

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

**Katedra vodního hospodářství a environmentálního
modelování**



Bakalářská práce

**Příčiny ohrožení ekosystému útesotvorných korálů
nově vznikajícími organickými kontaminanty
a možnosti jeho ochrany**

Vedoucí práce: doc. Ing. Michal Kuráž, Ph.D.

Konzultant: Ing. Maria Mursaikova

Bakalant: Kateřina Šímová

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kateřina Šímová

Územní technická a správní služba v životním prostředí

Název práce

Příčiny ohrožení ekosystému útesotvorných korálů nově vznikajícími organickými kontaminanty a možnosti jeho ochrany

Název anglicky

Threats to the reef-forming coral ecosystem by Emerging Organic Contaminants and possibilities of its protection

Cíle práce

Cílem bakalářské práce je vymezit současně známé skutečnosti týkající se stále se zvyšující atenuace útesotvorných korálů (dále jen „ÚK“) a problematiky ohrožení tohoto ekosystému. Dalším cílem práce je zhodnocení a analýza vlivu nově vznikajících organických kontaminantů (dále jen „EOCs“), nacházejících se ve vodě oceánů, na život ÚK v globálním měřítku. Na základě vědecké literatury a odborných článků je dalším cílem práce vytvořit souhrn látek, které nejvíce ohrožují ekosystémy ÚK. V neposlední řadě je úkolem zjistit eventuální možnosti ochrany ÚK proti vlivu látek ze skupiny EOCs.

Metodika

Práce bude založena na studiu vědecké literatury a odborných článků zabývajících se daným tématem. Bude provedena analýza výzkumných prací v oblasti problematiky ohrožení ÚK a možnosti jeho obnovy. Porovnání s dosud provedenými studiemi bude provedeno za použití dostupné vědecké literatury a odborných publikací a článků. Bakalářská práce je rešeršního typu.

Doporučený rozsah práce

30 normostran

Klíčová slova

Korálový útes, znečištění oceánů, obnova korálového útesu, organické kontaminanty

Doporučené zdroje informací

Fricke H. W., 1987: Svědectví korálových útesů. Panorama. 228 s.

Graham N., 2017: Biology of Coral Reefs. Oxford University Press. 384 s.

M. Ali Aasim, Rønning H. T., Sydnes L.K., Alarif W. M., Kallenborn S., Al-Lihaibi S.S., 2018: Detection of PPCPs in marine organisms from contaminated coastal waters of the Saudi Red Sea. Science of The Total Environment, Volume 621.

McFarland B.J., 2021: Conservation of Tropical Coral Reefs. Springer Nature Switzerland AG

Vieira L.R., Soares A.M.V.M., Freitas R., 2022: Caffeine as a contaminant of concern: A review on concentrations and impacts in marine coastal systems. Chemosphere, Volume 286, Part 2.

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Michal Kuráž, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2023

prof. Ing. Martin Hanel, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 16. 03. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Příčiny ohrožení ekosystému útesotvorných korálů nově vznikajícími organickými kontaminanty a možnosti jeho ochrany, vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila, a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

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

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

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

V Praze dne 29.3. 2023

podpis autora práce

Poděkování

Ráda bych poděkovala zejména mé konzultantce Ing. Marii Mursaikove, která mi do poslední chvíle poskytovala cenné rady a připomínky k úspěšnému dokončení bakalářské práce. Zároveň děkuji mému vedoucímu doc. Ing. Michalu Kurážovi, Ph.D. za vstřícné vedení mé bakalářské práce.

Abstrakt

Ekosystém korálových útesů po celém světě je v poslední době ohrožován narůstajícím chemickým znečištěním vod oceánů v důsledku narůstající antropogenní činnosti. Útesotvorní koráli jsou dlouhodobě vystavováni znečištění plynoucího ze zvyšování světové populace, urbanizace, modernizace výrobních technologií a většího množství odpadních vod. Účinky nově vznikajících organických kontaminantů, které jsou do oceánů transportovány prostřednictvím odpadních vod, přirozeného koloběhu vody v přírodě a běžnou činností člověka, mohou mít negativní vliv na útesotvorné korály.

Cílem této bakalářské práce bylo shrnout současné známé formy znečištění oceánů se zaměřením na nově vznikající organické kontaminanty a jejich ekotoxicitu vůči útesotvorným korálům včetně vytvoření souhrnu nejčastěji se vyskytujících nově vznikajících organických kontaminantů v oceánech. Závěrečná část bakalářské práce se věnuje možnostem obnovy korálových útesů a možnostem ochrany útesotvorných korálů.

Z analýzy a hodnocení podkladů této bakalářské práce bylo zjištěno, že ohrožení ekosystému ÚK spočívá prioritně ve znečištění nově vznikajících organických kontaminantů. Kromě jejich perzistence ve vodě oceánů je významným problémem jejich mísení, dlouhodobé působení a nepřetržitý přísun těchto látek. Organické kontaminanty a jejich sloučeniny narušují životní funkce útesotvorných korálů včetně jejich symbiotických partnerů, mikroskopické řasy rodu *Symbiodinium*.

Výsledkem této bakalářské práce je vytvoření souhrnného přehledu nejčastěji se vyskytujících nově vznikajících znečišťujících látek, které ohrožují útesotvorné korály svojí ekotoxicitou. Hlavním zjištěním je skutečnost, že útesotvorní koráli jsou schopni se v určité míře se znečištěním v podobě organických kontaminantů sami vypořádat, není-li znečištění nadměrné nebo chronické. V návaznosti na toto zjištění byla osobně navržena opatření ke snížení kontaminace odpadních vod. Příčinou ohrožení útesotvorných korálů je v první řadě činnost člověka.

Klíčová slova: korálový útes, znečištění oceánů, obnova korálového útesu, organické kontaminanty

Abstract

Coral reef ecosystems around the world have recently been threatened by increasing chemical pollution of ocean waters due to increasing anthropogenic activities. Reef-building corals are exposed to long-term pollution from increasing world population, urbanization, modernization of production technologies and increased wastewater. The effects of emerging organic contaminants transported into the oceans through wastewater, the natural water cycle in nature and normal human activities can have a negative impact on reef-building corals.

The aim of this bachelor thesis was to summarize the current known forms of ocean pollution with a focus on emerging organic contaminants and their ecotoxicity to reef-building corals, including the development of a summary of the most commonly occurring emerging organic contaminants in the oceans. The final part of the bachelor's thesis focuses on coral reef restoration and conservation options for reef-building corals.

From the analysis and evaluation of the background material of this bachelor thesis, it was found that the threats to the ecosystem of the CC lie primarily in the pollution of emerging organic contaminants. In addition to their persistence in the ocean water, the mixing, long-term exposure and continuous input of these contaminants is a significant problem. Organic contaminants and their compounds disrupt the life functions of reef-building corals, including their symbiotic partners, the microscopic algae of the genus *Symbiodinium*.

As a result of this bachelor thesis, a comprehensive overview of the most frequently occurring emerging contaminants that threaten reef-building corals with their ecotoxicity has been developed. The main finding is that reef-building corals are able to cope to some extent with pollution in the form of organic contaminants on their own, unless the pollution is excessive or chronic. Following this finding, measures to reduce wastewater contamination were personally proposed. The cause of the threat to reef-building corals is primarily due to human activity.

Keywords: coral reef, ocean pollution, coral reef recovery, organic contaminants

Obsah

1	ÚVOD	1
2	CÍLE PRÁCE	2
3	LITERÁRNÍ REŠERŠE	3
	3.1 Korálový útes jako součást oceánu	3
	3.1.1 Klasifikace útesotvorných korálů.....	4
	3.2 Stresové faktory působící na útesotvorné korály	6
	3.2.1 Acidifikace a zvyšování teploty oceánů.....	8
	3.2.2 Nadměrný rybolov a průmyslová činnost	10
	3.2.3 Turismus.....	10
	3.2.4 Znečištění vod oceánů – viditelné.....	11
	3.2.5 Znečištění vod oceánů – skryté	12
	3.3 EOCs ve vodním prostředí	13
	3.3.1 PPCPs.....	14
	3.3.2 Pesticidy a hnojiva.....	15
	3.4 Ekotoxicita a účinky EOCs na útesotvorné korály	17
	3.4.1 Účinky farmaceutických látek.....	17
	3.4.2 Účinky chemických látek.....	18
	3.4.3 Účinky pesticidů.....	21
	3.4.4 Účinky hnojiv	23
	3.4.5 Účinky návykových látek.....	24
	3.5 Choroby útesotvorných korálů	25
	3.6 Legislativní rámec	27
	3.6.1 Legislativa Evropské unie	27
	3.6.2 Legislativa Ameriky, Austrálie a Commonwelthu.....	29
	3.7 Možnosti ochrany a obnovy útesotvorných korálů	31
	3.7.1 Chemické ošetření a snižování kontaminace	32
	3.7.2 Náhradní modely korálových útesů.....	34
	3.7.3 Transplantace útesotvorných korálů	36
4	VÝSLEDNÉ ZHODNOCENÍ	37
5	DISKUSE	40
6	ZÁVĚR A PŘÍNOS PRÁCE	44
7	PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ	45
	7.1 Odborné publikace	45
	7.2 Legislativní zdroje	53
	7.3 Internetové zdroje.....	54
8	PŘEHLED POUŽITÝCH OBRÁZKŮ A TABULEK	57
	8.1 Seznam obrázků	57

8.2	Seznam tabulek	57
9	PŘÍLOHY	58

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

CaCO ₃	Uhličitan vápenatý
CO ₂	Oxid uhličitý
ČOV	Čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
EOCs	Nově vznikající organické kontaminanty
EU	Evropská unie
FDA	Úřad pro kontrolu potravin a léčiv
H ₂ CO ₃	Kyselina uhličitá
Hsp70	Protein teplotního šoku
CH ₄	Metan
N ₂ O	Oxid dusný
NSAID	Nesteroidní antiflogistika
NZIP	Národní zdravotní informační portál
O ₂	Kyslík
PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PPCPs	Farmaceutické látky a produkty osobní péče
SÚKL	Státní ústav pro kontrolu léčiv
ÚK	Útesotvorní koráli
USEPA	Agentura pro ochranu životního prostředí
WHO	Světová zdravotnická organizace

1 ÚVOD

Jako lidstvo jsme součástí systémů Země a nejsme od nich odděleni. Kromě dalších přírodních koloběhů lidstvo vstupuje v několika ohledech také do koloběhu vody. My lidé rovnováhu přírodních koloběhů často narušujeme (Dunne et Goleman 2020).

Přibližně 75 % korálových útesů světa je považováno za ohrožené vlivem lidské činnosti (Peters et al. 1997; Burke et al. 2011). Kromě ostatních faktorů, které působí na stav útesotvorných korálů (dále jen „ÚK“), jsou koráli vystavováni účinkům nově vznikajících organických kontaminantů (dále jen „EOCs“), které pronikají do vod oceánů. V důsledku zvyšování celosvětové populace, modernizace výrobních technologií a vysoké úrovně spotřeby se EOCs v určitém množství dostávají do vod oceánů. K tomu dochází prostřednictvím průmyslových odpadních vod přímo vypouštěných do vodního prostředí a také prostřednictvím splaškových odpadních vod z domácností, zdravotnických či sociálních zařízení, které nejsou dostatečně účinně čištěné na čistírnách odpadních vod (dále jen „ČOV“). Některé EOCs jsou do vod oceánů transportovány přirozeným smyvem z půdy při srážkových jevech. EOCs a jejich rezidua se tak stávají součástí přirozeného koloběhu vody. Tyto látky mohou následně v oceánech představovat pro ÚK potencionální hrozbu v podobě toxických účinků, což může vést ke změnám v jejich tkáních, narušení životních procesů, celkové atenuaci až jejich úhynu. Wear et Thurber (2015) uvádí, že EOCs z odpadních vod se vyskytují nejméně na 104 ze 112 oblastí korálových útesů světa.

Kromě syntetických organických látek obsažených například v pesticidech, které narušují klíčové biologické procesy v organismu ÚK, významný podíl ze skupiny EOCs tvoří látky obsažené ve farmaceutických přípravcích a produktech osobní péče (Pharmaceuticals and personal care products) (dále jen „PPCPs“). Patří sem zejména opalovací krémy, deodoranty a vůně, šampony, sprchové gely, kondicionéry, veterinární léčiva a různé skupiny léčiv, jako jsou antibiotika, nesteroidní antiflogistika, antiepileptika, hormony a další (Stuart et Lapworth 2013).

2 CÍLE PRÁCE

V první části této bakalářské práce rešeršního typu je cílem vymezit současně známé skutečnosti týkající se stále se zvyšující atenuace ÚK, v důsledku čehož dochází ke snižování počtu stanovišť korálových útesů napříč všemi zeměpisnými oblastmi světových oceánů.

Hlavní část práce je zaměřena na znečištění oceánů prostřednictvím EOCs. Jejím cílem je zhodnocení a analýza vlivu EOCs nacházejících se ve vodě oceánů na život ÚK. Dalším cílem práce je vytvořit souhrn látek, které se nejčastěji vyskytují ve vodě oceánů, a které mohou z důvodu jejich častého výskytu v oceánech představovat pro ÚK nebezpečí v podobě vyšší ekotoxicity.

V závěrečné části práce jsou definovány současně známé možné způsoby obnovy korálových útesů. Úkolem je zjistit další eventuální možnosti obnovy a ochrany ÚK proti vlivu látek ze skupiny EOCs.

Tato bakalářská práce vychází ze studia odborné literatury, odborných článků a provedených studií v oblasti ohrožení ÚK, a posléze z porovnávání a hodnocení získaných informací.

3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1 Korálový útes jako součást oceánu

Z celkových vod na Zemi je více než 97 % vod v oceánech (Van Loon et Duffy 2011; SMVK Ostrava ©2022). Oceán jako takový má velmi zásadní význam pro lidský život. Součástí ekosystému oceánů jsou rozmanité organismy, od mikrobů až po savce. Oceán jim poskytuje prostor k životu, některým úkryt před predátory, či prostor k obživě a lovu. Korálový útes, jako součást oceánů plní mnoho funkcí, jak pro fungování přírodních jevů, tak i pro samotnou lidskou společnost.

Pro život a zdárný vývoj flóry i fauny v oceánech má velmi zásadní význam světlo. Na něm je závislé rostlinstvo, které je potravou pro další mořské živočichy. Světlo poskytuje energii. Čím hlouběji světlo zasahuje, tím menší množství rostlin se zde objevuje. Slaná voda obsahuje velké množství různorodých rozpuštěných látek, největší podíl z nich má sůl a její ionty. Téměř 99 % mořské soli je tvořeno sodíkem, vápníkem, hořčíkem, draslíkem a stronciem. Voda v oceánech obsahuje také další stopové látky téměř z celé periodické soustavy prvků, například křemík, který je zásadní pro tvorbu křemičitých řas. Tyto stopové látky zůstávají v oceánech a nijak neovlivňují látkovou výměnu organismů v nich žijících. Voda oceánů dále obsahuje ve velkém množství rozpuštěné plyny, mezi které patří zejména kyslík (O_2) a oxid uhličitý (CO_2). Jelikož se oba tyto plyny podílejí zásadně na látkové výměně, jsou pro život v oceánech mimořádně významné. Salinita vody oceánů je na různých místech odlišná. Obsah soli rozpuštěné ve vodě oceánů se může měnit v průběhu ročních období v závislosti na srážkách a výparu. Obsah soli se liší také podle množství přítoků řek se sladkou vodou. V těchto místech, ústí řek, se voda sladká mísí s vodou slanou. Tyto vody jsou nazývány vodami brakickými. Díky vyššímu obsahu soli ve slané vodě oproti vodě sladké má slaná voda i jiné fyzikální vlastnosti. Slaná voda zamrzá při $1,91\text{ }^\circ\text{C}$. Hustota slané vody je $1,0249\text{ g/m}^3$ (Ikar ©1999).

Jedním z biologicky nejproduktivnějších a druhově nejrozmanitějších ekosystémů naší planety je ekosystém korálového útesu, který je současně velmi zranitelný a citlivý. Je odhadováno, že plocha, kterou korálové útesy zaujímají, činí téměř $290\,000\text{ km}^2$ plochy. Korálový útes je tvořen několika tisíci generacemi útesotvorných organismů, které produkují uhličitan vápenatý (aragonit). Schopnost produkce uhličitanu vápenatého je zásadní pro růst a rozšiřování korálového útesu.

Rychlost růstu korálového útesu je ovlivněna rozmanitostí živočišných druhů a činností mořských proudů, které kostry korálů obrušují. Jejich úlomky následně opadávají a zaplňují otvory v útesu, čímž se útes dále rozšiřuje (Socha 2022).

Korálový útes je zranitelný ekosystém s vysokou produktivitou a biologickou rozmanitostí. Většina ÚK se nachází v tropických a subtropických vodách. Celkem pokrývají korálové útesy přibližně 0,07 % povrchu oceánů a nejčastěji se vyskytují mezi 30° severní a 30° jižní šířkou (Spalding et Brown 2015). 16 % z celkového počtu korálových útesů na světě, více než 40 000 km², se nachází v Indonésii. V tamních vodách oceánu žije 76 % všech druhů korálů (Burke et al. 2011). Nejznámějším a největším na světě je Velký bariérový útes táhnoucí se svou téměř dvoukilometrovou délkou kolem severovýchodního pobřeží Austrálie. Dalším významným korálovým útesem je rozsáhlý komplex korálových útesů a atolů v oblasti Střední Ameriky, takzvaný Mezoamerický systém korálových útesů.

Pro mnohé obyvatele světa je korálový útes hlavním zdrojem obživy, přináší jim možnost výdělku zejména z rybolovu a turismu. Velmi významná funkce korálového útesu spočívá v ochraně pobřežních lokalit před bouřemi, povodněmi a vlnobitím. Zdravý korálový útes pomáhá předcházet ztrátám na životech, škodám na majetku a také erozi. Pokud jsou korálové útesy poškozeny nebo dokonce zničeny, může běžným působením vln, nebo při prudkých bouřích, docházet ke zvyšování škod v pobřežních lokalitách. Téměř 40 % světové populace žije v okruhu do 100 km od pobřeží. Lidem žijícím v těchto lokalitách přináší funkční korálový útes benefity v podobě výše uvedené ochrany. Zdravé korálové útesy významně snižují energičnost a sílu vln včetně jejich výšky (Ferrario et al. 2014).

Pobřežní vody Rudého moře, které se vyznačují stálou vysokou teplotou v rozmezí 22 až 34 °C a vysokou salinitou, hostí více jak 200 druhů korálů (Rasul et Stewart 2015).

Produktivita korálového útesu je přímo ovlivněna činností mikroskopických řas, které žijí v symbiotickém vztahu s polypy korálnatců. Řasy jsou schopné absorbovat dopadající sluneční světlo a následně pak velice rychle vytvářet velké množství živin, které slouží korálnatcům jako potrava (Fricke 1987).

3.1.1 Klasifikace útesotvorných korálů

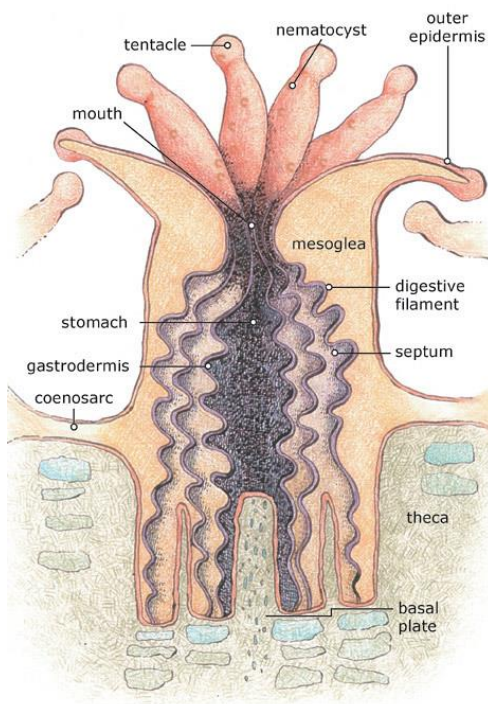
Korálový útes je tvořen drobnými živočichy třídy korálnatců (Anthozoa) z kmene žahavců (Cnidaria), kteří žijí trvale přisedle ve stadiu polypa. Ekologická nika

korálnatců je velmi úzce vymezená a specifická. Pro zdárný vývoj a růst potřebují teplotu vody nejlépe mezi 23 °C až 25 °C, udržení nočních teplot vzduchu od 20 °C výše, dostatek O₂, minimální sedimentaci, dostatek slunečního svitu a vhodnou salinitu vody (Neumanová 2003). ÚK nejsou schopné tolerovat teploty nižší než 18 °C. Některé naopak snáší teplotu vody i 40 °C, ale pouze krátkodobě (NOAA ©2021).

ÚK jsou jedni z mnoha mořských organismů, kteří biomineralizují, což znamená, že vytvářejí tvrdé krystalické schránky nebo kosterní struktury. Biomineralizace uhličitanu vápenatého (CaCO₃, aragonit) je široce rozšířený přírodní jev. ÚK jsou schopni silně modifikovat chemismus uhličitanů na rozhraní tkáně a minerálu, tedy v mikrobuněčném kalcifikačním prostředí. Běžné modely formace korálové kostry předpokládají, že ionty z mořského vodního roztoku jsou buď aktivně, nebo pasivně přenášeny prostřednictvím živé tkáně korálu až na povrch kostry, kde se koncentrují a ukládají. Existuje i další alternativa formace kostry, a to skrze navázání částic amorfního uhličitanu vápenatého, který se tvoří ve tkáních korálů. Koráli produkují amorfni uhličitan vápenatý, který je vylučován kalcifikujícími buňkami a následně ukládán do rostoucího skeletu. Jelikož se tyto částice tvoří uvnitř tkáně, může být růst korálových koster méně náchylný vůči okyselování oceánu (Mass et al. 2017).

ÚK získávají ionty vápníku z okolní slané vody a využívají je k vybudování zpevněné struktury (kalcifikovaného skeletu). Korálové útesy jsou tvořeny miliony drobných polypů, díky čemuž jsou schopné tvořit rozsáhlé uhličitanové kosterní struktury. Pollock et al. (2011) uvádí, že korálnatec je holobiont, který se skládá z živočišných, dinoflagelátních a mikrobiálních partnerů. Uvnitř korálových tkání se nacházejí mikroskopické organismy, živé jednobuněčné řasy, které potřebují ke svému přežití výměnu živin a sdílení prostoru. Řasy, s nimiž žijí polypy korálnatců v symbióze, náležejí do rodu *Symbiodinium*, obecně jsou nazývány zooxantely (Botanická zahrada Liberec ©2022). Tento symbiotický vztah je hlavním pilířem, na kterém stojí fungování celého ekosystému korálového útesu. Zooxantely jsou mořské jednobuněčné mikroskopicky malé řasy žijící ve tkáních hostitelských korálů. Jsou pro ně životně důležité. V průběhu dne při probíhající fotosyntéze řasy přetvářejí CO₂, přičemž produkují O₂, glukózu, glycerol a aminokyseliny. Téměř vše, co řasy vyprodukují, slouží jako potrava pro korálnatce, což jim umožňuje tvorbu svých vápenatých schránek a rychlejší růst, v důsledku čehož dochází k rozšiřování útesu. Jako protihodnotu koráli řasám poskytují prostor pro jejich růst a vývoj, nabízí jim určitou ochranu a vhodné podmínky pro proces fotosyntézy.

Většina korálů se skládá ze stovek tisíc jednotlivých polypů. Většina z nich má průměrnou velikost od jednoho do tří milimetrů. Jedná se o anatomicky jednoduché organismy, jejichž značnou část těla polypa zabírá žaludek vyplněný trávicími vlákny. Polyp je otevřený pouze na jednom konci, kterým přijímá potravu i vylučuje odpad. Prstenec chapadel obklopující ústa pomáhá zachycovat potravu, vylučovat odpad a odstraňovat nečistoty. Většina potravy je zachycována pomocí speciálních žahavých buněk (nematocysty), které jsou uvnitř vnější tkáně polypa (epidermis). Uhlíčan vápenatý je vylučován polypy a vytváří ochranný pohár zvaný kalich, v němž polyp sedí. Základna kalichu, na níž polyp sedí, se nazývá bazální deska. Stěny obklopující kalich se nazývají „theca“. „Coenosarc“ je tenký pruh živé tkáně, který spojuje jednotlivé polypy navzájem a pomáhá vytvářet koloniální organismus (NOAA ©2022).



Obr. 1: Anatomie polypa (NOAA ©2022)

3.2 Stresové faktory působící na útesotvorné korály

První rozsáhlejší bělení korálových útesů na světě bylo poprvé zaznamenáno v roce 1983 a bylo spojováno se zvýšenou teplotou moře. Tyto události obvykle trvají až několik měsíců a představují pro korály akutní hrozbu. Přítomnost a samotná struktura korálového útesu je samotným základem celého ekosystému tvořícího korálový útes. Silné oteplení vod oceánů v roce 1998 postihlo většinu

oblastí korálových útesů a způsobilo rozsáhlý úhyn korálů, zejména v Indickém oceánu. Ačkoliv se zotavení z bělení na mnoha místech podařilo a bylo zdokumentováno, na jiných místech se to nepodařilo. Na těchto místech byly patrné fázové změny související s dominancí makroskopických řas (Spalding et Brown 2015).

Přirozenou součástí růstu a vývoje korálových útesů je kromě jiného určitá míra disturbance, při které útesy podléhají okolním vlivům způsobených vlnami, bio erozí, či působením fyzikálních vlivů, jako jsou bouře, tsunami a seismická činnost. Svůj vliv má i spásání některými živočichy.

Navzdory svému významu a vysoké biologické hodnotě čelí korálový útes v posledních několika letech značným potížím způsobených antropogenní činností včetně znečištění vod, nadměrným rybolovem, mechanickým poškozováním, a to za současného působení dopadu klimatické změny. Nejvíce v ohrožení jsou koráli v blízkosti velkých aglomerací s vysokou mírou antropogenní činnosti a ti, kteří obývají mělké vody, jelikož právě na ně doléhají navíc ještě účinky ultrafialového záření. Může tak u nich docházet k přehřátí v důsledku zvýšení teploty mořské hladiny a následně k vysušování jejich tkáně. Míra poškození může záviset na denní době a povětrnostních podmínkách. V období delší dobu trvajících nízkých přílivů dochází k obnažení korálů v mělkých vodách, což vede k jejich zeslabení až poškození. V neposlední řadě jsou ÚK velmi zranitelní vůči predátorům, kteří se živí vnitřními tkáněmi korálových polypů. Pokud je populace predátorů na daném místě příliš vysoká, může v extrémních případech dojít až k devastaci celého korálového útesu.

ÚK tak čelí mnoha hrozbám, kterými mohou být natolik fyziologicky stresováni, že se začnou snažit vylučovat své symbiotické řasy zooxantely, což posléze může vést k bělení korálů, jejich atenuaci a v mnoha případech až k jejich úhynu. Vlivem působení stresu se symbiotický vztah mezi korálnatci a řasou zooxantelou rozpadá. Bělením se rozumí ztráta barvy, která vzniká částečnou až úplnou likvidací populace řasy zooxantely nebo degradací řasových pigmentů. U žahavců jsou buňky řasy zooxantely obvykle intracelulární, to znamená, že se nacházejí v buňkách endodermu. K jejich vylučování dochází buď vyloučením z buňky, nebo odumřením buňky s možným následným vyloučením. Vybělení koráli mají bílou barvu, která vychází z barvy jejich základní uhličitánovápenaté kostry (Douglas 2003).

Buddemeier et Fautin (1993) uvádí, že symbiotické vztahy ÚK a řasy zooxantely nejsou pevné. Existují případy, kdy mikrobiální symbiont byl nahrazen fylogeneticky vzdáleným partnerem. Existuje hypotéza, že bělení ÚK může být adaptivní strategií hostitele vůči případné náhradě méněcenného symbionta jiným typem partnera, který by byl odolný vůči stresovým faktorům. Bělení pak může znamenat příležitost ÚK k opětovnému osídlení. Douglas (2003) upozorňuje na skutečnost, že v posledních letech dochází ke zpomalování růstu a reprodukce ÚK, ke zvýšení náchylnosti ÚK k různým onemocněním, někdy až k jejich masivnímu poškození a úhynu.

3.2.1 Acidifikace a zvyšování teploty oceánů

K okyselování oceánů dochází v důsledku zvyšování koncentrace CO_2 v atmosféře a následně k jeho rozpouštění v oceánech, což může brzy ohrozit mořské vápenaté organismy včetně ÚK (Hoegh-Guldberg et al. 2007). V souvislosti se zvyšováním emisí CO_2 z antropogenní činnosti lze podle zprávy IPCC (2014) do budoucna očekávat další zvyšování pCO_2 vody oceánů. To povede k dalšímu snížení pH, vyšší uhlíčitanové koncentraci a nasycení uhlíčitanem vápenatým.

Vliv acidifikace vody oceánů na korálový útes představuje pro korálnatce jeden z mnoha dalších stresorů. S narůstající antropogenní činností a s tím souvisejícím spalováním fosilních paliv dochází k vyšší produkci CO_2 do atmosféry, který přibližně z 30 % pohlcuje právě oceán (IPCC ©2013). Tím se snižuje jeho pH, zvyšuje se jeho acidita, ke které dochází také prostřednictvím kyselých dešťů. Míra emisí CO_2 se liší lokálně.

Současná rychlost nárůstu CO_2 je asi stokrát rychlejší, než bylo zaznamenáno za posledních 650 000 let. Lidstvo těmito emisemi zásadně mění chemismus oceánů. Vzhledem k tomu, že si oceány snadno vyměňují CO_2 s atmosférou, vede zvýšený obsah CO_2 v atmosféře k vyššímu parciálnímu tlaku CO_2 v horních vrstvách oceánů, čímž se zvyšují následně koncentrace H_2CO_3 ve vodách oceánů. Odhaduje se, že přímým důsledkem těchto emisí je průměrné zvýšení teploty v tropických vodách o $0,7\text{ }^\circ\text{C}$ a snížení pH o 0,1 jednotek. Předpokládá se, že snižující se pH vody oceánů má významný vliv na kalcifikující organismy, kterými ÚK jsou, a to zejména proto, že jsou citliví na přesycení uhlíčitany. Vztah mezi dávkou CO_2 a odezvou pro různé druhy a ekosystémové procesy, nebo interakce zvýšeného množství CO_2 s narůstající teplotou, zůstávají klíčovou otázkou (Fabricius 2008).

Zdvojnásobení hodnot CO₂ snižuje rychlost kalcifikace u některých korálů až o 40 % (Langdon et al. 2000; Langdon et Atkinson 2005). V rámci studie provedené ve dvou oblastech Velkého bariérového útesu za posledních 20 let Cooper et al. (2008) dokumentuje úbytek kalcifikace až o 21 %. Melzner et al. (2020) uvádí, že regulační systémy bezobratlých organismů na místech, kde se mění chemické složení vody, mají dostatečnou kapacitu kompenzovat akutní poruchy acidobazické rovnováhy uvnitř svého organismu, a to zpomalením metabolismu. Přežití ÚK závisí na schopnosti řasy zooxantely přizpůsobit se tepelnému stresu (Ateweberhan et al. 2013).

Za posledních 30 let se teploty vzduchu zvýšily světově průměrně o 1,2 °C (Otevřená fakta o klimatu ©2022). Ke zvyšování teploty dochází zejména v důsledku spalování fosilních paliv, jako je ropa, uhlí, zemní plyn. Následně dochází ke zvyšování koncentrace CO₂ v atmosféře, který je jedním ze skleníkových plynů. Množství emisí CO₂ se lokálně liší. Mezi další skleníkové plyny řadíme metan (CH₄) a oxid dusný (N₂O), které vznikají zemědělskou činností. V důsledku vyšších koncentrací CO₂ spolu s ostatními skleníkovými plyny v atmosféře dochází k zesílení skleníkového efektu, což má za následek zvyšování teplot ovzduší a také vody v oceánech.

Pandemie COVID-19 měla zřejmý vliv na celkové emise CO₂ ve světě, v roce 2020 oproti roku 2019 došlo ke snížení emisí o 5,3 %. Avšak v roce 2021 byly hodnoty emisí opět na úrovni roku 2019. V rámci Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu vypracovávají jednotlivé země inventury emisí a navrhují opatření ke snížení emisí skleníkových plynů. Ačkoliv jsou uzavřeny dohody o zmírnění změny klimatu, celosvětový průměr emisí CO₂ se stále zvyšuje. Porovnááme-li hodnoty posledních 30 let, došlo ke snížení podílu zemí EU na globálních emisích fosilního CO₂. Hodnoty zemí EU u emisí CO₂ v roce 2021 klesly o 27,4 % oproti roku 1990. Celosvětově však stále dochází ke zvyšování emisí CO₂ (EU ©2022).

Hoegh-Guldberg (2017) uvádí, že i kdyby došlo k postupnému snížení emisí skleníkových plynů, dojde do konce roku 2050 k výrazným ztrátám tropických korálů, a vyjadřuje obavy o schopnost ÚK přizpůsobit se dostatečně rychle tempu předpokládaného nárůstu teploty.

Lesser (2011) uvádí, že vedlejším faktorem negativně ovlivňujícím ÚK, je oxidační stres, který se zhoršuje vystavením vysokému slunečnímu záření. Oxidační stres spolu s dalšími doprovodnými chemickými prvky může být příčinou poškození

lipidů, proteinů a DNA ÚK. Následně dochází ke změnám, rozkladu a nekróze buněk, přičemž se předpokládá, že toto je hlavní příčinou blednutí korálů v závislosti na trvání environmentálního vlivu. Také Neumanová (2003) poukazuje na vysokou citlivost korálových polypů vůči změnám teploty vody. Změna teploty vody jen o 1-2 °C může mít pro korálové polypy fatální následky. V počátku mizí řasy zooxantely žijící v symbióze s ÚK. Úbytek těchto řas má za následek postupnou atenuaci až úhyn ÚK na celém korálovém útesu.

3.2.2 Nadměrný rybolov a průmyslová činnost

Používané rybolovné techniky mohou být vůči korálovým útesům velice destruktivní. Při výbušném rybolovu je odpalován dynamit nebo jiné těžké výbušniny za účelem vyplašení ryb z úkrytů. Kromě usmrcení dalších organismů, může tato technika poškodit či rozbít velké plochy korálového útesu. Rybolov za pomoci kyanidu, který spočívá v rozprašování nebo vypouštění kyanidu na korálové útesy za účelem omráčení a odchytu živých ryb, rovněž zabíjí korálové polypy a narušuje rovnováhu ekosystému korálových útesů. Ačkoliv je použití výbušných technik pro lov ryb nezákonné, na některých místech zejména jižní Asie se používá dodnes, a to z důvodu vysokého zisku při vynaložení minimálního úsilí. Dynamitový rybolov se týká více než 40 zemí a ve více než 15 zemí je zaznamenáván kyanidový rybolov (NOAA ©2022).

Voda oceánů je dále kontaminována těžkými kovy z průmyslové činnosti, například v důsledku těžby ropy a zemního plynu na moři, nebo průmyslové činnosti při pobřeží. Ropné rafinerie přispívají k tomuto znečištění únikem ropy při nakládce tankerů, výbuchu vrtů, či například při prasknutí potrubí (Peters et al. 1997).

3.2.3 Turismus

Ke znečišťování vod oceánů také přispívá cestovní ruch a turismus, a to prostřednictvím lodní dopravy a zvýšené antropogenní zátěže v rekreačních oblastech (potápěčské a rybářské aktivity). Během lodní dopravy, která je pro cestovní ruch a turismus velmi využívána, jsou do vodního prostředí uvolňovány ropné látky a splaškové vody. K tomu všemu přispívají těžké kovy z běžného provozu lodí a případný únik chemických látek či provozních kapalin.

Antropogenní faktor nejvíce spočívá v tom, že během koupání turistů v moři se do vodního prostředí uvolňují chemické sloučeniny z UV filtrů používaných

v opalovacích krémech. Jde zejména o oxid zinečnatý, oxid titaničitý, butylparaben, oxybenzon, oktokrylen, homosalát, oktinoxát, ethylhexyl metoxycinamát a další. S rostoucím počtem turistů může docházet ke snížení schopnosti oceánu adaptovat se na takový objem externích chemických sloučenin (Stuart et Lapworth 2013). Danovaro et al. (2008) ve své studii uvádí, že až 25 % složek opalovacího krému naneseného na kůži může být do vody uvolněno již při ponoření trvajícím dvacet minut.

3.2.4 Znečištění vod oceánů – viditelné

Voda oceánů naší planety je znečišťována různými způsoby. Významným problémem je ukládání odpadu na dno oceánů, ke kterému docházelo zejména od 40. do 90. let minulého století. I přes některá regulativa, které jsou od 70. let nastaveny na mezinárodní úrovni, se tak děje dodnes, na některých místech navíc ilegálně. Mořské dno se v minulosti zdálo být vhodným nikoho neohrožujícím úložištěm odpadu. V minulosti bylo ukládání odpadu na mořské dno běžnou součástí hospodaření světových velmocí, avšak dnes v rámci zvyšujícího se zájmu chránit životní prostředí, je tato problematika významným tématem různorodých mezinárodních zájmových organizací či skupin.

Ukládáním radioaktivního odpadu mezi lety 1946 a 1993 na mořské dno se do vod oceánů dostávaly látky jako jód, železo, kobalt, karbon a stroncium, které v minulosti byly běžnou součástí zdravotnického odpadu. Dodnes jsou sudy s radioaktivním odpadem uloženy na více než 50 místech mořského dna naší planety. K eliminaci takového znečišťování je nutná mezinárodní spolupráce, vypracování dlouhodobého plánu pro snížení množství radioaktivního odpadu a zejména nalezení dalších možností jeho recyklace (Hydrotech ©2019).

Velkou zátěží, nejen pro ÚK, je plastový odpad, který se dostává do vod moří a oceánů v důsledku nadměrného užívání plastu lidskou společností. Plastový odpad má svůj životní cyklus a určitým způsobem interaguje s vodou, což následně negativně ovlivňuje ekosystém oceánu. Vznikající látky z této interakce mohou být pro značnou část organismů žijících v oceánech toxické. K podstatnému poškozování v souvislosti s plastovým odpadem dochází také mechanickým způsobem. Jedná se o způsoby, při kterých jsou koráli například zakrýváni, odtrhováni či dušeni. Během výzkumu 124 tisíc ÚK ze 159 korálových útesů v Asijsko-pacifických oceánech (Lamb et al. 2018) bylo nalezeno 11,1 miliard plastových předmětů nějakým způsobem uvězněných v korálových útesech. Do

roku 2025 je odhadován postupný nárůst mikro a makro plastů o 40 %. Makro plasty větší než 50 mm zvyšují náchylnost ÚK k některým chorobám, které je následně zeslabují (Huang et al. 2021).

Vody oceánů ohrožuje také ropa, která uniká do vody při katastrofických haváriích přepravních lodí. Úniky ropy ničí pobřežní ekosystém mělkých vod. Ropné částice z havarovaných plavidel jsou pro korály stresorem, v důsledku čehož u nich dochází ke ztrátě tkáně a jiným známkám stresu (White et al. 2012). Kvůli ropnému znečištění hyne obrovské množství volně žijících živočichů jak ve vodě, tak na pobřeží. Ropné znečištění vody má biologické účinky založené na toxicitě chemických sloučenin obsažených v ropě. Účinek ropy ve vodě oceánů může přetrvávat v jeho ekosystému po řadu let a dlouhodobě tak může ovlivňovat všechny vodní organismy, které jsou neustále vystavovány účinkům ropných sloučenin. Od 90. let minulého století se úniky ropy do vod oceánů oproti předchozím deseti letům snížily o dvě třetiny. Kleslo i množství ropy uniklé do vod oceánů během výroby ropy a zemního plynu (Rabalais 2003).

3.2.5 Znečištění vod oceánů – skryté

Znečištění, které nemusí být ve vodě zcela viditelné, má původ především v odpadní vodě, která je každým člověkem či podnikatelským subjektem vypouštěna různými způsoby do životního prostředí. Znečišťující látky z odpadních vod se do vod oceánů dostávají prostřednictvím povrchového a podzemního odtoku jednotlivých povodí nebo přímým vypouštěním. S vypouštěnou průmyslovou odpadní vodou, splaškovou vodou z domácností, zdravotnických či sociálních zařízení, které nejsou dostatečně účinně čištěny na ČOV, nadměrným používáním pesticidů a hnojiv, jsou EOCs transportovány do oceánů. Původně přirozené děje v souvislosti s narůstající lidskou činností začínají přesahovat přirozené limity.

Slané vody oplývající největší světové aglomerace jsou ohroženy nebezpečnými chemickými látkami, které se mohou dostat do moře přímým vypouštěním, nebo nepřímo prostřednictvím řek a smyvu z půdy, nebo atmosférickou depozicí. V takové vodě se vyskytují těžké kovy a polycyklické aromatické uhlovodíky (dále jen „PAU“). Nebezpečnost těchto kontaminantů spočívá v jejich perzistenci a schopnosti bioakumulace, což má negativní vliv na ekosystém oceánu, a dále také proto, že hladiny naměřených hodnot PAU včetně rtuti stále překračují své normy. Do vody oceánů se rtuť dostává zejména z atmosféry ovlivněné spalováním fosilních paliv, lesními požáry či sopečnými plyny (Fisher et al. 2008).

Odpadní vody jsou velmi významným zdrojem EOCs a velmi úzce souvisí s antropogenní činností. Chemické složení vody oceánů, které je dále ovlivňováno působením nových vstupujících kontaminantů, ovlivňuje vodní organismy včetně ÚK. Koncentrace EOCs ve vodě oceánů se může měnit v závislosti na lokalitě, ročním období a míře antropogenní činnosti v bezprostředním okolí.

3.3 EOCs ve vodním prostředí

Na problematiku EOCs a další látky narušující rovnovážný systém v povrchových vodách v posledních letech upozorňuje Světová zdravotnická organizace (dále jen „WHO“) a Agentura pro ochranu životního prostředí (dále jen „USEPA“). EOCs jsou globálně detekována v celém vodním prostředí. Výskyt EOCs je ve vodě oceánů stále častěji zaznamenáván. Bueno et al. (2012) a Thiebault et al. (2017) uvádí, že EOCs dostávajících se z ČOV a smyvu z půdy do pobřežních vod, potažmo vod oceánů, je značné množství.

Vzhledem k tomu, že každé území je součástí určitého povodí a veškerý povrchový odtok se tak nakonec dostává do oceánů, lze v této souvislosti zmínit také stav povrchových vod ve vodních útvech ČR. Tušil (2018) uvádí, že počet vodních útvarů v ČR nesplňující parametry dobrého chemického stavu vody, uvedené v příloze č. 2 nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, se opakovaně zvyšuje. Toto nařízení definuje pojem „dobrý stav“ povrchové vody jako ten, který nemá narušenou samočisticí schopnost a který nevykazuje potencionální patogenní a toxické vlastnosti, nezpůsobuje nadměrný rozvoj autotrofních organismů a další. Ekologický stav povrchové vody je určován podle přítomnosti některých specifických nebezpečných látek.

EOCs jsou syntetické nebo přirozeně se vyskytující organické chemické látky, které mohou nepříznivě ovlivňovat veškerou vodní biotu, a které nejsou běžně regulovány (Xu et al. 2011). Pojem EOCs se používá nejen pro nově vyvinuté sloučeniny, ale také pro sloučeniny nově zjištěné v důsledku progresu analytického zařízení. Do kategorie EOCs zahrnujeme rezidua agrochemických látek jako pesticidy a hnojiva, vedlejší produkty k úpravě vody, vyvíjené nanomateriály, zpomalovače hoření, farmaceutické látky a produkty pro osobní péče („PPCPs“),

a také metabolity těchto chemických látek (Stuart et Lapworth 2013). Účinky EOCs mohou být akutní, chronické, nebo toxické (Jiang et al. 2014).

V důsledku stále se zvyšujících obav o zdraví vodních organismů, je zájem zaměřen zejména na skupinu PPCPs, přičemž chemické látky v nich obsažené patří do skupiny EOCs. Velmi často se vyskytujícími organickými kontaminanty vodního prostředí jsou také látky obsažené v pesticidech a hnojivech.

3.3.1 PPCPs

Zkratka vychází z anglického ‚Pharmaceuticals and Personal Care Products‘, tedy farmaceutické přípravky a produkty osobní péče. Z PPCPs pochází značné množství EOCs, zejména farmaceutických látek, které se vlivem antropogenní činnosti dostávají prostřednictvím odpadních vod do vodního ekosystému, včetně ekosystému povrchových vod, podzemních vod, od sladkých vod až po slané vody oceánů. V naprosté většině jde o syntetické látky v přírodě se nenacházející a látky organismům cizí. Jejich biologická degradace v ČOV značně komplikovaná a náročná. Tyto látky mohou být nebezpečné nejen pro člověka, ale pro jakýkoliv ekosystém. Některé z těchto látek jsou velice perzistentní.

PPCPs zahrnují humánní a veterinární léčiva, drogistické a kosmetické přípravky, jako jsou deodoranty a vůně, šampony, kondicionéry, sprchové gely, opalovací krémy a další produkty osobní péče, ale i nikotin a kofein. Z produktů osobní péče, konkrétněji výrobků sloužících pro osobní hygienu, jde například o látky, jako jsou antiseptika (látky určené k aplikaci na kůži k ochraně před infekcí), syntetické vonné látky (parfémy), UV filtry, repelenty, zpomalovače hoření (snižují riziko vznícení), změkčovadla či surfaktanty (povrchově aktivní látky). Mezi nejčastěji detekované farmaceutické látky patří antiepileptika (karbamazepin), analeptika, antibiotika (sulfametoxazol), nesteroidní antiflogistika (ibuprofen, diklofenak) a hormonální léčiva (Stuart et Lapworth 2013).

Ze skupiny humánních a veterinárních léčiv je celosvětově užíváno přibližně 4000 účinných farmaceutických látek. V průmyslových a rozvojových zemích se ročně vyrobí asi 100 000 tun léčiv. Po průchodu lidským organismem jsou farmaceuticky účinné látky vyloučeny buď v nezměněné účinné formě, nebo jako metabolizované látky. Následně se akumulují v odpadních vodách. Jedná se o léčiva z domácností, nemocnic a dalších podobných zařízení. Nepoužitá léčiva, která jsou nesprávně likvidována v umyvadlech a toaletách, končí v odpadních

vodách. V konvenčních ČOV nejsou tato léčiva odstraňována v plném rozsahu. Uvádí se účinnost na ČOV v rozmezí od méně než 20 do 80 % pro jednotlivé farmaceutické látky. Veterinární léčiva používaná při chovu zvířat se uvolňují do půdního prostředí prostřednictvím používání zvířecího hnoje jako hnojiva. I tato rezidua se v průběhu času hromadí v půdě, nebo podzemních a povrchových vodách, v určité fázi koloběhu vody se dostávají až do vod oceánů (Weber et al. 2014).

Zdrojem farmaceutických polutantů je zejména vylučovaná moč a stolice ovlivněná vlastnostmi užívaných farmaceutik v rámci humánní a veterinární péče. ČOV s aktivovaným kalem, které jsou nejrozšířenějším typem ČOV na světě, umožňují výrazné odstranění klasických chemických parametrů. Nicméně toto odstraňování farmaceuticky aktivních sloučenin skrze ČOV je stále nedostatečné (Thiebault et al. 2017).

Za nejvíce ohrožené látkami PPCPs se považují pobřežní vody u větších přístavních měst a letovisek. Tyto vody jsou nejvíce ohrožené přítékající odpadní vodou z lidské činnosti, průmyslu či rekreačních aktivit. Ke znečištění pobřežních vod hustě osídleného regionu kolem Rudého moře velmi přispívají odpadní vody z nedostatečně účinných ČOV včetně pevných odpadů ze skládek nežádoucího odpadu z domácností a průmyslu (Ali et al. 2018).

Singh et al. (2010) uvádí, že v tropických vodách Jižní Floridy, v oblasti četných korálových útesů, jsou nejvíce detekovány steroidy a hormony, jako jsou cholesterol, kofein, estron, koprostanol, bisfenol-A, či β -estradiol, a dále také triclosan, látka používaná nejen v kosmetickém průmyslu. Velká část jižní Floridy nedisponuje moderními ČOV a místní obyvatelstvo je do značné míry závislé na používání septiků, což negativně ovlivňuje přilehlé vody oceánu.

3.3.2 Pesticidy a hnojiva

Ke kontaminaci ekosystému oceánů dochází také prostřednictvím EOCs plynoucích z používání pesticidů a hnojiv. Rezidua pesticidů a hnojiv se do vod oceánů dostávají zejména ze zemědělství, kdy prostřednictvím smyvu při srážkových jevech se z půdy smývají a během hydrologického cyklu vody se dostávají až do vod oceánů. Voda je tak nepřírozně doplňována o nadměrné množství dusíku a fosforu, následně dochází k eutrofizaci a nedostatku O_2 ve vodě, což může vést k fatálním změnám některých organismů. Kvůli své tendenci se

akumulovat v tělech živočichů, dochází k negativnímu ovlivnění celého potravního řetězce.



Obr. 2: Přísun sedimentů v ústí řeky (mezoamerické pobřeží) (Jackson et al. 2014)

Celosvětově se v posledních 25 letech používání pesticidů a hnojiv dramaticky zvyšuje. Důvodem jsou intenzivní zemědělství, moderní technologie a s tím související nové agrotechnické postupy. Kromě toho, že pesticidy pomáhají lidstvu potlačovat nežádoucí druhy a škůdce, mohou negativně působit i na necílové organismy. Rozsáhlé používání pesticidů a hnojiv má za následek přítomnost reziduí těchto přípravků ve všech ekosystémových složkách, zejména v povrchové vodě, kam se dostávají ze splaškové kanalizace, vyluhováním, či nedbalou likvidací odpadů. Pro člověka, další živé organismy a životní prostředí mohou mít tato rezidua toxické účinky. Dodnes se v přírodních složkách vyskytují rezidua v minulosti zakázaných látek, které dlouhodobě přetrvávají v přírodě a jsou špatně rozložitelné. Přestože se dnes používají vysoce rozložitelné pesticidy, v celém vodním prostředí se často jejich rezidua vyskytují, a to zejména v důsledku jejich nadměrného používání (Sehonová et al. 2012; Chavoshani et al. 2020).

Smyvem pesticidů ze zemědělské půdy je velmi ovlivněna voda oceánu v oblasti Velkého bariérového útesu v Austrálii. Různé hodnoty reziduí herbicidů mohou snižovat produktivitu mořských rostlin včetně ÚK, či je mohou jinak negativně ovlivňovat. Riziko těchto reziduí pro biotu oblasti Velkého bariérového útesu plyne ze zvýšené koncentrace herbicidů, které se do vody oceánu v této oblasti dostává z polí přilehlého povodí, kde se pěstuje ve velkém množství cukrová třtina. Herbicidy jsou obzvláště škodlivé pro flóru, zejména ovlivňují symbiotický vztah ÚK a řasy zooxantely žijící v tkáních ÚK (Lewis et al. 2009).

Pesticidy jsou směsi chemických sloučenin, jejichž cílem je zabránit či zničit organismy způsobující problémy v zemědělství. Kromě toho mohou být pesticidy používány také jako regulátory růstu rostlin, defolianty, desikanty a stabilizátory dusíku. Ze skupiny pesticidů vyskytujících se v povrchových vodách v největším množství patří herbicidy, fungicidy a insekticidy. V období 2012 až 2019 byl vytvořen přehled jejich výskytu v povrchových vodách po celém světě a jejich nepříznivých účinků na necílové organismy. Mezi nejčastěji používané rostlinné herbicidy patří atrazin a metolachlór, oba jsou hojně používány na plodinách sóji a kukuřice. Fungicidy se používají k prevenci houbových infekcí, přičemž způsobují poškození necílových organismů. Nejčastěji zjištěný fungicid v povrchových světových vodách byl tebukonazol a karbendazim. Toxicita pesticidů se zvyšuje jejich mísením, při kterém mohou vznikat nové sloučeniny, které mohou na organismy působit ještě výrazněji (Souza et al. 2020).

Albaigés in Saliot (2005) uvádí, že hodnoty reziduí některých pesticidů ve vodě oceánů, jako jsou například aromatické halogensloučeniny (dříve používaný pod názvem DDT), polychlorované bifenyly nebo tributylcín, vykazují klesající trend.

V závislosti na místě a ročním období se v ústí řek často vyskytují rezidua pesticidů, jako jsou amitrol, kyselina aminomethylfosfonová, diuron, glyfosát a atrazin, na podzim a v zimě pak soproturon i chlortoluron (Botta et al. 2012).

3.4 Ekotoxicita a účinky EOCs na útesotvorné korály

3.4.1 Účinky farmaceutických látek

Farmaceutické látky jsou biologicky aktivní látky, které specificky ovlivňují biochemické procesy v živém organismu, přičemž jejich účinky nemusí být vždy pozitivní. Při uvolňování do vodního prostředí může tato biologická aktivita nepříznivě ovlivňovat necílové vodní organismy (Weber et al. 2014).

Do skupiny farmaceutických látek zahrnovaných do EOCs patří zejména analgetika, antiflogistika, analeptika, antibiotika, hormonální léčiva, beta-blokátory (léky na léčbu srdečních chorob), psychofarmaka, rentgenové kontrastní látky. Často detekovanými antibiotiky ve vodě oceánů jsou erytromycin, sulfametoxazol a trimetoprim. Nejčastěji detekované farmaceutické látky ve vodách oceánů pochází ze skupiny antiflogistik. Jde o léky s protizánětlivým účinkem, které spadají do skupiny nesteroidních antiflogistik (non-steroidal anti-inflammatory drugs) (dále jen

„NSAID“). Mezi NSAID řadíme například ibuprofen, diklofenak, ketoprofen, naproxen. Jde o skupinu léků zmírňujících bolest, snižující horečku a zároveň působících proti zánětu. Sloučeniny těchto léčiv patří též mezi nejčastěji detekované ve vodách oceánů. Tyto léčiva jsou volně prodejné pod různými obchodními názvy a bez nutnosti překládat lékařský předpis (Jiang et al. 2014; NZIP ©2022).

Mezi farmaceutické látky vykazující vysoké ekotoxické až subletální účinky na vodní organismy patří karbamazepin, erytromycin, naproxen a triclosan. Účinky těchto látek zahrnují změny chování, histologické změny, biochemické reakce, genotoxicitu nebo cytotoxicitu. Účinky těchto látek spočívají v ovlivnění životních procesů organismů například v podobě inhibice fagocytózy, poškození DNA či zpomalení životních funkcí. V případě vystavení účinkům triclosanu dochází ke snížení reprodukčních schopností. Míra poškození závisí na míře koncentrace těchto látek ve vodním roztoku a na citlivosti druhu (Srain et al. 2021).

Antropogenní činnosti mohou významně ovlivňovat výskyt, koncentrace a distribuci antibiotik v oblastech korálových útesů. Bakteriostatická antibiotika jako je norfloxacin, lincomycin, erytromycin a clarithromycin představují pro vodní organismy ekosystému korálového útesu střední až vysoké riziko. Konkrétně pro ÚK mají tyto látky nepříznivé účinky v podobě negativního vlivu na jejich početnost a aktivitu bakteriálního společenstva (Liu et al. 2020).

Ethinylestradiol ze skupiny syntetických estrogenů patří mezi perzistentní mikropolutanty. Je běžně užíván v podobě perorálních antikoncepčních pilulek u žen proti nechtěnému otěhotnění a také při léčbě akné. Jejich účinek spočívá v blokadě jiných hormonů, přičemž dochází k potlačení produkce mazových žláz a ovulace (SÚKL ©2017). Ethinylestradiol není možné z odpadních vod běžným čistícím procesem zcela účinně odstranit. Ethinylestradiol je biologicky aktivní u všech bezobratlých živočichů včetně ÚK. Existuje předpoklad, že estrogeny stimulují proces uvolňování pohlavních buněk a tření ÚK, a že jikry ÚK obsahují estrogení sloučeniny, které mohou napomoci jejich konečnému dozrávání (Santoro et al. 2021). Tarrant et al. (2004) uvádí, že ÚK mají schopnost přijímat estrogeny z vody a hromadit tyto sloučeniny ve své tkáni.

3.4.2 Účinky chemických látek

Oxybenzon, oktinoxát, oktokrylen a 4-methyl-benzyliden-kafr jsou chemické látky s ochranným faktorem proti slunečnímu záření používané v opalovacích krémech

nebo vůních, které pohlcují ultrafialové sluneční záření. Etyl/butyl/metyl paraben, triclosan a fenoxylethanol (nebo také glykolether) jsou antimikrobiální konzervační látky používané v opalovacích krémech, šamponech, hydratačních přípravcích, tekutých mýdlech a vlasových kondicionérech. Tyto konzervační látky působí jako endokrinní disruptory. Triclosan může narušovat činnost pohlavních hormonů. Oxybenzon, vysoce toxický zejména pro ÚK, může poškozovat jejich DNA, deformovat či usmrcovat mladé korály. Oxybenzon mění dospělé samce ryb v samice a způsobuje vývojové vady. Oxybenzon a triclosan jsou vysoce toxické pro mořské řasy (ICRI ©2021). Oxid zinečnatý a oxid titaničitý, používaný v opalovacích krémech, který jim propůjčuje bílou barvu, způsobuje poruchy buněčné membrány ÚK či postupné vylučování symbiotických řas z organismu ÚK (Tang et al. 2017).

Chemické látky, které jsou součástí opalovacích krémů, jsou snadno uvolňovány do vody během koupání. Oxybenzon se kromě použití v opalovacích přípravcích často používá také jako účinná látka i v tělových deodorantech, vlasových přípravcích, krémech proti vráskám, balzámech na rty, řasenkách, repelentech proti hmyzu, ale i v různých mýdlových přípravcích (CIR ©2005). Oxybenzon je fototoxická látka, jejíž nepříznivé účinky se zhoršují na světle. Oxybenzon transformuje larvy, které by se za normálních okolností vyvinuly v polypa, z pohyblivého stavu do deformovaného. Downs et al. (2016) uvádí, že v reakci na zvyšující se koncentrace oxybenzonu, se zvyšuje i míra bělení korálů. Oxybenzon je pro korály genotoxický, což znamená, že může vyvolávat genetická poškození. Oxybenzon vyvolává osifikaci korálových polypů. Pro korálový útes oxybenzon představuje nebezpečí ve smyslu snížení odolnosti vůči změnám klimatu (Downs et al. 2016).

Metabolická analýza vlivu 10 různých typů UV filtrů, v EU schválených jako kosmetické přísady, prováděná u druhu *Pocillopora damicornis* (Pórovník členitý) vystaveného vlivu těchto UV filtrů, odhaluje jejich účinek na metabolismus. Některé z těchto UV filtrů nejsou schválené vládní agenturou USA, Úřadem pro kontrolu potravin a léčiv (dále jen „FDA“), pro použití u lidí, ale jsou často schváleny v ostatních zemích, včetně zemí s významnými oblastmi korálových útesů, kam patří Francie či Austrálie. Bylo prokázáno, že koncentrace některých druhů steroidů obsažených ve vodě oceánů se zvyšují v reakci na oktokrylen a ethylhexyl salicylát (olejové sloučeniny používané jako přísady opalovacích krémů). Na základě celkové reakce korálů lze předpokládat, že tyto steroidy zprostředkovávají reakci korálů na stres. Oktokrylen mění mitochondriální funkce při koncentraci 50 µg/l a vyšší,

zatímco ES vyvolává stresovou a zánětlivou reakci při koncentraci 300 µg/l a vyšší. Tato mitochondriální disfunkce vede k akumulaci derivátů oktokrylenu ve tkáních korálů a vyšší koncentraci toxinů, což může vést k další akumulaci v potravním řetězci. Při týdenním expozičním experimentu bylo ve tkáních korálů nalezeno 19 derivátů oktokrylenu. Je pravděpodobné, že největší negativní vliv na korály má oktokrylen v oblastech, kde jsou do vody oceánů UV filtry uvolňovány dlouhodobě (Stien et al. 2020).



Obr. 3: Pórovník členitý (www.coralsofttheworld.org, foto Coleman N.)

He et al. (2019) uvádí, že vyšší toxicitu pro korály než oktokrylen (zkoumán stejný druh korálu jako v předešlém odstavci), vykazuje ethylhexyl metoxycinamát. I zde se jedná o další složku celé škály PPCPs. Dále dokládají, že velmi záleží na koncentraci vodního roztoku naředěném opalovacím krémem. Koráli vystavené působení vodního roztoku s nižší koncentrací opalovacího krému mají za následek pouhou retrakci korálových polypů, naopak v případě působení pětinasobně více koncentrovaného roztoku dochází již k bělení a úhynu korálů. Snížení hustoty symbiotických zooxantel je v určitém odstupu přímo úměrné míře naředění vodního roztoku opalovacím krémem a délce expozice. To znamená, že hustota zooxantel se snižuje současně s bělením a úhynem korálu.

Na druhé straně Danovaro et al. (2008) uvádí, že UV filtry vyvolávají bělení tvrdých korálů tím, že dochází nejdříve k poškození symbiotických zooxantel prostřednictvím virové infekce. Dochází k tomu skrze destrukční virový cyklus v zooxantele s následkem latentní infekce, což znamená, že zooxantely mohou být již nějaké období poškozeny, nicméně na pohled to nemusí být ještě patrné. Poškození symbiotických zooxantel se postupně projevuje ztrátou fotosyntetických pigmentů a integrity membrán, blednou, až zprůhlední. I velmi nízké množství opalovacího krému (10 µl/l) vede během 18-48 hodin k uvolnění velkého množství

korálového slizu, který se skládá ze zooxantel a korálové tkáně. K úplnému vybělení tvrdých korálů dochází do 96 hodin. Rychlost bělení se zvyšuje s vyšším množstvím použitého opalovacího krému a dále se ještě zrychluje při expozici vyšší teplotě, což značí existenci synergických účinků s dalším působením ostatních proměnných, např. zvyšováním teploty oceánů v souvislosti se změnou klimatu. Je odhadováno, že až 10 % světových korálových útesů může hrozit potenciální riziko bělení vyvolané opalovacími krémy. Danovaro et al. (2008) odhaduje, že 4000 až 6000 tun opalovacího krému ročně vstupuje do vod oceánů, zároveň poukazuje na to, že další složky přidané do opalovacích krémů a kosmetických přípravků mohou zhoršovat toxicitu UV filtrů oktokrylenu. Příloha 1 naznačuje, že opalovací krémy mohou obsahovat až 20 i více různých chemických sloučenin. Největší vliv na úbytek zooxantel má butylparaben, ethylhexyl metoxycinamát a benzofenon, které i při nižších koncentracích způsobují úplné vybělení. Naopak oktokrylen, ethylhexyl salicylát či propylenglykol vykazují slabý či žádný účinek. Dle těchto výsledků je zřejmé, že pokud jsou opalovací krémy obsahující parabeny, benzofenony a cinamáty uvolňovány do vody oceánů, mohou přispívat k bělení tvrdých korálů (Danovaro et al. 2008).



Obr. 4: Vybělená kolonie rodu *Acropora* v hloubce 3 m – Velký bariérový útes (Australian Government ©2017)

3.4.3 Účinky pesticidů

S nárůstem používání pesticidů v posledních několika letech se nejen v pobřežních vodách začínají objevovat rezidua pesticidů. Jde zejména o látky diazinon, fipronil, imidakloprid ze skupiny insekticidů a látky chlorothalonil (v EU zakázán v roce 2020), propikonazol ze skupiny fungicidů. Imidakloprid je nejčastěji

detekovaným insekticidem ve vodách Velkého bariérového útesu (Flores et al. 2020). Mezi další látky, které se vyskytují ve vodě oceánů, jsou látky obsažené v herbicidech. Jde zejména o atrazin, hexazinon, ametryn či dichlorfenyl. Přestože jsou některé z nich zakázány v EU, tak v USA a dalších zemích světa se tyto herbicidy stále používají ve velkém množství. Ve vodách pobřeží Jižní Floridy se významně vyskytuje diethyltoluamid, který je aktivní složkou repelentů proti hmyzu (Singh et al. 2010).

Dichlorfenyl a atrazin mají toxické účiny na symbiotické řasy několika druhů korálů. Dichlorfenyl, s obchodním názvem Diuron, který dnes bývá také součástí některých nátěrových hmot, je vysoce perzistentní, z půdy se může vyluhovat do podzemních i povrchových vod. Ve vodě oceánů vykazuje vysoce toxické účinky pro ryby a bezobratlé. V případě nízkých koncentrací těchto látek dochází ke snížení schopnosti fotosyntézy u symbiotických řas, tento účinek je rychlý, avšak vratný. K nevratným účinkům dochází až při vyšších koncentracích a při delší době expozice působení těchto látek. Dochází k rozpadu symbiotického vztahu řasy zooxantely a korálu, což se projeví v bělení korálu. V průběhu tohoto rozpadu dochází v buněčných membránách k nepřírozeným chemickým procesům, které zásadně ovlivňují enzymatické procesy uvnitř korálu. Bělení korálu je subletální stresovou reakcí korálu, projevující se zesvětlením tkáně, na vylučování svých symbiotických partnerů. Účinek dichlorfenylu a atrazinu se liší nejen v závislosti na jejich koncentraci ve vodě oceánů, ale také v závislosti na citlivosti konkrétního druhu korálu, hustotě symbiotických řas v tkáni a také na stanovišti ÚK. Například u druhu *Acropora formosa* (Větevník křehký) se bělení začíná projevovat při ztrátě 40 až 50 % svých symbiontů. Nejvyšší míru inhibice fotosyntézy způsobuje hexazinon, a to až stoprocentní (Jones 1997; Jones et al. 2003; Magnusson et al. 2010).

V případě vystavení účinkům cybutrynu, chemické sloučeniny obsažené v biocidních přípravcích, dochází k bělení korálů z důvodu nadměrné tvorby volných radikálů v zooxantelách, což vede k silnému potlačení antioxidačních účinků enzymů zooxantel. To způsobí, snazší vstup volných radikálů do tkáně korálového hostitele, ten následně vyloučí ze svého organismu takto ovlivněné zooxantely. Jde o takzvaný oxidační stres (Downs et Downs 2007).

Irgarol 105 obsahující cybutryn, ze skupiny triazinových pesticidů, byl poprvé registrován pro použití v USA v roce 1998. Cybutryn, působící jako triazinový herbicid s protihnilobným účinkem, byl zjištěn ve vodách mořského

ekosystému mírného a tropického pásma, konkrétně v přístavech, přístavištích a pobřežních vodách ostrovů Florida Keys, Bermudy a Santa Cruz, dále také v pobřežních vodách Queenslandu v Austrálii, které patří mezi oblasti s významnými stanovišti korálových útesů. Cybutryn funguje na principu inhibice fotosyntézy, což následně ovlivňuje symbiotické řasy. U řady druhů korálů cybutryn vykazuje mnohem toxičtější účinky než další látky používané v pesticidech. K oslabení procesu fotosyntézy u neporušených korálů dochází již při středně vysokých koncentracích, přičemž při vyšších koncentracích je proces fotosyntézy minimalizován až zcela blokován, a to již po 2 až 8 hodinové expozici UV záření. Tím dochází k rozpadu symbiózy a následnému bělení ÚK. Tyto údaje naznačují, že cybutryn je v mořském ekosystému rozšířený a zároveň je silným inhibitorem fotosyntézy již při nižších koncentracích, než byly naměřeny v přirozených vodách u výše uvedených ostrovů. Poločas rozpadu cybutrynu pod obchodním názvem Ignarol 1051 se ve slané vodě oceánu pohybuje mezi 24 a 100 dní. Jeho nejvyšší koncentrace jsou v oblastech s vysokou aktivitou malých plavidel (Hall et al. 1999; Owen et al. 2002).

Van Dam et al. (2011) uvádí, že kromě účinků spočívajících v inhibici procesu fotosyntézy zooxantel, mohou pesticidy také přímo ovlivňovat živočišného hostitele, tedy přímo korálnatce, a to zejména v raných stádiích života počínaje fází oplození, přichycení až fáze metamorfózy larev planuly v přisedlé polypy.

V rámci průzkumu interakcí všech působících vlivů na ekosystém korálového útesu Negri et al. (2011) poukazují na to, že pesticidy ve vodě oceánů zvyšují mimo shora uvedené také zranitelnost vůči změnám klimatu, zejména vůči zvyšující se teplotě oceánů. Tato zvýšená zranitelnost ÚK v podobě snížené termální tolerance se následně projevuje rychlejší a dřívější reakcí na účinky pesticidů. Snížením množství rozpuštěného anorganického dusíku ve vodě oceánu by se tak hraniční teplota, při které ÚK začínají blednout, mohla zvýšit o 1 až 2 °C.

3.4.4 Účinky hnojiv

Bělení ÚK je ovlivňováno poměrem živin rozpuštěných ve vodním prostředí oceánů. Reakce na výkyvy poměru živin mohou být znásobeny za současného snížení kvality vody a jejího oteplování.

Ze skupiny hnojiv se do vod oceánů dostávají nejvíce dusičnany, amoniak, fosfáty, rtuť a kadmium. Obohacení dusičnany snižuje tepelnou toleranci ÚK.

S rostoucí koncentrací dusičnanů se zvyšuje populační hustota symbiotických řas zooxantel, což vede k tomu, že CO₂ z okolní slané vody je přednostně využito zvýšenou populací zooxantel pro jejich fotosyntézu. Avšak v důsledku toho se snižuje dostupnost anorganického uhlíku potřebného pro kalcifikaci ÚK. Množství příjmu dusičnanů populací zooxantel se zvyšuje s rostoucí mírou slunečního záření, což naznačuje, že dusík primárně akumulují zooxantely. Významný vliv světla se navíc projevuje na rychlosti příjmu dusičnanů při vyšší koncentraci amoniaku ve vodě oceánu. Zooxantelám však pro svůj růst postačuje jen určitá míra koncentrace dusičnanů v kombinaci s amoniakem. Řasy zooxantely jsou adaptovány pro přežití v oligotrofním prostředí, pro svůj růst využívají všechny zdroje dusíku dostupné v okolní slané vodě. Kombinace vyššího obohacení dusičnany spolu s tepelným stresem vede ke zvýšené intenzitě bělení. (Marubini et Davies 1996; Grover et al. 2003; Fernandes de Barros Marangoni et al. 2020).

3.4.5 Účinky návykových látek

Z návykových látek ze skupiny alkaloidů jsou světovou populací nejvíce užívány kofein a nikotin, které patří mezi legální stimulanty. Metabolity kofeinu a nikotinu přitékají odpadní vodou do ČOV, kde jsou nedostatečně účinně likvidovány a v konečné fázi se dostávají do vod oceánů. Kvůli svému nadměrnému užívání lidskou společností, širokému výskytu v celém vodním prostředí a potenciálu schopnosti biologické aktivity, jsou kofein a nikotin považovány za významné kontaminanty nejen vod oceánů. Vliv zejména kofeinu na biotu oceánů se v posledních letech stává čím dál tím více předmětem výzkumu.

Kofein je považován za novou kontaminující látku, na jejíž psychoaktivní účinky jsou vodní organismy velmi citliví. Kofein se vyskytuje v tkáních ÚK v důsledku bioakumulace po dlouhodobé expozici kontaminovanému prostředí. Rezidua kofeinu mají v environmentálně reálných koncentracích nepříznivý vliv na vodní organismy včetně ÚK, vyvolávají oxidační stres, peroxidaci lipidů, neurotoxicitu, ovlivňují metabolickou aktivitu a reprodukci, způsobují abnormální vývojový růst či různá onemocnění. V některých případech mohou být příčinou úhynu organismu. Kofein je relativně stabilní látkou s vysokou rozpustností ve vodě, což v konečném důsledku podporuje větší rozptyl ve vodě (Hillebrand et al. 2012; Vieira et al. 2022).

Pollack et al. (2009) uvádí, že kofein je nejběžnější konzumovanou a vylučovanou psychoaktivní drogou na světě vyskytující se v městských odpadních vodách. Po vstupu do vodního prostředí oceánu má kofein vliv na fyziologii

symbiotických řas zooxantel. Při zvýšené teplotě vody se aktivují zejména proteiny teplotního šoku. Důsledky vlivu kofeinu na různé druhy řasy zooxantely se mohou lišit. U některých dochází k výraznému potlačení růstu, některé naopak tolerují kofein déle, například i tak, že jej po delší době mohou začít využívat jako živinu. Ukazuje se, že nejvíce se zvyšuje hladina Hsp70 (heat shock protein 70), jeden z nejběžnějších proteinů teplotního šoku. Vyšší hladiny tohoto proteinu se při vystavení účinkům kofeinu vyskytují jak v řase zooxantele, tak i přímo v některých ÚK. Aktivace proteinů teplotního šoku za současného působení kofeinu naznačuje, že expozicí účinkům působení kofeinu, spojenou s vypouštěním odpadních vod do přírodních vod, mohou být zesilovány účinky stresu způsobeného jinými faktory, například vyšší teplotou vody oceánů, nebo také faktory, které vyvolávají podobné účinky jako kofein. Kofein plně degraduje za tmy za 11 dní ve slané vodě a za 6 dní ve vodě sladké (Pollack et al. 2009).

Nikotin dostávající se do odpadních vod a následně do vod oceánů pochází z lidské moče a ze splachování nedopalků cigaret do kanalizační sítě. Zdrojem nikotinu jsou také nikotinové náplasti a žvýkačky včetně elektronických cigaret. Oropesa et al. (2017) uvádí, že nikotin ve vodě oceánu degraduje v rozmezí od 0,3 do 6 % během 72 hodin ex situ. Nikotin se akumuluje v rybích tkáních.

V cigaretovém tabáku jsou často používány některé druhy pesticidů. V tabáku a cigaretových filtrech se vyskytují pesticidy flumetralin, pendimethalin a trifluralin. V této souvislosti se uvádí prokazatelná toxicita chemických látek z výluhů cigaretových nedopalků pro zástupce mořských a sladkovodních ryb (Dane et al. 2006; Slaughter et al. 2011).

3.5 Choroby útesotvorných korálů

V posledních 10 letech výrazně dochází ke zvýšení počtu různých onemocnění korálů, která způsobují rozsáhlý úhyn ÚK. Výskyt a závažnost těchto onemocnění se průběžně zvyšuje. Od roku 1973, kdy byla popsána první nemoc korálů, se hromadí důkazy z terénních studií dokumentujících dopady nemocí na ekosystém korálových útesů po celém světě. Onemocnění ÚK může vést k jejich rozsáhlému úhynu a významně se tak může změnit struktura společenstev korálových útesů (Aronson et Precht 2001).

Green et Bruckner (2000) odhadují, že 97 % onemocnění korálů v oblasti Karibiku plyne z antropogenní činnosti. Harvell et al. (2004) uvádí, že výskyt

onemocnění korálů se úměrně zvyšuje s rostoucím porostem makroskopických řas v takto znečištěných oblastech. Makroskopické řasy mohou představovat významné přenašeče nákazy některých chorob ÚK.

Například Jackson et al. (2014) předpokládá, že masivní ztráty karibské populace ÚK jsou způsobeny enormním nárůstem vypouštěných balastních vod z nádrží velkoobjemových lodí po roce 1960. Kromě mechanických a fyzikálních metod čištění těchto nádrží se k čištění používají také metody chemické. Na jedné straně se předchází zavlečení nežádoucích mikroorganismů do vod oceánů, avšak na straně druhé může docházet ke kontaminaci vod různými chemickými sloučeninami. Vypouštěné balastní vody mohou negativně ovlivňovat všechny složky ekosystému oceánu.

Bruno et al. (2003) uvádí, že znečišťujícími látkami plynoucími z antropogenní činnosti se snižuje odolnost hostitelského ÚK, anebo dochází ke zvýšení virulence patogenů. Konkrétně v případě znečištění dusičnany, amoniakem, či fosforem, dochází k rychlejšímu rozvoji choroby žlutých pásů (Yellow-band Disease) či aspergilózy. V průběhu těchto onemocnění dochází ke ztrátám tkáně ÚK ve výši 0,3 až 0,5 cm za měsíc.

Onemocnění černých pásů (Black-band Disease) je pozorováno na korálových útesech v lokalitách, které jsou v blízkosti velkých měst, jako je například Dahab, Sharm El-Sheikh a Hurghada v Egyptě (Mohamed et al., 2012). Frias-Lopez et al. (2002) zaznamenává výskyt nemoci černých pásů v oblastech s vysokou úrovní povrchového odtoku z pevniny spolu s fekální kontaminací z antropogenní činnosti.



Obr. 5: Onemocnění černých pásů (Mohamed et Sweet 2019)

Na Obr. 6 je zachycen ÚK nakažený onemocněním černých pásů, černý pás odděluje zdravou a mrtvou tkáň ÚK. Onemocnění smrtelně poškozuje zdravou tkáň, za sebou zanechává mrtvou tkáň nebo obnaženou kostru ÚK (Mohamed et Sweet 2019).

Nárůst v počtu různých typů onemocnění ÚK může úzce souviset se zhoršující se kvalitou vody spojenou se znečišťujícími látkami způsobenými lidskou činností a zvýšenou teplotou mořské hladiny. Tyto faktory mohou napomáhat šíření a kolonizaci mikrobů. Většina onemocnění ÚK je pravděpodobně reakcí na více faktorů. Onemocnění korálů obecně vzniká jako reakce na biologické faktory, jako jsou bakterie, viry, houby, a nebiologické faktory, jako je například sluneční záření, zvýšená teplota mořské hladiny a znečišťující látky. Stresová reakce na jeden typ faktoru může být příčinou zhoršení stresové reakce na další typ faktoru.

3.6 Legislativní rámec

V posledních několika desetiletích bylo přijato mnoho regulačních rámců, které požadují vytvoření nástrojů pro udržitelné využívání a management mořského prostředí. Jde zejména o Barcelonskou úmluvu o ochraně Středozemního moře z roku 1976 (Barcelona Convention for the Protection of the Mediterranean Sea) a rámcovou směrnici EU č. 2008/56/ES o strategii pro mořské prostředí z roku 2008. Tyto předpisy stanovují, že pobřežní státy musí přijmout nezbytná opatření k dosažení nebo udržení dobrého stavu mořského prostředí prostřednictvím uplatňování ekosystémového přístupu v rámci mořského managementu.

3.6.1 Legislativa Evropské unie

Konvence pro ochranu mořského životního prostředí v severovýchodním Atlantiku (The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) (OSPAR Convention)

Tato úmluva z roku 1972, nicméně platná až od roku 1998, je zásadním právním nástrojem s mezinárodní platností. Konvence pro ochranu mořského životního prostředí v severovýchodním Atlantiku reguluje spolupráci jednotlivých států v oblasti životního prostředí v severovýchodní části Atlantického oceánu. V roce 1998 bylo ukončení emisí nebezpečných chemických látek formulováno jako strategický cíl této konvence. Počátečním cílem úmluvy bylo ukončit vypouštění

nebezpečných chemických látek do vod oceánů během jedné generace, a to do roku 2020.

V souladu s Dohodou OSN o rybích populacích z roku 1995 a v návaznosti na ni Rada EU zavádí postupně další předpisy, které vyžadují zejména preventivní přístup a ochranu biologické rozmanitosti mořského prostředí spočívající zejména v zákazu rybolovných technik. Jde například o:

- **Nařízení Rady (EU) č. 2371/2002 ze dne 20. prosince 2002 o zachování a udržitelném využívání rybolovných zdrojů v rámci společné rybářské politiky** stanoví, že společná rybářská politika uplatní preventivní přístup a přijme opatření, aby se v co možná nejvyšší míře snížil dopad rybolovných činností na mořské ekosystémy;
- **Nařízení Rady (EU) č. 850/98 ze dne 30. března 1998 o zachování rybolovných zdrojů pomocí technických opatření na ochranu nedospělých mořských živočichů** stanoví omezení užívání vlečných zařízení pro lov, při kterých dochází ke kontaktu se dnem;
- **Směrnice Rady (EU) č. 91/676/EHS ze dne 12. prosince 1991 o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů** zakotvuje a vymezuje zranitelných oblastí vymezených dusičnany podle hranic katastrálních území.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (dále jen „rámcová směrnice“), stanovuje členským zemím EU povinnost v šestiletých intervalech posuzovat stav podzemních a povrchových vod. V případech, kdy není dosaženo akceptovatelného chemického či ekologického stavu, je nutné následně určovat významné vlivy způsobující špatné hodnoty a následně navrhnout opatření k nápravě.

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1021 ze dne 20. června 2019 o perzistentních organických znečišťujících látkách, vychází ze Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech, účinné od května 2001 (Program OSN pro životní prostředí) a platné od 17. května 2004. Stockholmská úmluva stanoví rámec, který vyjmenovává zásady předběžné opatrnosti v oblasti odstraňování, výroby, použití, dovozu a vývozu perzistentních organických znečišťujících látek. Nařízení má vést ke snížení úniků těchto látek do složek životního prostředí (MŽP ©2023).

3.6.2 Legislativa Ameriky, Austrálie a Commonwelthu

Na ochranu korálových útesů ve vodách Mexického zálivu, Karibského moře, Panenských ostrovů nebo Severního atlantického oceánu vzniká postupně velké množství vládních programů a projektů na ochranu korálových útesů a kvality vody. Uzavírají se smlouvy o spolupráci, stanovují způsoby hodnocení a monitoringu, či kvalitativní kritéria vody. Jedná se například o projekt The Caribbean Coral Reef Partnership, který si klade za cíl usnadnit spolupráci mezi agenturami a koordinovat účinnější vládní strategie při ochraně korálových útesů v Karibiku. Další projekt v oblasti hodnocení a monitoringu ÚK The Coral Reef Evaluation and Monitoring Project byl založen již v roce 1995 jako součást programu ochrany kvality vody v národní mořské rezervaci Florida Keys. Účelem projektu je monitoring stavu korálových útesů. Projekt se zaměřuje na sledování 40 lokalit útesů v národní mořské rezervaci Florida Keys.

Reautorizace zákona o ochraně korálových útesů (Coral Reef Conservation Reauthorization Act.)

Jde o významný právní předpis z roku 2020 týkající se ochrany korálových útesů, který podporuje udržitelné využívání ekosystému korálových útesů, poskytuje spolehlivé vědecké informace o stavu korálových útesů a jejich ohrožení. Poskytuje finanční prostředky místním komunitám a nevládním organizacím na podporu při ochraně korálových útesů. Zavádí formální mechanismus pro sběr a alokaci peněžních darů ze soukromého sektoru, které mají být použity na projekty ochrany korálových útesů (Coral Reef Conservation Reauthorization Act H. R. 6738, 2020).

Zákon o odpovědném vzdělávání v oblasti cestovního ruchu (Palau) (The Responsible Tourism Education Act)

Tento zákon o odpovědném vzdělávání v cestovním ruchu z roku 2018 vyžaduje, aby podniky vzdělávaly návštěvníky o možnostech ochrany životního prostředí Republiky Palau. Dále tento zákon podporuje firmy, aby zákazníkům poskytovali ekologicky šetrné možnosti volby. Kromě toho zákon schvaluje rámec politiky odpovědného cestovního ruchu v Palau s cílem zlepšit koordinaci mezi partnery z veřejného a soukromého sektoru v oblasti environmentálního vzdělávání a výchovy (The Responsible Tourism Education Act SB No. 10-135, 2018).

Zákon o ochraně havajských korálových útesů (The Hawaii Reef Compliant Act)

Zákon státu Hawaii, platný od 1. ledna 2021, vztahující se ke znečištění vod oceánů, zakazuje prodej, nabídku prodeje a distribuci opalovacích krémů, které obsahují oxybenzon či oktinoxát, nebo obojí, a to z důvodu ochrany mořského ekosystému oblasti Hawaie, včetně korálových útesů (The Hawaii Reef Compliant Act No. 104, 2021).

Zákon o mořském parku Velkého bariérového útesu (Great Barrier Reef Marine Park Act)

Tento zákon z roku 1975 je primárním právním předpisem týkající se vod oceánů oblasti Velkého bariérového útesu. Ustanovení tohoto předpisu stanovují prostřednictvím plánů zón a systému povolení rámec pro plánování a správu tohoto mořského parku. Zároveň zakazují většinu způsobů těžební činnosti v oblastech Velkého bariérového útesu, přičemž v některých konkrétních oblastech je vyžadována povinná služba lodivoda. Tento právní předpis stanovuje dále režim a mechanismy vyšetřování, včetně trestněprávních opatření, mimořádných pravomocí, správních opatření a občanskoprávních sankcí za porušení právního předpisu (Great Barrier Reef Marine Park Act No. 85, 1975).

Nařízení o mořském parku Velký bariérový útes (Great Barrier Reef Marine Park Regulations)

Nařízení z roku 2019 o mořském parku Velkého bariérového útesu z roku 2019, vycházející ze Zákona o mořském parku Velkého bariérového útesu z roku 1975, obsahuje důležitá pravidla týkající se mořského parku. Toto nařízení mimo jiné stanovuje způsob provádění a dodržování územního plánu mořského parku Velkého bariérového útesu z roku 2003 a plánů správy, způsob udělování povolení v mořském parku, akreditaci dohod o tradičním využívání mořských zdrojů uzavřených mezi tradičními vlastníky, regulace provozu plavidel a vypouštění odpadních vod v mořském parku, podávání zpráv úřadem činným v otázkách korálových útesů o stavu oblasti kolem Velkého bariérového útesu prostřednictvím výhledové zprávy a vybírání poplatku za environmentální řízení komerčními subjekty v mořském parku.

Závazné předpisy pro státy Commonwelthu

- **Zákon o ochraně životního prostředí a zachování biologické rozmanitosti** z roku 1999 - upravuje činnosti, které mají, budou mít nebo mohou mít významný dopad na záležitosti národního významu pro životní prostředí, obsahuje důležité regulační pravomoci (Environment Protection and Biodiversity Conservation Act No. 91, 1999);
- **Zákon o ochraně životního prostředí (skládování v moři)** z roku 1981 - zakazuje skládování odpadu nebo jiných látek z jakéhokoli plavidla, letadla nebo plošiny v australských vodách, pokud nebylo vydáno povolení (Environment Protection (Sea Dumping) Act No. 101, 1981);
- **Zákon o ochraně moře (zabránění znečišťování z lodí)** z roku 1983 - obsahuje řadu ustanovení týkajících se prosazování práva, která jsou odvozena z Úmluvy OSN o mořském právu (Protection of the Sea (Prevention of Pollution from Ships) Act No. 41, 1983);
- **Zákon o námořních zařízeních** z roku 1987 - stanoví řadu aspektů týkajících se námořních zařízení, včetně požadavků, aby byla provozována způsobem, který je v souladu s ochranou životního prostředí (Sea Installations Act No. 102, 1987).

3.7 Možnosti ochrany a obnovy útesotvorných korálů

V souvislosti s narůstajícím znečištěním vod oceánů prostřednictvím EOCs je v současnosti kladen důraz na výzkum základní biologie ÚK, fyziologických mechanismů organismu ÚK v reakci na původce jejich onemocnění a na rozvoj nových možností obnovy a ochrany ÚK z dlouhodobého hlediska. Aby bylo možno navrhnout smysluplná řešení, která by napomohla lepšímu posouzení zranitelnosti ÚK vůči EOCs za současného působení měnícího se klimatu, je žádoucí sledování a porovnávání změn ÚK v různém čase a prostoru. Příčiny bělení ÚK jsou spatřovány v působení několika faktorů zároveň. Vnější faktory, jako je zvýšená teplota vody či zvýšené sluneční záření, mohou být spouštěčem bělení za současného chronického působení dalších znečišťujících látek. Prvotním pozorovatelným příznakem procesu bělení je ztráta řasového pigmentu. Je pravděpodobné, že k bělení přispívají vzájemné interakce mezi symbiotickými

řasami a jejich hostitelskými korály. Ty se u jednotlivých druhů ÚK liší podle náchylnosti k bělení v důsledku genetické variability řasy zooxantely a aklimatizačních schopností ÚK (Peters et al. 1997, Mass et al. 2017; Melzner et al. 2020).

3.7.1 Chemické ošetření a snižování kontaminace

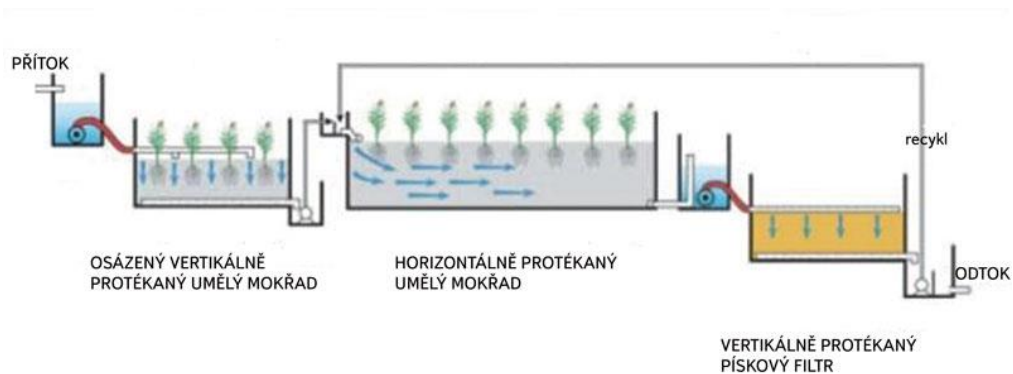
V posledních letech je věnována pozornost zejména vývoji účinnějších a ekonomicky proveditelných technologií, které by umožňovaly efektivnější metody čištění odpadních vod, aniž by docházelo k dalšímu environmentálnímu zatížení (Shannon et al. 2008).

Řešení, jak snížit kontaminaci vody odcházející z ČOV, nabízí moderní technologie. Například k odstranění kofeinu, farmaceutických a dalších biologicky odolných sloučenin se jeví jako účinné pokročilé elektrochemické oxidační procesy (dále jen „EAOPs“) jako je elektrooxidace a fotoelektrooxidace. Jde o ekologicky šetrné technologie, při nichž jsou částečně rozložitelné kontaminanty zcela oxidovány prostřednictvím hydroxylových radikálů generovaných bez vzniku kalu. Tím vznikají jednodušší sloučeniny vedoucí k mineralizaci kontaminantů. EAOPs s sebou však přináší vyšší provozní náklady než většina konvenčních metod čištění, které jsou však nedostatečné. Kombinací EAOPs s biologickými čistícími jednotkami je možné pravděpodobně zvýšit efektivnost této technologie, aniž by došlo ke snížení účinnosti v odstraňování kontaminantů (da Silva et al. 2021; Rishabh et al. 2021).

Uměle konstruované mokřady (protékané povrchově nebo pod povrchem) jsou pozemní systémy čištění odpadních vod skládající se z mělkých rybníků, koryt či příkopů. Jejich součástí je plovoucí, emerzní či submerzní mokřadní vegetace. Základem tohoto způsobu čištění odpadních vod je využití biologických, chemických a fyzikálních procesů v přírodním prostředí, během kterých se využívá činnosti anaerobních bakterií žijících na kořenech rostlin. K filtraci odpadních vod dochází prostřednictvím šterkových vrstev s vegetací. Z hlediska účinnosti odstranění znečišťujících látek a míry zatížení lepších výsledků dosahují vertikálně protékané systémy (Matamoros et al. 2007).

Matamoros et al. (2007) uvádí, že v odstraňování farmaceutických látek z PPCPs, jsou velmi účinné vertikální systémy mokřadu protékaného pod povrchem; účinnost dosahuje až 95 % (kofein, kyselina salicylová, oxybenzon,

methyldihydrojasmonát, ibuprofen, kyselina cinamová, kyselina acetylsalicylová), 70 – 90 % (naproxen, diklofenak, galaxolid, tonalid), do 30 % (karbamazepin). Kombinace obou typů mokřadu je využívána za účelem dosažení co nejlepšího čistícího účinku, a to zejména v případě dusíku a amoniaku. Hybridní systémy mohou tak významně zvyšovat účinnost odstraňování amoniakálního a celkového dusíku z čistěných odpadních vod (Herrera et al. 2010; Ayaz et al. 2012).



Obr. 6: Schéma kombinace horizontálně a vertikálně protékaného umělého mokřadu (Mlejnská et Rozkošný 2016)

Pro čištění odpadních vod z průmyslové výroby, zejména kožedělné, jsou účinné některé druhy mořských řas. Druh *Gracilaria edulis* vykazuje vysokou účinnost odstranění fyzikálně chemických parametrů odpadní vody. Snížení celkově rozpuštěných látek, fosforečnanů, dusičnanů, dusitanů a zákalů, se pohybuje až o 82 %. Maximální účinnost odstranění fyzikálně chemických parametrů odpadních vod je dána dobou zdržení. Ke zlepšení kvality vody v recipientu lze využít například plovoucí u dna umístěné lože s hydroponickými rostlinami, které filtrují, spotřebovávají nebo rozkládají kontaminanty z odpadní vody (Harley et al. 2012; Sampathkumar et al. 2022).

Podle studie Kumar Reddy et Lee (2012) se k odstranění EOCs z vody zdají být použitelné metody, jako jsou například koagulace, membránový proces, adsorpce, dialýza, pěnová flotace, osmóza, fotokatalytická degradace a biologické metody. Jejich plošné použití je však limitováno mnoha faktory. Energetická náročnost, potřeba technických znalostí, ekonomický přínos, či obtížná infrastruktura jsou faktory, které jejich použití komplikují ve velké části světa.

Za účelem kontroly patogenity plynoucí z antropogenních zdrojů byly zavedeny procesy dezinfekce vody, jako například ozonizace a chlorace. Tyto pokročilé čistící procesy jsou velmi účinné při odstraňování většiny nežádoucích patogenů a mnoha chemických látek (Escher et al. 2011). Pokročilou technologií oxidace se zdá být fotokatalýza na bázi polovodičových oxidů. Jde o cenově dostupnou a k životnímu prostředí šetrnou technologii, která bohužel disponuje technickými překážkami v podobě otázky čištění katalyzátoru po úpravě vody (Chong et al. 2010).

Pro separaci EOCs lze jako membránovou metodu využít elektrodialýzu. Elektrodialýzou moči v odpadních vodách lze dosáhnout až 99,7 % účinnosti odstranění estrogenních látek (Escher et al. 2006). Pronk et Koné (2009) uvádí, že elektrodialýza vede k účinnému odstranění reziduí ibuprofenu, diklofenaku, karbamazepinu, či propranololu.

V posledních letech jsou předmětem odborného výzkumu také technologie magnetických adsorbentů pro separaci znečišťujících látek ve vodě. Pro některé znečišťující látky, jako jsou například chemická barviva, se zdají být magnetické adsorbenty řešením díky jednoduchému procesu magnetické separace (Kumar Reddy et Lee 2012).

Náklady na procesy čištění jsou zvyšovány existencí různých typů znečišťujících látek, k jejichž odstranění je nutné použít odlišné techniky čištění. K tomu přispívají provozní náklady a obtíže, jak zavést tyto procesy do nerozvinutých zemí, které se často potýkají s nedostatkem vody.

3.7.2 Náhradní modely korálových útesů

Za účelem posilování přirozených populací ÚK, zastavení a zvrácení zhoršujícího se stavu korálových útesů po celém světě, jsou realizovány projekty na výstavbu náhradních modelů korálových útesů. Jedná se například o ocelové konstrukce imitující tvar korálového útesu nebo struktury a prvky vyrobené pomocí 3D tisku. Nejvíce programů na obnovu tohoto typu má Indonésie, kde v posledních dvou desetiletích dochází k rychlému nárůstu rozsahu obnovy.

Obnova korálových útesů ve formě náhradního modelu korálového útesu je spojena s výstavbou kovových rámců s nanesením přírodního substrátu. Na tyto rámy je zpočátku přichyceno několik živých ÚK, ke kterým postupně přirůstají další kolonie ÚK. Celý proces zahrnuje širokou škálu nejrůznějších technik včetně namnožení přesazených kolonií ÚK a vypouštění larev ÚK. Přírodní substrát (písek)

nanášený na ocelovou konstrukci se používá ke zvýšení vhodnosti stanoviště ÚK. Tento projekt dosahuje úspěchů v oblastech Indonésie a Bali, a to ve smyslu podpoření funkční obnovy korálového útesu, zvýšení růstu ÚK, zvýšení diverzity a rozšíření korálových útesů do nových území. V tamních vodách oceánu je za dvouleté období patrné navýšení korálového překryvu o více než 50 % (Lamont et al. 2022).

Technologie 3D tisku se v posledních letech stávají velice často součástí návrhů k co nejrychlejší obnově poškozených ÚK. Pomocí 3D tisku je možno vyrobit repliky korálových útesů, které se následně využívají k obnově poškozených ÚK. Prostřednictvím postupného nanášení materiálu je na tiskárně vytvořen 3D objekt nahrazující z části korálový útes. Umělý útes má být podporou pro ÚK a usnadnit jim tvorbu skutečných korálových útesů.

V roce 2012 australská organizace Sustainable Oceans International (SOI) využila k 3D tisku ve velkém měřítku tiskárnu (D-Shape) založenou na tavení v práškovém loži a tryskání pojiva ke konstrukci 3 D vytištěných útesových jednotek. Používané pojivo obsahuje netoxický patentovaný materiál z pískovce. První umělé útesové jednotky byly vysoké asi 1 m, vážící přibližně 500 kg, povrch vytištěných útesů s přirozeným pH příznivým pro růst larev korálů. První umělý 3D vytištěný útes byl instalován v roce 2012 na útesu Reef Arabia při pobřeží Bahrajnu. Zde je umístěno až 3000 betonových prefabrikovaných útesových jednotek a 3D tištěných útesových jednotek. Mezi lokality, kde jsou realizovány projekty přemístování ÚK, patří Austrálie, Bali, Fidži, Papua-Nová Guinea, Kataru, Saúdská Arábie, Karibik, Kypr a USA (SOI ©2023).

Struktury uměle vytvořených korálových útesů jsou aplikovatelné okamžitě. Mohou pomoci ve smyslu podpory reprodukce ÚK a poskytnutí prostoru již poškozenému útesu pro jeho další rozšiřování, čehož by v opačném případě nebyl schopen. Velikost a biologická rozmanitost korálového útesu ovlivňuje zdraví a schopnost ÚK odolávat znečišťujícím látkám. Umělé struktury korálových útesů jsou spíše určeny k překlenutí období, než budou nastaveny systémy účinnějšího čištění odpadních vod, jelikož tato řešení je možné realizovat v kratším čase než je doba, kterou ÚK potřebují ke své přirozené regeneraci ve vodě s nižší koncentrací EOCs.

3.7.3 Transplantace útesotvorných korálů

Transplantace ÚK odchovaných ve speciálních pěstírnách a jejich následné přesazení na poškozený korálový útes je další metodou vedoucí ke zmírnění degradace korálových útesů a k posílení obnovy ÚK. Cílem této obnovy je vytvořit soběstačné a odolné systémy. Tímto způsobem by měl být přesazený korálový útes schopen se průběžně rozšiřovat o nové mladé ÚK. Použití této metody v projektech obnovy je považováno za účinnou formu obnovy ÚK. Dosažení pozitivních výsledků této formy obnovy je přímo úměrné velikosti plochy a počtu přesazených ÚK při současně minimálně tříleté péči o danou lokalitu. Nárůst v počtu ÚK je vyšší na přesazené lokalitě než na lokalitě degradované (Montoya-Maya et al. 2016).

Metodu přesazování kolonií ÚK je vhodné použít v případech, kdy jsou ÚK ohrožováni pobřežním znečištěním z odpadních vod v industrializovaných oblastech. Je možné využít dva způsoby tohoto typu obnovy. Prvním je sběr, vývoj a vypouštění potěru volně žijících korálů na cílový útes, a dále přesazení gravidních kolonií korálů, které poskytují semennou populaci a místní zdroj larev ÚK (Doropoulos et al. 2019). Doropoulos et al. 2019 uvádí, že sběr potěru má potenciál transportovat velké množství larev ÚK na velmi vzdálená místa, která jsou z hlediska obnovy zásadní, a zároveň potenciál zachovat přirozenou druhovou rozmanitost, která je potřebná pro zvýšení odolnosti obnovených společenstev ÚK.

Stejně jako umělé struktury korálových útesů, tak i metoda přesazování ÚK, si klade za cíl zpomalení degradace korálových útesů a zamezení pokračujícímu úhynu ÚK. Ve své podstatě se jedná o zajištění odolnosti obnovených korálů vůči zvyšující se teplotě oceánů a jeho acidifikaci.

Bayraktarov et al. (2019) ve své studii uvádí, že medián přežití obnovených ÚK byl 60,9 %. Organizací spojených národů vyhlášená Dekáda obnovy ekosystému 2021-2023 je příslibem financování obnovy ÚK. Například Austrálie na obnovu ÚK tímto způsobem vyčlenila finanční prostředky ve výši 100 milionů australských dolarů (Bayraktarov et al. 2019).

4 VÝSLEDNÉ ZHODNOCENÍ

Důležitým zjištěním je, že zvyšující se teplota a acidifikace oceánů, nejsou prvotní příčinou atenuace a úhynu ÚK, ale lze je považovat za faktory vedlejší. Chemické složení okolní slané vody, ve které ÚK žijí, je mnohem důležitějším faktorem, který je ovlivňuje. Chemické složení okolní slané vody se mění zejména v závislosti na míře antropogenní činnosti v bezprostředním okolí korálového útesu. Chemické látky obsažené ve vodě oceánů se vzájemně ovlivňují pod dopady působení všech shora uvedených faktorů, přičemž může docházet ke vzniku dalších nebezpečných chemických sloučenin. Z tohoto důvodu může být skutečné ekologické riziko účinků EOCs dostávajících se do vody oceánů mnohem vyšší. Těchto látek může být ve skutečnosti mnohem více. Vzájemným působením chemických sloučenin se ekologické riziko a hrozba pro ÚK zvyšuje.

Z prostudovaných odborných podkladů této bakalářské práce vyplývá, že nejvýznamnější příčinou ohrožení ÚK prostřednictvím EOCs je skutečnost, že:

- tyto látky vstupují do vod oceánů v nadměrném množství;
- jejich přísun přetrvává v čase, je dlouhodobý a soustavný;
- jejich účinky se zvyšují v důsledku mísení všech EOCs ve vodě oceánů za současného vzniku dalších chemických sloučenin a za současného působení vnějších faktorů.

K pochopení celé problematiky ohrožení ÚK byly v literární rešerši vytyčeny z globálního hlediska nejznámější formy znečištění vod oceánů se zaměřením na EOCs plynoucí z narůstající antropogenní činnosti. Z těchto poznatků byl vytvořen souhrn látek ze skupiny EOCs, které se nejvíce vyskytují ve vodě oceánů a které představují nebezpečí pro ÚK plynoucí z jejich ekotoxicity.

Všechny EOCs uvedené v Tabulce 1 v určité míře negativně ovlivňují biochemické procesy v organismu ÚK nebo jejich symbiotických partnerů - řasy zooxantely. EOCs pro ně představují vysoké ekotoxikologické riziko. EOCs, které inhibují fotosyntézu symbiotických řas, jsou příčinou rozpadu symbiotického vztahu řasy zooxantely a ÚK. Tato skutečnost má zásadní potenciál ohrozit biologicky významná stanoviště ÚK.

CHEMICKÉ LÁTKY pocházející z opalovacích a kosmetických výrobků	FARMACEUTICKÉ LÁTKY	PESTICIDY	HNOJIVA	NÁVYKOVÉ LÁTKY
benzofenon, oxibenzon, butylparaben, ethylhexyl, metoxycinamát, ethylhexyl, salicylát, triclosan, oktokrylen, oxid titaničitý, oxid zinečnatý, oktinoxát	naproxen, diklofenak, ketoprofen, ibuprofen, karbamazepin, erytromycin, triclosan, norfloxacin, lincomycin, sulfametoxazol, trimetoprim, ethinylestradiol, estron, cholesterol, koprostanol	atrazin, hexazinon, ametryn, cybutryn, tebukonazol, karbendazim, diethyltoluamid, diazinon, fipronil, metolachlór, dichlorfenyl, imidaklopid, chlorothalonil, propikonazol, tributylcín	dusičnany, fosfáty, amoniak, kadmium, rtuť	kofein, nikotin

Tabulka 1: Nejčastěji se vyskytující EOCs ve vodě oceánů (autor 2023)

Farmaceutické látky se akumulují ve tkáních ÚK, způsobují patologické změny tkáně, zpomalují životní funkce, poškozují jejich DNA a snižují reprodukční schopnosti ÚK.

Chemické látky obsažené v opalovacích přípravcích významně poškozují DNA ÚK, usmrcují mladé korály, vyvolávají osifikaci korálových polypů. Tyto látky jsou ve většině případů fototoxické, jejich nepříznivé účinky se zhoršují na světle. Konzervační látky užívané v opalovacích krémech a jiné kosmetice způsobují poruchy buněčné membrány ÚK a postupné vylučování symbiotických řas z organismu ÚK.

EOCs mající původ v pesticidech jsou často velmi silným inhibítozem fotosyntézy řasy zooxantely. Negativně ovlivňují raná stádia vývoje ÚK.

Obohacení vody dusičnany plynoucích z používání hnojiv způsobuje zvýšení populace symbiotických řas zooxantel. K tomu přispívá sluneční záření a přítomnost amoniaku v okolní vodě. Kombinace vyšší míry obohacení dusičnany spolu s vysokou mírou tepelného stresu ze slunečního záření vede k nevratným změnám ÚK.

Kofein a nikotin jsou biologicky aktivními látkami s psychoaktivními účinky na ÚK.

Po vyhodnocení informací z odborných zdrojů této rešerše je patrné, že poškození ÚK potřebují relativně dlouhé období k tomu, aby se jejich tkáně obnovily a aby ÚK znovu dokázali rozšiřovat své kolonie. ÚK jsou schopni do jisté míry sami regenerovat, pokud nejsou vystaveni účinkům EOCs v nadměrném množství a dlouhodobě. Dosažení tohoto výsledku není nedosažitelné, avšak je velice obtížné. Regenerace ÚK je reálně možná pouze při absenci či významné eliminaci chronického narušování v podobě znečišťování vod oceánů prostřednictvím EOCs plynoucího z antropogenní činnosti. Nadměrné množství každé znečišťující látky je definováno různě kvůli odlišným účinkům na ÚK. Chronické působení EOCs na ÚK a jejich symbiotické partnery snižuje jejich odolnost a schopnost zotavení. Zotavení ÚK a obnova korálových útesů je v současné době narušována rostoucím antropogenním tlakem. Možnosti obnovy ÚK závisí zejména stanovišti korálového útesu a na míře antropogenního znečištění.

V některých případech je k léčbě a k ochraně ÚK účinné a nutné mechanické ošetření v podobě vpravení antibiotika, konkrétně ampicilinu, do nemocné tkáně ÚK. Avšak smysluplným řešením je pouze taková ochrana ÚK, jejíž pozitivní efekt na ÚK je dlouhodobý a udržitelný. Velmi účinnou ochranou ÚK proti vlivu EOCs, je omezení jejich výstupu ze zdroje (antropogenní činnosti) nebo z ČOV před vstupem do vodních útvarů povodí. Z pohledu dlouhodobého zachování zdravých a reprodukce schopných ÚK má největší smysl snižování kontaminace EOCs přímo u zdroje.

Ze studia dostupných a relevantních odborných článků a publikací vyvozují, že více než zvyšování teploty vody a acidifikace oceánů, mají na ÚK významnější negativní vliv EOCs plynoucí z antropogenní činnosti. Příčinou ohrožení ÚK je v první řadě činnost člověka. Zvyšování teploty vody a acidifikace oceánů jsou důsledkem dlouhodobého znečišťování plynoucího z antropogenní činnosti a lze je považovat za vedlejší faktory působící na ekosystém ÚK.

5 DISKUSE

Souhlasím s Douglas (2003), že strategie adaptivity ÚK vůči případné náhradě poškozené symbiotické řasy více odolným druhem řasy, kterou uvádí Buddemeier et Fautin (1993), je nepravděpodobná. Vyvrací ji skutečnost, že již několik desítek let dochází průběžně k rozšiřování stanovišť s poškozenými ÚK, zpomalování reprodukce a růstu ÚK, nebo jejich úhynu. Downs et al. (2016) uvádí, že bělení ÚK se zvyšuje působením oxybenzonu, vysoce toxické látky, která je obsažena v opalovacích krémech a dalších PPCPs. Toto potvrzuje i He et al. (2019), který uvádí, že vyšší koncentrace chemických látek z opalovacích krémů vedou k bělení až úhynu ÚK. Je zřejmé, že v případě bělení ÚK se nebude jednat o adaptivní chování hostitele.

Peters et al. (1997), Danovaro et al. (2008) a Souza et al. (2020) se shodují, že velkou komplikací je skutečnost, že vzájemné mísení EOCs ve vodě oceánů může zapříčinit vznik nových chemických sloučenin, nebo že účinky konkrétní chemické látky zvyšují toxicitu jiných chemických látek.

Jones (1997), Jones et al. (2003), Magnusson et al. (2010) shodně poukazují na to, že i v případě nízkých koncentrací některých EOCs dochází ke snížení schopnosti fotosyntézy u symbiotických řas. Účinky na snížení této schopnosti jsou rychlé, ale zároveň vratné. Teprve vyšší koncentrace EOCs a delší expozice působení jejich účinkům vede k nevratným změnám v podobě bělení ÚK, jako důsledku rozpadu symbiotického vztahu ÚK a řasy zooxantely.

Langdon et al. (2000) a Langdon et Atkinson (2005) uvádí, že vysoké koncentrace CO₂ z atmosférické depozice snižují rychlost kalcifikace u některých ÚK. Vzhledem k tomu, že ostatní autoři odborných článků této práce uvádí výsledky s prokazatelnými negativními účinky EOCs na ÚK, je podle mého názoru velmi nepravděpodobné, že by příčinou úhynu ÚK a snižování stanovišť korálových útesů byly pouze vysoké koncentrace CO₂ z atmosféry a s tím spojená změna klimatu.

Souhlasím s Mohamed et al. (2012) a Frias-Lopez et al. (2002), že kolonie ÚK jsou nejvíce ohrožovány v blízkosti silně industrializovaných nebo obydlených oblastí. Při vědomí toho, že odpadní vody nejsou dostatečně účinně čištěny, či jsou přímo vypouštěny do vody oceánů, je znečištění v těchto místech logické. Pokryv makroskopických řas je v těchto oblastech tak masivní, že dochází k vysoké míře eutrofizace. Na to poukazuje i Harvell et al. (2004). Přítomnost EOCs v takto postižených oblastech potvrzuje Singh et al. (2010), který zaznamenal výskyt

cholesterolu, kofeinu, estronu, koprostanolu a triclosanu. Účinky EOCs způsobují snížení odolnosti ÚK vůči nejrůznějším patogenům (Bruno et al. 2003). ÚK jsou kvůli nadměře EOCs ve vodách oceánů více zranitelní vůči onemocněním (Negre et al. 2011) a změnám klimatu (Downs et al. 2016). Důsledkem takové zranitelnosti je snížení termální tolerance ÚK a rychlejší reakce na účinky EOCs. Tento jev je zcela nežádoucí, jelikož z dlouhodobého hlediska může vést k nevratnému stavu bez šance na záchranu konkrétní oblasti korálových útesů. Snížení odolnosti a vyšší míru náchylnosti ÚK vůči onemocněním z nadměrného množství EOCs ve vodě oceánů potvrzuje také Bruno et al. (2003) a Frias-Lopez et al. (2002), kteří uvádí, že v případě znečištění dusičnany, amoniakem, či fosforem, dochází k rychlejšímu rozvoji onemocnění žlutých pásů, a v oblastech s vysokou úrovní povrchového odtoku z pevniny spolu s fekální kontaminací, je zaznamenáván častý výskyt onemocnění černých pásů.

Za velmi znepokojující považují skutečnost, že většina EOCs má vliv na reprodukci ÚK. Zejména farmaceutické látky mají významný negativní dopad na reprodukci ÚK již při stopových koncentracích. Shodně tak uvádí Stuart et Lapworth (2013). Také Danovaro et al. (2008) a He et al. (2019) uvádí, že již velmi nízké koncentrace butylparabenu, ethylhexyl metoxycinamátu a benzofenonu, představují vysoké ekotoxikologické riziko pro symbiotické řasy zooxantely, jejichž poškození vyvolává stresovou reakci ÚK. Tyto látky jsou obsaženy zejména v opalovacích krémech a dalších PPCPs. Metabolickou aktivitu a reprodukci ÚK ovlivňuje také kofein (Hillebrand et al. 2012; Stuart et Lapworth 2013; Vieira et al. 2022).

Jak uvádí Weber et al. (2014), Thiebault et al. (2017) a Ali et al. (2018), nejvyšší koncentrace EOCs jsou detekovány přímo či v blízkosti zdrojů znečišťování odpadních vod. Příčinou je nedostatečná úroveň odstraňování farmaceuticky aktivních sloučenin na ČOV. Řešením by mohly být ekologicky šetrné moderní technologie EAOPs, jako je elektrooxidace a fotoelektrooxidace, které navrhuje Da Silva et al. (2021) a Rishabh et al. (2021). Během těchto procesů je možné docílit významného snížení EOCs na výstupu z ČOV, odkud se rezidua EOCs dostávají do vodních útvarů celého povodí. Tyto procesy však naráží na vysokou finanční nákladovost. Efektivnější je volit udržitelné a cenově dostupné metody, které uvádí Harley et al. (2012), Sampathkumar et al. (2022), Matamoros et al. (2007), Herrera et al. (2010) a Ayaz et al. (2012), jako je účinné odstraňování kontaminantů za pomoci čistících účinků vhodných rostlin skrze uměle budované mokřadní systémy. Souhlasím s Thiebault et al. (2017), který tvrdí, že mezera mezi nedostatečným

odstraňováním EOCs na ČOV a postupně se zvyšující spotřebou léčiv ve společnosti, může znamenat určitou budoucí komplikaci v podobě dalšího zhoršování kvality vody nejen v oceánech.

Využívání 3D technologií vyrobených modelů korálových útesů, které zmiňuje Lamont et al. (2022) a SOI (©2023), může podle mého názoru sloužit pouze k překlenutí doby, než budou nastaveny dlouhodobě udržitelné systémy ochrany ÚK. Souhlasím s Montoya-Maya et al. (2016), že v případě mladých ÚK transplantovaných a umístěných na poškozený korálový útes, je účelem zejména zmírnění degradace korálových útesů a posílení celkové obnovy ÚK.

Z důvodu intenzifikace zemědělství a zavádění nových agrotechnických postupů v posledních 25 letech, množství používaných pesticidů a hnojiv narůstá, na což upozorňuje Sehonová et al. (2012) a Chavoshani et al. (2020). Vhodným řešením ke snížení množství reziduí pesticidů a hnojiv ve vodě oceánů je kombinace stanovení a kontroly fyzikálně chemických ukazatelů povrchové a podzemní vody již na úrovni národních dílčích povodí tak, aby požadovaný chemický stav vody byl ekologicky šetrný k vodním organismům a zároveň, aby v určité míře respektoval činnost člověka. Ke zlepšení by přispěla také vyšší míra použití botanických pesticidů, která jsou snáze odbouratelná.

Světová legislativní úprava z hlediska cíleného snižování kontaminace EOCs ve vodě oceánů není napříč státy dostatečně provázána. Většinou se přijímají pouze taková opatření, která řeší až následek tohoto znečištění a často jsou přijímána jen v některých státech. Podle mého názoru z hlediska nutnosti dlouhodobého udržení vyhovující kvality vody oceánů není dostačující. Z důvodu neudržitelného cestovního ruchu dochází například k uzavírání některých pláží světa (Thajsko) (ICRI ©2021). Některé státy světa (Palau, Havaii) v posledních letech zavádí inovativní opatření zakazující či omezující použití konkrétních chemických látek (ICRI ©2021; Pollock 2021). Konkrétně Republika Palau tímto v roce 2018 nastavuje určitý standard pro řízení udržitelného cestovního ruchu (ICRI ©2021).

Osobně vidím smysl zejména v zavádění postupů, které by dlouhodobě a celosvětově snižovaly kontaminaci EOCs ihned u zdroje. Pro látky ze skupiny PPCPs bych navrhovala využít nástrojů regulativních předpisů či opatření na místních úrovních, a to nejen ve státech v bezprostředním sousedství s mořem. Tato opatření by byla následně implementována do legislativy jednotlivých států světa.

Sdílím názor s Pollock et al. (2011), který upozorňuje na složitost organismu korálnatce. Ten je holobiontem, který se skládá z živočišných, dinoflagelátních a mikrobiálních partnerů. Takové společné soužití za současného působení EOCs ostatních vnějších faktorů může zpomalovat další výzkum při zjišťování působení různých ECOs a jejich sloučenin na ÚK.

Návrh opatření vedoucí ke snížení kontaminace odpadních vod farmaceutickými látkami

Toto opatření směřuje k omezení environmentálních dopadů nadměrně užívaných PPCPs. Toto opatření se vztahuje na všechny fyzické a právnické osoby jednotlivých států světa. Cílem tohoto opatření je snížení nebezpečných chemických látek ze skupiny PPCPs za účelem snížení kontaminace odpadních vod a za účelem zajištění trvale funkčního ekosystému korálových útesů udržitelným způsobem prostřednictvím těchto kroků:

- Realizace osvěty široké veřejnosti týkající se nadměrně užívaných léčiv a dopadu na složky životního prostředí; osvětové působení ve smyslu snižování nadužívání volně prodejných léků;
- Zavedení povinnosti bezpečné likvidace nepoužitých léčiv z domácností ve formě jejich odevzdání v lékárnách; každá lékárna zajistí dostatečnou kapacitu pro příjem léků;
- Zavedení povinnosti bezpečné likvidace humánních a veterinárních léčiv;
- Stanovení vhodného technologického postupu odstraňování (účinnější filtrace) farmaceutických látek z odpadních vod z nemocnic, domovů pro seniory a jiných sociálních zařízení v rámci zavedení povinnosti vybudování soukromé ČOV pro čištění odpadní vody z těchto zařízení;
- Stanovení povinnosti produkce drogistických a kosmetických přípravků, ve kterých nejsou obsaženy syntetické chemické látky a syntetické vůně, a ve kterých je co nejvíce sníženo množství konzervačních látek; nastavení systému odměn či daňových zvýhodnění pro tyto výrobce;
- Regulace aktivit spojených s pořádáním komerčně organizovaných výletů do oblastí korálových útesů a nastavení systému kontrol přiměřenosti těchto aktivit.

6 ZÁVĚR A PŘÍNOS PRÁCE

Z antropogenní činnosti plyne významné množství EOCs, které ohrožují život ÚK buď přímo, nebo také nepřímo, například přes prvotní poškození jejich symbiotických partnerů – řasy zooxantely. Kromě uvedení současně známých forem znečištění vod oceánů, byl vytvořen souhrn nejčastěji detekovaných EOCs ve vodě oceánů a byly popsány jejich účinky na ÚK. Účinky EOCs se zvyšují jejich mísením v oceánech a se zvyšující se mírou a pravidelností jejich vstupů do oceánu. Zvyšování teploty a acidifikace vod oceánů jsou vedlejšími faktory, které na ÚK a řasy zooxantely působí. Možnosti ochrany ÚK spočívají zejména v postupech, které jsou dlouhodobě udržitelné.

Přínosem této bakalářské práce je vytvoření souhrnného přehledu EOCs, které jsou nejčastěji detekovány ve vodě oceánů a které z hlediska ekotoxicity současně představují významné riziko pro život ÚK. Byla popsána ekotoxicita EOCs. Výsledky této práce mohou sloužit k ucelenému pohledu na problematiku úbytku stanovišť korálových útesů a pochopení, že příčinou tohoto úbytku a celkového ohrožení ÚK není pouhé zvyšování teploty vody oceánů, nýbrž znečištění plynoucí z antropogenní činnosti.

Pro maximální zamezení další degradaci korálových útesů a dosažení efektivních výsledků v oblasti ochrany ÚK, je zásadní komplexní řízení napříč regiony světa a státní politikou jednotlivých vlád, které disponují nástroji k regulaci množství vypouštěných EOCs přímo ze zdroje. Vzděláváním odborné i neodborné populace může být dosaženo stavu, kdy bude mít korálový útes ještě čas a dostatečně čistou okolní vodu k tomu, aby byl schopen regenerace.

V důsledku zvyšování světové populace a moderního způsobu života, který je zaměřen na jednoduchost, spotřebu a maximalizaci užítku, lze do budoucna očekávat zvyšující se zatížení vod oceánů látkami ze skupiny EOCs. Je velmi pravděpodobné, že ekosystém korálových útesů neunikne složitým změnám a následkům v důsledku časové, finanční a logistické náročnosti nastavení funkčních systémů jejich ochrany. Výsledek je navíc ovlivněn mírou poškození ÚK na počátku implementace těchto systémů ochrany do praxe.

7 PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

7.1 Odborné publikace

Albaigés J., 2005: Persistent Organic Pollutants in the Mediterranean Sea. In: Saliot A. (ed.): The Mediterranean Sea. Handbook of Environmental Chemistry. Springer. Berlin, Heidelberg. P. 89-149.

Ali A. M., Rønning H. T., Sydnes L. K., Alarif W. M., Kallenborn R., Al-Lihaibi S. S., 2018: Detection of PPCPs in marine organisms from contaminated coastal waters of the Saudi Red Sea. *Science of The Total Environment* Volume 621. P. 654-662.

Aronson R. B. et Precht W. F., 2001: White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia* Volume 460. P. 25-38.

Ateweberhan M., Feary D. A., Keshavmurthy S., Chen A., Schleyer M. H., Sheppard Charles R. C., 2013: Climate change impacts on coral reefs: Synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. *Marine Pollution Bulletin* Volume 74, Issue 2. P. 526-539.

Ayaz S. Ç., Aktaş Ö., Findik N., Akça L., 2012: Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. *Desalination and Water Treatment* Volume 37, Issue 1-3. P. 152-159.

Bayraktarov E., Stewart-Sinclair P. J., Brisbane S., (eds.), 2019: Motivations, success, and cost of coral reef restoration. *Restoration Ecology* Volume 27, Issue 5. P. 981-991.

Botta F., Fauchon N., Blanchoud H., Chevreuil M., Guery B., 2012: Phyt'Eaux Cités: Application and validation of a programme to reduce surface water contamination with urban pesticides. *Chemosphere* Volume 86, Issue 2. P. 166-176.

Bruno J. F., Petes L. E., Drew Harvell C., Hettinger A., 2003: Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology Letters* Volume 6, Issue 12. P. 1056-1061.

Buddemeier R. W. et Fautin D. G., 1993: Coral bleaching as an adaptive mechanism: a testable hypothesis. *Bioscience* Volume 43. P. 320-326.

Bueno M. J., Gomez M. J., Herrera S., Hernando M. D., Agüera A., Fernandez-Alba A. R., 2012: Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and

priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: Two years pilot survey monitoring. *Environmental Pollution* Volume 164. P. 267-273.

Burke L., Reytar K., Spalding M. D., Perry A. L., 2011: *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute, Washington DC, 116 p.

CIR (Cosmetic Ingredient Review), 2005: Annual review of cosmetic ingredient safety assessments: 2003/2003. *Journal of Toxicology* Volume 24. P. 1-102.

Cooper T., De'ath G., Fabricius K. E., Lough J. M., 2008: Declining coral calcification in massive *Porites* in two nearshore regions of the northern Great Barrier Reef. *Global Change Biology* Volume 14. P. 529-538.

da Silva S. W., Welter J. B., Albornoz L. L., 2021: Advanced Electrochemical Oxidation Processes in the Treatment of Pharmaceutical Containing Water and Wastewater: a Review. *Current Pollution Report* Volume 7. P. 146-159.

Dane A. J., Havey C. D., Voorhees K. J., 2006: The Detection of Nitro Pesticides in Mainstream and Sidestream Cigarette Smoke Using Electron Monochromator-Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry* Volume 78, Issue 10. P. 3227-3233.

Danovaro R., Bongiorno L., Corinaldesi C., Giovannelli D., Damiani E., Astolfi P., Greci L., Pusceddu A., 2008: Sunscreens Cause Coral Bleaching by Promoting Viral Infections. *Environmental Health Perspectives* Volume 116, Issue 4. P. 441-447.

Doropoulos Ch., Elzinga J., Ter Hofstede R., Van Koningsveld M., Babcock R. C., 2019: Optimizing industrial-scale coral reef restoration: comparing harvesting wild coral spawn slicks and transplanting gravid adult colonies. *Restoration Ecology* Volume 27, Issue 4. P. 758-767.

Douglas A. E., 2003: Coral bleaching - how and why? *Marine Pollution Bulletin* Volume 46, Issue 4. P. 385-392.

Downs C. A., Kramarsky-Winter E., Segal R. et al., 2016: Toxicopathological Effects of the Sunscreen UV Filter, Oxybenzone (Benzophenone-3), on Coral Planulae and Cultured Primary Cells and Its Environmental Contamination in Hawaii and the U.S. Virgin Islands. *Archive of environmental contamination and toxicology* Volume 70, P. 265-288.

Downs C. et Downs A., 2007: Preliminary Examination of Short-Term Cellular Toxicological Responses of the Coral *Madracis mirabilis* to Acute Irgarol 1051

Exposure. Archives of Environmental Contamination and Toxicology Volume 52. P 47-57.

Dunne J. D., Goleman D. (ed.), 2020: Ekologie, etika a změna klimatu. Nakladatelství Vyšehrad, Praha, 264 s.

Escher B. I., Pronk W., Suter M. J. F., Maurer M., 2006: Monitoring the Removal Efficiency of Pharmaceuticals and Hormones in Different Treatment Processes of Source-Separated Urine with Bioassays. Environmental Science & Technology Volume 40, Issue 16. P. 5095-5101.

Escher B. I., Leusch F., Chapman H., 2011: Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment. IWA Publishing, London, 272 p.

Fabricius K. E., 2008: Ocean Acidification and Coral Reefs. Coral Reefs Volume 3. P. 455-457.

Fernandes de Barros Marangoni L., Ferrier-Pages Ch., Rottier C., Banchini A., Grover R., 2020: Unravelling the different causes of nitrate and ammonium effects on coral bleaching. Scientific Reports Volume 10. P. 1-14.

Ferrario F., Beck M. W., Storlazzi C. D., Micheli F., Shepard Ch. C., Airoidi L., 2014: The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. Nature Communication Volume 5. P. 1-9.

Fisher B., Turner R. K., 2008: Ecosystem services: classification for valuation. Biological Conservation Volume 141. P. 1167-1169.

Flores F., Kaserzon S., Elisei G., Gerard R., Negri A. P., 2020: Toxicity thresholds of three insecticides and two fungicides to larvae of the coral *Acropora tenuis*. Aquatic Biology Volume 8. P. 9615.

Frias-Lopez J., Zerkle A. L., Bonheyo G. T., Fouke B. W., 2002: Partitioning of bacterial communities between seawater and healthy black band diseased and dead coral surfaces. Applied and Environmental Microbiology Volume 68. P. 2214-2228.

Fricke H. W., 1987: Svědectví korálových útesů. Panorama, Praha, 232 s.

Green E. P. et Bruckner A. W., 2000: The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. Biology Conservation Volume 96. P. 347-361.

Grover R., Maguer J. F., Allemand D., Ferrier-Pagés Ch., 2003: Nitrate uptake in the scleractinian coral *Stylophora pistillata*. Limnology and Oceanography Volume 48, Issue 6. P. 2266-2274.

Hall L. W., Giddings J. M., Solomon K. R., Balcomb R., 1999: An ecological risk assessment for the use of Irgarol 1051 as an algaecide for antifouling paints. *Critical Reviews in Toxicology* Volume 29. P. 367-437.

Harley C. D. G., Anderson K. M., Demes K. W. (eds), 2012: Effects of climate change on global seaweed communities. *Journal of Psychology* Volume 48, Issue 5. P. 1064-1078.

Harvell D., Aronson R., Baron N., Connell J., Dobson A., Ellner S., 2004: The rising tide of ocean diseases: unsolved problems and research priorities. *Frontiers in Ecology and the Environment* Volume 2. P. 375-382.

He T., Tsui M. P.; Tan Ch. J., Ma Ch. Y., Yiu S. K. F., Wang L. H., Chen T. H., Fan T. Y., Lam P. K. S., Murphy M. B., 2019: Toxicological effects of two organic ultraviolet filters and a related commercial sunscreen product in adult corals. *Environmental Pollution* Volume 245. P. 462-471.

Herrera M. J. A., Rodriguez M., Arana A. J., Gonzalez Diaz O., González Henriquez J.J., 2010: Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecological Engineering* Volume 36, Issue 7. P. 891-899.

Hillebrand O., Nödler K., Licha T., Sauter M., Geyer T., 2012: Caffeine as an indicator for the quantification of untreated wastewater in karst systems. *Water Research* Volume 46, Issue 2. P. 395-402.

Hoegh-Guldberg O., Poloczanska E. S., Skirving W., Dove S., 2017: Coral Reef Ecosystems under Climate Change and Ocean Acidification. *Frontiers in Marine Science* Volume 4. ISSN: 2296-7745.

Huang W., Chen M., Song B., Deng J., Shen M., Chen Q., Zeng G., Liang J., 2021: Microplastics in the coral reefs and their potential impacts on corals: A mini-review. *Science of the Total Environment* Volume 762. P. 1-15.

Chavoshani A., Hashemi M., Amin M. M., Ameta S. C., 2020: Micropollutants and Challenges: Emerging in the Aquatic Environments and Treatment Processes. Elsevier, Amsterdam, 279 p.

Chong M. N., Jin B., Chow C. W. K., Saint C., 2010: Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review. *Water Research* Volume 44. P. 2997-3027.

Ikar, 1999: Moře a pobřeží - průvodce přírodou. Ikar, Praha, 224 s.

Jiang J., Lee Ch., Fang M., 2014: Emerging organic contaminants in coastal waters: Anthropogenic impact, environmental release and ecological risk. *Marine Pollution Bulletin* Volume 85. P. 391-399.

Jones R. J., 1997: Changes in zooxanthellar densities and chlorophyll concentrations in corals during and after a bleaching event. *Marine Ecology Progress Series* Volume 158. P. 51-59.

Jones R. J., Muller J., Haynes D., Schreiber U., 2003: Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series* Volume 251. P. 153-167.

Kumar Reddy D. H., Lee S. M., 2012: Water Pollution and Treatment Technologies. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology* Volume 02, Issue 05. ISSN: 2161-0525.

Lamb J. B., Willis B. L., Fiorenza E. A., Couch C. S., Howard R., Rader D. N., 2018: Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science* Volume 359, Issue 6374, P. 460-462.

Lamont T. A. C., Razak T. B., Djohani R., Janetski N., Rapi S., Mars F., Smith D. J., 2022: Multi-dimensional approaches to scaling up coral reef restoration. *Marine Policy* Volume 143. P. 1-11.

Langdon C. et Atkinson M. J., 2005: Effect of elevated pCO₂ on photosynthesis and calcification of corals and interactions with seasonal change in temperature/irradiance and nutrient enrichment. *Journal of Geophysical Research* Volume 110. P. 1-16.

Langdon C., Takahashi T., Sweeney C., Chipman D., Goddard J., Marubini F., Aceves H., Barnett H., Atkinson M. J., 2000: Effect of calcium carbonate saturation state on the calcification rate of an experimental coral reef. *Global Biogeochem Cycles* Volume 14. P. 639-654.

Lesser M. P., 2011: Coral Bleaching: Causes and Mechanisms: In: Dubinsky, Z., Stambler N. (eds.): *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer, Dordrecht. P. 405-419.

Lewis S. E., Brodie J. E., Bainbridge Z. T., Rohde K. W., Davis A. M., Masters B. L., Maughan M., Devlin M. J., Mueller J. F., Schaffelke B., 2009: Herbicides: A new threat to the Great Barrier Reef. *Environmental Pollution* Volume 157, Issues 8-9. P. 2470-2484.

- Liu S., Su H., Pan Y., Xu X., 2020: Spatial and seasonal variations of antibiotics and antibiotic resistance genes and ecological risks in the coral reef regions adjacent to two typical islands in South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* Volume 158. ISSN: 0025-326X.
- Magnusson M., Heimann K., Quayle P., Negri A. P., 2010: Additive toxicity of herbicide mixtures and comparative sensitivity of tropical benthic microalgae. *Marine Pollution Bulletin* Volume 60, Issue 11. P. 1978-1987.
- Marubini F., Davies P. S., 1996: Nitrate increases zooxanthellae population density and reduces skeletogenesis in corals. *Marine Biology* Volume 127. P. 319-328.
- Mass T, Giuffre A. J., Sun C. Y., Stifler C. A., Frazier M. J. et al., 2017: Amorphous calcium carbonate particles form coral skeletons. *PNAS* Volume 114. P. 7670-7678.
- Matamoros V., Arias C., Brix H., Bayona J. M., 2007: Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. *Environmental Science & Technology* Volume 41, Issue 23. P. 8171-8177.
- Melzner F., Mark F. C., Seibel B. A., Tomanek L., 2020: Ocean Acidification and Coastal Marine Invertebrates: Tracking CO₂ Effects from Seewater to the Cell. *Annual Review of Marine Science* Volume 12. P. 499-523.
- Mohamed A. R., Ali A. A. M., Abdel-Salam H. A., 2012: Status of coral reef health in the northern Red Sea, Egypt. In: Yellowless D., Hughes T. P. (eds.): *Proceedings of 12th international coral reef symposium, Cairns, Australia, 9-13 July 2012*. 9A Coral bleaching and climate change. James Cook University, Townsville.
- Montoya-Maya P. H., Smit K. P., Burt A. J., Frias-Torres S., 2016: Large-scale coral reef restoration could assist natural recovery in Seychelles, Indian Ocean. *Nature Conservation* Volume 16. P. 1-17.
- Negri A. P., Flores F., Röthig T., Uthicke S., 2011: Herbicides increase the vulnerability of corals to rising sea surface temperature. *Limnology and Oceanography* Volume 56, Issue 2. P. 471-485.
- Neumanová K., 2003: Křehký svět korálových útesů. *Vesmír* 11. S. 622-626.
- Oropesa A. L., Floro A. M., Palma P., 2017: Toxic potential of the emerging contaminant nicotine to the aquatic ecosystem. *Environmental Science and Pollution Research* Volume 24, Issue 20. P. 16605-16616.

- Owen R., Knap A., Toaspern M., Carbery K., 2002: Inhibition of coral photosynthesis by the antifouling herbicide Irgarol 1051. *Marine Pollution Bulletin* Volume 44, Issue 7. P. 623-632.
- Peters E. C., Gassman N. J., Firman J. C., Richmond R. H., Power E. A., 1997: Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* Volume 16. P. 12-40.
- Pollack K., Balazs K., Ogunseitán O., 2009: Proteomic Assessment of Caffeine Effects on Coral Symbionts. *Environmental Science & Technology* Volume 43, Issue 6. P. 2085-2091.
- Pollock F. J., Morris P. J., Willis B. L., Bourne D. G., Manchester M., 2011: The Urgent Need for Robust Coral Disease Diagnostics. *PLoS Pathogens* Volume 7, Issue 10. P. 1-10.
- Pronk W., Koné D., 2009: Options for urine treatment in developing countries. *Desalination* Volume 248. P. 360–368.
- Rabalais N., 2003: Oil in the sea. *Issues in Science and Technology* Volume 1. P. 74-78.
- Rasul N. M., Stewart I. C., 2015: *The Red Sea: the formation, morphology, oceanography and environment of a young ocean basin*. Springer, London, 538 p.
- Rishabh R., Tripathi A., Das S., Ghangrekar M. M., 2021: Removal of caffeine from wastewater using electrochemical advanced oxidation process: A mini review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* Volume 4. ISSN: 2666-0164.
- Sampathkumar V., Southamirajan S., Subramani E. (eds), 2022: Treatment of Tanning Effluent Using Seaweeds and Reduction of Environmental Contamination. *Journal of Chemistry* Volume 2022. P. 1-8.
- Santoro E. P., Borges R. M., Espinoza J. L. (eds), 2021: Coral microbiome manipulation elicits metabolic and genetic restructuring to mitigate heat stress and evade mortality. *Science Advances* Volume 7, Issue 33. ISSN: 2375-2548.
- Sehonová P., Kodeš V., Leontovyčová D., Svobodová Z., 2012: Zhodnocení výskytu reziduí pesticidů v povrchových vodách České republiky. *Bulletin VÚRH Vodňany* 48. S. 5-19.

Shannon M., Bohn P., Elimelech M., Georgiadis J. G., Marinas B. J., Mayes A. M., 2008: Science and technology for water purification in the coming decades. *Nature* Volume 452. P. 301-310.

Singh S. P., Azua A., Chaudhary A., Khan S., Willett K. L., Gardinali P. R., 2010: Occurrence and distribution of steroids, hormones and selected pharmaceuticals in South Florida coastal environments. *Ecotoxicology* Volume 19, Issue 2. P. 338-350.

Slaughter E., Gersberg R. M., Watanabe K., Rudolph J., Stransky C., Novotny T. E., 2011: Toxicity of cigarette butts, and their chemical components, to marine and freshwater fish. *Tobacco Control* Volume 20, Issue 1. P. 25-29.

Souza R. M., Seibert E., Quesada H. B., Jesus Bassetti F., Fagundes-Klen M. R., Bergamasco R., 2020: Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection* Volume 135. P. 22-37.

Spalding M. D. et Brown B. E., 2015: Warm-water coral reefs and climate change. *Science* Volume 350. P. 769-771.

Srain H. S., Beazley K. F., Walker T. R., 2021: Pharmaceuticals and personal care products and their sublethal and lethal effects in aquatic organisms. *Environmental Reviews* Volume 29, Issue 2. P. 142-181.

Stien D., Suzuki M., Rodrigues A. M. S., Yvin M., Clergeaud F., Thorel E., Lebaron P., 2020: A unique approach to monitor stress in coral exposed to emerging pollutants. *Scientific Reports* Volume 10. P. 1-11.

Stuart M., Lapworth D., 2013: *Emerging Organic Contaminants in Groundwater*. British Geological Survey, Wallingford UK, 284 p.

Tang Ch. H., Lin Ch. Y., Lee S. H., Wang W. H., 2017: Membrane lipid profiles of coral responded to zinc oxide nanoparticle-induced perturbations on the cellular membrane. *Aquatic Toxicology* Volume 187. P. 72-81.

Tarrant A., Atkinson M. J., Atkinson S., 2004: Effects of steroidal estrogens on coral growth and reproduction. *Marine Biology* Volume 269. P. 121-129.

Thiebault T., Boussafir M., Le Milbeau C., 2017: Occurrence and removal efficiency of pharmaceuticals in an urban wastewater treatment plant: Mass balance, fate and consumption assessment. *Journal of Environmental Chemical Engineering* Volume 5, Issue 3. P. 2894-2902.

Tušil P., Richter P., Vyskoč P., Durčák, M., Filippi R., 2018: Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice za období 2013-2015. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 6. S. 26-33.

Van Dam J. W., Negri A. P., Uthicke S., Mueller J. F., 2011: Chemical pollution on coral reefs: exposure and ecological effects. In: Sanchez-Bayo F. (eds.): Ecological impacts of toxic chemicals. Bentham Science Publishers Ltd., Sharjah, UAE. P. 187-211.

Van Loon G.W., Duffy S. J., 2011: Environmental chemistry: a global perspective. Oxford University Press, Oxford, 545 p.

Vieira L. R., Soares A. M. V. M., Freitas R., 2022: Caffeine as a contaminant of concern: A review on concentrations and impacts in marine coastal systems. Chemosphere Volume 286. ISSN: 0045-6535.

Wear S. L. et Thurber R. V., 2015: Sewage pollution: mitigation is key for coral reef stewardship. Annals of the New York Academy of Sciences Volume 1355, Issue 1. P. 15-30.

White H. K., Hsing P. Y., Cho W. (eds.), 2012: Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico. Proceedings of the National Academy of Sciences Volume 109, Issue 50. P. 20303-20308.

Xu Y., Luo F., Pal A., Yew-Hoong Gin K, Reinhard M., 2011: Occurrence of emerging organic contaminants in a tropical urban catchment in Singapore. Chemosphere Volume 83. P. 963-969.

7.2 Legislativní zdroje

Barcelona Convention for the Protection of the Mediterranean Sea, 1976.

Coral Reef Conservation Reauthorization Act H. R. 6738, 2020. USA.

Environment Protection (Sea Dumping) Act No. 101, 1981. Australia.

Environment Protection and Biodiversity Conservation Act No. 91, 1999. Australia.

Great Barrier Reef Marine Park Act No. 85, 1975. Australia.

Great Barrier Reef Marine Park Regulations, 2019. Commonwealth of Australia.

Hawaii Reef Compliant Act No. 104, 2021. State of Hawaii.

Nařízení Rady (EU) č. 2371/2002 ze dne 20. prosince 2002 o zachování a udržitelném využívání rybolovných zdrojů v rámci společné rybářské politiky.

Nařízení Rady (EU) č. 850/98 ze dne 30. března 1998 o zachování rybolovných zdrojů pomocí technických opatření na ochranu nedospělých mořských živočichů.

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 2019/1021 ze dne 20. června 2019 o perzistentních organických znečišťujících látkách.

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

Protection of the Sea (Prevention of Pollution from Ships) Act No. 41, 1983. Australia.

Sea Installations Act No. 102, 1987. Australia.

Směrnice Evropského Parlamentu a Rady č. 2008/56/ES ze dne 17. června 2008, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti mořské environmentální politiky (rámcová směrnice o strategii pro mořské prostředí).

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Směrnice Rady (EU) č. 91/676/EHS ze dne 12. prosince 1991 o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů.

The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 1998. The European Union.

The Responsible Tourism Education Act SB No. 10-135, 2018. Republic of Palau.

7.3 Internetové zdroje

Botanická zahrada Liberec, ©2022: Zooxantely-rostliny na nečekaném místě (online) [cit.2022.10.15], dostupné z <<https://www.botaniliberec.cz/zooxantely-rostliny-na-necekanem-s136CZ>>.

EU, ©2022: European Union: CO2 Emissions of all world countries (online) [cit.2022.09.29], dostupné z <https://www.researchgate.net/publication/363594801_CO2_emissions_of_all_world_countries_JRCIEAPBL_2022_Report>.

Hydrotech, ©2019: Vodu v oceánech ohrožuje kromě plastů i radioaktivní odpad. Jaké představuje nebezpečí? (online) [cit.2022.10.15], dostupné z <<https://www.hydrotech-group.com/cz/blog/vodu-v-oceanech-ohrozuje-krome-plastu-i-radioaktivni-odpad-jake-predstavuje-nebezpeci>>.

ICRI, ©2021: The International Coral Reef Initiative: The Republic of Palau Bans Sunscreen Chemicals to Protect its Coral Reefs and UNESCO World Heritage site (online) [cit.2023.03.04], dostupné z <<https://icriforum.org/the-republic-of-palau-bans-sunscreen-chemicals-to-protect-its-coral-reefs-and-unesco-world-heritage-site/>>.

IPCC, ©2013: The Intergovernmental Panel on Climate Change: Climate change 2013: The Physical Science Basis (online) [cit.2022.10.18], dostupné z <<https://www.ipcc.ch/2013/01/30/ipcc-publishes-full-report-climate-change-2013-the-physical-science-basis/>>.

IPCC, ©2014: The Intergovernmental Panel on Climate Change: Climate change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability Part A: Global and Sectoral Aspects (online) [cit.2022.11.25], dostupné z <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-FrontMatterA_FINAL.pdf>.

Jackson J., Donovan M., Cramer K., Lam V., 2014: Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970–2012 (online) [cit.2023.02.19], dostupné z <<https://bvearmb.do/handle/123456789/590>>.

MŽP, ©2023: Ministerstvo životního prostředí: Stockholmská úmluva o persistentních organických polutantech (2001) (online) [cit.2023.02.28], dostupné z <https://www.mzp.cz/cz/stockholmska_umluva_polutanty>.

NOAA, ©2021: National Oceanic and Atmospheric Administration: In what types of water do corals live? (online) [cit.2022.10.10], dostupné z <<https://oceanservice.noaa.gov/facts/coralwaters.html>>.

NOAA, ©2022: National Oceanic and Atmospheric Administration: Anthropogenic (Human) Threats to Corals (online) [cit.2022.10.23], dostupné z <https://oceanservice.noaa.gov/education/tutorial_corals/coral09_humanthreats.html>.

NZIP, ©2022: Národní zdravotnický informační portál: Nesteroidní protizánětlivé léky (online) [cit.2022.11.18], dostupné z <<https://www.nzip.cz/rejstrikovy-pojem/942>>.

Otevřená fakta o klimatu, ©2022: Schematická mapa klimatické změny (online) [cit.2022.10.09], dostupné z <<https://faktaoklimatu.cz/infografiky/schema-klimaticke-zmeny>>.

Pollock B., 2021: The Coral Reef's Health and Sunscreens (online) [cit.2023.02.27], dostupné z <<https://www.lachmanconsultants.com/2021/05/the-coral-reefs-health-and-sunscreens>>.

SMVK Ostrava, ©2022: Voda v přírodě (online) [cit.2022.09.26], dostupné z <www.smvak.cz/voda-v-prirode>.

Socha V., 2022: Jak rostou korály: Život v podmořské zahradě (online) [cit.2022.10.01], dostupné z <www.stoplusjednicka.cz/jak-rostou-koraly-zivot-v-podmorske-zahrade>.

SOI, ©2023: Sustainable Oceans International: Sustainable Development, Restoration and Enhancement of Marine Habitats (online) [cit.2023.02.15], dostupné z <www.sustainableoceans.com.au>.

SÚKL, ©2017: Dienogest/ethinylestradiol – k léčbě akné pouze tehdy, pokud selhal jiný druh léčby (online) [cit.2023.03.03], dostupné z <<https://www.sukl.cz/dienogest-ethinylestradiol-k-lecbe-akne-pouze-pokud-selhal>>.

Weber F. A., Aus Der Beek T., Bergmann A., Carius A., Grüttner G., Hickmann S., Ebert I., Hein A., Küster A., Rose J., Koch-Jugl J., Stolzenberg H. C., 2014: Pharmaceuticals in the environment – the global perspective: Occurrence, effects, and potential cooperative action under SAICM (online) [cit.2023.02.15], dostupné z <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/pharmaceuticals_in_the_environment_0.pdf>.

8 PŘEHLED POUŽITÝCH OBRÁZKŮ A TABULEK

8.1 Seznam obrázků

Obr. 1: Anatomie polypa (NOAA: Polyps Up Close (online) [cit.2022.11.03], dostupné z

http://oceanservice.noaa.gov/education/tutorial_corals/media/supp_coral01a.html).

Obr. 2: Přísun sedimentů v ústí řeky (mezoamerického pobřeží) (Jackson et al.: Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012) (online) [cit.2023.02.19], dostupné z <https://bvearmb.do/handle/123456789/590>).

Obr. 3: Pórovník členitý (Coleman N.: Pocillopora damicornis. A clump with thick branches in a high latitude location) (online) [cit.2022.12.30], dostupné z www.coralsoftheworld.org/species_factsheets/species_factsheet_images/pocillopora-damicornis/).

Obr. 4: Vybělená kolonie rodu Acropora (větevník) v hloubce 3 m – Velký bariérový útes (Australian Government, ©2017) (online) [cit.2022.12.30], dostupné z <https://www.aims.gov.au/reef-monitoring/whitsunday-sector-2017>).

Obr. 5: Onemocnění černých pásů (Mohamed et Sweet., 2019: Current Knowledge of Coral Diseases Present Within the Red Sea).

Obr. 6: Schéma hybridního systému horizontálně a vertikálně protékaného umělého mokřadu (Mlejnská E. et Rozkošný M.: Návrhové parametry, provozní zkušenosti a možnosti intenzifikace umělých mokřadů (online) [cit.2023.03.15], dostupné z <https://www.vtei.cz/2016/04/navrhove-parametry-provozni-zkusenosti-a-moznosti-intenzifikace-umelych-mokradu/>).

8.2 Seznam tabulek

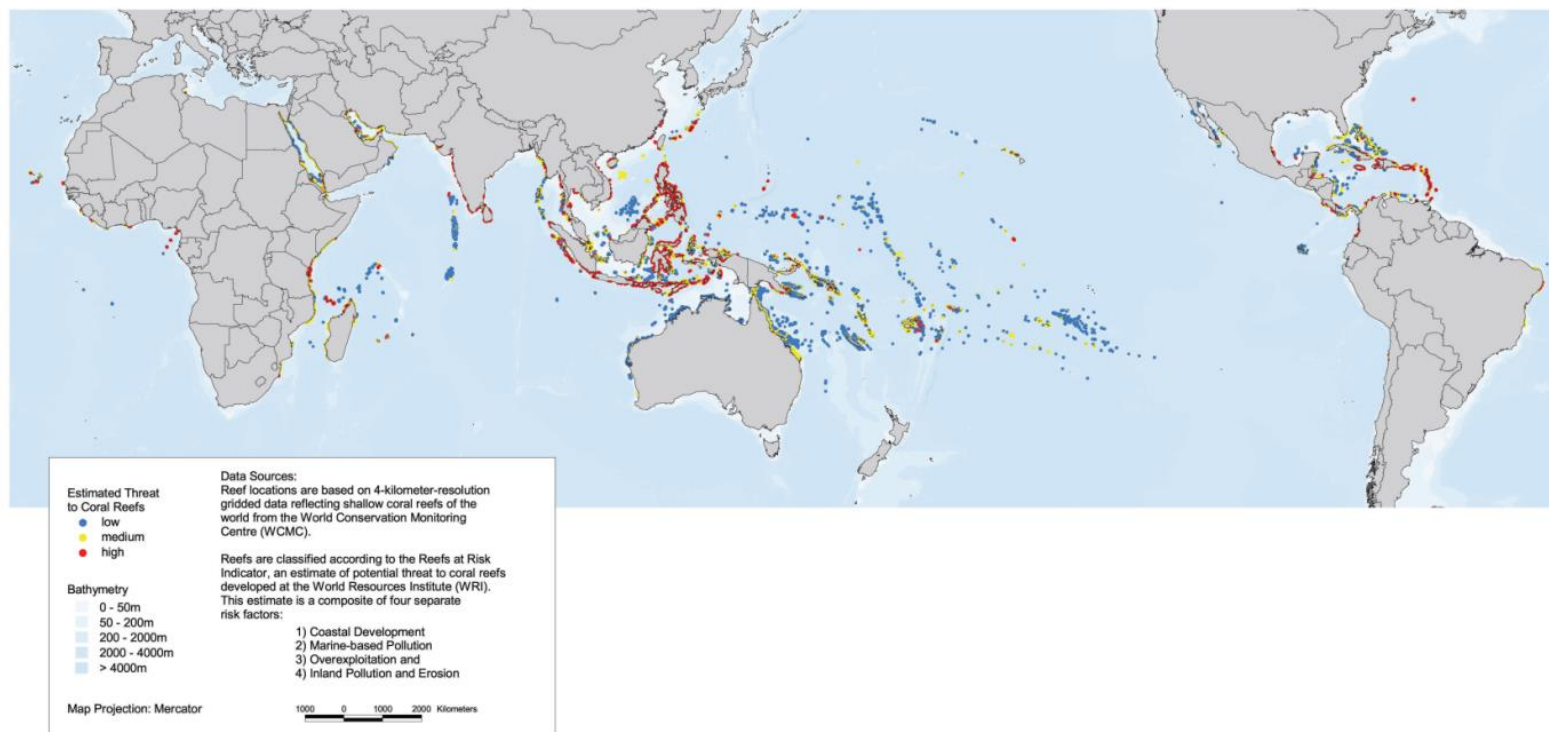
Tabulka 1: Nejčastěji se vyskytující EOCs ve vodě oceánů (autor 2023)

9 PŘÍLOHY

Příloha 1: Korálové útesy světa ohrožené lidskou činností (Bryant et al., 1998: Reefs at risk: A map – based indicator of threats to the world’s coral reefs).

Příloha 2: Účinky různých složek opalovacích krémů na tvrdé korály (Danovaro et al., 2008: Sunscreens Cause Coral Bleaching by Promoting Viral Infections).

Příloha 3: Testované UV filtry v opalovacích přípravcích (Stien et al., 2020: A unique approach to monitor stress in coral exposed to emerging pollutants).



Příloha 1: Korálové útesy světa ohrožené lidskou činností (Bryant et al. 1998)

Ocean	Reef area	Reef water temperature (°C)	Treatments	Sun protecting factor	Quantity [μl/L (%)] ^a	Species	No. of experimental sets	Bleaching initiation (hr)	Bleaching rate [hr (%)] ^b	Zooxanthellae released (%)
Pacific	Celebes Sea, Indonesia	28, 30 ^c	Sunscreen brand 1	15	100	<i>Acropora divaricata</i>	6	ND	24 (81, 95)	ND
			Sunscreen brand 1	15	10	<i>A. divaricata</i>	6	ND	36 (ND)	ND
			Nutrients		100 ^d	<i>A. divaricata</i>	6	No bleaching	No bleaching	ND
			Controls			<i>A. divaricata</i>	6	No bleaching	No bleaching	ND
Atlantic	Caribbean Sea, Mexico	28	Sunscreen brand 2	8	10	<i>Acropora cervicornis</i>	3	18	36 (84)	87
			Controls			<i>A. cervicornis</i>	3	No bleaching	No bleaching	3
			Sunscreen brand 2	8	10	<i>Millepora complanata</i>	3	24	36 (35)	10
			Controls			<i>M. complanata</i>	3	No bleaching	No bleaching	2
Indian	Red Sea, Egypt	24	Sunscreen brand 1	8	33	<i>Acropora</i> sp.	3	24	48 (81)	44
			Sunscreen brand 1	15	33	<i>Acropora</i> sp.	3	24	48 (89)	30
			Controls			<i>Acropora</i> sp.	3	No bleaching	No bleaching	1
			Sunscreen brand 1	15	33	<i>Stylophora pistillata</i>	3	nd	48 (65)	ND
			Controls			<i>S. pistillata</i>	3	No bleaching	No bleaching	ND
			BMDBM		33 (2)	<i>Acropora</i> sp.	3	No bleaching	No bleaching	13
			MBC		33 (3)	<i>Acropora</i> sp.	3	24	48 (63)	10
			OCT		33 (6)	<i>Acropora</i> sp.	3	No bleaching	No bleaching	3
			EHS		33 (5)	<i>Acropora</i> sp.	3	No bleaching	No bleaching	3
			OMC		33 (6)	<i>Acropora</i> sp.	3	2	24 (91)	86
			BZ		33 (6)	<i>Acropora</i> sp.	3	24	48 (86)	83
			BP		33 (0.5)	<i>Acropora</i> sp.	3	24	48 (84)	90
			PG (solvent)		33	<i>Acropora</i> sp.	3	No bleaching	No bleaching	16
			Indian	Andaman Sea, Thailand	25 ^e	Sunscreen brand 3	8	50	<i>Acropora pulchra</i> , <i>Acropora aspera</i> , <i>Acropora intermedia</i> , <i>Acropora</i> sp.	15
Controls						<i>A. pulchra</i> , <i>A. aspera</i> , <i>A. intermedia</i> , <i>Acropora</i> sp.	15	No bleaching	No bleaching	1–2
MBC		50 (3)				<i>A. pulchra</i>	3	48	62 (95)	95
OMC		50 (6)				<i>A. pulchra</i>	3	48	96 (91)	90
BZ		50 (6)				<i>A. pulchra</i>	3	48	96 (93)	84
BP		50 (0.5)				<i>A. pulchra</i>	3	48	96 (90)	79

Abbreviations: BMDMB, 4-*tert*-butyl-4-methoxydibenzoylmethane; BP, butyl paraben; BZ, benzophenone-3; EHS, ethylhexylsalicylate; MBC, 4-methylbenzylidene camphor; ND, not detected; OCT, octocrylene; OMC, ethylhexylmethoxycinnamate; PG, propylene glycol.

^aPercentage concentrations of the filters allowed in sunscreen formulations in both American and European markets. ^bBleaching rates measured as percentage chromatic dissimilarity with the coral used as a control (CMYK) at different experiment times (hr). ^cTemperature in outdoor aquarium. ^dConcentrations of nutrients relative to added sunscreen are calculated on the ratio of organic carbon to total nitrogen and phosphorous (wt:wt) of 31:2:1. ^eLocal temperature during the experiment was below average season values.

Příloha 1: Účinky různých složek opalovacích krémů na tvrdé korály (Danovaro et al. 2008)

Abbr.	Name	Alternative names	Cmpd. class	CAS #	Formula	Maximum concentration in final product ^a		
						USA	EU	Aus.
OC	Octocrylene		Acrylate	6197-30-4	C ₂₄ H ₂₇ NO ₂	10%	10%	10%
MBBT	Methylene bis-benzotriazolyl tetramethylbutylphenol	Bisotrizole, Tinosorb M, Milestab 360	Benzotriazole	103597-45-1	C ₄₁ H ₅₀ N ₆ O ₂	n.a.	10%	10%
BP3	Benzophenone-3	Oxybenzone	Phenone	131-57-7	C ₁₄ H ₁₂ O ₃	6%	6%	10%
BM	Butyl methoxydibenzoylmethane	Avobenzone	Phenone	70356-09-1	C ₂₀ H ₂₂ O ₃	3%	5%	5%
DHHB	Diethylamino hydroxybenzoyl hexyl benzoate	Uvinul A Plus	Phenone	302776-68-7	C ₂₄ H ₃₁ NO ₄	n.a.	10%	10%
ES	2-Ethylhexyl salicylate	Octyl salicylate, Octisalate	Salicylate	118-60-5	C ₁₅ H ₂₂ O ₃	5%	5%	5%
HS	Homosalate		Salicylate	118-56-9	C ₁₆ H ₂₂ O ₃	15%	10%	15%
BEMT	bis-Ethylhexyloxyphenol methoxyphenyl triazine	Bemotrizinol, Tinosorb S, Escalol S	s-Triazine	187393-00-6	C ₃₈ H ₄₉ N ₃ O ₅	n.a.	10%	10%
DBT	Diethylhexyl butamido triazone	Iscotrizinol, Uvasorb HEB	s-Triazine	154702-15-5	C ₄₄ H ₅₉ N ₇ O ₅	n.a.	10%	n.a.
ET	Ethylhexyl triazone	Uvinul T150, Octyl triazone	s-Triazine	88122-99-0	C ₄₈ H ₆₆ N ₆ O ₆	n.a.	5%	5%

Příloha 2: Testované UV filtry v opalovacích přípravcích (Stien et al. 2020)

Pozn.: n. a. – not approved