.pdf](http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/3ED571E252E44B37C12571B0003F53B1/$file/zakon_350-2011.pdf)
- [23] MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR. *Perzistentní organické polutanty nominované pro zarazení do příloh Stockholmské úmluvy* [online]. 2009 [cit. 2013-03-10]. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/stockholmska_umluva1/\\$FILE/oer-nominovanePOPs-%2020080331.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/stockholmska_umluva1/$FILE/oer-nominovanePOPs-%2020080331.pdf)
- [24] Česká republika. *Zákon o technických požadavcích na výrobky a o změně a doplnění některých zákonů*. In: Sbírka zákonů České republiky. Praha, 1997, roč. 1997, 6, s. 128-135. Dostupné z: <http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=2997>
- [25] FABRIK CHEMISCHER PRÄPARATE VON DR. RICHARD STHAMER GMBH&CO. KG. *Product information: STHAMEX F-15 / F-6*. Hamburg, 2011, 2 p. Dostupné z: http://sthamer.com/englisch/pdf/datasheet/PD-091_022-STHAMEX_F-15_F-6-english.pdf
- [26] FABRIK CHEMISCHER PRÄPARATE VON DR. RICHARD STHAMER GMBH&CO. KG. *Product information: MOUSSOL-APS F-15*. Hamburg, 2011, 2 p. Dostupné z: http://sthamer.com/englisch/pdf/datasheet/PD-314-MOUSSOL-APS_F-15-english.pdf
- [27] ZAHAS S.R.O. *Technický list: Finiflam F-15 3%*. Lipník, 2011, 2 s. Dostupné z: <http://www.superto.cz/soubor/294738>
- [28] TOTAL FEUERSCHUTZ GMBH. *EXPYROL: Löschaum als wesentlicher Bestandteil moderner Brandbekämpfung*. Dostupné z: http://www.db6.aktivcomm.de/files/documents/65/062.207_Expyrol.pdf
- [29] TOTAL FEUERSCHUTZ GMBH. *EXPYROL AFFF 3% F*. Dostupné z: <http://www.db6.aktivcomm.de/files/documents/72/TDB%20EXPYROL%20AFFF%203%25%20F.pdf>
- [30] [TOTAL FEUERSCHUTZ GMBH. *EXPYROL MB 3% F*. Dostupné z: <http://www.db6.aktivcomm.de/files/documents/69/TDB%20EXPYROL%20MB%203%25F.pdf>
- [31] PYROCOOL SLOVAKIA SPOL. S.R.O. *Technický list: Pyrocool B*. 2002, 3 s. Dostupné z: <http://www.pyrocool.sk/content/view/12/30/lang,sk/>
- [32] Metodické pokyny: *Metodický pokyn k hodnocení vyluhovatelnosti odpadů*. In: Věstník ministerstva životního prostředí. Praha: ALQ Plus, s.r.o, 2002, s. 12 - 27. ISBN 0862-9013

[33] MICROBIOTESTS INC. *THAMNOTOXKIT FTM: Microbiotests*. Belgium, 2 p. Dostupné z: <http://www.microbiotests.be/toxkits/thamnotoxkitf.pdf>

[34] MICROBIOTESTS INC. *THAMNOTOXKIT FTM: FRESHWATER TOXICITY SCREENING TEST. Bench Protocol*. Belgium, 25 p.

[35] MICROBIOTESTS INC. *DAPHTOXKIT FTM: Microbiotests*. Belgium, 2 p. Dostupné z: <http://www.microbiotests.be/toxkits/daphtoxkitf.pdf>

[36] ÚSTAV CHEMIE OCHRANY PROSTŘEDÍ, VŠCHT v Praze. *Test akutní toxicity na perloočkách Daphnia magna: Laboratorní návod č. 5*. Laboratoř ekotoxikologie a LCA. Praha, 2012, 4 s.

Dostupné z: http://www.vscht.cz/uchop/ekotoxikologie/studijni_materialy/Ekotox-Labo/CZverze/05_Daphnia.pdf

[37] MICROBIOTESTS INC. *DAPHTOXKIT FTM MAGNA: CRUSTACEAN TOXICITY SCREENING TEST FOR FRESHWATER. Standard Operational Procedure*. Belgium, 27 p.

[38] ÚSTAV CHEMIE OCHRANY PROSTŘEDÍ, VŠCHT v Praze. *Test toxicity při semichronické expozici vůči okřešku menšímu (Lemna minor L.): Laboratorní návod č. 4*. Laboratoř ekotoxikologie a LCA. Praha, 2012, 7 s.

Dostupné z: http://www.vscht.cz/uchop/ekotoxikologie/studijni_materialy/Ekotox-Labo/CZverze/04_okehek.pdf

[39] ČSN EN ISO 20079 (757745). *Jakost vod - Stanovení toxických účinků složek vody a odpadní vody na okřehek (Lemna minor) - Zkouška inhibice růstu okřešku*. Český normalizační institut, 2007

[40] Test No. 221: Lemna sp. Growth Inhibition Test. *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2: Effects on Biotic Systems*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, 2006, p. 22. ISSN 2074-5761. Dostupné z: <http://www.oecd-ilibrary.org/docserver/download/9722101e.pdf?expires=1365944836&id=id&accname=guest&checksum=04142F189F615708405A4F5DCC850012>

[41] ÚSTAV CHEMIE OCHRANY PROSTŘEDÍ, VŠCHT v Praze. *Test semichronické toxicity se semeny hořčice Sinapis alba: Laboratorní návod č. 3*. Laboratoř ekotoxikologie a LCA. Praha, 2012, 4 s.

Dostupné z: http://www.vscht.cz/uchop/ekotoxikologie/studijni_materialy/Ekotox-Labo/CZverze/03_%20horcice.pdf

[42] SVOBODOVÁ, Z. a kol. *Ekotoxikologie. Praktická cvičení. Část I*. 1. vyd. Brno: Ediční středisko Veterinární a farmaceutické univerzity Brno, 2000. 72 s. ISBN 80-85114-95-X

[43] Standardböden. LUFASPEYER. *Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer* [online]. [cit. 2013-04-10]. Dostupné z: <http://www.lufaspeyer.de/index.php/dienstleistungen/standardboeden>

- [44] LUFA SPEYER. *Standard Soils: Analyses Data Sheet*. Speyer, 1 p. Dostupné z: <http://www.lufa-speyer.de/images/stories/bodanalyse.pdf>
- [45] Test No. 207: Earthworm, Acute Toxicity Tests. In: *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2: Effects on Biotic Systems*. Paris, 1984, p. 9. ISSN 2074-5761. Dostupné z: <http://www.oecd-ilibrary.org/docserver/download/9720701e.pdf?expires=b1365969403&id=id&accname=guest&checksum=977E01A244F403498AC8E670A36F873E>
- [46] ISO 11269-2:2012. *Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants*
- [47] DOLEŽALOVÁ, I., KŘÍSTKOVÁ, E., LEBEDA, A., VINTER, V. *Description of morphological characters of lettuce (*Lactuca sativa* L.) genetic resources*. Horticultural Science (Prague), 29 (2), 2002, p. 56-83
- [48] ÚSTAV CHEMIE OCHRANY PROSTŘEDÍ, VŠCHT v Praze. *Stanovení inhibice růstu kořene salátu (*Lactuca sativa* L.): Laboratorní návod č. 13*. Laboratoř ekotoxikologie a LCA. Praha, 2012, 3 s. Dostupné z: http://www.vscht.cz/uchop/ekotoxikologie/studijni_materialy/Ekotox-Labo/CZverze/13_Salat.pdf
- [49] ISO 17126:2005. *Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Screening test for emergence of lettuce seedlings (*Lactuca sativa* L.)*
- [50] ANDĚL, P. *Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring*. Vyd. 1. Liberec: Evernia, 2011, 265 s. ISBN 978-80-903787-9-7
- [51] ISO 17512-1:2008. *Soil quality – Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour – Part 1: Test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia andrei*)*
- [52] KONEČNÁ, M. *Ekotoxicita vybraných hasebních prostředků*. Brno: Vysoké učení technické, Fakulta chemická, 2012. 77 s. Diplomová práce. Vedoucí práce MVDr. Helena Zlámalová Gar gošová, Ph.D
- [53] DUNNETT, C. W. New tables for multiple comparisons a control. *Biometrics*. 1964, vol. 20, no. 3, pp. 482-491.
- [54] KOČÍ, V., MOCO VÁ, K. *Ekotoxikologie pro chemiky*. 1st ed. Praha: VŠCHT Praha, 2009, 199 s. ISBN 978-80-7080-699-9

8 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ABS	Alkylbenzensulfonáty
AFFF	Aqueous Film-Forming Foams; fluorosyntetická pěnidla tvořící vodní film
APG	Alkylpolyglykosidy
AR	Alcohol-Resistant; odolávající alkoholu
AR-AFFF	Alcohol-Resistant Aqueous Film-Forming Foams; alkohol-rezistentní fluorosyntetická pěnidla tvořící vodní film
AR-FFFP	Alcohol-Resistant Film-Forming Fluoroprotein foams; alkohol-rezistentní fluoroproteinová pěnidla tvořící vodní film
BCF	Biokoncentrační faktor
BSK	Biologická spotřeba kyslíku v mg O ₂ .dm ⁻³
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku v mg O ₂ .dm ⁻³
ČOV	Čistírna odpadních vod
ČP	Číslo napěnění
EC10	Efektivní koncentrace, při které je pozorován 10% účinek
EC50	Efektivní koncentrace, při které je pozorován 50% účinek
EU	European Union; Evropská unie
ES	Evropské společenství
FFFP	Film-Forming Fluoroprotein foams; fluoroproteinová pěnidla tvořící vodní film
FP	Fluoroprotein foams; fluoroproteinová pěnidla
HLB	Hydrophilic-lipophilic balance; hydrofilně-hydrofobní rovnováha
IC10	Inhibiční koncentrace, při které je pozorován 10% účinek
IC50	Inhibiční koncentrace, při které je pozorován 50% účinek
ISO	International Organization for Standardization; Mezinárodní organizace pro normalizaci
K _{ow}	Rozdělovací koeficient oktanol/voda
KMK	Kritická micelární koncentrace
LABS	Lineárních alkylbenzensulfonáty
LAS	Lineárních alkylbenzensulfonáty
LC50	Letální koncentrace, při které je pozorován 50% účinek
OECD	Organisation for Economic Co-operation and development; Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj
P	Protein foams; proteinová pěnidla
PAL	Povrchově aktivní látky
PFOS	Perfluorooctane sulfonate; perfluoroktansulfonátu
REACH	The Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals; Registrace, hodnocení, povolování a omezování chemických látek
S	Synthetic foams; syntetická pěnidla
SD	Significant Difference; významný rozdíl
SE	Standard Error; standardní chyba
T _K	Krafftova teplota; Krafftův bod
TOC	Total Organic Carbon; celkový organický uhlík
VKP	Vodná kapacita půdy

9 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Dunnettova tabulka pro mnohonásobné porovnání s kontrolou s nulovou hypotézou (Dunnettova hodnota t na 5% hladině pro srovnání mezi několika stanoveními a kontrolou).

Příloha 2: Tabulka procentuálních hodnot odpovědí organismů převedených na probity.

PŘÍLOHA 1. Dunnettova tabulka pro mnohonásobné porovnání s kontrolou s nulovou hypotézou (Dunnettova hodnota t na 5% hladině pro srovnání mezi několika stanoveními a kontrolou) [53].

Multiple Comparisons Against a Benchmark with No Prior Hypotheses on Direction (Dunnett's t at 5% level for two-tail comparisons between several treatments and a control)									
Degrees of Freedom	Number of Treatment Means (Excluding the Control)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
5	2.57	3.03	3.29	3.48	3.62	3.73	3.82	3.90	3.97
6	2.45	2.86	3.10	3.26	3.39	3.49	2.57	3.64	3.71
7	2.36	2.75	2.97	3.12	3.24	3.33	3.41	3.47	3.53
8	2.31	2.67	2.88	3.02	3.13	3.22	3.29	3.35	3.41
9	2.26	2.61	2.81	2.95	3.05	3.14	3.20	3.26	3.32
10	2.23	2.57	2.76	2.89	2.99	3.07	3.14	3.19	3.24
11	2.20	2.53	2.72	2.84	2.94	3.02	3.08	3.14	3.19
12	2.18	2.50	2.68	2.81	2.90	2.98	3.04	3.09	3.14
13	2.16	2.48	2.65	2.78	2.87	2.94	3.00	3.06	3.10
14	2.14	2.46	2.63	2.75	2.84	2.91	2.97	3.02	3.07
15	2.13	2.44	2.61	2.73	2.82	2.89	2.95	3.00	3.04
16	2.12	2.42	2.59	2.71	2.80	2.87	2.92	2.97	3.02
17	2.11	2.41	2.58	2.69	2.78	2.85	2.90	2.95	3.00
18	2.10	2.40	2.56	2.68	2.76	2.83	2.89	2.94	2.98
19	2.09	2.39	2.55	2.66	2.75	2.81	2.87	2.92	2.96
20	2.09	2.38	2.54	2.65	2.73	2.80	2.86	2.90	2.95
24	2.06	2.35	2.51	2.61	2.70	2.76	2.81	2.86	2.90
30	2.04	2.32	2.47	2.58	2.66	2.72	2.77	2.82	2.86
40	2.02	2.29	2.44	2.54	2.62	2.68	2.73	2.77	2.81
60	2.00	2.27	2.41	2.51	2.58	2.64	2.69	2.73	2.77
120	1.98	2.24	2.38	2.47	2.55	2.60	2.65	2.69	2.73
x	1.96	2.21	2.35	2.44	2.51	2.57	2.61	2.65	2.69

PŘÍLOHA 2. Tabulka procentuálních hodnot odpovědí organismů převedených na probity [54].

%	probit	%	probit	%	probit
0,2	2,122	30,0	4,476	70,0	5,524
0,4	2,348	31,0	4,504	71,0	5,553
0,6	2,488	32,0	4,532	72,0	5,583
0,8	2,591	33,0	4,560	73,0	5,613
1,0	2,574	34,0	4,588	74,0	5,643
1,2	2,743	35,0	4,615	75,0	5,674
1,4	2,803	36,0	4,642	76,0	5,706
1,6	2,856	37,0	4,668	77,0	5,739
1,8	2,903	38,0	4,695	78,0	5,772
2,0	2,946	39,0	4,722	79,0	5,806
2,5	3,040	40,0	4,747	80,0	5,842
3,0	3,123	41,0	4,772	81,0	5,878
3,5	3,188	42,0	4,798	82,0	5,915
4,0	3,249	43,0	4,824	83,0	5,954
4,5	3,305	44,0	4,849	84,0	5,994
5,0	3,355	45,0	4,874	85,0	6,036
6,0	3,445	46,0	4,900	86,0	6,080
7,0	3,524	47,0	4,925	87,0	6,126
8,0	3,595	48,0	4,950	88,0	6,175
9,0	3,659	49,0	4,975	89,0	6,227
10,0	3,718	50,0	5,000	90,0	6,282
11,0	3,773	51,0	5,025	91,0	6,341
12,0	3,825	52,0	5,050	92,0	6,405
13,0	3,874	53,0	5,075	93,0	6,476
14,0	3,920	54,0	5,100	94,0	6,555
15,0	3,964	55,0	5,126	95,0	6,645
16,0	4,006	56,0	5,151	95,5	6,695
17,0	4,046	57,0	5,176	96,0	6,751
18,0	4,085	58,0	5,202	96,5	6,812
19,0	4,122	59,0	5,228	97,0	6,881
20,0	4,158	60,0	5,253	97,5	6,966
21,0	4,194	61,0	5,278	98,0	7,054
22,0	4,228	62,0	5,305	98,2	7,096
23,0	4,261	63,0	5,332	98,4	7,144
24,0	4,294	64,0	5,358	98,6	7,197
25,0	4,326	65,0	5,385	98,8	7,257
26,0	4,357	66,0	5,412	99,0	7,326
27,0	4,387	67,0	5,440	99,2	7,409
28,0	4,417	68,0	5,468	99,4	7,512
29,0	4,447	69,0	5,496	99,6	7,652
				99,8	7,878