

Kosmetika a její dopady na životní prostředí

Michaela Lasotová

Bakalářská práce
2015



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická
Ústav technologie tuků, tenzidů a kosmetiky
akademický rok: 2014/2015

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Michaela Lasotová**
Osobní číslo: **T12484**
Studijní program: **B2901 Chemie a technologie potravin**
Studijní obor: **Technologie výroby tuků, kosmetiky a detergentů**
Forma studia: **prezenční**

Téma práce: **Kosmetika a její dopady na životní prostředí**

Zásady pro vypracování:

1. Dopady používání kosmetiky na ŽP
2. Hlavní složky kosmetiky kontaminující ŽP
3. Odstraňování a biodegradace složek kosmetiky v ŽP
4. Životnímu prostředí šetrná kosmetika

Rozsah bakalářské práce:

Rozsah příloh:

Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná/elektronická**

Seznam odborné literatury:

1. Christian G. Daughton¹ and Thomas A. Ternes,
2. Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change? Environmental Health Perspectives, 1999, 107.
3. Tomislav Ivankovic and Jasna Hrenovic, Surfactants in the Environment, 2010; 61:95110, doi: 10.2478/10004-1254-61-2010-1943.

Vedoucí bakalářské práce:

Ing. Ondřej Rudolf, Ph.D.

Ústav technologie tuků, tenzidů a kosmetiky

Datum zadání bakalářské práce:

20. ledna 2015

Termín odevzdání bakalářské práce:

18. května 2015

Ve Zlíně dne 20. ledna 2015


doc. Ing. Roman Čermák, Ph.D.
děkan




Ing. Martina Černeková, Ph.D.
ředitel ústavu

Příjmení a jméno: LASOTOVA MICHAELA

Obor: TVTKD

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že

- beru na vědomí, že odevzdáním diplomové/bakalářské práce souhlasím se zveřejněním své práce podle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších právních předpisů, bez ohledu na výsledek obhajoby ¹⁾;
- beru na vědomí, že diplomová/bakalářská práce bude uložena v elektronické podobě v univerzitním informačním systému dostupná k nahlédnutí, že jeden výtisk diplomové/bakalářské práce bude uložen na příslušném ústavu Fakulty technologické UTB ve Zlíně a jeden výtisk bude uložen u vedoucího práce;
- byl/a jsem seznámen/a s tím, že na moji diplomovou/bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, zejm. § 35 odst. 3 ²⁾;
- beru na vědomí, že podle § 60 ³⁾ odst. 1 autorského zákona má UTB ve Zlíně právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona;
- beru na vědomí, že podle § 60 ³⁾ odst. 2 a 3 mohu užít své dílo – diplomovou/bakalářskou práci nebo poskytnout licenci k jejímu využití jen s předchozím písemným souhlasem Univerzity Tomáše Bati ve Zlíně, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše);
- beru na vědomí, že pokud bylo k vypracování diplomové/bakalářské práce využito softwaru poskytnutého Univerzitou Tomáše Bati ve Zlíně nebo jinými subjekty pouze ke studijním a výzkumným účelům (tedy pouze k nekomerčnímu využití), nelze výsledky diplomové/bakalářské práce využít ke komerčním účelům;
- beru na vědomí, že pokud je výstupem diplomové/bakalářské práce jakýkoliv softwarový produkt, považují se za součást práce rovněž i zdrojové kódy, popř. soubory, ze kterých se projekt skládá. Neodevzdání této součásti může být důvodem k neobhájení práce.

Ve Zlíně 5. 5. 2015

Lasotova Michaela

¹⁾ zákon č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších právních předpisů, § 47 Zveřejňování závěrečných prací:

(1) Vysoká škola nevdělečně zveřejňuje disertační, diplomové, bakalářské a rigorózní práce, u kterých proběhla obhajoba, včetně posudků oponentů a výsledku obhajoby prostřednictvím databáze kvalifikačních prací, kterou spravuje. Způsob zveřejnění stanoví vnitřní předpis vysoké školy.

(2) Disertační, diplomové, bakalářské a rigorózní práce odevzdané uchazečem k obhajobě musí být též nejméně pět pracovních dnů před konáním obhajoby zveřejněny k nahlížení veřejnosti v místě určeném vnitřním předpisem vysoké školy nebo není-li tak určeno, v místě pracoviště vysoké školy, kde se má konat obhajoba práce. Každý si může ze zveřejněné práce pořizovat na své náklady výpisy, opisy nebo rozmnoženiny.

(3) Platí, že odevzdáním práce autor souhlasí se zveřejněním své práce podle tohoto zákona, bez ohledu na výsledek obhajoby.

²⁾ zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, § 35 odst. 3:

(3) Do práva autorského také nezasahuje škola nebo školské či vzdělávací zařízení, užije-li nikoli za účelem přímého nebo nepřímého hospodářského nebo obchodního prospěchu k výuce nebo k vlastní potřebě dílo vytvořené žákem nebo studentem ke splnění školních nebo studijních povinností vyplývajících z jeho právního vztahu ke škole nebo školskému či vzdělávacího zařízení (školní dílo).

³⁾ zákon č. 121/2000 Sb. o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších právních předpisů, § 60 Školní dílo:

(1) Škola nebo školské či vzdělávací zařízení mají za obvyklých podmínek právo na uzavření licenční smlouvy o užití školního díla (§ 35 odst. 3). Odpírá-li autor takového díla udělit svolení bez vážného důvodu, mohou se tyto osoby domáhat nahrazení chybějícího projevu jeho vůle u soudu. Ustanovení § 35 odst. 3 zůstává nedotčeno.

(2) Není-li sjednáno jinak, může autor školního díla své dílo užít či poskytnout jinému licenci, není-li to v rozporu s oprávněnými zájmy školy nebo školského či vzdělávacího zařízení.

(3) Škola nebo školské či vzdělávací zařízení jsou oprávněny požadovat, aby jim autor školního díla z výdělku jím dosaženého v souvislosti s užitím díla či poskytnutím licence podle odstavce 2 přiměřeně přispěl na úhradu nákladů, které na vytvoření díla vynaložily, a to podle okolností až do jejich skutečné výše; přitom se přihlédne k výši výdělku dosaženého školou nebo školským či vzdělávacím zařízením z užití školního díla podle odstavce 1.

ABSTRAKT

Tématem bakalářské práce jsou dopady a vliv kosmetiky na životní prostředí. Kosmetické přípravky jsou hojně využívanou skupinou, která obsahuje řadu složek, které mohou mít negativní dopad na životní prostředí. V první části práce je popsáno obecně životní prostředí, jeho možné znečišťování a dopady, které kosmetika na životní prostředí má. V druhé části jsou popsány složky kosmetických přípravků, které představují největší rizika pro životní prostředí. Mezi tyto složky patří hlavně povrchově aktivní látky, konzervační látky jako triclosan, parabeny a složky obsahující produkty pro osobní péči jako vonné složky a UV filtry. V poslední části je popsán biologický rozklad těchto látek ve složkách životního prostředí a v čistírnách odpadních vod.

Klíčová slova: životní prostředí, kosmetické přípravky, znečišťování, povrchově aktivní látky, konzervační látky, produkty osobní péče

ABSTRACT

The theme of this bachelor thesis is the effect and influence of cosmetics on the living environment. Cosmetics is a widely used group containing a number of substances which could have a negative impact on the living environment. The first part of the thesis describes the living environment in general, its possible pollution and the ways how cosmetics affect the environment. The second part of the thesis focuses on the description of the ingredients of the cosmetics which are considered to be the greatest threats to the environment. We rank among them mainly surfactants, preservatives such as triclosan, parabens and the ingredients which are contained in the products for personal care, for example aromatic compounds and UV filters. The last part of the thesis deals with biological decomposition of the above-mentioned substances in the components of the living environment and sewage treatment plants.

Keywords: the living environment, cosmetics, pollution, surfactants, preservatives, products for personal care

Na tomto místě bych velmi ráda poděkovala především vedoucímu své bakalářské práce Ing. Ondřeji Rudolfovi, Ph.D. za ochotu, odborné vedení a pomoc při vypracování této bakalářské práce.

Prohlašuji, že odevzdaná verze bakalářské práce a verze elektronická nahraná do IS/STAG jsou totožné. Dále prohlašuji, že jsem na bakalářské práci pracovala samostatně a veškerá literatura a další zdroje, z nichž jsem při zpracování čerpala, jsou uvedeny v seznamu použité literatury a v práci řádně citovány.

Ve Zlíně

.....

podpis studenta

OBSAH

| | |
|---|-----------|
| ÚVOD | 9 |
| 1 ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ | 10 |
| 1.1 ZNEČIŠŤOVÁNÍ A OCHRANA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ | 10 |
| 1.2 DŮSLEDKY ZPŮSOBENÉ ZNEČIŠŤOVÁNÍM ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ | 12 |
| 2 LÁTKY KOSMETICKÝCH PROSTŘEDKŮ ZNEČIŠŤUJÍCÍ ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ | 14 |
| 2.1 POVRCHOVĚ AKTIVNÍ LÁTKY..... | 15 |
| 2.1.1 <i>Ekotoxicita povrchově aktivních látek</i> | 17 |
| Toxicita pro rostliny a bakterie | 18 |
| Toxické působení PAL na bezobratlé a obratlovce | 19 |
| 2.2 TRICLOSAN..... | 20 |
| 2.2.1 <i>Významné degradační produkty triclosanu</i> | 21 |
| 2.2.2 <i>Množství triclosanu v životním prostředí</i> | 23 |
| 2.2.3 <i>Toxické účinky na složky životního prostředí</i> | 24 |
| Toxicita pro rostliny, mikroorganismy a vodní organismy | 24 |
| Toxicita pro suchozemská zvířata a obyvatelstvo | 26 |
| 2.3 PARABENY | 27 |
| 2.3.1 <i>Dopady na životní prostředí</i> | 27 |
| 2.4 VONNÉ SLOŽKY | 28 |
| 2.4.1 <i>Syntetické vonné složky</i> | 29 |
| 2.4.2 <i>Dopady na životní prostředí</i> | 30 |
| 2.5 UV FILTRY | 31 |
| 2.5.1 <i>Vliv na životní prostředí</i> | 31 |
| 3 BIODEGRADACE SLOŽEK KOSMETIKY V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ | 34 |
| 3.1 BIODEGRADACE POVRCHOVĚ AKTIVNÍCH LÁTEK..... | 35 |
| 3.1.1 <i>Anionické povrchově aktivní látky</i> | 35 |
| 3.1.2 <i>Mýdla</i> | 37 |
| 3.1.3 <i>Kationické povrchově aktivní látky</i> | 39 |
| 3.1.4 <i>Amfoterní povrchově aktivní látky</i> | 40 |
| 3.1.5 <i>Neionické povrchově aktivní látky</i> | 40 |
| 3.2 BIODEGRADACE TRICLOSANU | 42 |
| 3.3 DEGRADACE PARABENŮ | 43 |
| ZÁVĚR | 44 |
| SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY | 45 |
| SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK | 50 |
| SEZNAM OBRÁZKŮ | 52 |
| SEZNAM TABULEK | 53 |

ÚVOD

Kosmetické přípravky obsahují mnoho účinných látek, které se mohou dostat do složek životního prostředí přímo nebo prostřednictvím čistírny odpadních vod. Většina složek kosmetiky je dobře rozložitelná za aerobních podmínek. Riziko představují součásti, které jsou odolné vůči anaerobnímu rozkladu, kterého využívají některé čistírny odpadních vod.

Cílem práce bylo charakterizovat složky kosmetických přípravků, které představují riziko pro životní prostředí a nastínit jejich dopady na složky životního prostředí. Dále byla práce zaměřena na možné cesty biodegradace těchto složek.

1 ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Obecně životní prostředí (ŽP) je prostor, ve kterém může organismus žít, vyvíjet se a rozmnožovat se [1]. Martin Braniš píše, že ŽP je vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje, kdy součástí ŽP jsou i cykly prvků a látek (cyklus uhlíku, dusíku, fosforu, kyslíku, síry a vody). [2] Je aplikovanou částí ekologie, vědy, která se zabývá vztahy mezi organismy a jejich prostředím. ŽP zahrnuje soubor vnějších faktorů prostředí, které působí na v něm žijícího člověka. Legislativní definice životního prostředí dána zákonem o životním prostředí č. 17/1992 Sb. zní: „*Životní prostředí je vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje. Jeho složkami jsou zejména ovzduší, voda, horniny, půda, organismy, ekosystémy a energie.*” [3, 4]

1.1 Znečišťování a ochrana životního prostředí

Problém kontaminace životního prostředí není problém pouze osobní anebo státní, ale celosvětový – globální. Nepříjemným faktem je to, že postup kontaminací je pomalý, někdy skrytý s postupnými změnami – není skokový a tudíž pro notnou část lidské populace neregistrovatelný. [5] V dávnější historii měly ekologické problémy charakter lokální, místní. Dnes však zásadně převažují problémy globálního měřítka – celoplanetární. [1] ŽP je nepříznivě ovlivňováno a znečišťováno některými chemickými látkami nebo sloučeninami, které se do něj dostávají pomocí lidské zásluhy nebo následkem přírodních dějů. Látky, označované jako znečišťující, někdy se používá slova *xenobiotikum* – cizorodá chemická látka [6], mohou být tuhé, kapalné nebo plynné a mohou přímo, nebo po chemické či fyzikální změně nebo spolupůsobením s dalšími látkami, nepříznivě ovlivňovat životní prostředí vedoucí k ohrožení a poškození zdraví obyvatelstva a organismů. Znečišťující látky lze podle chemického složení rozdělit do skupin podle sloučenin jednotlivých prvků, mezi které patří hlavně sloučeniny síry, uhlíků a sloučeniny, které obsahují halogenové prvky. [3]

Tab. 1: Rozdělení znečišťujících látek podle chemického složení [3]

| | | |
|----------------------------|-------------|---|
| Sloučeniny síry | Anorganické | Oxidy síry (SO ₂ , SO ₃), kyselina sírová, sulfan, sulfidy |
| | Organické | Thioly, organické sulfidy |
| Sloučeniny dusíku | Anorganické | Oxidy dusíku (NO, NO ₂), kyselina dusičná, amoniak |
| | Organické | Aminy, peroxidusičnany, peroxiacylnitráty |
| Sloučeniny kyslíku | Anorganické | Ozon |
| | Organické | Oxiradikály |
| Sloučeniny uhlíku | Anorganické | Oxidy uhlíku, alifatické a aromatické uhlovodíky |
| | Organické | Alkoholy, fenoly a další |
| Sloučeniny halogenované | Anorganické | Halové prvky (F, Cl, Br) a jejich kyseliny (HF, HCl, HBr) |
| | Organické | Halogenové uhlovodíky (DDT, PCB, PCDD, freony) |
| Sloučeniny ostatních prvků | | Sloučeniny rizikových prvků (kovů) jako As, Cd, Hg, Pb |
| | | a další |

Znečišťující látky lze dále rozdělit podle škodlivosti, míry nebezpečnosti, podle rizika pro lidské zdraví, přírodu a životní prostředí do kategorií podle shodných vlastností a chování. Mezi kategorie patří:

- Akutní toxicita – podává příznaky otravy po krátkodobém vystavení.
- Chronická toxicita – poškození organismu po dlouhodobém vystavení mimo vzniku zhoubných nádorů.
- Environmentální toxicita – nepříznivý vliv na faunu a floru.
- Karcinogenita – možnost chemických látek vyvolat či podpořit vznik zhoubných nádorů.
- Mutagenita – poškození genů a chromozomů pomocí mutace, přenášené na další generaci.
- Teratogenita – nepříznivé účinky na plod v těhotenství.
- Perzistence – přetrvávání škodlivých látek v životním prostředí.
- Bioakumulace – hromadění škodlivých látek v živém organismu, navyšování koncentrace xenobiotika v trofických úrovních potravního řetězce.

Nebezpečí škodlivých látek zvyšuje jejich rozpustnost ve vodě, pohyb v půdě a těkavost. Toxické látky jsou schopny vyvolat otravu a dělí se podle účinku na jednotlivé orgány a orgánové systémy. Určení smrtelné dávky (LD) toxické látky pro člověka je velmi obtížné a v literatuře se značně liší, a proto jsou používány údaje zjištěné na souboru zvířat. Dávka, při níž uhyne 50 % pokusných zvířat, se značí jako LD₅₀ – střední smrtelná dávka. Obvykle je vyjadřováno v mg na kg živé hmotnosti zvířete.

Střední účinná (efektivní) koncentrace EC_{50} představuje koncentraci zkoušené látky, která má za následek 50% úhyn nebo 50% snížení růstu. Mnohé toxické látky nevyvolávají v malých dávkách nepříznivé účinky, ale při opakovaném působení dochází k chronickým otravám, protože jejich působení je pomalé a postupně se hromadí v organismu. V tabulce 2 jsou uvedeny hodnoty LD_{50} různých látek (index R_0 – potkan). [3, 6, 7]

Tab. 2: Příklady hodnot LD_{50} různých látek [3]

| Látka | R_0LD_{50} [mg/kg] |
|-------------------------|----------------------|
| Sacharóza | 29 700 |
| Ethanol | 14 000 |
| NaCl | 5 900 |
| Polychlorované bifenyly | 3 980 |
| Chlorid zinečnatý | 350 |
| Síran mědnatý | 300 |
| Dusičnan olovnatý | 270 |
| DDT | 100 |

1.2 Důsledky způsobené znečištěním životního prostředí

Používání škodlivých látek má velký dopad na životní prostředí v mnoha oblastech jako jsou:

Klimatické změny – Postupně dochází ke zvyšování průměrné i extrémní teploty ve městech a průmyslových aglomeracích, snižuje se vlhkost atmosféry a klesá intenzita slunečního záření. Při mikroklimatických změnách dochází ke zvyšování četnosti a trvalosti inverzních situací, pro které jsou typické špatně provětrané kotliny. Tyto jevy dále mohou ovlivňovat regionální a kontinentální klima, prostřednictvím změn vzdušného proudění a oběhu vody v atmosféře. [3]

Kontaminace potravních řetězců a kumulování nebezpečných látek v prostředí – Škodlivé látky uvolňované činností člověka do prostředí i jejich rezidua přetrvávají delší dobu v prostředí a způsobují kontaminaci potravního řetězce a kumulují se ve složkách životního prostředí pomocí vzduchu, vody a půdy. Velkému riziku jsou vystaveny organismy, které tvoří vrchol potravní pyramidy. [3]

Narušování tlumicích a samočisticích vlastností ekosystému krajiny – Stabilní ekosystémy jsou schopny absorbovat škodlivé látky po určitou „mez únosnosti krajiny“. Tato schopnost ekosystému je na územích nejen našeho státu oslabena a dochází ke vzniku problému s ukládáním nevyužitelných odpadů. [3]

Narušování hydrologického systému krajiny – Na snižování retenční schopnosti krajiny má vliv zánik lesů, odstraňování zeleně a mokřadů, pěstování nevhodných plodin, napřimování toků a další. Důsledkem těchto dějů je rychlejší odtok vody z krajiny, který se projevuje povodněmi nebo poklesem minimálních průtoků. Postupně dochází k trvalému poklesu hladiny podzemních vod v oblastech našeho státu. [3]

Pokles přirozených reprodukčních schopností krajinných systému – Jevy způsobují rozklad přirozených ekosystémů, mizení ekotypů, ochuzování genofondu, nadměrné čerpání neobnovitelných zdrojů, nedostatečnou reprodukci obnovitelných zdrojů. [3]

Zhoršování zdravotního stavu obyvatelstva – Znečišťování životního prostředí má do jisté míry velký vliv na zhoršování zdravotního stavu obyvatelstva. Působení na obyvatelstvo může mít za následek snížení střední délky života, vyšší úmrtnost v nízkých věkových skupinách, výskyt alergií a zhoubných nádorů v dětském a mladém věku a narušení psychického zdravotního stavu obyvatelstva. [3]

Ekonomické škody a ztráty – Ztráty jsou způsobené zvýšenou nemocností a úmrtností obyvatelstva, zvýšenými náklady na kompenzační a nápravná opatření a vzniklými škodami ze sníženého zemědělského objemu, lesní a průmyslové produkce. [3]

Narušování sociální struktury a politického systému společnosti – V oblastech, kde je snižena kvalita životního prostředí dochází k projevu rozvolňování sociálních vztahů, tzn. zvyšování počtu rozvodů, zvyšování počtu umělých potratů, zvyšování kriminality, toxikománie a dalších. Problémy, které se týkají životního prostředí, se promítají i do sociální politické stability společnosti, které mohou vést k ohrožení ekonomického rozvoje společnosti. [3]

Ohrožení mezinárodního postavení státu – V mezinárodním společenství se považuje vztah jednotlivých států k životnímu prostředí za jedno ze základních kritérií hodnotící jejich úroveň a význam. Státy nedoceňující tuto skutečnost se mohou dostat do mezinárodní izolace. [3]

2 LÁTKY KOSMETICKÝCH PROSTŘEDKŮ ZNEČIŠŤUJÍCÍ ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Kosmetické prostředky a přípravky bývají často v anglicky psaných textech zahrnuty do skupiny *Pharmaceuticals and personal care products*, tedy do *Produktů farmacie a osobní péče*, ve zkratce PPCPs. Podle United States Environmental Protection Agency – EPA, patří do PPCPs následující kategorie produktů: a) léky na předpis, b) veterinární léčiva, c) vůně, kosmetika, d) opalovací prostředky, e) diagnostické prostředky, f) doplňky stravy. Problematika PPCPs se často soustřeďuje na léčiva humánní nebo veterinární. Části kosmetické není tak výrazná pozornost věnována, přestože dopady pro ŽP, co do kvantity jsou zjevné. [8]

Prostředky pro osobní péči jsou určeny k vnějšímu použití a jsou zaměřeny na změnu zápachu, vzhledu nebo chuti, aniž by se projevovaly významnou biochemickou aktivitou. Nejsou používány k léčbě onemocnění. Od léčiv se liší tím, že jejich velká část může být zavedena přímo do životního prostředí. Mohou být vypouštěny do povrchových vod nebo odpařeny do vzduchu. Dále se od léčiv liší tím, že nejsou známy účinky na necílové organismy a data jsou omezena i pro neočekávané účinky na člověka. Složky produktů osobní péče jsou používány ve velkém množství a mnoho z nich je vzhledem k životnímu prostředí perzistentní, biologicky aktivní a mají potenciál pro bioakumulaci. [9, 10]

Diskutovanou otázkou je i endokrinní aktivita některých složek kosmetických kompozic. Tyto látky i v malém množství vstupují do životního prostředí a mohou zásadně ovlivňovat hormonální funkce v tělech organismů. Z kosmetických součástí se věnuje zvýšená pozornost konzervantům, umělým vůním (tzv. musks), UV filtrům. [11]

Povrchové a podzemní vody jsou nejvíce zasaženou oblastí znečištěnou látkami pocházejících z kosmetických prostředků. Podle způsobu a druhu znečišťujících látek lze znečištění vody rozdělit na primární a sekundární. Primární znečišťování povrchových vod je způsobeno látkami, které jsou přítomny v odpadní vodě nebo změnou některých jejich vlastností. Sekundární znečištění lze vyjádřit jako nadměrný rozvoj některých organismů, který byl vyvolán přísunem vhodných látek. Typickým příkladem je kvetení – eutrofizace vodních nádrží, tj. zarůstání nádrží řasami, sáňkami a rozsivkami vyvolaný nadměrným přísunem živin, hlavně dusičnanů a fosforečnanů. Při eutrofizaci dochází k obohacování vod minerálními živými látkami vedoucí k rostoucí intenzitě

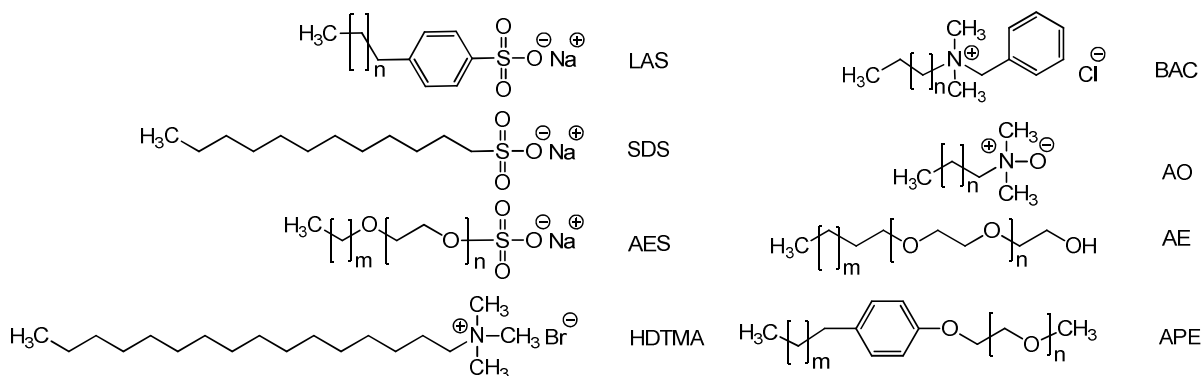
biologických pochodů, které vede k tvorbě nežádoucích monokultur, a jeho následky mohou být katastrofální. Mezi další oblasti patří půda, ovzduší a živé organismy, které jsou důsledkem průmyslové výroby a lidské činnosti znečišťovány řadou rozmanitých znečišťujících látek obsažených v kosmetických přípravcích. [3]

2.1 Povrchově aktivní látky

Povrchově aktivní látky jsou různorodá skupina chemických látek, které obsahují polární ve vodě rozpustnou část a nepolární uhlovodíkový řetězec nerozpustný ve vodě. Při vyšších koncentracích se PAL shlukují do micel. Prahová hodnota, při které k tomu dochází, se nazývá kritická micelární koncentrace. Neionické PAL mají hodnotu CMC nižší než anionické a kationické PAL. Schopnost tvořit micely dává povrchově aktivním látkám detergentní a solubilizační vlastnosti. PAL jsou široce využívány v pracích a jiných čisticích prostředcích. Po použití jsou zbytkové PAL vypouštěny do kanalizace, nebo přímo do povrchových vod a většina končí rozptýlená v různých složkách životního prostředí. Toxické účinky PAL na vodní organismy jsou dobře známy a jejich přítomnost v prostředí je většinou na úrovni nižší, než je jejich toxicita. Většina PAL je biologicky odbouratelná a jejich množství v prostředí se redukuje sekundárním čištěním v čistírnách odpadních vod. Vypouštění odpadních vod znečištěné větším množstvím PAL by mohlo mít vážné dopady na ekosystémy, např. vliv na bilanci kyslíku v povrchových vodách, zvyšování rozpustnosti pesticidů. Je tedy nutné omezit používání vysoce toxických a biologicky neodbouratelných PAL v kosmetických přípravcích a nahradit je více šetrnými k životnímu prostředí. V tabulce 3 jsou uvedeny běžně užívané PAL a na obrázku 1 jsou jejich chemické struktury. [5, 12, 13]

Tab. 3: Běžně používané povrchově aktivní látky [12]

| Název | Zkratka | Třída |
|----------------------------------|---------|------------|
| Alkylbenzen sulfonová kyselina | LAS | Anionické |
| Dodecylsulfát sodný | SDS | |
| Alkylsulfát | AS | |
| Laurylsulfát sodný | SLS | |
| Alkylethoxysulfát | AES | |
| Kvartérní amoniové sloučeniny | QAC | Kationické |
| Benzalkonium chlorid | BAC | |
| Cetylpyridinium bromid | CPB | |
| Cetylpyridinium chlorid | CPC | |
| Hexadecyltrimethylamonium bromid | HDTMA | Amfoterní |
| Aminoxid | AO | |
| Alkylfenoethoxylát | APE | Neiontové |
| Alkoholethoxylát | AE | |
| Mastné kyseliny ethoxylátu | FAE | |



Obr. 1: Chemické struktury běžně užívaných PAL

Anionické povrchově aktivní látky

Anionické látky jsou historicky nejstarším a nejpoužívanějším typem PAL, např. mýdla. Hydrofobní část molekuly tvoří alkylový, alkylfenoetherový nebo alkylbenzenový řetězec různé délky a hydrofilní část tvoří karboxyl, sulfát, sulfonát nebo fosforečnan. Jsou součástí mnoha detergentů používaných v biotechnologických a jiných průmyslových procesech včetně kosmetického průmyslu. Mohou být také používány pro odstranění petrochemických produktů z kontaminovaných zemin. [12, 14, 15]

Kationické povrchově aktivní látky

Nejběžnějším typem kationických PAL jsou kvartérní amoniové sloučeniny. Molekuly obsahují alespoň jeden hydrofobní uhlovodíkový řetězec navázaný na pozitivně nabitý atom dusíku dále alkylové skupiny jako methyl nebo benzyl. Jsou široce využívány jako čisticí prostředky, změkčovadla a do vlasových kondicionérů. Kationické PAL s dlouhým řetězcem se používají jako dezinfekční prostředky proti gram pozitivním a gram negativním bakteriím i proti některým patogenním druhům hub a prvokům, ale jsou toxické pro buňky savců. [12, 14, 15]

Amfoterní povrchově aktivní látky

Chování těchto PAL je závislé na hodnotě pH. Nejznámější jsou sekundární reakční produkty terciárních aminů a peroxidu vodíku – aminoxidy. Používají se pro posílení pěnicí účinností v mycích prostředcích na nádobí, dále v textilním průmyslu jako antistatická činidla a v deodorantech jako antibakteriální činidla. Jsou kompatibilní s kůží a obvykle se používají v kombinaci s dalšími PAL. Jsou netěkavé a snadno odstraněny běžným čištěním odpadních vod. Jejich nevýhodou jsou vysoké výrobní náklady. [12, 14, 15]

Neionické povrchově aktivní látky

Nejsou schopny disociace na ionty ve vodném roztoku. Hydrofobní část je tvořena alkylfenol derivátem mastné kyseliny nebo dlouhým řetězcem alkoholu. Hydrofilní část tvoří ethylenoxid s řetězcem o různé délky. Neionické PAL jsou kompatibilní s kationickými a anionickými PAL. Široce se využívají jako emulgátory, smáčedla a stabilizátory pěny. Tvoří důležitou složku většiny pesticidních přípravků a tak se dostávají do kontaktu s rostlinnými druhy a jeho toxicita byla pozorována u tabáku a cukrové řepy. [12, 14, 15]

2.1.1 Ekotoxicita povrchově aktivních látek

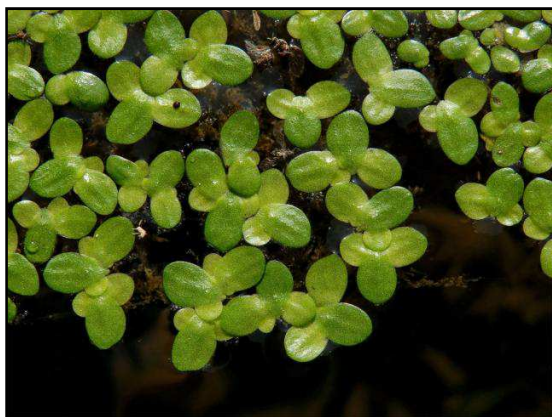
Povrchově aktivní látky vykazují výraznou biologickou aktivitu. Anionické PAL se mohou vázat na makromolekuly, jako jsou DNA, enzymy a peptidy, u kterých může dojít ke změně polypeptidového řetězce a povrchového náboje molekuly. Kationické PAL primárně ovlivňují cytoplazmatickou membránu bakterií. Neionické PAL vázané na proteiny nebo fosfolipidy vykazují antimikrobiální aktivitu a při degradaci v čistírnách odpadních vod dochází k vypuštění určitého množství PAL do povrchu-

vých vod a půd. Nadměrné používání povrchově aktivních látek a jejich vypouštění by mohlo značně ovlivnit ŽP, a proto jsou množství jednotlivých druhů PAL v odpadních vodách sledovány a regulovány. Kationické PAL, představují v tomto ohledu největší nebezpečí. [12, 14, 15]

Cserhádi, Forgács a Oros ve svém shrnutí v *Environment International* píše v mnoha pododdílech o vztahu anionických PAL k biomembránám, fosfolipidovým dvojvrstvám, probírají toxicitu pro lidskou populaci, obratlovce, mikroorganismy nebo vodní rostliny, vazbu PAL na proteiny, adsorpci a desorpci na kaly a pevné matrice. Na závěr říkají, že vztah mezi chemickou strukturou anionických PAL, jejich fyzikálně-chemickými vlastnostmi, působením na biologické systémy (membrány, proteiny, buňky, celé organismy) a jejich dopadem na životní prostředí je nejednoznačný a ještě mu nejde zcela porozumět. [16]

Toxicita pro rostliny a bakterie

Toxicita PAL na vodní rostliny se vztahuje hlavně na řasy, které jsou základním dodavatelem kyslíku. Byly pozorovány toxické účinky SDS na okřehek menší (*Lemna minor*) viz obr. 2, kdy SDS při vyšších koncentracích inhibovala rychlost jejího růstu. Sledováním toxického účinku LAS a třech druhů kvartérních amoniových sloučenin (QACs) na jednobuněčné zelené řasy *Dunaliella*, byly zjištěny střední účinné koncentrace. Pro LAS byla koncentrace $3,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a pro tři druhy QACs $0,79 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $1,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a $18 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. U směsi anionických a neionických PAL, byly prokázány toxické účinky na hnědé řasy *Macrocystis pyrifera* (obr. 3) v rozmezí koncentrací od $73,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ do $95,9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. [12]



Obr. 2: Okřehek menší (*Lemna minor*)

(http://www.e-herbar.net/main.php?g2_itemId=22793)



Obr. 3: *Macrocyctis pyrifera*

(<http://www.carbonos.com/gallery/photo.php?photo=1049&exhibition=23>)

Do půdy se PAL mohou dostat prostřednictvím čistírenských kalů a jsou součástí agrochemických přípravků. Neionické PAL obsaženy v těchto prostředcích ovlivňují různé druhy rostlin jako např. ječmen a jílek, u kterých způsobují zpomalení růstu v rozmezí koncentrací od $40 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ až do $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. [12]

Toxické účinky PAL pro bakterie nejsou tak hojné jako u vodních organismů. Výzkum byl zaměřen hlavně na kvartérní amoniové sloučeniny (QAC), které jsou využívány k dezinfekci ve zdravotnictví. Bylo zjištěno, že časté používání těchto prostředků může mít za následek bakteriální rezistenci na tyto látky a negativní vliv na čištění odpadních vod z důvodů biocidních účinků na bakterie, které jsou součástí aktivovaných kalů. [12]

Toxické působení PAL na bezobratlé a obratlovce

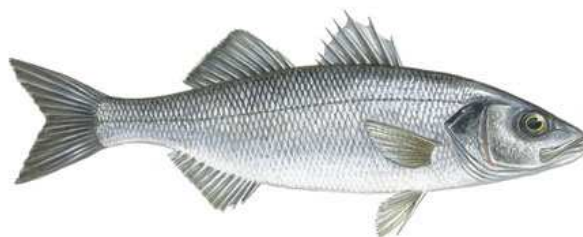
Bezobratlí živočichové jsou nejčastěji používané modelové organismy pro testování toxicity chemických látek. Byla studována akutní toxicita komponent pracích prostředků, detergentů a změkčovadel na sladkovodní *Ceriodaphnia dubia* (obr. 4) a hrotnatku velkou (*Daphnia magna*) a bylo zjištěno, že povrchově aktivní látky a křemičitan sodný nejvíce přispívají toxicitě pracích prostředků. Hodnoty EC_{50} se nacházely v rozmezí od $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ do $85 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ pro dvacet pět testovaných detergentů a pro pět typů změkčovadel v rozmezí od $15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ do $166 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Pro LAS se hodnoty

EC₅₀ pohybovaly v rozmezí od 1 mg·l⁻¹ do 15 mg·l⁻¹ a pro AES byly zjištěny hodnoty EC₅₀ v rozmezí od 0,5 mg·l⁻¹ do 65 mg·l⁻¹ pro řasy, 0,78–167,3 mg·l⁻¹ pro bezobratlé a 0,8 mg·l⁻¹ až 250 mg·l⁻¹ pro ryby. Ryby a bezobratlí jsou nejvíce citliví na účinky AE. U SDS byly prokázány toxické účinky na nedospělého morčáka evropského (*Dicentrarchus labrax*) viz obr. 5 s průměrnou hodnotou EC₅₀ 7,34 mg·l⁻¹. Vysoká koncentrace anionického SDBS způsobovala u ryb změny jejich chování. Vyvolávala např. svalové křeče, nečekané pohyby a kroucení těla. Vyšší koncentrace LAS a APE byly zjištěny u pstruha duhového. V rybách je APE metabolizován a produkty metabolismu, jako oktylfenol a nonylfenol, byly nalezeny ve žluči, střevě a játrech ryb. Tyto produkty mohou vyvolat tvorbu proteinu vitellogeninu u samic ryb, který je za normálních podmínek produkován u samic vlivem estrogenu, a tím by mohlo dojít k narušení rybího endokrinního systému. [12]



Obr. 4: *Ceriodaphnia dubia*

(<http://web.usca.edu/biology/Harmonlab/index.dot>)

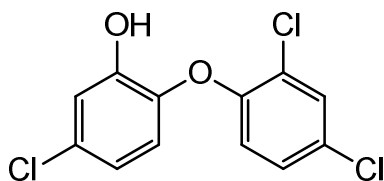


Obr. 5: Mořčák evropský
(*Dicentrarchus labrax*)

(http://ec.europa.eu/fisheries/marine_species/farmed_fish_and_shellfish/seabass/index_en.htm)

2.2 Triclosan

Triclosan neboli 5-chlor-2-(2,4-dichlorfenoxy)fenol (CAS 3380-34-5) je antimikrobiální látka s molekulárním vzorcem C₁₂H₇C₁₃O₂. Jedná se o stabilní sloučeninu s bodem varu mezi 280–290 °C a teplotou tání mezi 54–57 °C. Jeho rozpustnost je závislá na hodnotě pH. Není snadno rozpustný ve vodě, ale rozpouští se v široké škále organických rozpouštědel.



Obr. 6: Chemická struktura triclosanu

Triclosan je používán od roku 1968 jako antiseptikum, dezinfekční a konzervační prostředek a je součástí řady spotřebního zboží jako je kosmetika, čisticí prostředky, hračky, textilie a kuchyňské potřeby. V roce 2010 byl odstraněn ze seznamu EU doplňkových látek používaných do polymerních materiálů, které přicházejí do styku s potravinami (podle komise 2010/169/EU). Roční spotřeba triclosanu pro USA činí 300 t a pro Evropu 350 t z toho je asi 85 % použito v produktech osobní péče, 5 % pro textilie a 10 % pro polymerní materiály. Regulace triclosanu v kosmetických prostředcích se liší v závislosti na zemi, kde byl výrobek uveden na trh. Během posledních let se triclosan stal terčem několika studií zaměřených na jeho rozpad a distribuci v životním prostředí. Při analýze byly triclosan a jeho rozkladné produkty nalezeny ve všech složkách životního prostředí. [17, 18, 19]

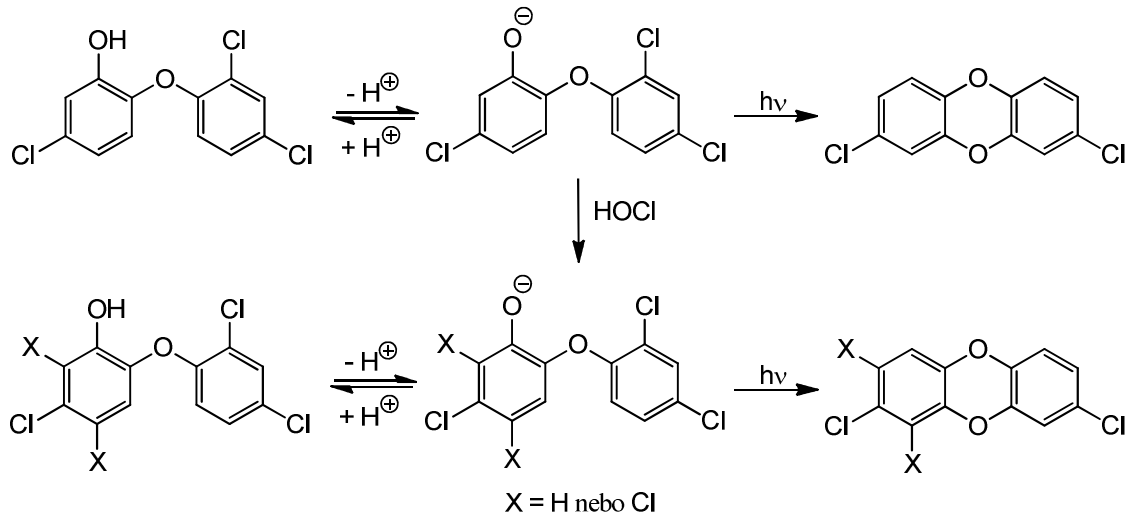
2.2.1 Významné degradační produkty triclosanu

Není pravidlem, že degradační produkty bývají méně škodlivé nežli výchozí kontaminant. Mnohdy je tomu přesně naopak a degradačními pochody vznikají látky více toxické a životní prostředí více zatěžující oproti výchozím. Rozkladné produkty triclosanu jsou toho kvalitním důkazem.

Methyltriclosan – Během procesu čištění odpadních vod vzniká biologickou metylací triclosanu methyl(triclosan)ether [5-chlor-2-(2, 4 dichlorfenoxy) anisol]. Jedná se o lipofilní sloučeninu, která byla nalezena v rybích vzorcích. Methyltriclosan je odolný vůči dalšímu biologickému rozkladu a vykazuje vyšší stupeň perzistence v oblasti životního prostředí. [17]

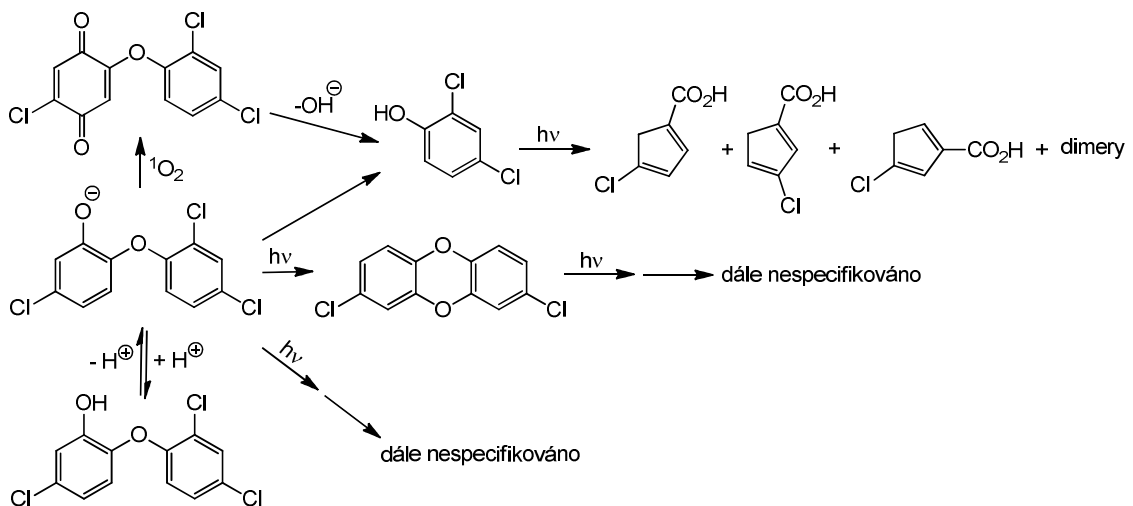
Dioxiny – Dioxiny vznikají během přeměny triclosanu v průběhu výroby, spalování a ve vodném prostředí. Při fotolýze triclosanu, která představuje hlavní dráhu odstranění antimikrobiální látky z vodného prostředí, dochází ke vzniku 2,8-dichlordibenzodioxinu. Na vznik dioxinu má vliv hodnota pH vodného roztoku a vlnová délka záření. [17, 20]

Buth s kolegy popsali pravděpodobný vznik dioxinů a chlorfenolů z triclosanu působením chloru (dezinfekce pitné vody) a slunečního záření. Tyto látky analyzovali sofisticovanými analytickými metodami a jako reálné vzorky otestovali několik různých sedimentů z řeky Mississippi. [21]



Obr. 7: Schéma vzniku fotodegradace triclosanu a vzniku derivátů PCDD [21]

V podrobném článku Latch a kolektiv studovali fotochemii triclosanu ve vodném prostředí. Popsali několik degradačních cest a produktů této konzervační látky, viz schéma na obrázku 8. [20]



Obr. 8: Studijní schéma fotodegradace triclosanu [20]

Chlorfenoly – Mezi další znečišťující látky, vzniklé přeměnou triclosanu jsou chlorfenoly. Při reakci triclosanu s volným chlorem dochází ke vzniku 2,4-dichlorfenolu a pomocí éterového štěpení a následné elektrofilní substituci dochází ke vzniku 2,4,6-trichlorfenolu. Bylo prokázáno, že tyto dva fenolické vedlejší produkty jsou stabilní v průběhu času a vykazují určitou toxicitu. [17]

Chloroform – Chloroform vzniká při styku mýdla obsahující triclosan s chlorovanou vodou. Při analýze byl po 5 minutách stanoven obsah chloroformu $15 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a po 120 minutách $49 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Riziko vzniku většího množství chloroformu se zvyšuje používáním antimikrobiálních mýdel v domácnostech. Tvorba chlorovaných derivátů je závislá na teplotě. Vyšší teploty způsobují zvýšenou tvorbu chloroformu. [17, 18]

2.2.2 Množství triclosanu v životním prostředí

Triclosan a jeho vedlejší produkty mohou do ŽP vstupovat prostřednictvím výtoku z čističky odpadních vod, z kanalizace nebo jako adsorbovaný v kalu nebo biomase. V odpadních vodách byla detekována koncentrace triclosanu v USA od 0,05 do $5,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, Evropě 0,01 až $2,21 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a Asii 10 až $360 \text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejvyšší koncentrace triclosanu byla hlášena z Gruzie, a to v rozsahu od 13,7 do $86,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Při testování povrchových vod byl triclosan přítomen v 75 % těchto vod. Vysoká koncentrace triclosanu byla zjištěna v jižní Číně v roce 2008, kde koncentrace triclosanu dosáhla hodnoty $1,02 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. V Evropě byla zkoumána přítomnost triclosanu v povrchových vodách v Německu, Itálii, Řecku, Slovinsku, Španělsku, Rumunsku, Švýcarsku a Velké Británii. Nejvyšší hodnoty triclosanu byly stanoveny v řekách ve Španělsku s koncentrací triclosanu až $285 \text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$. Při testování přítomnosti triclosanu v pitné vodě v roce 2007 byla zjištěna přítomnost triclosanu ve 22 vzorcích pitné vody z oblasti Barcelony. Nejvyšší koncentrace triclosanu v pitné vodě v Číně byla stanovena v rozsahu $0,6\text{--}9,7 \text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$. V odvodněném čistírenském kalu byla zjištěná koncentrace triclosanu v rozmezí $1,19\text{--}5,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. [17, 18]

Při analýze přítomnosti triclosanu v živých organismech byly zjištěny vysoké hladiny triclosanu ve žluči a krevní plazmě ryb v rozmezí od 0,24 do $4,4 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. U pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) byla stanovena koncentrace triclosanu $120 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Během studie lidského organismu byla stanovena koncentrace triclosanu v moči mezi 1 až $3790 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. V roce 2008 bylo shromážděno 2517 vzorků moči obyvatel USA. V 74,6 % vzorků byl detekován triclosan v koncentracích 2,4 až $3790 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejvyšší

koncentrace byly zaznamenány u obyvatelstva ve věku 30 let. V roce 2007 byly odebrány vzorky moči od 90 dívek ve věku 6 až 8 za účasti čtyř rasových skupin (asijské, africké, hispánské a bílé) a třech regionálních míst (New York, Cincinnati a San Francisco). Koncentrace triclosanu pro všechna místa byla 1,6 až 956 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ se střední koncentrací 7,2 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. V krevní plazmě byla zjištěna koncentrace triclosanu od 0,07 do 16 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a v mateřském mléce 0,03 až 0,54 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. [17, 18]

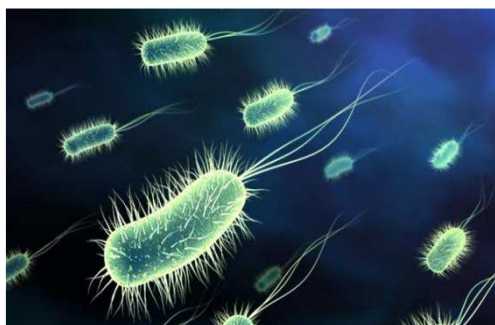
2.2.3 Toxické účinky na složky životního prostředí

Během studie toxických účinků triclosanu byla zjištěna řada organismů citlivých na přítomnost triclosanu, který může vyvolat chronické účinky na živé organismy a významně narušit ekosystém.

Toxicita pro rostliny, mikroorganismy a vodní organismy

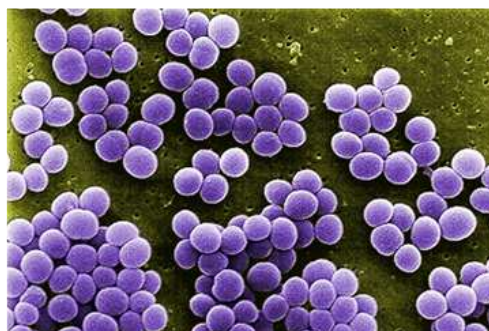
Zelené řasy představují primární zdroj potravy pro mnoho vodních organismů, a proto jejich znečištění triclosanem může mít za následek toxické účinky na další organismy. Byly zkoumány toxické účinky triclosanu na *Dunaliella tertiolecta*, *Scenedesmus subspicatus*, *Selenastrum capricornutum* a *Navicula pelliculosa*. Přítomnost triclosanu inhibovala jejich růst a množení. Stanovené hodnoty EC_{50} byly 3,5 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, 0,7 až 2,8 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, 1,2 až 4,5 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a 19 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Negativní účinky triclosanu byly dále pozorovány u rostlin, jako jsou rýže setá (*Oryza sativa*), pšenice setá (*Triticum aestivum*), *Sesbania herbacea* a okurka setá (*Cucumis sativus*). V průběhu 20 až 28 dní byly sledovány účinky triclosanu v různých koncentracích na klíčení semen a růst těchto rostlin. Triclosan inhiboval růst rostlin v koncentracích 10 až 30 mg/kg. Nejcitlivější rostlina na přítomnost triclosanu byla okurka setá (*Cucumis sativus*) jejíž hodnota EC_{50} byla 0,74 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Během sledování degradace triclosanu v půdě za aerobních a anaerobních podmínek v roce 2007, vytrval triclosan v aerobní půdě po dobu 18 dní a v anaerobní půdě po dobu 70 dní. Studie naznačují, že by kaly obsahující větší množství triclosanu mohly vyvolat negativní účinky na růst rostlin při jejich aplikaci na zemědělské půdy. U bakterií byla prokázána větší toxicita triclosanu než u řas. Akutní toxicita triclosanu byla testována na bakterii *Vibrio fischeri*. Hodnoty EC_{50} se nacházely v rozmezí 220 až 520 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ v závislosti na délce vystavení triclosanem. V roce 2009 bylo sledováno vystavení bakterie *Salmonella enterica serovar Typhimurium* (obr. 9) triclosanu a byla zjištěna jejich zvýšená rezistence na antibiotika. U bak-

terie *Staphylococcus aureus* (obr. 10) byla zaznamenána vyšší odolnost vůči penicilínu, gentamicínu a chinolonům. [17, 18]



Obr. 9: *Salmonella enterica* serovar
Typhimurium

(http://shop.arrayit.com/bacterial_microarray.aspx)



Obr. 10: *Staphylococcus aureus*

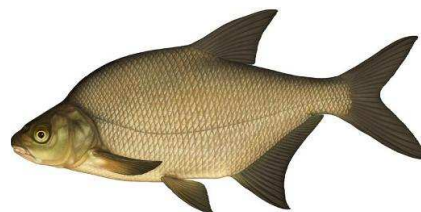
(<http://www.extension.org/pages/28432/staphylococcus-aureus#.VSbNRfC-HAg>)

Triclosanu a jeho degradačním produktům jsou ve větší míře vystaveny vodní organismy a to zejména ryby. Pro testování byly vybrány ryby a mořské plody z řeky Tama z Tokijského zálivu. Přítomnost methyltriclosanu byla prokázána u všech vzorků sladkovodních ryb v rozmezí 1 až 38 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ a u tří ze čtyř měkkýšů v rozmezí od 3 do 20 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Vyšší koncentrace triclosanu byla stanovena ve žluči pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) viz obr. 11 v koncentracích od 0,44 až 120 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. V roce 2006 byla provedena analýza hladiny methyltriclosanu u pstruha potočního vyskytujícího se ve Švýcarských vodách. Koncentrace methyltriclosanu se pohybovala mezi 130 a 2100 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. V letech 1994 až 2003 byla sledována přítomnost triclosanu a methyltriclosanu ve svalové tkáni cejna velkého (*Abramis brama*) viz obr. 12. Zatímco triclosan byla detekován pouze v malém počtu vzorků, tak methyltriclosan byl přítomen ve všech analyzovaných vzorcích svaloviny. Koncentrace triclosanu byla 3,4 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ a methyltriclosanu 26 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Závěrem této studie bylo zjištění že methyltriclosan je perzistentní znečišťující látka s potenciálem hromadit se ve svalovině ryb. V roce 2009 byl nalezen výskyt triclosanu v plazmě delfína skákavého. Plazmové vzorky byly odebrány z delfínů z oblasti USA. Koncentrace byly v rozmezí od 0,025 až 0,27 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. Následně byla zjištěna přítomnost triclosanu v plazmě kosatky dravé (*Orcinus orca*) při koncentraci 9 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$. [17, 18]



Obr. 11: Pstruh duhový
(*Oncorhynchus mykiss*)

(<http://www.korinfo.hu/drupal/node/12532>)



Obr. 12: Cejn velký
(*Abramis brama*)

(http://kolafish.ru/en/volga_fish)

Toxicita pro suchozemská zvířata a obyvatelstvo

V roce 2010 byla sledována toxicita triclosanu na žížalu hnojní (*Eisenia fetida*). Při testování byl zaznamenán pokles aktivity katalázy ze 148 % na 47 % a pokles glutathion-S-transferázy ze 123 % na 33 %. Dále také docházelo k poškození DNA. Studie na potkanech ukázaly, že přítomnost triclosanu způsobila hypotermii, tlumivý účinek na centrální nervový systém a změny cirkulace tyroxinu v těle. U samců byla prokázána snížená produkce spermií. Hodnoty LD_{50} byly v rozmezí od 3,7 do 5,0 $g \cdot kg^{-1}$ tělesné hmotnosti. Pro zjištění toxicity triclosanu na ptáky byly testy prováděny na křepelce virginské (*Colinus virginianus*) viz obr. 13 a výsledky třech studií poukazují na nízkou toxicitu triclosanu na ptáky. Hodnoty LD_{50} byly 862 $mg \cdot kg^{-1}$ tělesné hmotnosti. Určité riziko pro ptáky představuje potrava, jako žížaly nebo ryby, které byly vystaveny účinkům triclosanu. [17, 18, 19, 22]



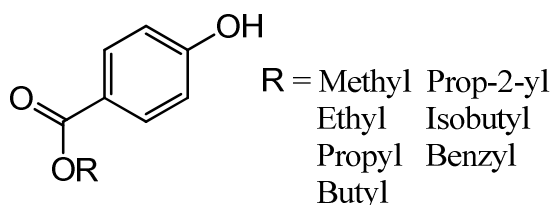
Obr. 13: Křepelka virginská
(*Colinus virginianus*)

(<http://ibc.lynxeds.com/photo/northern-bobwhite-colinus-virginianus/male-standing-short-grass>)

Možné cesty triclosanu k lidem jsou perorální, dermální a inhalační. Příjem triclosanu dermální cestou je nízký, protože dochází k absorpci méně než 10 %, pokud jsou produkty použity v souladu s doporučeným použitím. Triclosan ale může způsobit podráždění kůže nebo vznik kontaktní dermatitidy. Perorální použití patří mezi nejvýznamnější cesty příjmu triclosanu pro člověka. Detekce triclosanu v mateřském mléce vyvolala řadu otázek pro možné nepříznivé účinky pro kojence. Tyto možnosti jsou stále zkoumány. Další studie ukázaly na schopnost triclosanu vázat se na receptor hormonu štítné žlázy, možnost zvýšit riziko vzniku karcinomu prsu a rakoviny prostaty. [17, 18, 19, 22]

2.3 Parabeny

Parabeny (alkyl-*p*-hydroxybenzoáty) jsou antimikrobiální konzervační látky používané v kosmetice, hygienických potřebách, farmacii a potravinářství. V současné době se používá sedm různých typů parabenů jako methyl-, ethyl-, propyl-, butyl-, benzyl-, isopropyl- a isobutylparaben. Antimikrobiální účinky parabenů vzrůstají s délkou jejich alkylového řetězce a zároveň dochází k poklesu jejich rozpustnosti ve vodě. V roce 1987 bylo použito více než 7000 kg parabenů v samotné kosmetice a toaletních potřebách. Pro zvýšení konzervačních účinků v kosmetických prostředcích jsou nejčastěji použity methylparabeny a propylparabeny. [10, 23]



Obr. 14: Chemické struktury parabenů

2.3.1 Dopady na životní prostředí

V povrchových vodách v roce 2010 byla nalezena koncentrace parabenů v rozmezí 15–400 ng·l⁻¹. Ze sedmi používaných typů parabenů představuje nejvyšší riziko benzylparaben a nejnižší methylparaben a ethylparaben. V roce 2009 byla provedena studie toxicity parabenů na perloočce (*Daphnia magna*) viz obr. 15 a *Pimephales promelas* (obr. 16). Benzylparabeny a butylparabeny byly nejvíce toxické pro bezobratlé a ryby, zatímco metylparabeny a ethylparabeny byly nejméně toxické. Závěrem studie bylo, že vzrůstající délka alkylového řetězce parabenů zvyšuje jeho toxicitu. Další studie

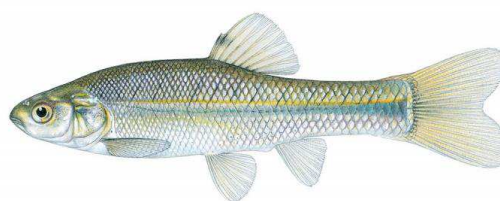
byla provedena v roce 2002 na možnost ovlivnění spermatogeneze u potkanů. Závěrem bylo zjištění, že butyl- a propylparabeny výrazně snížily tvorbu spermií, ale neměly vliv na hladinu testosteronu v séru. V dalších několika testech na zvířatech bylo zjištěno, že parabeny vykazují mírnou estrogenní aktivitu, která může způsobit rakovinné bujení. S touto aktivitou je spojeno mnoho diskuzí o možném negativním působení deodorantů a antiperspirantů, které jsou aplikovány do podpažní jamky již ústí sítí lymfatického systému a parabeny se mohou velmi dobře vstřebávat do těla. V roce 2004 byla provedena studie, při které bylo zkoumáno 20 vzorků lidských nádorů prsu. V 18 vzorcích byly nalezeny parabeny. Tato studie byla částečně zkritizována, protože nedošlo ke zkoumání množství parabenů v prsní tkáni u žen bez rakoviny prsu ani nebylo prokázáno, zda parabeny pocházely z deodorantů, nebo že byly absorbovány podpažím. Závěrem studie bylo poukázáno na schopnost těla absorbovat parabeny, které se pak nachází ve vzorcích rakovinných prsních tkání, ale nedokazují, že by parabeny mohly zvýšit riziko či způsobit rakovinu prsu. U citlivějších lidí může dojít při opakovaném používání kosmetiky s podílem parabenů ke vzniku kožní alergie.

[10, 22, 23]



Obr. 15: Hrotnatka velká
(*Daphnia magna*)

(<http://kalmeijer.net/album/Other/slides/daphnia%20magna%201400x1040.html>)



Obr. 16: *Pimephales promelas*

(<http://www.fishesoftexas.org/taxon/pimephales-promelas/>)

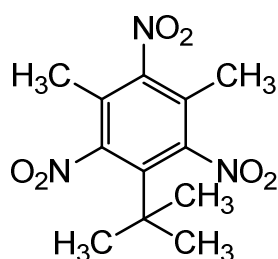
2.4 Vonné složky

Vonné složky jsou nejvíce studovanou částí produktů osobní péče. Jsou považovány za všudypřítomné, perzistentní a bioakumulativní znečišťující látky kontaminující životního prostředí. Nejčastěji používaná jsou syntetická pižma. Jsou složena z řady strukturálně podobných chemických látek, která mohou napodobit požadovanou vůni a

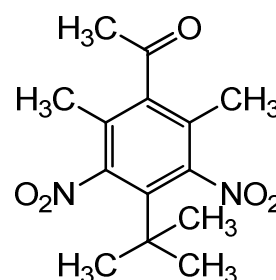
nejdou tak drahá jako přírodní vonné složky. Používají se pro parfemované výrobky jako jsou voňavky, deodoranty, mýdla, prací prášky atd. [9, 10]

2.4.1 Syntetické vonné složky

Mezi syntetické vonné složky patří nitro a polycyklická pižma. Mezi nejčastěji používaná „nitro-pižma“ patří „xylenové pižmo“ – *Xylene musk* (CAS 81-15-2) a ketonové pižmo – *Ketone musk* (CAS 81-14-1) a mezi méně používaná patří pižmo ambrette, moskene a tibeten.

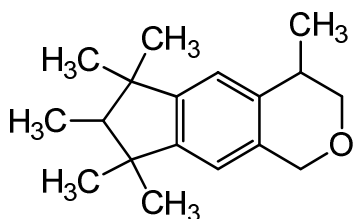


Obr. 17: Xylenové pižmo

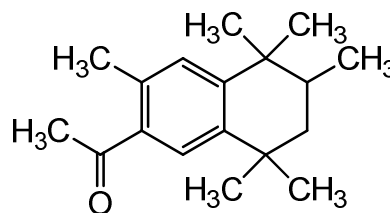


Obr. 18: Ketonové pižmo

Nitro-pižma jsou pod kontrolou v řadě zemí z důvodu jejich stálosti a možných nepříznivých dopadů na životní prostředí. V některých zemích dochází dokonce k jejich vyřazování. Polycyklická pižma jsou v současné době využívána ve větším množství než nitro-pižma a představují téměř dvě třetiny celosvětové produkce. Nejčastěji se používají celestolid, galaxolid (hexamethyl-hexahydrocyklopenta[g]isochroman) a tonalid (acetyl-hexamethyl-tetrahydronaftalen) a méně často traseloid, phantolid a cashmeran.



Obr. 19: Galaxolid



Obr. 20: Tonalid

Kromě kosmetiky jsou využívány jako potravinářské přídatné látky do cigaret a rybích návnad. Pižma jsou odolná vůči biodegradaci, což vysvětluje, že byla nalezena ve vodních plochách po celém světě. „Musk“ sloučeniny se řadí do kategorie „nových environmentálních polutantů“ s tím, že strukturou a chováním v životním prostředí spadají do kategorie perzistentních organických polutantů se zkratkou z angličtiny

POPs. Odhaduje se, že nitro pižma se vyprodukuje v množství okolo 1000 tun za rok a polycyklických okolo 6000 t za rok. [9, 10, 24, 25]

2.4.2 Dopady na životní prostředí

První identifikace nitro-pižma v životním prostředí byla provedena v roce 1981 v Japonsku. Vonné látky byly přítomny v řekách a mnoha vodních organismech jako zlatá rybka (*Carassius auratus langsdorfii*) viz obr. 21, slávka jedlá (*Mytilus edulis*) viz obr. 22 a ústřice (*Crassostrea gigas*). Xylenové pižmo bylo nalezeno ve všech vzorcích a ketonové pižmo byl v 80 % ze 74 analyzovaných vzorků. Ve slávce jedlé byla stanovena koncentrace 10–30 ng·kg⁻¹ obou vonných látek. V roce 2006 byla nitro a polycyklická pižma nalezena v německém Labi a rumunské řece Szamos v koncentraci pro nitro-pižma 2–10 ng·l⁻¹ a pro polycyklická pižma 2–300 ng·l⁻¹, přičemž nejvyšší koncentrace byla pro galaxolid. [9, 10, 24]

Nitro a polycyklická pižma mají vysoký potenciál pro bioakumulaci ve vodních organismech. Během studií bylo zjištěno, že nitro pižma, konkrétně xylenové pižmo má vyšší potenciál pro bioakumulaci než polycyklická pižma. Bylo zjištěno, že ambra (2,6-dinitro-3-methoxy-4-tercbutyl-toluen) může hrát roli při poškození nervového systému vodních organismů. Byly zkoumány sladkovodní ryby v Itálii a ve svalovině ryb byla nalezena koncentrace galaxolidu a tonalidu v rozmezí od 4–105 ng·g⁻¹. V tukové tkáni cejna velkého (*Abramis brama*) a okouna říčního (*Perca fluviatilis*) žijících v řece Ruhr v Německu, byla nalezena přítomnost galaxolidu, tonalidu a celestolidu v průměrných koncentracích od 2,4 do 4,6 mg·kg⁻¹. Polycyklická a nitro-pižma byla stanovena ve venkovních vzorcích vzduchu z Norska. Polycyklická pižma byla stanovena ve větším množství, než nitro pižma a největší zastoupení měl galaxolid. Koncentrace se nacházela v rozmezí nízkých pg·m⁻³ až stovek pg·m⁻³. Redukované deriváty nitro-pižma vytvořené za anaerobních podmínek rozkladem kalů mohou vykazovat vysokou toxicitu. Byly testovány čtyři analogy xylenového pižma na perloočce (*Daphnia magna*). Para-aminodinitro sloučenina vykazovala ze čtyř testovaných nejvyšší toxicitu se střední účinnou koncentrací 0,25 pg·l⁻¹. Závěrem studie bylo dokázáno, že aminové deriváty je možné očekávat v odpadní vodě v koncentraci více než o řád vyšší, než nitro-pižma. [9, 10, 24]

Při testování xylenového pižma na potkanech byla prokázána jeho karcinogenita a bylo zjištěno, že je podstatně vstřebáván lidskou kůží kolem 240 pg·den⁻¹. Pižma xy-

lenové a ketonové byla nalezena v mateřském mléce u žen z Německa v koncentracích od 10 do 240 mg·kg⁻¹. V povrchových vodách byly nalezeny i další vonné látky jako acetofenon, kafr, D-limonen, ethylcitrát, indol, isoborneol, isochinolon a skatol. Při jednotlivém testování těchto složek nebyla prokázána jejich toxicita. [9, 10, 24, 25]



Obr. 21: Zlatá rybka
(*Carassius auratus langsdorfii*)

(<http://kingyo5.rssing.com/channel/25369365/latest.php>)



Obr. 22: Slávka jedlá
(*Mytilus edulis*)

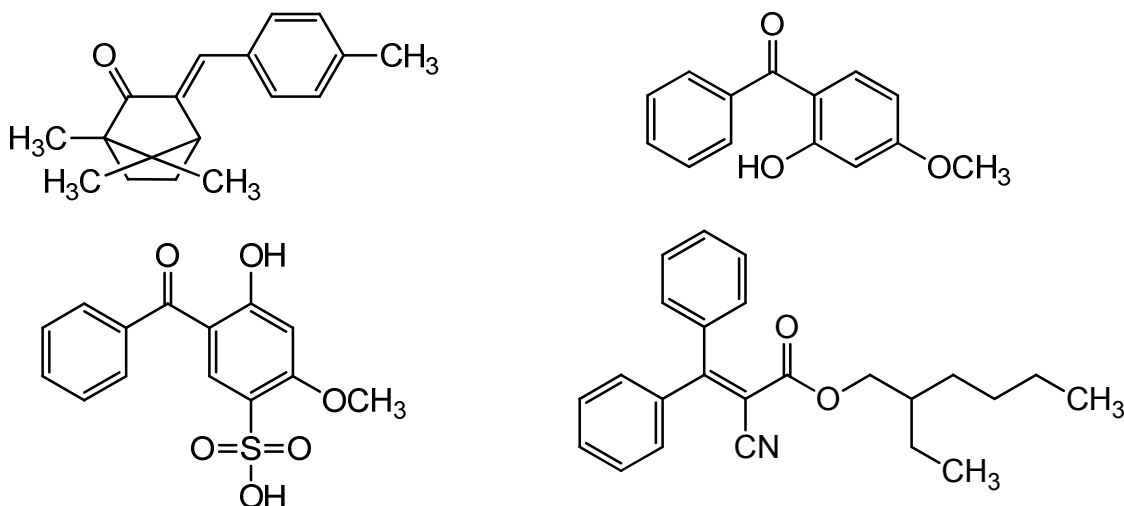
(<http://www.biolib.cz/cz/image/id164001/>)

2.5 UV filtry

Rostoucí obavy z účinku ultrafialového záření na člověka způsobují zvýšené používání UV filtrů v kosmetických kompozicích. UV filtry mohou být organická (absorbují UV záření) nebo anorganická (odráží UV záření). Například opalovací krémy obsahují tři až osm samostatných UV filtrů. V současné době je k dispozici 16 certifikovaných sloučenin, které slouží jako ochrana před slunečním zářením. [10]

2.5.1 Vliv na životní prostředí

UV filtry se mohou do životního prostředí dostat nepřímo pomocí čističek odpadních vod nebo přímo při koupání a dalších rekreačních aktivit lidské populace. Během studie ve Švýcarsku v roce 2004 byly stanoveny množství čtyř nejpoužívanějších UV filtrů ve vodách vstupujících do čističky odpadních vod. Nejvyšší množství odpovídalo 118 g pro 2-ethyl-hexyl-4-trimethoxycinnamate (EHMC). Dále bylo stanoveno 49 g 4-methyl-benziliden kafru (4MBC), 69 g benzofenonu-3 (BP3) a 28 g oktokrylenu (OC).



Obr. 23: Struktura 4-methyl-benziliden káfru, benzofenonu-3 a -4 a oktokrylenu

Dále byla analyzována přítomnost těchto čtyř UV filtrů v povrchových vodách a tkáních ryb, byla zjištěna nejvyšší koncentrace 4MBC. V povrchových vodách byla koncentrace 4MBC $35 \text{ ng}\cdot\text{l}^{-1}$ a v rybí tkáni $123 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$. UV filtr 4MBC byl nejčastěji detekován v odpadní vodě po celém světě až v 95 % vzorků. UV filtr OC byl stanoven v 77 % studovaných odpadních vod a ve 14 % vzorků povrchových vod. UV filtry jsou stabilní v ŽP a jsou schopny bioakumulace ve vodních organismech, Viz výše. Při studiích v roce 2009 bylo zjištěno, že perloočka (*Daphnia magna*) jsou nejcitlivější na krátkodobou expozici (48 h) EHMC a nejméně citlivé byly na přítomnost benzofenonu-4 (BP4). V roce 2008 byly zkoumány účinky UV filtrů 3BC a 4MBC na bezobratlé. Bylo pozorováno významné snížení schopnosti reprodukce a zvýšená úmrtnost pro písečníky novozélandské (*Potamopyrgus antipodarum*) viz obr. 24 a žížalce pestré (*Lumbriculus variegates*) viz obr. 25 při době vystavení 56 dnů. Během *in vitro* testů byla prokázána estrogenní aktivita pěti UV-A a UV-B látek pro ochranu před slunečním zářením. Při testování ryb *Promethalus promelas* a *Oncorhynchus mykiss* byl zjištěn potenciál UV filtrů k estrogenním účinkům. Dále mohou negativně ovlivnit jejich plodnost a reprodukci. Pro sloučeninu 3BC byla zjištěna nejvyšší estrogenní aktivita a prokazatelně ovlivnila vývoj pohlavních orgánů u samců potkanů po 12 týdenní expozici. Při *in vivo* testech s potkany bylo zjištěno, že 4MBC může ovlivnit funkci hypotalamu a pozměnit tvorbu steroidních hormonů. UV filtry byly také detekovány v mateřském mléce, což poukazuje na jejich potenciál k dermální absorpci. [9, 10]



*Obr. 24: Písečník novozélandský
(Potamopyrgus antipodarum)*

(<http://aquashrimps.ru/biblioteka/ulitki/potamopyrgus-antipodarum-ulitki-novoi-zelandi.html>)



*Obr. 25: Žížalice pestrá
(Lumbricus variegates)*

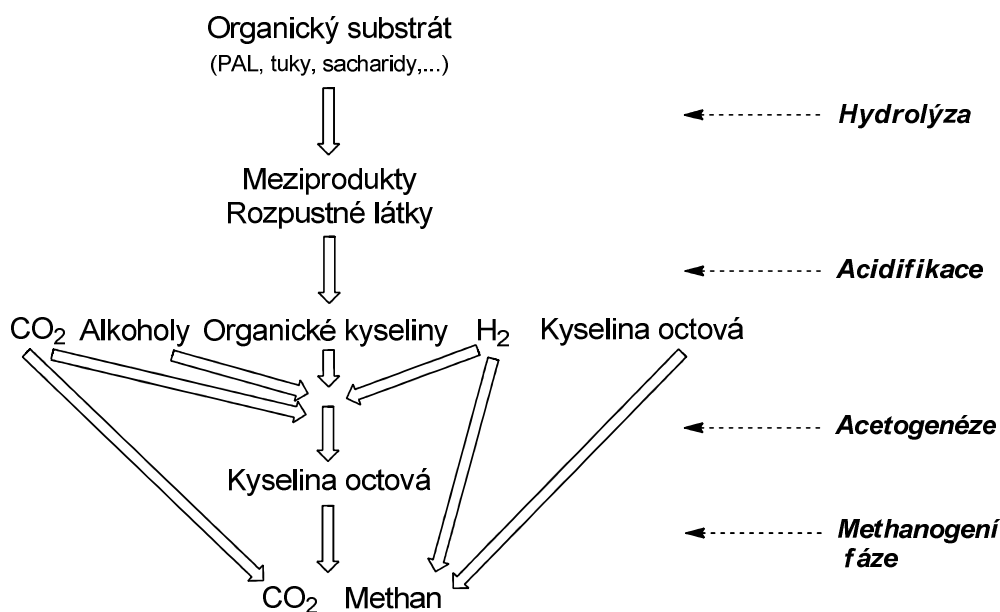
(<https://cz.pinterest.com/pin/516154807267606903/>)

3 BIODEGRADACE SLOŽEK KOSMETIKY V ŽIVOTNÍM ROSTŘEDÍ

Biodegradace je proces, při kterém dochází k odbourávání ropných i jiných organických nečistot, pomocí biochemických a biologických pochodů bakterií, plísní, hub i kvasinek. Tyto mikroorganismy umožňují přirozený rozklad kontaminantu, kdy kontaminanty využívají jako zdroj uhlíku, dusíku, fosforu a energie ke svému životu a množení. Biodegradaci můžeme rozdělit na primární a celkovou. Kdy po primární degradaci ztrácí PAL své povrchově aktivní schopnosti a u celkové dochází k převedení organického substrátu na minerální látky a biomasu mikroorganismů.

[26, 27]

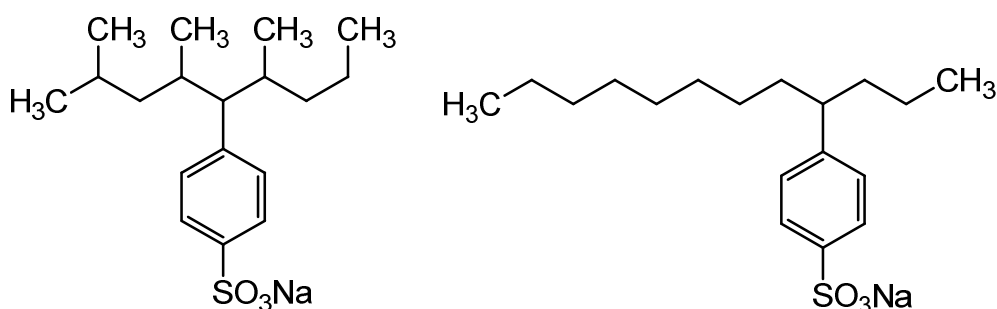
Biodegradaci za přítomnosti vzdušného kyslíku – aerobní – není potřeba příliš komentovat. Produktem aerobních rozkladů jsou především H_2O a CO_2 . Naproti tomu rozklad bez přístupu vzduchu, vzdušného kyslíku – anaerobní – by zasloužila, alespoň stručnou poznámku. Při anaerobní mineralizaci zpravidla kooperují seskupení různých mikrobů, kteří jsou zodpovědní za jednotlivé postupné mineralizační kroky. Naproti tomu u aerobního rozkladu není potřeba tak úzké spolupráce různorodé mikroflóry. Na obrázku 26 je uvedené obecné schéma anaerobní mineralizace tak, jak je všeobecně vnímáno a uznáváno bez desulfurikace a denitrifikace. [27, 28, 29]



Obr. 26: Anaerobní mineralizace

3.1 Biodegradace povrchově aktivních látek

V životním prostředí jsou PAL rozkládány především prostřednictvím mikrobiální aktivity a v čistírnách odpadních vod. Biologický rozklad závisí na chemické struktuře PAL a fyzikálně-chemických podmínkách media životního prostředí. Do roku 1960 byl hlavní povrchově aktivní látkou používanou v detergentech propylen-tetrametr-benzen sulfonát (PT benzen). V této době se začaly při čištění odpadních vod objevovat problémy a na řekách vznikaly pěny. Bylo zjištěno, že PT benzen je odolný vůči biodegradaci bakteriemi v důsledku větvení řetězce.



Obr. 27: Rozvětvené a nerozvětvené benzensulfonáty sodné

Toto zjištění vedlo k přechodu na biologicky rozložitelné lineární a nerozvětvené povrchově aktivní látky. Nyní je nejvíce používanou povrchově aktivní látkou LAS. Představuje více, než 40 % používaných PAL. Další široce využívanou PAL je APE. Omezení používání APE se poprvé objevilo v roce 1984, protože vyšlo najevo, že jeho produkty štěpení jsou toxické pro vodní organismy. [12, 14, 15, 30, 31]

3.1.1 Anionické povrchově aktivní látky

Lineární alkylsulfáty (LAS) jsou obecně považovány za biologicky rozložitelné povrchově aktivní látky. Mechanismus rozkladu LAS zahrnuje degradaci alkylového řetězce až na konečné benzenové jádro. Rozklad alkylového řetězce začíná oxidací koncové methylové skupiny (ω -oxidace) přes stádium alkoholu, aldehydu na karboxylovou kyselinu. Reakce je katalyzována enzymem alkan-monooxygenázou a dvěma druhy dehydrogenáz. Kyselina dále podléhá β -oxidaci a dva uhlíkové fragmenty vstupují do dikarboxylového cyklu jako acetyl-CoA. V této fázi nastávají problémy s dalším možným rozkladem, protože rozvětvený alkylový řetězec nemůže projít β -oxidací mikrobiálními enzymy, nelze odštěpit tímto mechanismem pouze jeden atom uhlíku. Druhá část rozpadu LAS zahrnuje ztrátu sulfonové skupiny. Převládajícím produktem je šiři-

čítan, který může být oxidován v životním prostředí na síran. Byly navrženy tři potenciální mechanismy pro desulfonaci.

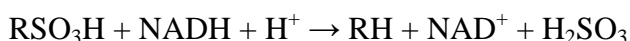
1. Hydroxylační desulfonace:



2. Monooxygenázová katalýza v kyselém prostředí:



3. Redukční desulfonace:



Po odstranění sulfonové skupiny může vzniknout fenylactová nebo benzoová kyselina. Kyselina fenylactová se dále může přetransformovat na kyselinu fumarovou nebo acetoctovou. [30]

Při studiích biodegradace LAS bakteriálními kulturami bylo zjištěno, že rychlost biologického rozkladu závisí na původu kultury, teplotě a struktuře alkylbenzenů. Degradační rychlost byla nejlepší pro LAS s délkou řetězce C13 a pomalejší byla pro izomery LAS mající sulfofenylovou skupinu uprostřed řetězce. V čistírnách odpadních vod se biologická rozložitelnost LAS zvyšuje s koncentrací rozpuštěného kyslíku a přednostně biodegradaci podstupují LAS s delším uhlovodíkovým řetězcem. [30]

Bylo zjištěno, že významná část LAS v odpadní vodě se absorbuje na částice, sedimenty, vločky aktivovaného kalu. Sedimenty odstraňované z usazovacích nádrží jsou poměrně bohaté na LAS s koncentrací v rozmezí 5–15 g. Proces adsorpce LAS je primárně řízen hydrofobními, elektrostatickými nebo specifickými interakcemi a je závislý na řadě faktorů. Bylo zjištěno, že delší hydrofobní alkylové řetězce mají vyšší adsorpční schopnost. LAS je snadno rozložitelná za aerobních podmínek. Biodegradace za anaerobních podmínek není tak účinná, protože během štěpení je nutná přítomnost molekulárního kyslíku. Bylo zjištěno, že aerobně ošetřený kal obsahoval 100–500 mg·kg⁻¹ LAS. Zatímco anaerobně ošetřený kal obsahoval 5–15 g·kg⁻¹ v sušině. Sledováním obsahu LAS v kalu se došlo k závěru, že vzhledem k její relativně vysoké biologické rozložitelnosti v aerobním prostředí existuje jen malá šance pro akumulaci LAS v půdě. [30]

AS jsou rychle degradovány v aerobních podmínkách. Byly hlášeny údaje o primárním rozkladu AS z celých 99 % a konečném rozkladu 64–96 %. Biologický rozklad AS je rychlý a tak je možné předpokládat, že procesy, které probíhají při rozkladu,

jsou účinné v širokém spektru mikroorganismů. Degradace AS zahrnuje enzymatické štěpení esterové vazby sulfátu, který poskytuje anorganický síran a mastný alkohol. Alkohol je dále oxidován na aldehyd a následně na mastné kyseliny pomocí β -oxidace. Produkty štěpení jsou biologicky rozložitelné. Při anaerobních podmínkách dochází k rychlému rozkladu, protože žádná z degradačních cest nevyžaduje přítomnost molekulárního kyslíku. Bylo zaznamenáno 90 % odstranění AS v anaerobních podmínkách. Odstranění AS v čistírnách odpadních vod je zcela dostačující a existuje jen malá možnost uvolnění této PAL do prostředí pomocí kalů. Biologický rozklad AES je srovnatelný s AS. Je snadno biologicky rozložitelný při aerobních i anaerobních podmínkách jen s nižší rychlostí. [12, 30]

SDS patří mezi nejlépe biologicky rozložitelné povrchově aktivní látky. Alkylsulfáty jsou degradovány bakteriemi, které se běžně vyskytují v přírodním prostředí. Byla testována rozložitelnost SDS při teplotě 10 °C, která odpovídá teplotě podzemních vod a nevytápěných čistíren odpadních vod. Závěrem studie bylo, že jsou SDS snadno degradovány při dané teplotě. [32]

Ve starším článku japonští autoři vyjmenovávají základní předpoklady vedoucí k úspěšné biodegradaci anionických a neionických PAL. K testu si vybrali sedm anionických a tři neionické tenzidy. Ze získaných výsledků vyvodili tyto závěry: a) alkylsulfonáty, mýdla a alkoholsulfáty se degradují velmi dobře; b) přítomnost benzenového jádra nebo větvení uhlovodíkového řetězce zpomaluje nebo zcela brání v rozkladu PAL. [33]

3.1.2 Mýdla

Mýdlo patří mezi nejpoužívanější povrchově aktivní látky. V článku [29] je uvedena spotřeba pro Západní Evropu 500 000 t v roce 1995 a v roce 2005 700 000 t. Mýdlo je používáno od dávných dob a jeho součástí jsou soli karboxylových kyselin, tuky, oleje a další pomocné látky. Tukové složky představují určitý problém při biodegradaci a v provozu ČOV, např. nabalování tuků na technologické prvky ČOV, nutnost zavedení lapáků tuků a lipoidních látek [28]. Důležitou roli při biodegradaci v procesu čištění odpadních vod hraje tvrdost vody. Vápenaté a/nebo hořečnaté soli organických kyselin jsou většinou vysráženy a vzhledem k jejich nízké rozpustnosti jsou méně biologicky dostupné, ale i tak při koncentraci až $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ mohou být úspěšně mineralizovány. [14, 15, 27, 34]

Byla provedena studie biodegradace mýdla za anaerobních podmínek v laboratoři za stejných podmínek, které odpovídají anaerobnímu vyhnívání v čistírnách odpadních vod. Pro srovnání byla provedena analýza dvou vzorků odebraných z anaerobního kalu z čistírny odpadních vod. Výsledky analýzy různých mýdel přítomných v kalu pořízeny v laboratoři jsou uvedeny v tabulce 4. V tabulce 5 jsou uvedeny hodnoty pro mýdla s rozdílnou délkou uhlovodíkového řetězce před a po degradaci. V tabulce 6 jsou výsledky pro delší doby zdržení kalu. Bylo zjištěno, že delší doba než je 25 dnů nemá žádný vliv na procento biologického odstranění mýdla. Dále bylo zjištěno, že procento biodegradace bylo vyšší pro mýdla s obsahem nasycených mastných kyselin, než u nenasyčených pro anaerobní podmínky. V aerobních podmínkách je tomu naopak.

[29, 34]

Tab. 4: Koncentrace mýdla ve zkušebních vyhnívacích nádržích v $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ [34]

| Délka řetězce | C ₁₂ | C ₁₄ | C ₁₆ | C _{16:1} | C ₁₈ | C _{18:1} | C _{18:2} | Celkem |
|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|--------|
| Vsázka | 36,40 | 12,30 | 40,67 | 5,36 | 19,59 | 28,13 | 18,14 | 160,6 |
| 26 dní | 11,53 | 3,17 | 7,72 | 3,77 | 2,23 | 11,87 | 9,36 | 49,65 |
| 40 dní | 8,89 | 2,59 | 7,59 | 2,45 | 2,31 | 9,17 | 7,61 | 40,62 |
| 60 dní | 8,58 | 2,74 | 5,91 | 3,61 | 1,71 | 10,67 | 8,44 | 41,69 |

Tab. 5: Hmotnostní bilance a biodegradace jednotlivých mýdel [34]

| Délka řetězce | C ₁₂ | C ₁₄ | C ₁₆ | C _{16:1} | C ₁₈ | C _{18:1} | C _{18:2} | Celkem |
|---|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|--------|
| Přítok [$\text{mg}\cdot\text{den}^{-1}$] | 371,3 | 125,4 | 414,8 | 54,7 | 199,8 | 286,9 | 185,0 | 1637,9 |
| Odtok [$\text{mg}\cdot\text{den}^{-1}$] | 87,4 | 24,1 | 58,7 | 28,6 | 16,9 | 90,2 | 71,1 | 377,0 |
| Rozklad [%] | 76,4 | 80,8 | 85,8 | 47,7 | 91,5 | 68,6 | 61,6 | 77,0 |

Tab. 6: Biodegradace mýdla ve zkušebních vyhnívacích nádržích [34]

| Doba zdržení [dny] | Biodegradace [%] |
|-----------------------|---------------------|
| 25 | 70,0 |
| 40 | 80,4 |
| 60 | 81,0 |

V tabulce 7 a 8 jsou hodnoty odpovídající hmotnostní bilanci a procenta biodegradace pro první a druhý vzorek z čistírny odpadních vod. Výsledky získané analýzou obou vzorků byly velmi podobné jako při testování v laboratoři. Anaerobní biodegradace mýdla pro laboratoře i čistírnu odpadních vod byla 80 %. [34]

Tab. 7: Hmotnostní bilance a biodegradace různých mýdel pro první vzorek [34]

| Délka řetězce | C ₁₂ | C ₁₄ | C ₁₆ | C _{16:1} | C ₁₈ | C _{18:1} | C _{18:2} | Celkem |
|--------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|--------|
| Přítok [mg·den ⁻¹] | 135,6 | 57,3 | 321,9 | 37,3 | 207,8 | 163,6 | 65,8 | 989,3 |
| Odtok [mg·den ⁻¹] | 14,2 | 10,0 | 63,7 | 12,6 | 21,8 | 48,1 | 23,4 | 193,9 |
| Rozklad [%] | 89,5 | 82,5 | 80,2 | 66,2 | 89,5 | 70,6 | 64,4 | 80,4 |

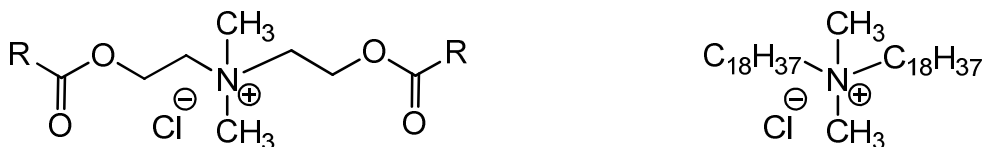
Tab. 8: Hmotnostní bilance a biodegradace různých mýdel pro druhý vzorek [34]

| Délka řetězce | C ₁₂ | C ₁₄ | C ₁₆ | C _{16:1} | C ₁₈ | C _{18:1} | C _{18:2} | Celkem |
|--------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|--------|
| Přítok [mg·den ⁻¹] | 200,4 | 42,3 | 270,9 | 36,6 | 88,7 | 200,4 | 107,7 | 947,6 |
| Odtok [mg·den ⁻¹] | 19,6 | 9,4 | 54,2 | 12,2 | 16,9 | 57,2 | 27,9 | 197,8 |
| Rozklad [%] | 90,2 | 77,8 | 80,0 | 66,7 | 81,0 | 71,5 | 74,1 | 79,1 |

3.1.3 Kationické povrchově aktivní látky

Kationické PAL jsou schopny se pevně vázat na sedimenty a kaly, které jsou převážně negativně nabitě. Bylo publikováno, že kationické PAL jsou schopny se absorbovat na povrchu částic až z 95 %. Kationické PAL jsou považovány za biologicky rozložitelné za aerobních podmínek leč s individuálními výsledky. Předpokládaná degradační cesta kationických PAL začíná *N*-dealkylací kvarternizovaného atomu dusíku s následnou *N*-demethylací. V aktivovaném kalu získaného z čistírny odpadních vod byly nalezeny meziproducty alkyl amoniových solí, jako trimethylamin, dimethylamin a methylamin. Pro biodegradaci kationických PAL v životním prostředí hrají velkou roli jejich fyzikálně-chemické vlastnosti. Biologická rozložitelnost v aerobních podmínkách klesá s počtem vyšších alkylových skupin, s vyšším počtem methylových skupin rozložitelnost roste. Nejvíce používanou PAL byl diethyloxysterdimethylammonium-chlorid DEEDMAC, ale vzhledem ke své špatné biologické rozložitelnosti byl DEEDMAC nahrazen dioleyldimethylammonium-chloridem DTDMAC (Obr. 28), který

je dobře rozložitelný při laboratorních podmínkách i ve složkách životního prostředí v časovém rozmezí od 1–18 dnů.



Obr. 28: Schémata kationických PAL DEEDMAC a DTDMAC

Při studiích biodegradace kationických PAL v anaerobním prostředí bylo zjištěno, že počáteční oxidace nemůže probíhat bez přítomnosti molekulárního kyslíku. Proto se předpokládá, že degradace těchto PAL v anaerobním prostředí musí být založena na alternativním mechanismu nebo nejsou schopny degradace za daných podmínek. [12, 30, 35, 36]

K zajímavým výsledkům dospěly Bergero a Lucchesi při imobilizaci degradační bakterie *Pseudomonas putida*. Pokud-li je zmiňovanou bakterií degradován tetradecyltrimethylamonium-bromid podaří se snížit koncentraci PAL z $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ za 48 hodin na $26 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Avšak pokud je počáteční koncentrace PAL $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ volné bakterie ztrácejí degradační schopnost. Je-li bakterie imobilizována v alginátových kapkách je schopna rozkládat kationickou PAL z 75 % z počáteční koncentrace $330 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. [37]

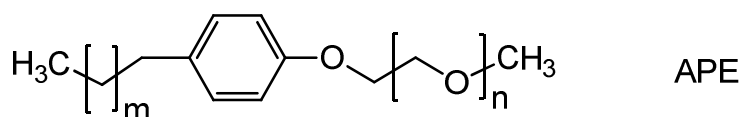
3.1.4 Amfoterní povrchově aktivní látky

AO jsou snadno biologicky rozložitelné za aerobních i anaerobních podmínek. Byla testována biologická rozložitelnost C_{12} -AO, C_{14} -AO a cocoamido-AO v aerobních a anaerobních podmínkách. Testování ukázalo snadnou biologickou odbouratelnost v aerobním vodním prostředí. Za anaerobních podmínek byl cocoamid-AO snadno biologicky rozložitelný a ostatní byli vystaveni rozkladu v anaerobních vyhnívacích nádržích. Mezi dvě možnosti enzymatického štěpení AO patří jak ω -oxidace koncového uhlíku, který vyžaduje přítomnost molekulárního kyslíku tak i štěpení vazby mezi atomy uhlíku a dusíku. [12]

3.1.5 Neionické povrchově aktivní látky

Pro neionické PAL obecně platí, že jsou snadno biologicky rozložitelné v aerobních podmínkách. Biodegradace alkylfenol-ethoxyláty APE vede ke zkrácení ethoxylátové-

ho řetězce na alkylfenol karboxyláty, které v konečném důsledku vedou k nonyl a oktyl fenolům.

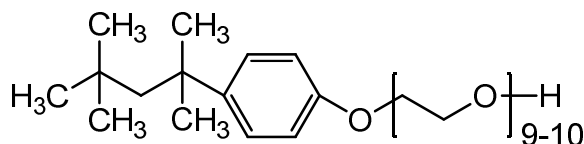


Obr. 29: Obecná struktura alkylfenol-ethoxylátu

Tyto degradační produkty jsou málo rozpustné ve vodě a jsou schopny adsorpce. Nonylfenol je přibližně 10× více toxický než jeho předchůdce ethoxylát. Vzhledem k LAS jsou APE hůře biologicky rozložitelné. Bakterie rodu *Pseudomonas* mohou APE rozkládat v prostředí mořské vody. V přítomnosti kyslíku je APE podroben téměř úplné degradaci. Za anaerobních podmínek je biodegradace značně omezena. Uváděné koncentrace APE v anaerobním kalu (900–1100 mg·kg⁻¹) jsou mnohem vyšší než, v aerobním kalu (0,3 mg·kg⁻¹). Bez přítomnosti molekulárního kyslíku nemůže tedy probíhat ω-oxidace alkylového řetězce. Proto jsou APE a jeho štěpné produkty přítomny v kalu ve vyšších koncentracích a mohou tak vstoupit do životního prostředí prostřednictvím aplikace aktivovaných kalů na zemědělské půdy. Závěrem studie ale bylo zjištění, že v aerobním prostředí půd dochází k rychlému poklesu koncentrace APE s účinností degradace 80 % což naznačuje, že se APE v půdě nebude hromadit.

Lineární AE jsou považovány za snadno biologicky rozložitelné. Pro lineární AE bylo pozorováno více než 80 % rozkladu během 28 dní a 40 % pro rozvětvené AE. V kalech byla stanovena koncentrace AE <700 mg·kg⁻¹ což naznačuje, že AE není zcela rozložitelná za anaerobních podmínek. Při aerobním rozkladu AE dochází k štěpení etherové vazby, vedoucí k vytvoření volného mastného alkoholu a polyethylen glykolu. Po odštěpení etherové vazby následuje ω-oxidace nebo β-oxidace koncového uhlíku alkylového řetězce a hydrolytické zkrácení koncového uhlíku polyethoxylového řetězce. V případě studií aerobních půd bylo zjištěno, že se v nich AE nebude hromadit. [12, 30]

Podle České informační agentury životního prostředí CENIA a Integrovaného registru znečišťování IRZ jsou do tohoto systému s ohlašovací povinností zařazeny i některé neionické PAL, jejich meziproducty a degradační zbytky. Jmenovitě zde patří oktyl a nonylfenol, oktyl a nonylfenol ethoxyláty. Jedním ze známých zástupců je TritonTM X-100.



Obr. 30: Neionický tensid Triton™ X-100

K oktyl/nonylfenolu je uvedeno, že má tendence se hromadit v tělech vodních živočichů, k jeho odstranění z vodného aerobního prostředí dochází do několika desítek dní, naproti tomu v anaerobních podmínkách degraduje pomaleji. Také je zde zmíněno, že samotné neionické PAL degradují např. v ČOV do několika dní postupným odstraňováním polyethoxylového řetězce až na výše zmíněné oktyl/nonylfenoly a blíže nespecifikované oktyl/nonylfenoxycarboxylové kyseliny. Pro fenoly je zdůrazněna jejich toxicita pro vodní organizmy a jejich výrazná estrogenní aktivita (zvyšuje podíl samic v populaci ryb na úkor samců – tzv. *feminizace*), která může zasahovat i zdravý vývoj lidských jedinců. U karboxylových kyselin je upozorněno na jejich hromadění v povrchových tocích. Některé ze států Evropské unie dokonce zakázaly používání nonylfenylpolyethoxylátů zákonem. [5, 11, 27, 38, 39]

3.2 Biodegradace triclosanu

V čistírnách odpadních vod, které užívají aktivovaný kal pro sekundární ošetření odpadních vod, byla zjištěna účinnost degradace více než 90 %. Bylo zjištěno, že 79 % degradace bylo způsobeno aerobním nebo anaerobním rozkladem a 15 % bylo připisováno sorpci na aktivované kaly. O mikroorganismech zodpovědných za biodegradaci triclosanu v odpadních vodách a čistírnách odpadních vod není moc známo. Přítomnost triclosanu způsobuje inhibici enzymu lipidové syntézy vyskytujícího se v gram negativních a gram pozitivních bakterií. Nicméně některé bakterie jsou schopny inaktivace triclosanu. Jako obzvláště efektivní se ukázala *Sphingomonas*. U bakterií *Pseudomonas putida* a *Alcaligenes xylosoxidans* bylo zjištěno, že jsou rezistentní vůči inhibici triclosanem. Z osmi testovaných kmenů hub byly všechny schopné degradovat triclosan, ale nebyly schopné odstranit celkovou estrogenní aktivitu chemické látky. Houby otkovka pestrá (*Trametes versicolor*) viz obr. 31 a otkovka rumělková (*Pycnoporus cinnabarinus*) viz obr. 32 i při nízkých koncentracích jsou schopny snížit cytotoxické a mikrobicidní účinky triclosanu, převedením biomethylací a tvorbou gly-

kosylových konjugátů, ale nebezpečí je, že také vytváří toxické chlorfenoly. Poločas rozpadu triclosanu v půdě se pohybuje v rozmezí od 4 do 60 dnů v závislosti na počáteční koncentraci a faktorů životního prostředí. [17, 18]



Obr. 31: Outkovka pestrá
(*Trametes versicolor*)

(<http://www.botanicalgarden.ubc.ca/potd/2012/10/trametes-versicolor.php>)

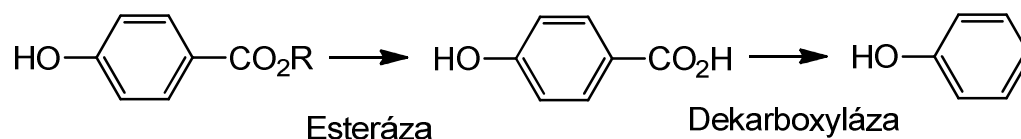


Obr. 32: Outkovka rumělková
(*Pycnoporus cinnabarinus*)

(http://wiki.ggc.edu/wiki/Polyporus_cinnabarin)

3.3 Degradace parabenů

Z dostupné literatury i při pohledu na strukturu parabenů vyplívá, že zásadní biodegradční překážku nepředstavují. Například Nelly Valkova uvádí, že bakterie *Enterobacter cloacae* kmene EM je schopna hydrolyzovat až 19,7 milimolární roztoky methyl-, ethyl- nebo propyl-parabenů na kyselinu 4-hydroxybenzoovou a dále na fenol a to ve stechiometrickém poměru. Jako vedlejší produkt např. u methyl-parabenu se v roztocích objevil methanol jako produkt hydrolýzy. [40]



Obr. 33: Obecná biohydrolýza parabenů

ZÁVĚR

Množství používaných kosmetických přípravků se stále zvyšuje. S tímto množstvím roste i riziko, které představují složky kosmetických přípravků pro životní prostředí.

V rámci bakalářské práce bylo popsáno životní prostředí a možné znečištění jeho složek. Byly nastíněny možné dopady tohoto znečištění na životní prostředí. Dále byly popsány složky kosmetických přípravků, které představují největší rizika pro životní prostředí. Mezi tyto hlavní polutanty patří povrchově aktivní látky, která jsou pro své detergentní, solubilizační a emulgační vlastnosti součástí řady přípravků. Mezi nejpoužívanější povrchově aktivní látky patří mýdlo a LAS, která také představují největší riziko pro složky životního prostředí. Mezi další kontaminanty patří konzervační látky jako triclosan a parabeny, které jsou pro své antimikrobiální účinky obsaženy v kosmetice, farmacii i potravinách. Poslední popsané látky jsou složky produktů osobní péče jako vonné složky, které jsou považovány za všudypřítomné a UV filtry, která se dostávají přímo do vodního prostředí bez předešlé degradace v čistírnách odpadních vod.

Poslední část práce je věnována biologickému rozkladu povrchově aktivních látek a triclosanu v životním prostředí a v technologiích čistíren odpadních vod. Byly popsány rozklady v aerobním i anaerobním prostředí.

Závěrem lze říct, že velké množství složek kosmetických přípravků představují značná rizika pro složky životního prostředí a to zejména pro vodní organismy. Možným řešením by bylo omezení používání látek odolných vůči biologickému rozkladu a jejich nahrazení látkami, které jsou snadno odbouratelné anebo životnímu prostředí vlastní.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- [1] ČERVINKA, Pavel. *Ekologie a životní prostředí: učebnice pro střední odborné školy a učiliště*. 1. vyd. Praha: Nakladatelství České geografické společnosti, 2005, ISBN 8086034631.
- [2] BRANIŠ, Martin. *Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1999, ISBN 80-7184-758-5.
- [3] HERČÍK, Miloslav. *111 otázek a odpovědí o životním prostředí: chytrá kniha pro studenty, odborné pracovníky a širokou veřejnost*. Ostrava: Montanex, 2004, 150 s. ISBN 80-7225-123-6.
- [4] Výkladový slovník environmentálních výrazů [online]. [cit. 2015-05-06]. Dostupné z: <http://www.enviweb.cz/eslovník/269>.
- [5] POPL, Milan a Jan FÄHNRICH. *Analytická chemie životního prostředí*. Vyd. 3 přepracované. Praha: VŠCHT Praha Editační a audiovizuální centrum VŠCHT, 1995.
- [6] RAJCHARD, Josef. *Ekologie III: struktura a funkce ekosystému, produkční ekologie, biogeochemické cykly, chemické faktory prostředí, základy ekologie půdy, ekologie vodního prostředí, aktuální celosvětové ekologické problémy*. 1. vyd. České Budějovice: Kopp, 2002, ISBN 80-7232-191-9.
- [7] Hodnota EC₅₀ Výkladový slovník, životní prostředí, udržitelný rozvoj, Ústav pro ekopolitiku, o. p. s. [online]. [cit. 2015-04-09]. Dostupné z: <http://slovník.ekopolitika.cz/e.shtml#ec50>.
- [8] Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs), Frequent Questions [online]. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z: <http://www.epa.gov/ppcp/faq.html#quantities>
- [9] DAUGHTON, Christian G. a Thomas A. TERNES. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change?. *Environmental Health Perspectives*. roč. 107, 6, s. 907-938. DOI: 10.1289/ehp.99107s6907.
- [10] BRAUSCH, John M. a Gary M. RAND. A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity. *Chemosphere*. 2011, roč. 82, č. 11, s. 1518-1532-[cit. 2015-04-09]. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.11.018.

- [11] CALIMAN, Florentina Anca a Maria GAVRILESCU. Pharmaceuticals, Personal Care Products and Endocrine Disrupting Agents in the Environment - A Review. *CLEAN - Soil, Air, Water*. 2009, roč. 37, 4-5, s. 277-303. DOI: 10.1002/clen.200900038.
- [12] IVANKOVIĆ, Tomislav a Jasna HRENOVIĆ. Surfactants in the Environment. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*. 2010-01-1, roč. 61, č. 1, s. 95-110. DOI: 10.2478/10004-1254-61-2010-1943.
- [13] KALAVSKÁ D. a J. HOLOUBEK. *Analýza vôd*. Vyd. 1. Alfa vydavateľstvo technickej a ekonomickej literatúry, 1989 s. 183.
- [14] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 2. přeprac. a rozš. vyd. Praha: SNTL, 1990, ISBN 80-03-00525-6.
- [15] MANAHAN, Stanley E. *Fundamentals of environmental chemistry*. 2nd ed. Boca Raton: Lewis Publishers, c 2001, ISBN 1-56670-491-x.
- [16] CSERHÁTI, Tibor, Esther FORGÁCS a Gyula OROS. Biological activity and environmental impact of anionic surfactants. *Environment International*. 2002, roč. 28, č. 5, s. 337-348. DOI: 10.1016/S0160-4120(02)00032-6.
- [17] EDOUX, Gilles, Benoit ROIG, Olivier THOMAS, Virginie DUPONT a Barbara LE BOT. Occurrence and toxicity of antimicrobial triclosan and by-products in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*. 2012, roč. 19, č. 4, s. 1044-1065. DOI: 10.1007/s11356-011-0632-z.
- [18] DANN, Andrea B. A Alice HONTELA. Triclosan: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action. *Journal of Applied Toxicology*. 2011, roč. 31, č. 4, s. 285-31. DOI: 10.1002/jat.1660.
- [19] REISS, Richard, Gavin LEWIS a John GRIFFIN. AN ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT FOR TRICLOSAN IN THE TERRESTRIAL ENVIRONMENT. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2009, roč. 28, č. 7, s. 1546. DOI: 10.1897/08-250.1.
- [20] LATCH, Douglas E., Jennifer L. PACKER, William A. ARNOLD a Kristopher MCNEILL. Photochemical conversion of triclosan to 2,8-dichlorodibenzo-p-dioxin in aqueous solution: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*. 2003, roč. 158, č. 1, s. 63-66. DOI: 10.1016/S1010-6030(03)00103-5.

- [21] BUTH, Jeffrey M., Peter O. STEEN, Charles SUEPER, Dylan BLUMENTRITT, Peter J. VIKESLAND, William A. ARNOLD a Kristopher MCNEILL. Dioxin Photoproducts of Triclosan and Its Chlorinated Derivatives in Sediment Cores: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action. *Environmental Science*. roč. 44, č. 12, s. 4545-4551. DOI: 10.1021/es1001105.
- [22] Parabeny a triclosan, Avocados.cz [online]. [cit. 2015-04-09]. Dostupné z: <http://avocados.cz/nebezpecne-chemikalie-v-deodorantech-antiperspirantech>.
- [23] Parabeny, Arnika [online]. [cit. 2015-04-09]. Dostupné z: <http://arnika.org/parabeny>.
- [24] PATOČKA, Jiří. Pižmo a jeho syntetické náhražky – toxikologická rizika [online]. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z: <http://www.toxicology.cz/modules.php?name=News&file=article&sid=323>.
- [25] DOLEŽALOVÁ WEISSMANNOVÁ, H.; ŠTĚPÁNKOVÁ, I.; VÁVROVÁ, M.; LAPČÍKOVÁ, A. Stanovení toxicity "musk" sloučenin s využitím alternativních testů ekotoxicity. *Chemické listy*, 2013, roč. 107, č. 2, s. 172-177. ISSN: 0009-2770.
- [26] Biodegradace, dekontaminace, Marius Pedersen a. s. [online]. [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://www.mariuspedersen.cz/cs/o-marius-pedersen/sluzby/14.shtml>
- [27] MERRETTIG-BRUNS, Ute, Erich JELEN, Brian L. STENDER, Jennifer VANOVERBEKE, William A. ARNOLD, Kristopher MCNEILL a Kristopher MCNEILL. Anaerobic Biodegradation of Detergent Surfactants: Formation of 2,4-Dichlorophenol, 2,8-Dichlorodibenzo-p-dioxin, and Oligomerization Products. *Materials*. 2009, roč. 2, č. 1, s. 181-206. DOI: 10.3390/ma2010181.
- [28] KUPEC, Jan. *Zpracování odpadních vod a čistírenských kalů*. Vyd. 1. Zlín: Univerzita Tomáše Bati, Technologická fakulta, 2002, s. 123. ISBN 8073180588.
- [29] BERNA, J. L., G. CASSANI, C.-D. HAGER, N. REHMAN, I. LÓPEZ, D. SCHOWANEK, J. STEBER, K. TAEGER a T. WIND. Anaerobic Biodegradation of Surfactants – Scientific Review. *Tenside Surfactants Detergents*. 2007, roč. 44, č. 6, s. 312-347. DOI: 10.3139/113.100351.

- [30] SCOTT, Matthew J. a Malcolm N. JONES. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*. 2000, roč. 1508, 1-2, s. 235-251. DOI: 10.1016/S0304-4157(00)00013-7.
- [31] ŠMIDRKAL, Jan. Tenzidy a detergenty dnes. *Chemické Listy* roč. 93, s. 421-427, 1999, on-line [cit. 2015-04-27]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/1999_07_421-427.pdf.
- [32] MARGESIN, R. a F. SCHINNER. Biodegradation of the anionic surfactant sodium dodecyl sulfate at low temperatures. *International Biodeterioration*. 1998, roč. 41, č. 2, s. 139-143. DOI: 10.1016/S0964-8305(97)00084-X.
- [33] SEKIGUCHI, Hitoshi, Kazuaki MIURA, Kenkichi OBA a Akira MORI. Biodegradation of α -Olefin Sulfonates (AOS) and Other Surfactants. *Journal of Japan Oil Chemists' Society*. 1975, roč. 24, č. 3, s. 145-148. DOI: 10.5650/jos1956.24.145.
- [34] PRATS, D., M. RODRIGUEZ, P. VARO, A. MORENO, J. FERRER a J. L. BERNA. Biodegradation of soap in anaerobic digesters and on sludge amended soils. *Water Research*. 1999, roč. 33, č. 1, s. 105-108. DOI: 10.1016/s0043-1354(98)00199-7.
- [35] YING, Guang-Guo. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environment International*. 2006, roč. 32, č. 3, s. 417-431. DOI: 10.1016/j.envint.2005.07.004.
- [36] GARCÍA, M. T., E. CAMPOS, J. SÁNCHEZ-LEAL a I. RIBOSA. Anaerobic degradation and toxicity of commercial cationic surfactants in anaerobic screening tests. *Chemosphere*. 2000, roč. 41, č. 5, s. 705-710. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00455-5.
- [37] BERGERO, María F., Gloria I. LUCCHESI, Kenkichi OBA a Akira MORI. Degradation of cationic surfactants using *Pseudomonas putida* A ATCC 12633 immobilized in calcium alginate beads. *Biodegradation*. 2013, roč. 24, č. 3, s. 353-364. DOI: 10.1007/s10532-012-9592-3.
- [38] Integrovaný registr znečišťování, Ministerstvo životního prostředí České republiky [online]. [cit. 2015-04-30]. Dostupné z: http://www.irz.cz/repository/latky/oktylfenoly_a_oktylfenol_ethoxylaty.pdf

- [39] JURADO, Encarnacin, Mercedes FERNNDEZ-SERRANO, Francisco ROS a Manuela LECHUG. Aerobic Biodegradation of Surfactants. *Biodegradation - Life of Science*. InTech, DOI: 10.5772/56120.
- [40] VALKOVA, N., F. LEPINE, L. VALEANU, M. DUPONT, L. LABRIE, J.-G. BISAILLON, R. BEAUDET, F. SHARECK a R. VILLEMUR. Hydrolysis of 4-Hydroxybenzoic Acid Esters (Parabens) and Their Aerobic Transformation into Phenol by the Resistant Enterobacter cloacae Strain EM. *Applied and Environmental Microbiology*. InTech, 2001-06-01, roč. 67, č. 6, s. 2404-2409. DOI: 10.1128/AEM.67.6.2404-2409.2001.

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

| | |
|------------------|---|
| 4MBC | 4-methyl-benzilidine-kafr. |
| AE | Alkoholethoxylát. |
| AES | Alkylethoxysulfát. |
| AO | Aminoxid. |
| APE | Alkylfenoethoxylát. |
| AS | Alkylsulfát. |
| BAC | Benzalkonium chlorid. |
| BP3 | Benzofenon-3. |
| CENIA | Česká informační agentura životního prostředí. |
| CMC | Kritická micelární koncentrace. |
| CPB | Cetylpyridinium bromid. |
| CPC | Cetylpyridinium chlorid. |
| ČOV | Čistírna odpadních vod. |
| DDT | 1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorfenyl)ethan. |
| DEEDMAC | Diethyloxysterdimethylammonium-chlorid. |
| DTDMAC | Diolelyldimethylamonium-chlorid. |
| EC ₅₀ | Koncentrace zkoušené látky, která má za následek 50% úhyn nebo 50% snížení růstu. |
| EHMC | 2-ethyl-hexyl-4-trimethoxycinnamate. |
| EPA | Enviromental Protection Agency. |
| EU | Evropská unie. |
| FAE | Mastné kyseliny ethoxylátu |
| HDTMA | Hexadecyltrimethylamonium bromid. |
| IRZ | Integrovaný registr znečišťování. |

| | |
|------------------|---|
| LAS | Alkylbenzen sulfonová kyselina. |
| LD ₅₀ | Dávka, při níž uhynie 50 % pokusných zvířat. |
| OC | Oktokrylen. |
| PAL | Povrchově aktivní látky. |
| POPs | Perzistentní organické polutanty. |
| PPCPs | Produkty farmacie a osobní péče (Pharmaceuticals and personal care products). |
| QAC | Kvartérní amoniové sloučeniny. |
| SDS | Dodecylsulfát sodný. |
| SLS | Laurylsulfát sodný. |
| ŽP | Životní prostředí. |

SEZNAM OBRÁZKŮ

| | |
|---|----|
| <i>Obr. 1: Chemické struktury běžně užívaných PAL</i> | 16 |
| <i>Obr. 2: Okřehek menší (Lemna minor)</i> | 19 |
| <i>Obr. 3: Macrocystis pyrifera</i> | 19 |
| <i>Obr. 4: Ceriodaphnia dubia</i> | 20 |
| <i>Obr. 5: Mořčák evropský (Dicentrarchus labrax)</i> | 20 |
| <i>Obr. 6: Chemická struktura triclosanu</i> | 21 |
| <i>Obr. 7: Schéma vzniku fotodegradace triclosanu a vzniku derivátů PCDD</i> | 22 |
| <i>Obr. 8: Studijní schéma fotodegradace triclosanu</i> | 22 |
| <i>Obr. 9: Salmonella enterica serovar Typhimurium</i> | 25 |
| <i>Obr. 10: Staphylococcus aureus</i> | 25 |
| <i>Obr. 11: Pstruh duhový (Oncorhynchus mykiss)</i> | 26 |
| <i>Obr. 12: Cejn velký (Abramis brama)</i> | 26 |
| <i>Obr. 13: Křepelka virginická (Colinus virginianus)</i> | 26 |
| <i>Obr. 14: Chemické struktury parabenu</i> | 27 |
| <i>Obr. 15: Hronatka velká (Daphnia magna)</i> | 28 |
| <i>Obr. 16: Pimephales promelas</i> | 28 |
| <i>Obr. 17: Xylenové pižmo</i> | 29 |
| <i>Obr. 18: Ketonové pižmo</i> | 29 |
| <i>Obr. 19: Galaxolid</i> | 29 |
| <i>Obr. 20: Tonalid</i> | 29 |
| <i>Obr. 21: Zlatá rybka (Carassius auratus langsdorfii)</i> | 31 |
| <i>Obr. 22: Slávka jedlá (Mytilus edulis)</i> | 31 |
| <i>Obr. 23: Struktura 4-methyl-benziliden kafru, benzofenonu-3 a -4 oktokrylenu</i> | 32 |
| <i>Obr. 24: Písečník novozélandský (Potamopyrgus antipodarum)</i> | 33 |
| <i>Obr. 25: Žížalice pestrá (Lumbriculus variegates)</i> | 33 |
| <i>Obr. 26: Anaerobní mineralizace</i> | 34 |
| <i>Obr. 27: Rozvětvené a nerozvětvené benzensulfonáty sodné</i> | 35 |
| <i>Obr. 28: Schémata kationických PAL DEEDMAC a DTDMAC</i> | 40 |
| <i>Obr. 29: Obecná struktura alkylfenol-ethoxylátu</i> | 41 |
| <i>Obr. 30: Neionický tenzid TritonTM X-100</i> | 42 |
| <i>Obr. 31: Outkovka pestrá (Trametes versicolor)</i> | 43 |
| <i>Obr. 32: Outkovka rumělková (Pycnoporus cinnabarinus)</i> | 43 |
| <i>Obr. 33: Obecná biohydrolýza parabenu</i> | 43 |

SEZNAM TABULEK

| | |
|---|-----------|
| <i>Tab. 1: Rozdělení znečišťujících látek podle chemického složení</i> | <i>11</i> |
| <i>Tab. 2: Příklady hodnot LD₅₀ různých látek.....</i> | <i>12</i> |
| <i>Tab. 3: Běžně používané povrchově aktivní látky.....</i> | <i>16</i> |
| <i>Tab. 4: Koncentrace mýdla ve zkušebních vyhnívacích nádržích v mg·g⁻¹</i> | <i>38</i> |
| <i>Tab. 5: Hmotnostní bilance a biodegradace jednotlivých mýdel</i> | <i>38</i> |
| <i>Tab. 6: Biodegradace mýdla ve zkušebních vyhnívacích nádržích</i> | <i>38</i> |
| <i>Tab. 7: Hmotnostní bilance a biodegradace různých mýdel pro první vzorek.....</i> | <i>39</i> |
| <i>Tab. 8: Hmotnostní bilance a biodegradace různých mýdel pro druhý vzorek.....</i> | <i>39</i> |