



Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH FAKULTA ZEMĚDĚLSKÁ A TECHNOLOGICKÁ

Katedra: Biologických disciplín

Bakalářská práce

Využití headstartingu v ochraně želv

The use of headstarting in turtle conservation

Autorka práce: Daniela Průchová

Vedoucí práce: doc. Mgr. Michal Berec, Ph.D.

České Budějovice 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Bakalářská práce s názvem Využití headstartingu v ochraně želv byla koncipována jako práce rešeršní. Práce je rozdělena do pěti částí, které vysvětlují problematiku ohrožení želv, a to jakým způsobem lze tuto významnou a značně rozšířenou skupinu téměř vyhynulých i recentních plazů chránit. Cílem bakalářské práce je vysvětlit pojem headstating, zjistit důvody ohrožení želv a vyhodnotit, zdali a do jaké míry headstarting vypomáhá v ochraně želv. První část sděluje základní důležité informace o želvách, a to jak biologické zařazení, tak důležitou roli těchto plazů v ekosystémech. Druhá část informuje podrobně o důvodech ohrožení všech tří skupin želv – suchozemské, semiakvatické, mořské, což je důvodem toho proč se začal headstarting u želv využívat. Třetí část práce řeší reprodukci želv, a to opět všech skupin, z důvodu rozdílů rozmnožování u každé skupiny. Ve čtvrté části se práce věnuje obecným informacím o headstartingu, jaké možnosti headstartingu existují a jaká kritika vůči headstartingu existuje na základě již dostupných zdrojů. Poslední důležitá část této rešeršní práce se věnuje vybraným studiím a výzkumům. Práce obsahuje výzkumy vybraných druhů od každé skupiny želv, aby bylo lépe zhodnoceno a zjištěno jakým skupinám headstarting pomáhá, jakým nepomáhá, případně zdali neovlivňuje přežití určitého druhu želvy.

Klíčová slova: Želva, headstarting, ohrožení, ochrana, reprodukce

Abstract

The bachelor thesis entitled The use of headstarting in turtle conservation was designed as a research thesis. The thesis is divided into five parts, which explain the issue of turtle endangerment and how this important and widespread group of nearly extinct and recent reptiles can be protected. The aim of the thesis is to explain the concept of headstarting, to identify the reasons for the threat to turtles and to evaluate whether and to what extent headstarting helps in the conservation of turtles. The first part communicates basic important information about turtles, both the biological classification and the important role of these reptiles in ecosystems. The second part details the reasons why all three groups of turtles - terrestrial, semi-aquatic, marine -

are threatened, which is why headstarting has come into use for turtles. The third part of the thesis addresses reproduction in turtles, again for all groups, because of differences in reproduction in each group. The fourth part of the thesis discusses general information about headstarting, what headstarting options exist, and what criticisms there are towards headstarting based on the resources already available. The last important part of this thesis focuses on selected studies and research. The thesis includes research on selected species from each group of turtles to better evaluate and determine which groups headstarting helps, which groups it does not help, or if it affects the survival of a particular species of turtle.

Keywords: Turtle, headstarting, threat, protection, reproduction

Poděkování

Ráda bych poděkovala všem, kteří mi při zpracování bakalářské práce pomohli a poskytovali cenné rady. Dále bych ráda poděkovala svému vedoucímu doc. Mgr. Michalu Berecovi, Ph.D. Mé rodině a přátelům děkuji za podporu při studiu a za jejich trpělivost.

Obsah

ÚVOD	8
1 ZÁKLADNÍ INFORMACE O ŽELVÁCH	9
1.1 BIOLOGICKÉ ZAŘAZENÍ.....	9
1.2 DŮLEŽITÁ ROLE ŽELV V EKOSYSTÉMECH	10
2 DŮVODY OHROŽENÍ	11
2.1 SUCHOZEMSKÝCH A SLADKOVODNÍCH ŽELV	11
2.2 MOŘSKÝCH ŽELV	13
3 ZÁKLADNÍ PŘEHLED REPRODUKCE U ŽELV	16
3.1 ROZMNOŽOVÁNÍ SUCHOZEMSKÝCH ŽELV	16
3.2 ROZMNOŽOVÁNÍ VODNÍCH ŽELV	16
3.3 ROZMNOŽOVÁNÍ MOŘSKÝCH ŽELV	17
4 OBECNÉ INFORMACE O HEADSTARTINGU	19
4.1 CO JE HEADSTARTING A K ČEMU SE VYUŽÍVÁ?	19
4.2 ČTYŘI MOŽNOSTI HEADSTARTINGU	20
4.3 KRITIKA HEADSTARTINGU	20
5 VÝZKUMY	22
5.1 POROVNÁNÍ RŮSTU A PŘEŽITÍ MEZI VĚKOVÝMI TŘÍDAMI ŽELV HRBOLATÝCH (<i>GLYPTEMYS INSCULPTA</i>)	22
5.1.1 Výsledky	23
5.2 HEADSTARTING U MALÉ POPULACE ŽELV BAHENNÍCH (<i>EMYS ORBICULARIS</i>) VE STŘEDOEVRÓPSKÝCH PODMÍNKÁCH	24
5.2.1 Výsledky	25
5.3 OCHRANA MOŘSKÝCH ŽELV NA SRÍ LANCE	25
5.3.1 Výsledky	27
5.4 HEADSTARTING NA FLORIDĚ – KARETA OBROVSKÁ (<i>CHELONIA MYDAS</i>)	29
5.4.1 Výsledky	29
5.5 POROVNÁNÍ DVOU MOŽNOSTÍ HEADSTARTINGU U ŽELVY POUŠTNÍ (<i>GOPHERUS AGASSIZII</i>)	30
5.5.1 Výsledky	32

5.6	PRŮZKUM ODCHYTŮ KAJMANKY SUPÍ V LOUISIANĚ (<i>MACROCHELYS TEMMINCKII</i>)	33
5.6.1	Výsledky	34
5.7	ÚSPĚŠNOST LÍHNUTÍ MLÁDAT S VYUŽITÍM HEADSTARTING PROGRAMU- <i>PODOCNEMIS UNIFILIS</i>	34
5.7.1	Výsledky	35
5.8	CHOV SEYCHELSKÝCH OBŘÍCH ŽELV V ZAJETÍ.....	36
6	DOPORUČENÍ PRO DALŠÍ VYUŽITÍ HEADSTARTINGU	37
6.1	HEADSTARTING U VAČNATCE WALLABY	37
6.2	HEADSTARTING U UHROŽENÝCH LEGUÁNŮ KUBÁNSKÝCH	37
7	SHRNUTÍ VÝSLEDKŮ Z VÝZKUMŮ	38
7.1	PŘEHLED PUBLIKOVANÝCH VÝSLEDKŮ POUŽITÍ HEADSTARTINGU U ŽELV	38
7.2	VÝSLEDKY VYUŽITÍ HEADSTARTINGU U ŽELV	38
8	DISKUSE.....	40
	ZÁVĚR.....	42
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A JINÝCH ZDROJŮ	43
	SEZNAM OBRÁZKŮ	56
	SEZNAM TABULEK.....	57

Úvod

Headstarting jako nástroj používaný při ochraně ohrožených druhů zvířat, ne pouze želv, je zatím pro mnoho lidí neznámý pojem, a to je také jeden z důvodů proč jsem si toto téma vybrala.

Řád želvy, jako takový, je velmi starý, je to skupina plazů, kterou již známe z období triasu (Roček 2002). Vzhledem k velkému ohrožení těchto živočichů, má mnoho výzkumníků snahu o nalezení způsobu správné ochrany želv. V současnosti je totiž ohrožena vyhynutím více než polovina známých druhů želv (Alcalde, L., Sanchez, R. M., Pritchard, P. 2021).

V této bakalářské práci jsem tedy shrnula základní důvody ohrožení želv, a to jak suchozemských, vodních tak i mořských. Dále jsem sepsala základní přehled reprodukce u těchto skupin želv. Každá skupina má jiné fáze rozmnožování a tyto fáze jsou v kapitole popsány.

V další kapitole se věnuji definici pojmu "Headstarting" tomu, jaké možnosti v ochraně máme s tímto nástrojem a také proč je headstarting některými ochránci hojně kritizován.

Pro přehled již publikovaných výsledků jsem vybrala výzkumy, které jsou věnovány ohroženým druhům ze všech již zmiňovaných skupin želv. Také jsem vybrala výzkumy na základě doby trvání, z důvodu vyhodnocení výsledků a následné porovnání, zdali je tento typ ochrany vhodný či nikoliv.

V současné době, kdy je chov želv jako domácího zvířete velikou zálibou lidí nebo například kdy jsou želvy používány jako turistické atrakce často v Asijských zemích, považují za důležité, aby byli lidé obeznámeni s problematikou vymírání některých druhů želv v přírodě, ale také, aby si byli vědomi, že želvy jsou mimo jiné ohrožené také lidskou činností.

1 Základní informace o želvách

1.1 Biologické zařazení

Želvy jsou zařazeny do třídy plazů – *Reptilia* a dále do samostatného řádu *Testudines*. Tento řád se poté dále dělí na podřády, čeledi, rody a druhy.

U želv je také známo členění poddruhů, které vzniklo pro populace nesoucí základní společné znaky, ale liší se například oblastí výskytu nebo si vytvořily jiné, mírně odlišné způsoby života.

Od ostatních plazů se želvy jednoznačně odlišují krunýřem. Krunýř se skládá ze dvou částí – hřbetní část neboli karapax a břišní část neboli plastron. Krunýř má dvě vrstvy, kost (páteř) a tenkou vrstvu rohovitých štítků (Zych 2006). Díky fosilním nálezům krunýřů lze říct, že již před 180 miliony let želvy na Zemi žily, dále lze říct že mořské želvy se od sladkovodních oddělily asi před 120 miliony lety (Dodgson 2015).

Přibližně lze říct že na světě žije asi 356 druhů želv a z toho je 61 % želv silně ohroženo nebo v moderní době vyhynuto (Langley 2018).

Obecně jsou želvy rozděleny na 3 skupiny – suchozemské, sladkovodní a mořské.

Mořské želvy jsou považovány za nejohroženější druhy na Zemi. Existují pouze dvě čeledě a sedm druhů. Čeleď *Dermochelyiidae*, ve které je zařazena kožatka velká a čeleď *Cheloniidae*, kde je zbylých šest druhů (kareta obrovská, kareta obecná, kareta australská, kareta pravá, kareta zelenavá a kareta menší) (Moore et al. 2020). Kožatka velká má krunýř tvořen tenkou elastickou vrstvou kůže s kostěnými plátěčky, ostatní druhy mají krunýř kostěný a na povrchu jsou kostěné pláty (Antonopoulou et al. 2012).

Potrava těchto želv se během života a mezi druhy velmi liší. Zatímco se kožatka velká živí z velké části pouze zooplanktonem, ostatní druhy želv jsou spíše všežravé nebo býložravé. Další výjimečnost této skupiny želv je migrace na dlouhé vzdálenosti. (Moore et al. 2020)

Suchozemské želvy jsou ve většině druhů býložravé, živí se tedy rostlinnou potravou – ovocem, suchou trávou a také houbami. Sladkovodní želvy jsou všežravé anebo masožravé. Jejich potrava je tedy tvořena hmyzem, rybami, korýši a některé větší druhy želv jsou schopni pozřít i malého ptáka (Marshall Cavendish ČR, 1995).

Mořské želvy jsou vyvinuty pro život v moři, ale jako téměř všichni plazi jsou vázány také na suchozemské prostředí, a to z důvodu rozmnožování. Samice zahrabávají vejčička hluboko na písku na plážích (Moore et al. 2020). Kladení vajec

neprobíhá každý rok, ale většinou jednou za dva roky. Reprodukční sezóna želvy je asi tři měsíce, a během této doby snese želva až šest snůšek. Každá snůška má šedesát pět až sto osmdesát vajíček (Zug 2023)

U většiny plazů lze ovlivnit pohlaví mláďat teplotou při inkubaci vajec, tohle platí také u želv. Teplota by měla být mezi 25 °C až 35°C. Při vyšších teplotách se z vajíček líhnou samičky, a naopak při nižších teplotách se líhnou samci. V případě mořských želv se mláďata ihned přesouvají do moře (Cavendish 1995).

1.2 Důležitá role želv v ekosystémech

Suchozemské a sladkovodní želvy mají důležitou roli v ekosystémech. Želvy, rostliny požírají a tím napomáhají k rozptýlení semen. Zároveň semena a spory po pozření lépe vyklíčí a trus slouží jako hnojivo. Želvy takto rozptýlí také semena ovoce. Některé druhy si vyhrabávají nory, které později slouží dalším organismům, jiné s potravní specializací požírají určité druhy plžů, aby nedošlo k přemnožení. Mořské želvy, především kareta obrovská spásá mořskou travu a tím nedochází k jejímu přerůstání, to je důležité pro její rozšiřování po mořském dně. Také v kultuře má zobrazení želvy svůj význam, a to zobrazení dlouhověkosti a mužnosti (Heppell 2018).

2 Důvody ohrožení

2.1 Suchozemských a sladkovodních želv

Ztráta přirozeného prostředí

Ztráta přirozeného prostředí, je jeden z hlavních důvodů ohrožení želv. Nenarušené plochy se mění pro účely zemědělství nebo průmyslu. Často také probíhá výstavba domů a jiných staveb. Klimatické změny přirozené prostředí také velmi ovlivňuje, bohužel i negativně. Dále má velký vliv znečišťování stanovišť a kontaminace vody.

Degradace biotopů

K degradaci biotopů dochází zavléknutím semen invazivních rostlin, které často turisté donesou na svých botách či kolech od vozu. Dále toto ničení biotopů je způsobeno velkým suchem a požáry, které mohou vznikat na některých místech (Nature.org 2021)

Zhoršující se kvalita vodních zdrojů

Pro sladkovodní želvy jsou vodní toky nejdůležitějším stanovištěm. Zhoršující kvalitou toků se stávají tyto želvy ohroženými. Eutrofizace je jeden z hlavních důvodů proč kvalita klesá. Obohacování vody o fosfor a dusík se děje přirozeně rozkladem mrtvých organismů, ale problém nastává, kdy tomuto obohacování přispěje ještě lidská činnost. Díky zemědělství se do vody dostávají hnojiva a dále látky z průmyslové činnosti. Dále se do vody dostávají těžké kovy a chemické látky.

Špatná kvalita vody tedy neohrožuje pouze sladkovodní druhy, ale také suchozemské druhy, které potřebují vodu k životu (Un.org 2023).



Obrázek 2.1: Znečištěné vodní toky, které ohrožují život sladkovodních želv (Madhavi Kuram)

Hospodářské využití

Velké množství druhů želv je loveno a zabíjeno pro maso nebo pro krunýře, které mají později turisté jako suvenýr. Často jsou želvy drženy v zajetí pro produkci vajec, která lidé chtějí za účelem obživy. V Asii má mnoho želv využití také v medicíně, a proto jsou dováženy na jejich trhy z míst, kde se přirozeně vyskytují. Do restaurací se ročně prodá kolem šesti tisíc vajec (Paroulková 2017).

Velké množství druhů želv je v mezinárodních úmluvách, které zakazují odchyt a obchod s těmito druhy, nicméně i přes to jsou želvy odchytávány a prodávány. Tyto vzácné druhy jsou potom na trhu nabízeny za velmi vysoké ceny.

Porušení zákonů o ochraně ohrožených druhů může vést k zabavení exempláře nebo uložení pokuty až do výše 1,5milionu Kč. Pašování a obchod s těmito druhy může být hodnoceno jako trestní čin a uložení trestu odnětí svobody až na osm let, může proběhnout také pouze uložení pokuty nebo zákaz činnosti.

Největší nelegální trhy se nachází v jihovýchodní Asii a v Indonésii (Klouček 2020).

Lidské aktivity

Suchozemské i sladkovodní želvy čelí často některým lidským aktivitám. Střelba želv, sražení želv autem, vznik nemocí u želv v zajetí nebo samotné chování želvy v domácích nevhodných podmínkách.

2.2 Mořských želv

Znečištění moří

Velkým problémem, s kterým se mořské želvy musí setkávat je chemické znečištění moří a znečištění moří pevným odpadem. Tímto odpadem jsou myšleny zbytky sítí, vlasců, kusy plastů, sklo a další. Tento odpad mohou želvy sežrat nebo se o něj zranit (Gutierrez et al. 2007). Želvy si často plovoucí igelitové sáčky nebo pet lahve pletou s přirozenou potravou jako jsou např. medúzy (Mascarenhas et al. 2004, Gutierrez et al. 2007).

Globální oteplování

Želvy, a ostatní plazi, kteří mají pohlaví ovlivněno teplotou při inkubaci jsou na změny teplot velmi citliví. Při dalším oteplování by mohlo nastat líhnutí pouze samiček nebo úmrtí plodu ve vajíčku. Nedostatkem druhého pohlaví by mohlo vzniknout vyhubení druhu, nebo velmi omezené rozmnožování (Hawkes et al. 2007).

Díky této klimatické změně se zvyšuje hladina moří a tím pádem ubývá velikost plochy pláží, na které se vrací tisíce dospělých samic naklást svá vejce (Fish et al. 2005). Dále přibývá bouřek, které následně zaplavují hnízda a znemožňují přesun mláďat do moře (Storch 2003).

Ohrožení želv (suchozemská část života)

Ohrožené dospělé samice kladou vejce nejčasněji v noci, a to z důvodu, že jsou velmi citlivé na světlo. Na plážích se světlem, které doléhá např. z vedlejšího města, dospělé samice snášejí mnohem méně než na plážích s úplnou tmou. Toto světlo může také negativně ovlivnit mláďata, která míří do rozzářeného moře díky odrazu hvězd. Místo do moře mláďata míří do zastavěného města, kdy hynou (Salmon et al. 1995).

Dále si kladoucí želvy čelí navzájem výběrem místa pro vyhloubení hnízda, často se stává že samice vyhloubí jámu na místě, kde jsou vejce od předchozí samice a hnízdo jí zničí.

Sběr vajec je dalším důvodem, proč jsou tyto želvy ohrožené, lidé je vyhrabávají z hnízda a prodávají na trzích.

Predace malých vylíhlých mláďat, je často známý. Mládě mořské želvy je nejčastější kořistí pro psy, havrany, kraby, nosály, potkany. Na Galapážských ostrovech je hlavním predátorem prase divoké (Fowler 1979).

Ohrožení mláďat i dospělých želv v oceánu

V prvních 24hodinách, kdy se dostane mládě do vody, se musí co nejrychleji dostat z příbřežních vod. Pokud by v těchto mělkých vodách zůstaly déle, snižuje se jim míra přežití na 1 % (Whelan a Wyneken 2007). Mláďata se rozptýlí do míst s menším predančním tlakem a do míst s dostatkem potravy (Wyneken a Salmon 1992).

Často se lze setkat s neúmyslným odchytem želv, které se děje při rybolovu nebo při jiném dlovu mořských plodů a živočichů. Želvy se často zamotají do sítě a nemohou se z ní vymotat, může se také stát, že síť želvu pořeže a následkem neostřené rány uhynie (Běláčková 2015).



Obrázek 2.2: Kožatka velká zamotaná do rybářských provazů (Kate Charles)

Lov želv

Lov želv za účelem obchodu s želvími vejci, masem a krunýři je celosvětově označován za hlavní důvod ohrožení (Běláčková 2015).

V některých oblastech Asie a západního Pacifiku je ročně zabito několik tisíc karet obrovských jako zdroj potravy. V jihovýchodní Asii a na východním pobřeží Mexika a Nikaragui je nejčastěji zabíjena kareta pravá, a to z důvodu želvoviny, která je následně zpracována a jsou z ní vytvořeny dekorativní předměty a suvenýry (WWF Global marine turtle strategy).

Sběr želvích vajec je známý pro státy východní Afriky a oblasti Malajsie. Vejce nejsou sbírány pouze jako zdroj obživy, ale také k využití v medicíně a v náboženské kultuře (IUCN Red List).



Obrázek 2.3: Prodej želvích vajec na trhu (Přírodovědci.cz)

3 Základní přehled reprodukce u želv

3.1 Rozmnožování suchozemských želv

Páření želv je období, kdy dochází k vzájemným kontaktům mezi samicí a samcem, ale také mezi dvěma samci. V přírodě želvy nevytváří stabilní páry ani skupiny, ovšem v lidské péči bývá určitá chovná skupina sestavena. Z tohoto důvodu je nutné vždy opatrně začlenit nového jedince, aby například následně při boji u namlouvání samic nedošlo k vážným úrazům samců (Velenská 2008).

Namlouváním většinou začíná rozmnožovací proces. Kývání hlavou nahoru a dolů a obcházení želvy dokola, přichází většinou ze strany samce. Samice se následně postaví na zadních nohách a dovolí samci, aby na ni vyšplhal. K lepšímu udržení želv na sobě často pomáhá samcův vyklenutý krunýř dovnitř. Samice po postavení na končetiny, vytvoří dostatečné místo pro samcův ocas, aby mohlo dojít k přiložení kloak (Velenská 2008).

Samice některých druhů mají v těle zvláštní orgán, kde dokáží uchovat určitou dobu životaschopné sperma. Také z tohoto důvodu není známo, jak dlouho trvá březost želvy. Také kvůli možnosti páření s více samci nelze říci, jak dlouho trvá gravidita samic (Velenská 2008).

Před kladením vajec si samice zadníma nohama vykope jamku, často samice vyhledávají vlhká místa. Vyhrabanou zeminou následně vajíčka zasypou.

Doba inkubace vajec je závislá na klimatických podmínkách. Rozměry vajec se liší podle původu želv, od 29-34 x 22-27 mm až po 31-37 x 23-30 mm. Po vyklubání mláďat z vajec, každá želvička vstřebává žloutkový váček a až poté přijímá potravu (Velenská 2008).

3.2 Rozmnožování vodních želv

Námluvy vodních želv probíhají na souši i ve vodě. Samečci obeplouvají samičky a vábí je máváním předních končetin. Právě podle předních končetin lze často určit samce, ten má mnohem delší drápky, které využívá právě při námluvách a bojích o samici. Želvy se řídí hlavně čichem, pachová charakteristika každého jedince je jedinečná stejně tak jako namlouvací rituál. Z tohoto důvodu je vyloučené, že by probíhalo páření dvou odlišných druhů želv.

Všechny želvy, i pokud se jedná o plně vodní druhy zahrabávají svá vajíčka na břehu. Vajíčka jsou snesena do hnízda, které samice zadními končetinami vyhrabe do mokrého substrátu v blízkosti vodní plochy. Hloubka substrátu, kde začíná samice hrabat, je vždy hlubší než délka jejího krunýře (Wilke 1998).

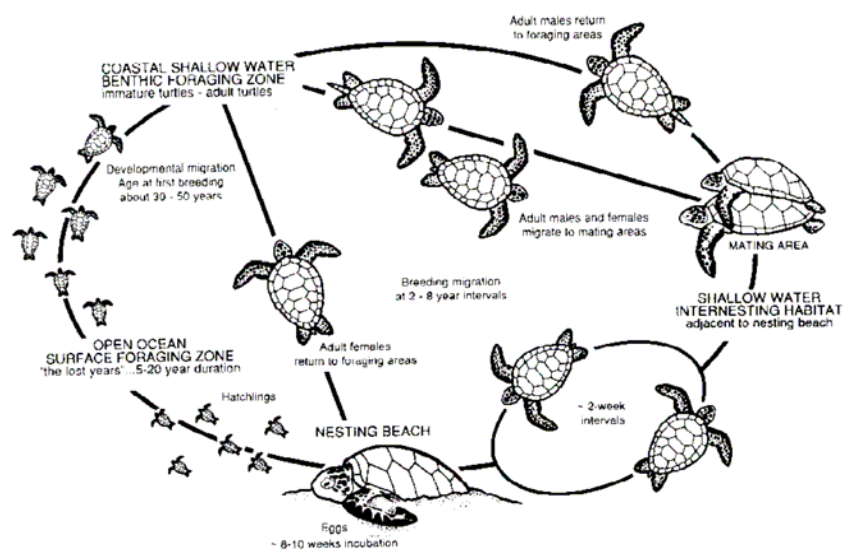
3.3 Rozmnožování mořských želv

Kvůli náročné migraci mezi rozmnožovacím habitatem a potravním habitatem se mořské želvy nerozmnožují každý rok (Rivalan et al. 2005; Hays 2004). Když k reprodukční migraci dojde, samec se samicí se setkávají a páří nedaleko pláže, kde se sama samice vylíhla (Dutton et al. 2005). Samice jsou oplození schopné pouze asi měsíc před líhni sezóny, a poté 12 hodin po snesení snůšky. Během reprodukční sezóny může jedna samice naklást až sedm plných hnízd vajec. Každá tato snůška obsahuje 80-100 vajec.

Samice hledá vhodné místo pro své hnízdo v blízkosti moře, aby do moře vedla dobře přístupná cesta. Dále hnízdo nesmí být v místě, kde hrozí zaplavení přílivem a kde neproniká příliš umělého světla (Steinitz et al. 1998). Většinou kladení vajec probíhá během noci a hnízdo bývá asi půl metru hluboké.

Po nakladení vajec je vývoj závislý na vnějších podmínkách. Zásadní roli hraje teplota, která by měla být 29°C-35°C. Pokud je teplota nižší či vyšší embrya uhynou (Janzen 1994).

Zhruba po uplynutí 60 dní jsou mláďata připravena opustit hnízdo (Nordmoe et al. 2004). Z hnízda obvykle mláďata vylézají v noci, kdy není písek přehřátý (Salmon a Wyneken 1987). K přemístění do moře malé želvy používají vizuální orientaci – míří k hvězdami ozářené vodní hladině (Lohmann et al. 1990). Jejich žloutkový váček tráví asi dva týdny a slouží jako zásoba energie, než uniknou z příbřežních oblastí s vysokým predčním tlakem (Salmon a Wyneken 1987).



Obrázek 3.1: Životní cyklus mořských želv (Miller 1996)

4 Obecné informace o headstartingu

4.1 Co je headstarting a k čemu se využívá?

Headstarting, znamená chovat mláďata zvířat do takové velikosti, ve které bude značně snížena zranitelnost predace (Einum a Fleming 2001; Jule et al. 2008; Le Gouar et al. 2012). Tato snaha je součástí většiny projektů na ochranu želv (např. TCF 2002). Headstarting je metoda, která se využívá při ochraně mořských, suchozemských i sladkovodních želv.

To, co ovlivňuje počáteční úspěch mláďat jsou faktory, které jsou stále zkoumány a zlepšovány podle dřívějších výsledků. Dva hlavní faktory jsou, jak dlouho jsou želvy chované v zajetí před vypuštěním a jaké podmínky chovu v zajetí mají. Chování takto chovaných jedinců může být poté odlišné od chování jedinců stejného druhu, kteří žili v divoké přírodě. A to z důvodu že chování v zajetí může mít špatný vliv na vývoj mláďate (Mathews et al.,2005; Swaisgood et al. 2018). Delší počáteční doba chování mláďat v zajetí, znamená vypuštění do přírody dospělého či téměř dospělého jedince a tím pádem snížení pravděpodobnosti predace (Nagy et al. 2015; Daly et al. 2018). Dlouhá doba takového chování může negativně působit na vývoj zvířete či na ztrátu instinktu k hledání potravy (DeGregorio et al. 2013, 2017; Swaisgood et al. 2018). Z tohoto důvodu byla metoda headstartingu několikrát zpochybněna a některými výzkumníky je vnímána jako metoda, která neřeší příčinu poklesu populace, ale pouze se snaží napravit následky. Kritici se snaží prosadit názor, že by se mělo více výzkumů soustředit na rozšíření volně žijících populací než na chov dalších želv (Williams 1993; Byles 2001).

Pro podporu přirozeného chování a zlepšení welfare pro zvířata, bylo zařazeno do výzkumů obohacení prostředí jako je např. poskytování příležitostí k hledání potravy, společné chování jedinců stejného druhu za účelem sociálního chování apod. (Swaisgood 2010; Reading et al. 2013). Roe et al (2015) ve svém výzkumu nezjistili rozdíly v růstu, v chování ani v přežití plazů, kdy část byla chována v zajetí s obohaceným prostředím a část nikoli. Tento výzkum ale také uvádí, že větší a starší plazy měli vyšší přežití než mladí jedinci (Roe et al. 2010). Díky tomuto lze říct, že počáteční doba růstu mláďate by mohla být prospěšná pro určité jedince. U želv se stala tato metoda tedy dost atraktivní, protože je to jedna z nejohroženějších skupin obratlovců (Lovich et al. 2018).

4.2 Čtyři možnosti headstartingu

Želvy neposkytují svým vajíčkám a mláďatům žádnou rodičovskou péči, a proto je to jejich nejzranitelnější období života. Pro headstarting želv existují minimálně čtyři možnosti, které se již využívají. Pro ochránce a výzkumníky není těžké sledovat želvu při kladení vajec nebo želví hnízdo najít.

První možností ochránců je chránit hnízda před predátory zařízením, které je zkonstruováno tak, aby želví mláďata mohla po vylíhnutí uniknout (Ratnaswamy et al. 1997).

Druhou možností je chránit hnízda před predátory, aniž by želvy po vylíhnutí mohli uniknout. Namísto toho, jsou mláďata odebrána a chována v zajetí, dokud nedosáhnou požadovaného věku či velikosti (Burke 2015).

Třetí možností je přenést celé hnízdo na bezpečnější místo, kde se takových hnízd může nacházet více, a to z důvodu jednodušší ochrany a monitoringu (Pritchard 1981).

Čtvrtou využívanou možností headstartingu je inkubace vajec a odchov mláďat v zajetí. Vajíčka želv mohou být získána vybráním hnízda nebo odchytem gravidní samice, která vejce už v zajetí snese (Spinks et al. 2003).



Obrázek 4.1: Odchov mláďat želvy ontarijské (*Emydoidea blandingii*) (Brian A. Bastarache)

4.3 Kritika headstartingu

První kritizující práce vypovídá o tom, že by bylo lepší více chránit dospělé želvy než mláďata. Dospělé želvy mají vysokou úroveň přežití oproti mláďatům. Ochrana a biologie herpetologických druhů závisí na tom, že dospělé želvy mají více reprodukčních příležitostí během roku. Populační modely (Congdon et al. 1993; Heppell 1998; Heppell a Crowder 1998) jasně ukazují, že populace želv jsou citlivější na dospělé želvy než na jedince mladšího věku. Pro ochranu přírody je mnohem cennější chránit dospělé želvy, než metodou headstarting chránit mláďata (Heppell

1998). Populace dospělých želv může přetrvávat dlouho i s malým množstvím mlád'at, ale s nízkým počtem dospělých jedinců bude druh brzy vyhuben.

Dalšími kritizujícími zprávami jsou zprávy o nevhodném vypouštění mlád'at, kdy vypuštění malých želv do prostředí, které není vhodné pro jejich přežití neřeší problém o ochraně přírody. S tím souvisí také problém, který byl dokázán, a to inkubace vajec při určité teplotě. V době, kdy nebylo známo ovlivňování pohlaví teplotou se vylíhlo více samečků než samiček, a to má poté negativní důsledky na populaci dospělých želv (Noell et al. 1989).

Dalším důvodem kritiky headstartingu je možné špatné vyvinutí mláděte v umělých podmínkách. Některá mlád'ata se mohou vylíhnout nemocná či jinak postižená, a tak by přirozeně v přírodě nejspíše uhynula naproti tomu v zajetí může nějakou dobu přežít, minimálně do doby vypuštění do přírody (Bowen et al. 1994; Klemens 2000).

Z různých studií a výzkumů vyplývá, že ochrana dospělých jedinců je nejspíše důležitější pro ochranu přírody než ochrana vajec či želvích mlád'at. Ovšem pravidla ochrany přírody je komplikovaný politickými a sociálními faktory (Alho 1985).



Obrázek 4.2: Mlád'ata karety obrovské v bazénu, kde tráví život než dorostou větší velikosti
(<https://www.morskezelvy.cz/fotografie/>)

5 Výzkumy

5.1 Porovnání růstu a přežití mezi věkovými třídami želv hrbolatých (*Glyptemys insculpta*)

Přesná oblast není publikována, vzhledem k tomu, že sběr těchto želv je hlavní hrozbou a pytláci by mohli získat údaje o poloze (Lindenmayer a Scheele 2017). Studie probíhá v kanadském Ontariu u malých potoků. Nadmořská výška se pohybuje od 250 m do 300 m a klima je mírné, teploty v červenci jsou průměrně 20,8°C a v lednu - 5,5°C (Dobbyn 1994).

Vypustilo se 75 kusů želv ve třech věkových třídách a dvou letech vypuštění – 2016 a 2017 (Tabulka 1). Všechny želvy měly rádiové vysílače s velmi vysokou frekvencí. Dvouleté a jednoleté želvy dostali 3,6g rádiové vysílače a byly rádiově sledovány 12měsíců po vypuštění. Údaje o poloze, stanovišti a teplotě byly zapisovány jednou týdně. Třetí věková třída byla vybavena 0,5g rádiovým vysílačem a údaje o poloze, teplotě a stanovišti byly sbírány 2krát do týdne během měsíčního období sledování. Všechny nalezené mrtvé želvy byly důkladně prozkoumány, aby byla určena příčina smrti. V červenci 2018 byly již vysílače z želv odstraněny a do roku 2021 byly prováděny odchyty a průzkumy.

Tabulka 5.1: V tabulce lze přehledně vidět kolik želv a jak starých želv bylo vypuštěno.

Věk želv [rok]	ks/2016	ks/2017	Celkem
2	15	0	15
1	15	15	30
0	15	15	30

Hmotnost a velikost těla byla porovnána při vypuštění v roce 2016, aby byly potvrzeny rozdíly mezi věkovými třídami.

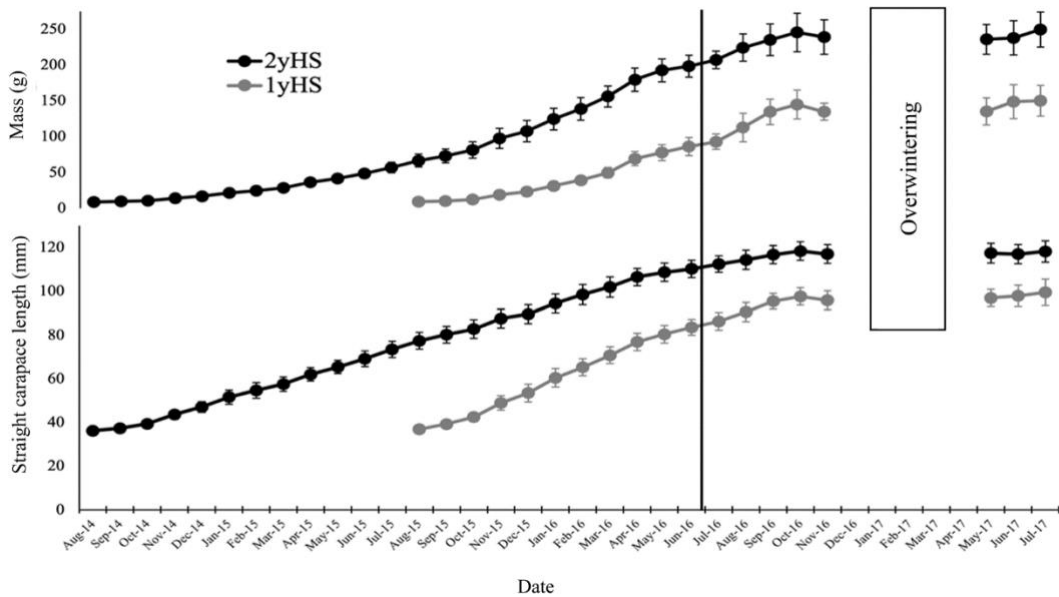
Vzhledem k vzácnému známému věku divokých želv je omezeno srovnání stejně starých želv s headstartingem a želv s volným výskytem v přírodě. Díky morfometrickým údajům pro *Glyptemys insculpta*, jejichž věk byl odhadnut pomocí linií růstu (Brooks 1991; Farrell a Graham 1991). Linie růstu jsou sice považovány u dospělých želv jako nepřesné (Gibbons 1976; Galbraith a Brooks 1987; Litzgus

a Brooks 1998), avšak mohou být užitečné pro odhad velikosti mladších želv (Harding a Bloomer 1979; Litzgus a Brooks 1998; Stone a Babb 2005).

5.1.1 Výsledky

Želvy dvouleté i jednoleté ukázaly pozitivní růst v zajetí od vylíhnutí do vypuštění a ve volné přírodě od vypuštění do 12 měsíců po vypuštění. Rychlost růstu byla vyšší v zajetí.

Dvě želvy, vypuštěné jako čerstvě vylíhlé, byly zachyceny 13 a 21 měsíců po vypuštění a měly rychlost růstu krunýře 2,3mm/měsíc a 1,7mm/měsíc.



Obrázek 5.1: Rychlost růstu – 2yHS = dvouletá želva, 1yHS = jednoletá želva

Průměrná měsíční hmotnost (horní graf; g; \pm SD) a průměrná měsíční délka přímého krunýře (spodní graf, mm; \pm SD). Vypuštění do volné přírody 24. června 2016 (označeno svislou čarou). Během přezimování jsme neprováděli morfometrická měření, čímž jsme vysvětlili mezeru v datech mezi prosincem 2016 a dubnem 2017.

Přežití dvou věkových skupin s headstartem měly středně vysoké přežití přes zimu, přezívaly často v blízkosti volně žijící želv. Želvy, které byly staré dva roky měly mírně vyšší přežití, 1 rok po vypuštění než želvy staré jeden rok. Želvy vypuštěné ihned po vylíhnutí měly velmi malé přežití, 2 želvy přežily rok, a to je pouze 7 % (Mullin, Damien I., et al.).

Tabulka 5.2: Známý osud přežití (přežití/celkový počet vypuštěných)

Věková třída	Časový úsek								
	1 měsíc po propuštění			Přezimovat			1 rok po vydání		
	Kohorta 2016	Kohorta 2017	Celkový	Kohorta 2016	Kohorta 2017	Celkový	Kohorta 2016	Kohorta 2017	Celkový
2yHS	87 % 13/15		87 % 13/15	92 % 13.12		92 % 13.12	67 % 15.10		67 % 15.10
1yHS	93 % 14/15	93 % 14/15	93 % 28/30	85 % 13. 11	93 % 13/14	89 % 24/27	47 % 7/15	47 % 7/15	47 % 14/30
0yHS	87 % 13/15	53 % 8/15	70 % 21/30	30,8 % 4/13	0 % 0/8	19 % 4/21	13 % 2/15	0 % 0/15	7 % 2/30

2yHS = dvouletá želva, 1yHS = jednoletá želva, 0yHS = vylíhlá mláďata s přímým vypuštěním

5.2 Headstarting u malé populace želv bahenních (*Emys orbicularis*) ve Středoevropských podmínkách

Emys orbicularis je kriticky ohrožený druh plaz. Na Slovensku je to jediný plaz zařazený na slovenském červeném seznamu mezi "kriticky ohrožený" (Kautman et al. 2001). Jedna reprodukční populace tohoto druhu byla zjištěna na Slovensku v Národní přírodní rezervaci Tajba.

Metoda headstartingu byla zde použita pouze jeden rok, a to z důvodu možného negativního vlivu na populaci. Tuto malou populaci by mohl ovlivnit přenos onemocnění (Flanagan 2000), lidské zásahy do přirozených podmínek při odchytu vylíhlých mláďat a další množství chyb v ochraně želv bahenních a ochraně Národní přírodní rezervace (Nagelkerken et al. 2003).

Studie byla tedy provedena v Národní přírodní rezervaci Tajba, která se nachází 1 km od obce Tajba. Headstarting započal v roce 1999 a byl to jediný pokus na Slovensku na tomto druhu želvy. Do výzkumu bylo zařazeno 18 mláďat ze dvou hnízd a od dvou samic. První hnízdo bylo sneseno 29.května 1999 samicí F12 a obsahovalo 9 živých mláďat a 1 mrtvé embryo. Druhé hnízdo snesla samice F13 obsahovalo 9 živých mláďat a 4 neoplozená vejce, tato snůška byla 5. června 1999. Mláďata z obou hnízd byla odebrána 8 října 1999. Všechna živá mláďata byla umístěna do chovného zařízení veterinární univerzity v Košicích, zde následně 4 mláďata uhynula. Čtrnáct živých želv, která byla přibližně rok stará, byla změřena a zvážena a následně

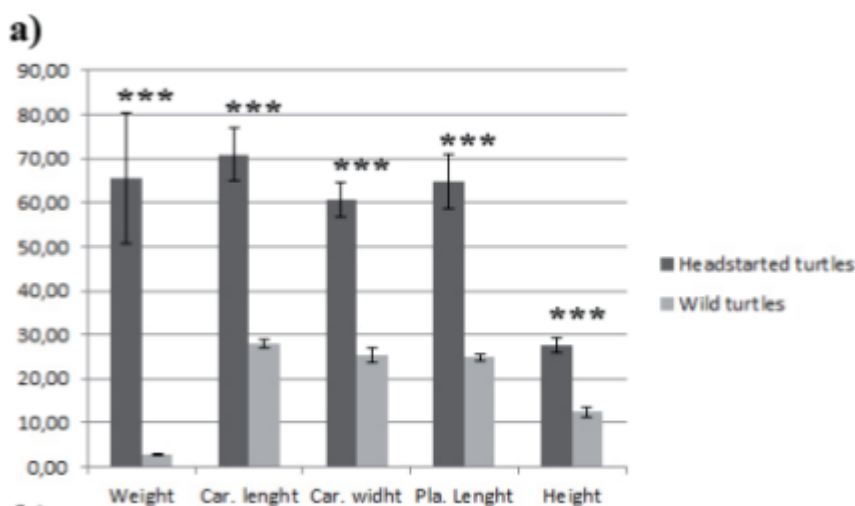
26. května 2000 vypuštěna zpět do rybníka v NPR Tajba. Všech 14 mláďat bylo označeno vrubováním okrajových šupin.

Z důvodu porovnání odchovu mláďat v zajetí a v přírodě, bylo na jaře roku 2000 odebráno z dvou hnízd, která byla snesena 2. června 1999, pouze 1 živé mládě. Tato hnízda byla snesena samicí F1 a F15. Přezimovalo tedy pouze jedno mládě ze čtrnácti, 13 mláďat bylo z hnízd odebráno mrtvých. Toto jedno mládě bylo také označeno, aby bylo při opětovném odchytu možné identifikace.

V roce 2010 byly zjištěny dvě samice z hadstartingového programu v oblasti hnízdění. Obě samice byly změřeny a označeny na krunýři radiolokačním přijímačem, poté byly zpět vypuštěny na místo, kde byly nalezeny. Tyto želvy byly označeny F 81 a F 82.

5.2.1 Výsledky

Pomocí Studentova t-testu proběhlo srovnání biometrických údajů mezi volně žijícími mláďaty a mláďaty ze studie s použitím headstartingu. Hmotnost mláďat z výzkumu byla asi 23x větší než volně vylíhnutých mláďat. Délka karapaxu byla asi 2,5krát větší a šířka 2,4krát větší. Přežití díky headstartingu bylo 77,78% (14/18) a přežití mláďat v zimě bez headstartingu bylo pouze 7,14% (1/14), (Bona et al. 2012).



Obrázek 5.2: 4 Srovnání biometrických údajů pomocí Studentova t-testu

5.3 Ochrana mořských želv na Srí Lance

Mořské želvy jsou prastará skupina plazů, která je plně přizpůsobena života v oceánu. Migrují tisíce kilometrů mezi místy hledání potravy a pářením, na souš se dostávají pouze za účelem naklazení vajec (Jayathilaka et al. 2017).

Tento projekt byl realizován za účelem zajistit stabilitu populace želv, vzdělávat a inspirovat místní obyvatele v účinné ochraně těchto kriticky ohrožených plazů (Jayathilaka et al. 2017).

Efektivní ochrana

Přemístění vajec by měla být zajištěna pokud:

- jsou snesena na nevhodném místě, kde je ohrožují lidé nebo predátoři (Troëng a Rankin 2005)
- je snůška blízko moře a hrozí zaplavení hnízda (Carpio et al. 2020)
- je pláž pokryta odpadem (Salmon a Witherington 1995).

Inkubace vajec by měla proběhnout v hnízdě, které se nachází na oplocené části pláže, kam se nedostanou lidé ani predátoři. Toto místo by mělo být také zakryto sítí. Mezi hnízdy by měla být mezera alespoň 0,5metru, aby bylo zabráněno infekčnímu onemocnění (Wyneken et al. 1998).

Vylíhlá mláďata by se měla vypustit do moře nejdéle do 24hodin od vyklubání na různá místa pláže a mělo by to být provedeno ráno nebo večer, kdy je písek studený, aby nebyl poškozen žloutkový váček mláďat (Hewavisenthi 2001).

Ochranná centra, která využívají headstarting mají k dispozici několik bazénů, kde želvy odchovávají. Problém nastává, že mláďata v bazénech nemají dostatečnou hloubku, aby se jim správně vyvinuly plíce. Také některé svaly mohou atrofovat. Želvičky následně vykazují menší aktivitu a po 48hodinách ztrácejí instinkt k návratu na pláž, kde by měli v budoucnu snést vajíčka (Tisdell a Wilson 2003; Lohmann et al. 2009).

Následné vypuštění takto odchovaných mláďat může mít hrozné následky a to např.:

- želva se nemusí umět přizpůsobit přirozenému prostředí
- želva ztrácí instinkt návratu na pláž
- želva ztrácí instinkt získávat potravu (Owens et al. 1982; Wyneken et al. 1998).

Tyto želvy ztrácejí svou roli v mořském ekosystému. Často jsou želvy následně viděny u břehů a tam jsou odchyceny rybáři. V bazénech se masožravé druhy napadají nebo je zde pravděpodobnost výskytu očních infekcí (Spotila 2004).

Data tohoto projektu byla sbírána v roce 2019 v ochrannářských centrech na Srí lance. Centra byla navštívena bez předchozího upozornění na návštěvu.

Pro zhodnocení byl použit bodovací systém – ochrana hnízd, proces inkubace a kvalita péče o vylíhlá mláďata – tabulka 5.

Centra, která chránila vejce na plážích začala se 100 body a byla to pouze 2 centra – Turtle Watch Rekawa and Kumana – Turtle Conservation Center. Ostatní centra nakupovala vejce od rybářů. Další výrazný problém byl v ochraně líhně proti predátory a zastínění, vypouštění mláďat během dne a na horkém písku. Mláďata želv byla často držena v bazénech déle než 24hodin nebo také do větších velikostí a vypouštěli je po zaplacení turisté, jako zážitek z dovolené.

5.3.1 Výsledky

Pouze 6 středisek z 15 mělo tedy zastíněnou líheň, 12 středisek nevyпустиhla ihned mláďata. Bylo pozorováno 5 center, který vypouštěla mláďata během dne, ostatní plánovali vypouštění ráno nebo večer. Jedno centrum vypustilo želvy na různá místa a pouze 2 centra vypouštěla na pláže bez umělého osvětlení. Dvanáct středisek podávalo jako potravu pouze ryby.

Jediné centrum bez bazénů je Kumana – Turtle Conversation Center, všechna ostatní mají bazény se slanou vodou (Svobodová et al. 2021).

Tabulka 5.3: Výsledky hodnocení pro každé centrum

Name	Score
Kumana – Turtle Conservation Center	94
Turtle Watch Rekawa	86
Green lion turtle conservation project	46
Induruwa Sea Turtle Conservation Center	26
Sea Turtle Hatchery – Habaraduwa	26
Arun and Aman Turtle Conservation and Research Center	20
Mahamodara Sea Turtle Hatchery Centre	20
Koggala Sea Turtle Farm and Hatchery	20
Urawatte Sea Turtle Hatchery	20
Sea Turtle hatchery and Rescue center Hikkaduwa	20
Kosgoda Marine Turtles Protecting Center	18
Kosgoda Sea Turtle Conservation Project	16
Ahungalla Sea Turtles Conservation and Research Project	12
Sea Turtle Conservation Research Project Bentota	12
Sea Turtle Conservation Station Mount Lavinia	12



**Obrázek 5.3: Želva s ukousnutou ploutví – důsledek velkého množství želv v bazénu
(morskezelvy.cz)**

5.4 Headstarting na Floridě – Kareta obrovská (*Chelonia mydas*)

Experimentální program s využitím headstartingu na mořských želvách provedlo floridské ministerstvo přírodních zdrojů (FDNR, now Florida Fish and Wildlife Conservation Commission). Tento projekt probíhal v letech 1971 až 1988 a probíhal pro druh želvy karety obrovské (*Chelonia mydas*), vše zahájil Rossem Witham v době, kdy ještě nebylo známo hnízdění ani podobné informace o hnízdění podobných druhů želv. Právě Witham se domníval, že použitím headstartingu, a tudíž vypuštěním želv ve větší velikosti by mohla být vyřešena úmrtnost mláďat, která je způsobena z velké části predací (Huff 1989).

První data byla shromážděna až v roce 1979 a také v tomto roce bylo zjištěno celkem 62 hnízd (Meylan et al. 1995). Vajíčka byla nalezena a následně shromážděna z pláží jihovýchodního pobřeží Floridy. Následně byla vajíčka od inkubována v polystyrénových bednách v pobočce FDNR v Jensen Beach na Floridě. Po vylíhnutí mláďat, byly želvy chovány po celém státě, a to celý jeden rok. Poté následovalo označení všech želviček a vypuštění do přirozeného prostředí. Celý tento projekt byl uskutečněn v době, kdy ještě nebyl znám faktor teploty ovlivňující pohlaví vylíhnutých jedinců, a proto se v následujících letech objevily obavy, že želvy mohly být inkubovány v teplotách, kdy se líhnou spíše samci (Huff 1989). Tyto obavy, nedostatečné vzdělání a nedostatečné množství informací o důkazech, že se želvy odchované v zajetí vrátí zpět na pláž naklást vlastní hnízdo vedlo k ukončení programu, a to v roce 1988.

Během celého výzkumu bylo odchováno více než 18000 vylíhnutých mláďat, která byla označena a vypuštěna (Huff 1989). Při vypuštění do přirozených podmínek byla velikost želv 16 až 35 cm a všichni jedinci byli označeni štítkem Monel nebo Inconel (Witham a Futch 1977). Želvy byly vypuštěny na pláže a ke konci projektu byly některé vypuštěny přímo na moře či do pobřežních lagun.

5.4.1 Výsledky

Po ukončení pokusu v tomto projektu bylo ve vodách Floridy nebo na plážích pozorováno šest dospělých želv, které byly identifikovány štítky s čísly právě z tohoto výzkumu. První samec s označením PPG413 byl zachycen v roce 2002 v sacím kanálu jaderné elektrárny St. Lucie na Hutchinson Island na Floridě. Samec byl velký 91,7cm a velikost ocasu byla změřena na 39 cm. Druhá želva byla samice s označením PPV502 a byla nalezena také v roce 2002. Hnízdila v Archie Carr National Wildlife

Refuge (ACNWR) v Melbourne beach na Floridě a následně byla znovu nalezena opět hnízdící v roce 2014 na stejné pláži. Další tři samice byly spatřeny UCF na pláži ACNWR, a to v letech 2005, 2008 a 2012. Dvě z nich, PPG346 a PPN642, byly vyhodnoceny jako nehnízdící, nikdy nebylo dokázáno, že by snesly vajíčka. V červnu v roce 2012 byla spatřena želví samice s číslem PPG637, která úspěšně zahrázila. Posledním samcem, byl samec s označením PPA425, který v době zdokumentování značky byl viděn v době páření. Všech šest želv bylo vyláhnuto mezi lety 1985 a 1987, vypuštěny byly mezi lety 1986 a 1988. Z těchto šesti želv byli tenkrát vypuštěni na moře čtyři jedinci.

Tyto odchvy jsou malým důkazem toho, že alespoň některé z 18000 želv odchovány pomocí headstartingu přežily a dosáhly dospělosti a reprodukce.

Tabulka 5.4: Informace o vypuštěných želvách a následném odchytu

Tag Numbers	Release date	SCL at Release (cm)	Release Location	Offshore or Beach release	Recovery Date	SCL at Recapture (cm)	Recovery Location	Years at Large	Sex
PPG413	6/16/1987	32.2	Jensen Beach, FL	Beach	6/13/2002	91.7	St. Lucie Nuclear Power Plant, Jensen Beach, FL	15	M
PPV502	7/1/1988	17.4	Gulf Stream, 24 -32 km east of St Lucie Inlet, FL	Offshore	8/7/2002; 8/14/2014	99.0 (2014)	Melbourne Beach, FL (ACNWR)	14 / 26	F
PPG346	1/16/1988	22.9	South of Everglades National Park Ranger Station at Turkey Key, FL	Offshore	7/6/2005	99.3	Melbourne Beach, FL (ACNWR)	17	F
PPN642	3/21/1988	36.4	Offshore, 1.6 km north of Ft. Pierce Inlet, FL	Offshore	7/28/2005	N/A	Melbourne Beach, FL (ACNWR)	17	F
PPA425	7/11/1986	N/A	Stuart Beach, Stuart, FL	Beach	6/4/2008	N/A	Melbourne Beach, FL (ACNWR)	22	M
PPG637	6/2/1988	29.9	Howard Park, Tarpon Springs, FL	Offshore	6/6/2012	N/A	Melbourne Beach, FL (ACNWR)	24	F

Odchov mořských želv tímto způsobem byl na Floridě ukončen v roce 1988 a nyní je zakázán podle pravidla 68E-1 správního řádu Floridy (Keske et al.2016).

5.5 Porovnání dvou možností headstartingu u želvy pouštní (*Gopherus agassizii*)

Gopherus agassizii je pouštní želva a je to základní druh coloradských pouští, který zaznamenal výrazný pokles populace (Luckenbach 1982; Murphy et al. 2011; USFWS 2011; Allison a McLuckie 2018). Populace tohoto druhu je ovlivněna ztrátou stanovišť, úmrtností na silnicích, predátory a vlivy měnícího se klimatu (Berry 1986;

Barrows 2011; USFWS 2011; Peaden et al. 2015; Nafus et al. 2017). K řešení těchto hrozeb byl navržen projekt s využitím headstartingu.

Již téměř 30let jsou zkoumány projekty na tomto druhu želvy. Počáteční projekty využívali headstarting ve venkovních výbězích. Přežití mláďat ve výbězích, která jsou chráněna před predátory bylo vysoké > 90 % (Spangenberg 1996; Morafka et al. 1997), a proto se tento nástroj k odchovu želv používá i následných projektech (Nagy et al. 2015; Tuberville et al. 2019). Následné projekty byly vždy doplněny o dešť ve venkovních výbězích ke zvýšení růstu a zlepšení přežití želv v období sucha (Hazard et al. 2015; Nagy et al. 2015). Pouštní želvy tráví hodně času pod zemí a to zhruba 95% svého života, je to z důvodu teplotních extrémů zimy a léta (Woodbury a Hardy 1948; Ernst a Lovich 2009). Tyto časové prodlevy, kdy je želva neaktivní znamenají absenci potravy a tím omezený růst želv. Studie, které už byli vyhodnoceny dokázali, že odchov mláďat do velikosti s výhodou přežití ve volné přírodě trvá 5-9 let ve venkovním výběhu v zajetí (Nagy et al. 2011; Hazard et al. 2015; Nagy et al. 2015). Aby byl tento čas snížen, využívají se v projektech vnitřní chovy v zajetí, aby byl zvýšen růst tím, že želvy mohou přijímat potravu po celý rok a být aktivní. Díky této metodě headstratingu dokázaly želvy vyrůst během 7 měsíců do velikosti 5-6 letých želv chovaných v zajetí ve venkovním výběhu (Daly et al. 2018).

Místo této studie je v údolí Ivanpah v Národní rezervaci Mojave. Pro získání mláďat bylo v roce 2011 zahájeno odchycení 30samic, kterým byly nainstalovány antény a byly takto sledovány. V dubnu 2016 byly samice zrentgenovány a ne gravidní samice opět vypuštěny zpět do přírody. Samice, které měly již v sobě vejce byly umístěny do hnízdních výběhů. Vejce se přirozeně od inkubovali po 80 dnech.

Odchov byl proveden během dvou let a byl rozdělen na venkovní a kombinovaný odchov.

Venkovní odchov

Dne 7. září 2016 bylo přemístěno 38 mláďat do 4 výběhů ve velikosti 9x9m. Výběhy zahrnovaly nory, kryt, píče a zavlažovací systém, který zajišťoval jednou za 1-2 týdny umělý déšť. Díky dešti byl aktivní růst rostlin, bylo umožněno želvám pít a živit se doplňkovou potravou. Potravu tvořila listová zeleň a extrudované krmivo nasáklé vodou. Zeleň obsahovala pampelišku (*Taraxacum officinale*), brukev sítinovitou (*Brassica juncea*), brukev řepák (*Brassica rapa*) a endivii.

Kombinovaný odchov

První rok bylo 30 mlád'at chováno ve vnitřní ubikaci a druhý rok byly želvy přemístěny do venkovního výběhu. Vnitřní ubikaci tvořilo 6 boxů a v každém bylo tedy 5 želv. Boxy byly vyloženy přírodním substrátem, který byl každé 3-4 dny navlhčen, obsahovaly vlhkou skrýš z důvodu, aby želvy díky vlhkosti měli hladký krunýř. Nad boxy byly zavěšena svítidla, 50 W pro denní vyhřívání a 50W infračervená pro noční vyhřívání, dále zde byla zavěšena UVD zářivka pro optimální fungování metabolismu. Všechny vnitřní podmínky byly drženy konstantní, aby umožnily mlád'atům být aktivní a přijímat potravu. Směs potravy byla stejná jako u venkovního odchovu. V září 2017 byla mlád'ata přesunuta do venkovního výběhu o velikosti 10 x 30 m, který byl chráněn před dravci a obsahoval všechny již dříve zmiňované komponenty. Každý týden v aktivní sezóně byl zde doplňován také umělý déšť.

5.5.1 Výsledky

Dohromady 16samic sneslo 92 vajec, úspěšně se vylíhlo 68 mlád'at, a to po průměrné inkubační době 87dní. Následně bylo vypuštěno 48 mlád'at a zbývající mlád'ata byla ponechána na pozdější vypuštění.

Po prvním roce odchovu, kdy byla mlád'ata z kombinovaného odchovu vypuštěna do venkovního výběhu, byly tyto želvy výrazně větší a těžší než želvy z venkovního odchovu. Mlád'ata vážila téměř třikrát více a dosahovali velikosti 8leté divoké želvy. Po dvou letech měli želvy z kombinovaného odchovu výrazně tvrdší krunýř.

Přesuny a přežití vypuštěných želv

Želvy z venkovního odchovu se pohybovaly ve větším okruhu než želvy z kombinovaného odchovu. Po prvním roce sledování byla mlád'ata z venkovního odchovu pozorována a bylo zjištěno, že se rozptýlila na dvojnásobnou vzdálenost než mlád'ata z kombinovaného odchovu. Celkové odhadované přežití pro 48 mlád'at, odchované dva roky s pomocí headstartingu, během prvního roku po vypuštění bylo 95% (McGovern et al. 2020).

5.6 Průzkum odchytnů Kajmanky supí v Louisianě (*Macrochelys temminckii*)

Macrochelys temminckii je největší sladkovodní želva v Severní Americe, samci této želvy dosahují až 90 kg (Pritchard 1989). V zajetí se tato želva dožívá až 80 let a z toho je zřejmé, že mají opožděnou dospělost. Pohlavní dospělosti dožívají až po 11 roku věku. Samice snáší pouze jednu snůšku za rok s relativně nízkou produkcí vajec (Dobie 1971). Průměrná velikost snůšky je 35,1 vajec na Floridě, v Louisianě je průměrný počet ještě menší (Ewert a Jackson 1994).

Za primární příčinu, poklesu populace tohoto silně dravého druhu želvy, bylo označeno využití pro domácí a mezinárodní trh s potravinami (Dobie 1971; Pritchard 1989; Sloan a Lovich 1995; Reed et al. 2002). Louisiana se stala posledním státem, ve kterém se v roce 2004 zakázal lov kajmanky supí (Pritchard 2006). Avšak lidé s platnou licencí k rybolovu mohou ulovit a vzít si jeden kus na osobu za den, a to želvu v jakékoli velikosti (LDWF 2020). Ačkoliv je dovolen tento legální odlov želv, louisianské ministerstvo pro divokou zvěř a rybolov v roce 2012 zahájil program s využitím headstartingu pro tento sladkovodní druh želvy. Odchov mláďat, dokud nedosáhnou dostatečné velikosti, aby mohla být vypuštěna a byl zvýšen předpoklad přežití (Pritchard 1979; Riedle et al. 2008). Roční přežití želv se zvyšuje s věkem, a to je korelát velikosti u želv, patrně v důsledku sníženého rizika predace (Frazer et al. 1990; Iverson 1991; Haskell et al. 1996; Heppell et al. 1996; Dreslik et al. 2017).

Mezi 18. listopadem 2015 a 26. říjnem 2016 vypustili pracovníci LDWF 53 mláďat kajmanky supí. Vypuštění mláďat proběhlo na sedmi místech podél přibližně 5,7 km dlouhého úseku Bundick Creek. Právě Bundick Creek je uznán za přírodní a scénickou řeku. Je to přítok další malebné řeky Whisky Chitto Creek a je to řeka, která je velmi vhodná pro tento druh želvy, a to hlavně kvůli písčitému dnu různých hloubek a velkým množstvím spadlých stromů a kmenů. Tato skupina želv se vylíhla v roce 2012 na želví farmě v Louisianě a začátkem roku 2013 byla umístěna do líhně v Monroe v Louisianě. Teplota v líhni byla nastavena na takovou teplotu, aby se s největší pravděpodobností vylíhly samé samice. Veterinární lékař pomocí laparoskopie vyšetřil 10 želv před prvním vypuštěním a všechna byla potvrzena jako samice. Personál LDWF všechny želvy změřil, zvážil a označil interním pasivním integrovaným transpondérovým (PIT) štítkem (Biomark HPT12), tak externím kovovým štítkem s ID číslem a telefoním číslem personálu.

Od konce června 2018 do začátku října 2018 probíhaly odchyty želv pomocí kruhovitých sítí. Odchyty probíhaly na všech sedmi místech minulého vypuštění. Pasti na odchyt byli umístěny proti proudu od oblasti, která měla být odchycena. Nástrahy tvořily ryby.

5.6.1 Výsledky

Bylo odchyceno 69 želv a to během 16 dní. Toto množství želv zahrnovalo sedm druhů. Dvanáct jedinců bylo druhu *Macrochelys teminckii*.

Všechny želvy byly změřeny s přesností na milimetr a zváženy s přesností na 25 g. Každá želva byla vizuálně zkontrolována, zda má či nemá na zadní straně krunýře externí značku. Dále byla každá želva naskenována, aby byla zjištěna potencionální značka PIT. Pokud nebyla zjištěna žádná s použitých značek, byla želva považována za původní z potoka.

Z dvanácti jedinců bylo zjištěno osm kusů, které byly vypuštěny a čtyři kusy, které byly původní z potoka. Majitel pozemku chytil jednu želvu pocházející z tohoto programu a byla tedy v minulých letech také personálem vypuštěna. Od vypuštění přežilo tedy minimálně 17% mlád'at, která byla první roky odchována pomocí headstartingu. Většina jedinců byla odchycena blízko místa vypuštění a vykazovala růst v souladu s jinými studiemi, což naznačuje velmi dobrou aklimatizaci na přirozené prostředí (Glorioso et al. 2020).

5.7 Úspěšnost líhnutí mlád'at s využitím headstarting programu-

Podocnemis unifilis

Podocnemis unifilis, druh želvy obývající povodí řek Amazonky, Orinoka a Essequiba (Pearse 2006), je zařazena do červeného seznamu IUCN jako zranitelná (Rhodin et al. 2021, Norris et al. 2019).

Samice tohoto druhu čeká na období sucha, aby mohla migrovat do hnízdních oblastí (Ponce et al. 2019). Tato hnízdiště se nacházejí na břehu řek a mají vysokou vrstvu písku. Velikost snůšky se liší velikostí samice (Hernández et al. 2010; Vanzolini 2003).

Důvody poklesu populace těchto želv bylo již mnohokrát zkoumáno. V Amazonské pánvi bylo mnoho ochranných iniciativ, která zahrnovala také program headstarting tedy odchov mlád'at do větší velikosti (Páez et al. 2015; Balestra 2016; Lima et al. 2008; Campos-Silva et al. 2018). Povodí řeky Essequibo je nejvíce

kritická oblast pro tento druh je stále nedostatečně prozkoumána. Komunita Yupukari and Caiman house zahájila v roce 2011 program právě na ochranu tohoto druhu želvy.

Od roku 2020 byl realizován program, který dokumentoval hnízdění a řešil mezery ve znalostech. Výsledkem tohoto projektu byli údaje o hnízdním chování a úspěšnosti pouze líhnutí s pomocí headstarting programu (Braga-Pereira et al. 2024).

Studijní oblast tohoto projektu byla na 9 plážích v Yupukari. Region Rupununi sousedící s Brazílií je domovinou asi 24000 lidmi z domorodých etnik, kteří se zabývají využitím zdrojů obživy (Henfrey, 2002).

Od roku 2021 do roku 2023 bylo zkoumáno 9 pláží. Samice obvykle začínali klást vejce od konce prosince do konce března, kdy hladina vody opadla a břehy byli viditelné. Drancování a ničení hnízd bylo identifikováno podle přítomnosti rozbitých skořápek a zkoumáním okolních stop od zvířat. Když byla nalezena díra bez vajec a o hloubce 10 – 15 cm, byl sběr identifikován jako odstranění vajec člověkem. Toto odstranění vajec bylo také obvykle spojeno se známkami lidské činnosti jako jsou stopy ohně, uhlí a podobně.

Z ekologického důvodu, předpovědí a záplavám byla v roce 2021 a 2023 více než polovina monitorovaných hnízd přemístěna do líhně. Vajíčka byla přenesena během prvních 12hodin. Líheň byla umístěna v blízkosti pláže, a to z důvodu zajištění správné teploty. V líhni byl plážový písek, aby byly podmínky co nejvíce podobné přirozenému prostředí. Vajíčka byla přemístěna do původní hloubky a orientace v pískové vrstvě, aby byla zachována teplota, která ovlivňuje pohlaví mlád'at plazů.

5.7.1 Výsledky

Počty hnízd se během tří let lišily: v roce 2021 to bylo 59 hnízd, v roce 2022 to bylo 72 hnízd a v roce 2023 to bylo 76 hnízd. Bylo zaznamenáno 1160, 514, a 1199 vylíhnutí. Hnízda, která byla přesunuta do líhně dosáhla díky zabráněné predaci a sběru vajec člověkem úspěšnosti 83 % (Braga-Pereira et al. 2024).

Je potřeba dodat, že v roce 2021 a 2023 hnízda, která nebyla přemístěna do líhně trpěla velkou predací (55% a 48,8%). Nicméně, na druhou stranu v roce 2022 bylo ponecháno značné množství hnízd ve volné přírodě a výskyt predace byl znatelně nižší.

5.8 Chov seychelských obřích želv v zajetí

Přehled (Gerlach a Canning 1998) rozpoznal čtyři druhy seychelských ohrožených druhů želv, z toho tři druhy přežívají do současnosti: *D. Dussumieri*, *D. arnoldi* a *D. hololissa*.

Program chovu seychelských obřích želv v zajetí zahrnuje známé přeživší druhy *D. hololissa* (2 samice a 4 samci) a *D. arnoldi* (3 samice a 3 samci).

Do roku 2005 se vylíhla mláďata pouze od tří samic, jedna samice druhu *D. hololissa* („Josephine“) a dvě samice druhu *D. arnoldi*. („Betty“ a „Aida“). Plodnost i úspěšnost líhnutí je velmi nízká u samice Josephine z důvodu jejího nízkého věku, očekává se, že se to zlepší tím, jak bude dospívat. Jednu snůšku s 43% plodností měla Betty. Od Aidy pochází většina vylíhnutých mláďat, v roce 2003 se pářila se samcem druhu *D. hololissa* (Christopher) a výsledkem bylo 45 hybridů. V roce 2004 byla Aida od Christophera oddělena a pářila se se samcem Hectorem (*D. arnoldi*).

Dostupnost mláďat chovaných v zajetí bude umožňovat důležitou reintrodukcí těchto obřích želv. Pro zachování genetické diverzity by mohlo být vytvořeno několik různých kombinací genotypů. *D. hololissa* je považován za pasoucí druh v nížinách ideální pro pobřežní oblast Silhouette a Cousine island. *D. arnoldi* je druh, který se vyskytoval spíše v horských lesích, v oblasti Silhouette by byly vhodnými místy pro reintrodukcí bažiny Belle Vue a Mare aux Cochons. Pomalé tempo rozmnožování seychelských obřích želv znamená že reprodukce a chov v zajetí bude pro návrat do přírody klíčový (British Chelonia group, 2005).

6 Doporučení pro další využití headstartingu

Využití headstartingu u mnoho dalších ohrožených živočichů, dokazuje lepší přežití mláďat a ochranu daného druhu. Tento způsob ochrany se stává často využívaným, a to hlavně z důvodu pozitivních výsledků, díky různým možnostem. Headstarting se využívá obecně u plazů, ptáků ale také savců.

6.1 Headstarting u vačnatce Wallaby

Wallaby je býložravý vačnatec, který má v dospělosti pouhých 3-8kg (Johnson a Hendrikz 1999). Hojný výskyt tohoto vačnatce byl ve východní Austrálii, ovšem po zavlečení lišek a divokých koček populace velmi klesala, a to z důvodu predace mláďat (Fisher et al. 2000). V období 2015 až 2018 bylo odchováno v uzavřených výbězích celkově 56 klokanů, z tohoto počtu bylo následně vypuštěno 49 klokanů do přirozeného prostředí. Jeden klokan byl utracen, dva klokani byli nalezeni mrtví a čtyři klokani byli zabiti ptákem. Míra přežití klokanů v zajetí byla tedy 89% (Ross et al. 2021).

6.2 Headstarting u uhrožených Leguánů Kubánských

Leguáni kubánští patří mezi nejohroženější ještěry na světě a patří do rodu *Cyclura* (Hilton a Taylor, 2000). Jejich úbytek způsobují predátoři, a to jak kočky, psy, krysy nebo také prasata. Množství těchto leguánů v přirozených podmínkách je velmi malé, a proto byla zahájena ochrana s využitím headstartingu (Alberts 2000; Alberts 2004). Přehled programů ukazuje, že využití této ochrany u leguánů má pozitivní výsledky, nicméně je důležité, aby leguáni v zajetí měli kvalitní chov a mohli si zachovat přirozenou ostražitost. Následné začlenění do volně žijících populací se neukazuje jako velký problém (Alberts 2007).

7 Shrnutí výsledků z výzkumů

Výsledky z již popsaných a provedených výzkumů, jsem vložila do tabulky, aby bylo lze přehledně vidět u jakých skupin želv má headstarting pozitivní vliv na ochranu druhů, a naopak u jakých skupin želv má headstarting negativní vliv. Do tabulky jsem také vložila typ headstartingu, který byl v určitém výzkumu použit.

7.1 Přehled publikovaných výsledků použití headstartingu u želv

Tabulka 7.1: Shrnutí výsledků vyplývajících z výzkumů; + headstarting měl pozitivní vliv na ochranu druhu, 0 nelze vyhodnotit, zda byl vliv pozitivní či negativní

Místo	Druh	Typ želvy	Typ headstartingu	Výsledek
Kanada - Ontario	<i>Glyptemys insculpta</i>	Suchozemská	4;2	+
Tajba Národní rezervace	<i>Emys Orbicularis</i>	Semiakvatická	4	+
Mojave	<i>Gopherus agassizii</i>	Suchozemská	4	+
Louisiana	<i>Macrochelys temminckii</i>	Semiakvatická	4	+
Florida	<i>Chelonia mydas</i>	Mořská	2	0
Yupukari	<i>Podocnemis unifilis</i>	Semiakvatická	4	0
Srí lanka		Mořská	1;3	+
Srí lanka		Mořská	2	-
Seychely	<i>D. arnoldi, D. hololissa</i>	Suchozemská	4	+

7.2 Výsledky využití headstartingu u želv

Na základě výzkumů, které jsem vybrala do této bakalářské práce lze vidět, že headstarting je odlišný podle typu želvy. Všechny tři typy želv tato bakalářská práce obsahuje.

Nejčastěji je využíván typ headstartingu možnosti čtyři, což znamená, že jsou odebrána vajíčka a ty následně odinkubována v zajetí. Tato možnost se využívá u suchozemských a semiakvatických želv, a právě pro tyto želvy je tento způsob užitečný. Vajíčka mají větší procentuální líhivost než v přirozených podmínkách, a to hlavně z důvodu absence predátorů. Ovšem lze vidět, že například u výzkumu s želvou *Podocnemis unifilis* nebylo možné přesně toto vyhodnotit, a to z důvodu, že jeden rok byla v přirozených podmínkách také vysoká líhivost.

Další možností headstartingu, který má pozitivní vliv u semiakvatických želv je možnost 2, a to nechat mláďata vylíhnout v přirozených podmínkách a následně poté je odchytit a v zajetí odchovat do určité velikosti, aby měli v přírodě větší pravděpodobnost přežití. Naopak tato možnost má negativní vliv na želvy mořské.

Kdy jsou tyto želvy odchovány v nevhodných podmínkách a želvy tak mají málo prostoru, malou hloubku sloupce vody a probíhá u nich špatný vývoj plic. Možnost 1 a 3 u mořských želv má pozitivní vliv a je volena u ochranářů, kteří bychom se mohli domnívat, že jsou vzdělanější. Želvy tak chrání před jejím vylíhnutím, aby vajíčka nebyla zlikvidována predátory či, aby nebyla prodána na trzích jako obživa pro lidi. První možností je chránit hnízdo ochranářským zařízením, kterým je následně vytvořeno koryto pro jednodušší cestu do oceánu a třetí možnost znamená celá hnízda přesunout na bezpečné místo, kde probíhá monitoring a mláďata po vylíhnutí vypustit v ranních nebo večerních hodinách do moře.

Nejúspěšnější a zároveň nejvíce využívaná možnost headstartingu u suchozemských a semiakvatických želv by se dalo říci, že je možnost 4, tedy vajíčka vylíhnout v zajetí a mláďata odchovat, aby v přirozených podmínkách měla co největší šanci na přežití, naopak je tato možnost nevhodná pro želvy mořské. Vhodný headstarting pro želvy mořské je možností 1 a 3, není ale nejčastěji využívané, a to hlavně z důvodu nevzdělanosti lidí v asijských zemích.

8 Diskuse

Využívat headstarting v ochraně želv, je již hojně využíváno u všech skupin želv a po celém světě. Ochránáři tento způsob využívají a stále studují na výzkumech, které jsou prováděny na různých druzích želv. Na základě těchto výzkumů můžeme zhodnotit, kdy má tento způsob ochrany význam a kdy nikoliv. Tato bakalářská práce má za cíl objasnit pojem headstarting a shrnout kdy má smysl, za jakých podmínek a z jakých důvodů je tolika lidmi tento způsob ochrany kritizován. Velké množství želv je v dnešní době ohroženo či vyhynuto, a proto je velmi důležité, aby druhy byly chráněny. Důvody ohrožení jsou různé, například úbytek přirozeného prostředí, znečištění moří a vodních toků nebo predace a lov želv pro maso a vejce.

Headstarting, znamená chovat mláďata zvířat do takové velikosti, ve které bude značně snížena zranitelnost predace (Einum a Fleming 2001; Jule et al. 2008; Le Gouar et al. 2012). Během doby, kdy mláďe roste v zajetí je ovlivňováno mnoha faktory, které mohou při následném vypuštění želve přilepšit či přihoršit. Z výzkumů, které byly provedeny a zpracovány do této práce vyplývá, že u suchozemských želv, odchov v zajetí nezpůsobuje negativní dopad při vypuštění odrostlých želv do přirozených podmínek. Naopak, pro tyto typy želv má headstarting pozitivní vliv. Hlavním důvodem je, že želvy s větší hmotností a velikostí lépe odolávají nepříznivým podmínkám a predátorům. Velký význam odchovu suchozemských mláďat v zajetí je obzvlášť u želv žijících na souostroví Seychely. Seychelské obří želvy mají velmi pomalé tempo rozmnožování a mladé samice mají často neoplozená vejce, proto dostupnost mláďat chovaných v zajetí bude v budoucnu zajišťovat potřebnou reintrodukci. U sladkovodních želv bylo nejčastěji zjištěno, že headstarting má opět vliv pozitivní, ale jsou druhy kde nelze přesně určit, zda má headstarting pozitivní vliv, například u výzkumu želvy *Podocnemis unifilis* lze vidět, že predace vajec může jeden rok být velice vysoká, a proto bychom mohli říci, že přenos vajec do líhně a odchov mláďat v zajetí se jeví jako nejlepší způsob ochrany v této situaci, naopak lze vidět že jiný rok je predace v přirozeném prostředí mnohokrát nižší. Opět lze, ale říci že i pro tuto skupinu želv má odchov mláďat v zajetí a tím zajištění rychlejšího růstu pro želvy při vypuštění pozitivní vliv na jejich další přežití. U mořských želv je ochrana velmi složitá, a to mimo jiné kvůli jejich migracím. Mnoho ochranářů se domnívá, že headstarting pro mořské želvy nemá mnohokrát pozitivní vliv. Nicméně jsou výzkumy, které dokazují alespoň malé procento dospělých želv, které ze zajetí přežily

a následně byly schopné reprodukce. Také čeští ochranáři, kteří během několika let zjišťují, jak správně mořské želvy chránit se snaží vzdělávat ostatní, aby želvám bylo zajištěno lepšího odchovu. Asijské země, které se zabývají ochranou mořských želv mají ve svých střediscích rangery, kteří se snaží různými typy headstratingu pomoci těmto plazům. Ovšem často špatně, proto považují za důležité, aby organizace, které vznikají ve vyspělejších zemích vzdělávali rangery, ale také obyvatele, jak správně želvy chránit. Mnohokrát je také důležité, aby byli obeznámeni s touto problematikou turisté, kteří se do asijských míst s výskytem mořských želv chystají. Často při získávání zážitků z cest, bývá vybráno také vypuštění mláděte do moře z bazénu, kde je držené a tímto je středisko finančně podporováno, aby mláděta držela ve velkém počtu v malých bazénech. Následkem tohoto mláděta často uhynou, a to buď již v bazénu, kde může docházet k vzájemnému napadení nebo na rozpáleném písku kde turisté mláděta vypouštějí.

Dalším důvodem kritiky headstartingu je možné špatné vyvinutí mláděte v umělých podmínkách. Některá mláděta se mohou vylíhnout nemocná či jinak postižená, a tak by přirozeně v přírodě nejspíše uhynula naproti tomu v zajetí může nějakou dobu přežít, minimálně do doby vypuštění do přírody (Bowen et al. 1994; Klemens 2000).

Z různých studií a výzkumů vyplývá, že ochrana dospělých jedinců je nejspíše důležitější pro ochranu přírody než ochrana vajec či želvích mláděat. Ovšem pravidla ochrany přírody je komplikovaný politickými a sociálními faktory (Alho 1985).

Obecně lze tedy říci, že pro většinu suchozemských a semiakvatických želv je tento druh ochrany k užitku. Vzhledem k vypouštění želv do přirozeného prostředí v již větší velikosti, želvy mají větší šanci ubránit se predátorům. V zajetí rychleji vyrostou a přiberou na hmotnosti, lépe se tedy dokáží přizpůsobit životu a obraně i v znečištěném prostředí nebo v horších přirozených biotopech.

U mořských želv je ochrana složitější už kvůli jejich etapám migrace. Z důvodu špatné informovanosti a vzdělanosti ochranářů ve střediscích často dochází spíše ke komplikacím pro mláděata, která jsou vypuštěna. Z tohoto důvodu považují za důležité, že vzniklé organizace, prokazují snahu o vzdělání lidí v ochranářských zařízeních.

Závěr

Cílem této práce bylo vysvětlit pojem Headstarting, který slouží jako nástroj k ochraně želv, a poté objasnit důvody ohrožení želv, a tudíž důvody toho proč tento druh ochrany využívat. Dále byly porovnány zmíněné výzkumy a na základě jejich výsledků bylo zhodnoceno pro jaké skupiny želv má headstarting význam a pro jaké význam nemá.

S tématem také nepochybně souvisí reprodukce těchto plazů, která byla v bakalářské práci popsána podle určitých fází rozmnožování. Tyto fáze jsou důležité při výběru typu headstartingu vzhledem k lidskému zásahu do reprodukce určitého druhu. Ve výzkumech lze zjistit, že jsou druhy, kdy je potřeba odebrat již nakladená vejce, ale také jsou druhy, kdy je nutné odchytit již gravidní samici.

Sama jako chovatelka suchozemských želv, považuji headstarting u suchozemských i sladkovodních želv jako přínosný, což také vyplývá z výsledků studií a výzkumů. U mořských želv je toto téma hojně řešené a velmi záleží na okolnostech chovu v ochranářských zařízeních. Dále považuji za důležité, aby vznikaly další výzkumy, které do budoucna více objasní jak nejlépe těmto plazům pomoci. Organizace jako "*Chráníme mořské želvy*" vznikají také u nás v České republice, a díky tomu i my můžeme pomoci při vzdělání ochránců, třeba při cestování do asijských zemí.

Práce vznikla jako rešeršní a na základě publikovaných dat.

Seznam použité literatury a jiných zdrojů

[LDWF] Louisiana Department of Wildlife and Fisheries. 2020. *Louisiana 2020 fishing regulations*. [online]. Baton Rouge [cit. 05. 03. 2023]. Dostupné z: http://www.eregulations.com/wp-content/uploads/2019/12/20LAFW_LR.pdf

Alberts, A. C. (2000). West Indian iguanas: status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ISBN 2-8317-0456-1.

Alberts, A. C. (2004). Conservation strategies for West Indian rock iguanas (genus *Cyclura*): current efforts and future directions. *Iguana*, 11(4):212–223.

Alberts, A. C. (2007). Behavioral considerations of headstarting as a conservation strategy for endangered Caribbean rock iguanas. *Applied Animal Behaviour Science*, 102(3-4):380–391.

Alcalde, L., Sanchez, R. M., Pritchard, P. (2021). Hydromedusa tectifera Cope 1870–South American Snake-necked Turtle, Argentine Snake-necked Turtle, Tortuga Cuello de Vibora, Cágado Pescoço de Cobra. In: Rhodin A. G. J., Iverson J. B., van Dijk P.P., Stanford C. B., Goode E. V., Buhlmann K. A., Mittermeier R. A. (Eds.): *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*. Chelonian Research Monographs 5(15):1–17.

Alho, C. J. R. (1985). Conservation and management strategies for commonly exploited Amazonian turtles. *Biological conservation*, 32(4):291–298.

Antonopoulou M. et al. (2012). This WWF Global Marine Turtle Strategy 2.0 was compiled by Elisabeth McLellan, Elies Arps, Marydele Donnelly and Aimée Leslie. The authors are grateful to the following individuals who provided ideas, advice, input and help at various stages in the.

Balestra, R. A. M. (2016). *Manejo conservacionista e monitoramento populacional de quelônios amazônicos*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Rio de Janeiro.

Běláčková, A. (2015). *Ochrana mořských želv v Kostarice*. [online] *Ochrana přírody* [cit. 04. 03. 2023]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/mezinarodni-ochrana-prirody/>

-
- Bona M., Novotny M., Danko S., Buresova, A. (2012). Headstarting in a small population of European pond turtles (*Emys orbicularis*) in Central European conditions: first results. *Herpetology Notes*, 5:547–550.
- Bowen B. W., Conant T. A., Hopkins-Murphy, S. R. (1994). Where are they now? The Kemp's ridley headstart project. *Conservation Biology*, 8(3):853–856.
- Braga-Pereira, F., Roberts A. R., Millar N., Vliet N. (2024). Nesting trends and predation risks among yellow-spotted river turtles in Essequibo River Basin. *Global Ecology and Conservation*, 50:02820.
- Brooks R. J., Bobyn M. L., Galbraith D. A., Layfield J. A., Nancekivell E. G. (1991). Maternal and environmental influences on growth and survival of embryonic and hatchling snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Canadian Journal of Zoology*, 69(10):2667–2676.
- Burke, R. L. (2015). Head-starting turtles: learning from experience. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1):299–308.
- Byles, R. (1993). Head-Start Experiment Longer Rearing Kemp's Ridleys. *Marine Turtle Newsletter*, 63:1–2.
- Campos-Silva J. V., Hawes E. J., Andrade C. M. P., Peres C. A. (2018). Unintended multispecies co-benefits of an Amazonian community-based conservation programme. *Nature Sustainability*, 1(11):650–656.
- Carpio A. J., Tortosa F. S., Gutiérrez Y. Á., Véliz J. J. (2020). Nesting failure of sea turtles in Ecuador – causes of the loss of sea turtle nests: the role of the tide. *Journal of Coastal Conservation*, 24:55.
- Congdon J. D., Dunham, A. E., Van Loben Sels, R. C. (1993). Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *Conservation Biology*, 7(4):826–833.
- Daly J.A., Buhlmann K. A., Todd B. D., Moore C. T., Peaden J. M., Tuberville T. D. (2018). Comparing growth and body condition of indoor-reared, outdoor-reared, and direct-released juvenile Mojave Desert Tortoises. *Herpetological Conservation and Biology*, 13(3):622–633.

Degregorio B. A., Sperry J., Tuberville T., Weatherhead J. P. (2017). Translocating rat snakes: does enrichment offset negative effects of time in captivity? *Wildlife Research*, 44(5):438–448.

Degregorio B. A., Weatherhead J. P., Sperry J., Tuberville T. (2013). Time in captivity affects foraging behavior of ratsnakes: implications for translocation. *Herpetological Conservation and Biology*, 8(3):581–590.

Dobbyn J. S., Eger J., Wilson N. (1994). *Atlas of the Mammals of Ontario*. Federation of Ontario Naturalists, Don Mills. ISBN 1-896059-02-3.

Dobie, J. (1971). Reproduction and growth in the alligator snapping turtle, *Macrolemys temmincki* (Troost). *Copeia*, 4:645–658.

Dodgson, L. (2015). *World's Oldest Sea Turtle Fossil Discovered*. [online]. LiveScience [cit. 04. 03. 2023]. Dostupné z: <https://www.livescience.com/52224-oldest-sea-turtle-fossil>

Dreslik M. J., Carr J. L., Ligon D. B., Kessler E. J. (2017). *Recovery of the alligator snapping turtle (Macrochelys temminckii) in the Mississippi River Valley drainages of southern Illinois, Oklahoma, and Louisiana*. Illinois Natural History Survey, Illinois.

Dutton L., Dutton P. H., Chaloupka M., Boulon R. H. (2005). Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. *Biological Conservation*, 126(2):186–194.

Einum, S. a Fleming, I. A. (2001). Implications of stocking: ecological interactions between wild and released salmonids. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 75:56–70.

Ernst, C. H. a Lovich J. E. (2009). *Turtles of the United States and Canada*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA. ISBN 978-0801891212.

Ewert, M. A. a Jackson, D. R. (1994). *Nesting ecology of the alligator snapping turtle (Macrolemys temminckii) along the lower Apalachicola River, Florida*. Nongame Wildlife Program project, Tallahassee.

Farrell R. F. a Graham T. E. (1991). Ecological notes on the turtle *Clemmys insculpta* in northwestern New Jersey. *Journal of herpetology*, 25(1):1-9.

Fisher D. O., Hoyle S. D., Blomberg S. P. (2000). Population dynamics and survival of an endangered wallaby: a comparison of four methods. *Ecological Applications*, 10(3):901–910.

Flanagan, J. (2000). Disease and health consideration. In: Klemens, M. W. (Ed.): *Turtle Conservation*. Washington, D.C, Smithsonian Institution Press, p. 85-95. ISBN 978-1560983729.

Fowler, L. E. (1979). Hatching success and nest predation in the green sea turtle, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica. *Ecology*, 60(5):946–955.

Frazer N. B., Gibbons J. W., Greene J. L. (1990). Life tables of a slider turtle population. In Gibbons J. W. (Ed.): *Life history and ecology of the slider turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., pp. 183–200.

Gerlach, J. (2005). Breeding and reintroduction of Seychelles chelonia [online]. British Chelonia group [cit. 04. 04. 2024]. Dostupné z: <http://www.britishcheloniagroup.org.uk/testudo/v6/v6n2gerlach>

Gerlach, J. a Canning, L. (1998). Taxonomy of Indian Ocean giant tortoises (*Dipsochelys*). *Chelonian Conservation Biology*, 3:3–19.

Glorioso, B. M., Muse J. L., Hillard C. J., Maldonado R. B., Streeter J., Battaglia D. C., Waddle J. H. (2020). A trapping survey targeting head-started Alligator Snapping Turtles in southwest Louisiana. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 11(2):572–582.

Gutierrez C. M., Hogarth W., Kempthorne D. (2007). Re: Petition Pursuant to the Endangered Species Act to Designate the Western North Atlantic Subpopulations of the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) as a Distinct Population Segment and to Reclassify the Western North Atlantic Subpopulations as Endangered. *Cross Reference*, 2562:6091.

Haskell A., Graham T. E., Griffin C. R., Hestbeck J. B. (1996). Size related survival of headstarted redbelly turtles (*Pseudemys rubriventris*) in Massachusetts. *Journal of Herpetology*, 30:524–527.

Hawkes L. A., Broderick A. C., Godfrey M., Godley B. J. (2007). Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology*, 13(5):923–932.

Hays, G. C. (2004). Conservation of turtles. *Trends In Ecology And Evolution*, 19:512–513.

Hazard L. C., Morafka D. J., Hillard L. S. (2015). Post-release dispersal and predation of head-started juvenile Desert Tortoises (*Gopherus agassizii*): effect of release site distance on homing behavior. *Herpetological Conservation and Biology*, 10:504–515.

Henfrey, T. B. (2002). *Ethnoecology, resource use, conservation and development in a Wapishana community in the South Rupununi, Guyana*. Thesis. University of Kent at Canterbury, Canterbury.

Heppell S. S., Crowder L. B., Crouse D. T. (1996). Models to evaluate headstarting as a management tool for longlived turtles. *Ecological Applications*. 6:556–565.

Heppell, S. S. (1998). Application of life-history theory and population model analysis to turtle conservation. *Copeia*, 1998(2):367–375.

Heppell, S. S. a Crowder, L. B. (1998). Prognostic evaluation of enhancement programs using population models and life history analysis. *Bulletin of Marine Science*, 62(2):495–507.

Hernández O., Espinosa-Blanco A. S., Lugo M. C., Jiménez-Oraa M., Seijas A. E. (2010). Artificial incubation of yellow-headed sideneck turtle *Podocnemis unifilis* eggs to reduce losses to flooding and predation, Cojedes and Manapire Rivers, southern Venezuela. *Conservation Evidence*, 2010, 7:100-105.

Hewavisenthi, S. (2001). Turtle Hatcheries in Sri Lanka: Boon or Bane? *Marine Turtle Newsletter*, 60:19–22.

Hilton-Taylor, C. a Brackett, D. (2000). *IUCN red list of threatened species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ISBN 2-8317-0564-9.

Huff, J. A. (1989). Florida (USA) terminates headstart program. *Marine Turtle Newsletter*, 46:1–2.

IUCN Red List. (2023). *Eretmochelys imbricata* (Hawksbill Turtle). [online]. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. [cit. 05. 03. 2023]. Dostupné z: <http://www.iucnredlist.org/details/8005/0>

Iverson, J. B. (1991). Patterns of survivorship in turtles (Order Testudines). *Canadian Journal of Zoology*, 69:385–391.

-
- Janzen, F. J. (1994). Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 91:7487–7490.
- Jayathilaka R. A. M, Perera H., Haputhanthri S. S. K. (2017). Marine Turtles of Sri Lanka; Status, Issues, Threats and Conservation Strategies. In: *IOTC-13th Working Party on Ecosystems and Bycatch*. San Sebastián, Spain. 12 pp.
- Johnson, P. M. a Hendrikz, J. K. (1999). Development of the bridled nailtail wallaby, *Onychogalea fraenata*, and age estimation of the pouch young. *Wildlife Research*, 26(2):239–249.
- Jule K. R., Leaver L. A., Lea S. E. (2008). The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: a review and analysis. *Biological conservation*, 141(2):355–363.
- Kautman J., Bartik I., Urban P. (2001). Red list of reptiles (Reptilia) of Slovakia. In: Baláž D., Marhold K., Urban P. (Eds.): *Červený Zoznam Rastlín a Živočíchov Slovenska [Red List of Plants and Animals of Slovakia]*. Štátna ochrana prírody, Banská Bystrica, pp. 148–149. ISBN 80-89035-05-1.
- KESKE, Carrie L., et al. Tag returns of adult green turtles from Florida's headstart program (1971–1988). *Mar. Turt. Newsl*, 2016, 149: 12-13.
- Klemens, M. W. (2000). *Turtle conservation*. Smithsonian, Washington, DC. ISBN 978-1560983729.
- Klouček, O. (2020). *CITES – základní informace*. [online]. Ministerstvo životního prostředí [cit. 04. 03. 2023]. Dostupné z: <https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/>
- Langley, L. (2018). *What If There Were No More Turtles?* [online]. National geography. [cit. 05. 03. 2023]. Dostupné z: <https://www.nationalgeographic.com/animals/>

-
- Le Gouar P., Mihoub J. B., Sarrazin F. (2012). Dispersal and habitat selection: behavioural and spatial constraints for animal translocations. In: Ewen J. G., Armstrong D. P., Parker K. A., Seddon P. J. (Eds.): *Reintroduction biology: integrating science and management*. Blackwell Publishing, Hoboken, pp. 138–164. ISBN 9781444355819.
- Lima A. C. de, Andrade P.C. M., Duarte J. A. d. M., Mongelo L. A. S., Vogt R. C., Garcez J. R., Rodrigues W., Brelaz A. (2008). Caracterização socioeconômico e ambiental da criação de quelônios, no estado do Amazonas, e comercialização. In *Criação e Manejo de Quelônios no Amazonas*, Pro Varzea/FAPEAM/SDS, Manaus pp. 408–436.
- Lindenmayer, D. a Scheele, B. (2017). Do not publish. *Science*, 356(6340):800–801.
- Lohmann K. J., Salmon M., Wyneken J. (1990). Functional autonomy of land and sea orientation systems in sea turtle hatchlings. *Biology Bulletin*, 179:214–218.
- Lohmann K., Putman N., Lohmann C. (2009). Geomagnetic imprinting: A unifying hypothesis of long-distance natal homing in salmon and sea turtles. *National Academy of Sciences*, 105(49):19096–19101.
- Lovich J. E., Ennen R. J., Agha M., Gibbons J. W. (2018). Where have all the turtles gone, and why does it matter? *BioScience*, 68(10):771–781.
- Luckenbach, R. A. (1982). Ecology and management of the Desert Tortoise (*Gopherus agassizii*) in California. In: Bury, R. B. (Ed.): *North American Tortoises: Conservation and Ecology*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., pp. 1–38.
- Marshall Cavendish ČR. (1995). Zvířata a rostliny. *Svět poznání: Informace a zajímavosti pro celou rodinu*, 40:150.
- Mascarenhas R., Santos R., Zeppelini D. (2004). Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. *Marine pollution bulletin*, 49(4):354–355.
- Mathews F., Orros M., McLaren G., Gelling M., Foster R. (2005). Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation*, 121(4):569–577.

McGovern P. A., Buhlmann K. A., Todd B. D., Moore C. T., Peadar J. M., Hepinstall-Cymerman J., Daly J., Tuberville, T. D. (2020). Comparing husbandry techniques for optimal head-starting of the Mojave desert tortoise (*Gopherus agassizii*). *Herpetological Conservation and Biology*, 15(3), 626–641.

Meylan A., Schroeder B., Mosier A. (1995). Sea turtle nesting activity in the State of Florida 1979-1992. *Florida Marine Research Publications*, 52:1–51.

Miller, J. D. (1996). Reproduction in Sea Turtles. In: Lutz, P. L. a Musick, J. A. (Eds.), *The Biology of Sea Turtles*, CRC Press, Boca Raton, pp. 51–81. ISBN 0-8493-8422-2.

Moore R. J., Hao Van T. T., Klaassen M., Reina R. D. (2020). Microbial symbiosis and coevolution of an entire clade of ancient vertebrates: the gut microbiota of sea turtles and its relationship to their phylogenetic history. *Animal Microbiome*, 2(17).

Morafka D. J., Berry K. H., Spangenberg E. K. (1997). Predator-proof field enclosures for enhancing hatchling success and survivorship of juvenile tortoises: a critical evaluation. In: Van Abbema, J. (Ed.): *Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An International Conference*. New York Turtle and Tortoise Society, New York, New York, pp. 147–165.

Morskezelvy.cz (2023). *Zvyšování efektivity ochrany želv celosvětově*. [online]. [cit. 05. 03. 2023]. Dostupné z: <https://www.morskezelvy.cz/zvysovani-efektivite-ochrany-zelv-celosvetove.htm>

Murphy R. W., Berry K. H., Edwards T., Leviton A. E., Lathrop A., Riedle J. D. (2011). The dazed and confused identity of Agassiz's Land Tortoise, *Gopherus agassizii* (Testudines, Testudinidae) with the description of a new species, and its consequences for conservation. *ZooKeys*, 113:39–71.

Nafus M. G., Tuberville T. D., Buhlmann K. A., Todd B. D. (2017b). Precipitation quantity and timing affect native plant production and growth of a key herbivore, the Desert Tortoise, in the Mojave Desert. *Climate Change Responses*, 4:4.

Nagelkerken I., Pors L. P. J. J., Hoetjes P. (2003). Swimming behaviour and dispersal patterns of headstarted loggerhead turtles *Caretta caretta*. *Aquatic Ecology*, 37:183–190.

Nagy K., Tuma M., Hillard L. (2011). Shell hardness measurements in juvenile Desert Tortoises *Gopherus agassizii*. *Herpetological Review*, 42:191–195.

Nagy K. A., Hillard S., Dickson S., Morafka D. J. (2015a). Effects of artificial rain on survivorship, body condition, and growth of head-started Desert Tortoises (*Gopherus agassizii*) released to the open desert. *Herpetological Conservation and Biology*, 10:535–549.

Nagy K. A., Hillard L. S., Tuma W. M., Morafka J. D. (2015b). Head-started desert tortoises (*Gopherus agassizii*): movements, survivorship and mortality causes following their release. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1):203–215.

Nature.org (2021). *Desert Tortoise*. [online]. [cit. 04. 03. 2023]. Dostupné z: <https://www.nature.org/en-us/>

Noell, J. K. L., King, R. E., Millan, R. M. (1989). Predicted sex ratios from the international Kemp's Ridley sea turtle head start research project. In: Caillouet, C. W. a Landry A. M. (Eds.): *Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation, and Management*. Texas A&M Sea Grant College Program, Texas, pp. 77.

Nordmoe E. D., Sieg A. E., Sotherland P. R., Spotila J. R., Paladino F. V., Reina R. D. (2004). Nest site fidelity of leatherback turtles at Playa Grande, Costa Rica. *Animal Behaviour*, 68(2):387–394.

Norris D., Peres A. C., Michalski F., Gibbs P. J. (2019). Prospects for freshwater turtle population recovery are catalyzed by pan-Amazonian community-based management. *Biological Conservation*, 233:51-60.

Owens D. W., Grassman M. A., Hendrickson J. R. (1982). The Imprinting Hypothesis and Sea Turtle Reproduction. *Herpetologica*, 38(1):124–135.

Páez V. P., Lipman A., Bock B., Heppell S. S. (2015). A plea to redirect and evaluate conservation programs for South America's podocnemidid river turtles. *Chelonian Conservation and Biology*, 14(2):205–216.

Paroulková, V. (2017). *Světové populace mořských želv, pamětnic dinosaurů, jsou v ohrožení*. [online]. Magazín Leonardo [cit. 04. 03. 2023]. Dostupné z: <https://plus.rozhlas.cz/svetove-populace-morskych-zelv-pametnic-dinosauru-jsou-v-ohrozeni-6597263>

-
- Peadar J. M., Tuberville T. D., Buhlmann K. A., Nafus M. G., Todd B. D. (2015). Delimiting road-effect zones for threatened species: implications for mitigation fencing. *Wildlife Research*, 42:650–659.
- Pearse D. E., Arndt D. A., Valenzuela N., Miller A. B., Cantarelli V., Sites W. J. (2006). Estimating population structure under nonequilibrium conditions in a conservation context: continent-wide population genetics of the giant Amazon river turtle, *Podocnemis expansa* (Chelonia; Podocnemididae). *Molecular Ecology*, 15(4):985–1006.
- Ponce De Leão S., Famelli S., Vogt R. C. (2019). Home range of yellow-spotted amazon river turtles (*Podocnemis unifilis*) (Testudines: Podocnemididae) in the Trombetas River Biological Reserve, Pará, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 18(1):10–18.
- Pritchard, P. C. H. (1981). Criteria for scientific evaluation of head-starting. *Marine turtle newsletter*, 19:3–4.
- Pritchard, P. C. H. (1989). *The Alligator Snapping Turtle: Biology And Conservation*. Milwaukee Public Museum, Milwaukee, WI.
- Pritchard, P. C. H. (2006). *The alligator snapping turtle: biology and conservation*. 2nd ed.: Krieger Publishing Company, Malabar. ISBN 9781575242750.
- Ratnaswamy M. J., Warren R. J., Kramer M. T., Adam M. D. (1997). Comparisons of lethal and nonlethal techniques to reduce raccoon depredation of sea turtle nests. *The Journal of wildlife management*, 61(2):368–376.
- Reading R. P., Miller B., Shepherdson, D. (2013). The value of enrichment to reintroduction success. *Zoo biology*, 32(3):332–341.
- Reed R. N., Congdon J., Gibbons J. W. (2002). *The alligator snapping turtle [Macrochelys (Macrochelys) temminckii]: a review of ecology, life history, and conservation, with demographic analyses of the sustainability of take from wild populations*. The University of Georgia, Georgia.
- Rhodin A. G. J., Walde A. D., Horne B. D., van Dijk P. P., Blanck T., Hudson R. (2011). *Turtles in trouble: The world's 25+ most endangered tortoises and freshwater turtles–2011*. IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group, Chelonian Research Foundation.

-
- Riedle J. D., Ligon D. B., Graves K. (2008). Distribution and management of alligator snapping turtles, *Macrochelys temminckii*, in Kansas and Oklahoma. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 111:21–28.
- Rivalan P., Prévot-Julliard A. C., Choquet R., Pradel R., Jacquemin B., Girondot M. (2005). Trade-off between current reproductive effort and delay to next reproduction in the leatherback sea turtle. *Oecologia*, 145:564–574.
- Roček, Z. (2002). *Historie obratlovců: evoluce, fylogeneze, systém*. Academia, Praha. ISBN 80-200-0858-6.
- Roe J. H., Frank M. R., Kingsbury B. A. (2015). Experimental evaluation of captive-rearing practices to improve success of snake reintroductions. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(2):711–722.
- Ross A. K., Lawes J. C., Elphinstone A., Stutsel S., Letnic M. (2021). Headstarting as a cost-effective conservation strategy for an endangered mammal. *Current Biology*, 31(10):R465–R466.
- Salmon M., Reiners R., Lavin C., Wynken J. (1995). Behavior of loggerhead sea turtles on an urban beach. I. Correlates of nest placement. *Journal of Herpetology*, 29(4):560–567.
- Salmon, M. a Witherington, B. (1995). Artificial lighting and sea finding by loggerhead hatchlings: Evidence for lunar modulation. *Copeia*, 4:931–938.
- Salmon, M. a Wyneken, J. (1987). Orientation and swimming behavior of hatchling Loggerhead turtles *Caretta caretta* during their offshore migration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109:137–153.
- Sloan, K. a Lovich, J. (1995). Exploitation of the alligator snapping turtle, *Macrochelys temminckii*, in Louisiana: a case study. *Chelonian Conservation Biology*, 1:221–222.
- Spangenberg, E. K. (1996). *Field enclosures: their utility in life history studies and conservation of the juvenile Desert Tortoise (Gopherus agassizii)*. M.S. Thesis, California State University, Dominguez Hills, California.
- Spinks P. Q., Pauly B. G., Crayon J. J., Shaffer H. B. (2003). Survival of the western pond turtle (*Emys marmorata*) in an urban California environment. *Biological Conservation*, 113(2):257–267.

Spotila, J. R. (2004). *Sea turtles: a complete guide to their biology, behavior, and conservation*. Baltimore, Md.: Johns Hopkins University Press. ISBN 978-0801880070.

Stanford C. B., Iverson J. B., Rhodin A. G. J., Van Dijk P. P., Mittermeier, R. A., Kuchling, G., Berry K. H. Bertolero A, Bjorndal K. A., Blanck T. E.G., Buhlmann K. A., Burke R. L., Congdon J. D., Diagne T., Edwards T., Eisemberg C. C., Ennen J. R., Forero-Medina G., Frankel M., Fritz U., Gallego-García N., Georges A., Gibbons J. W., Gong S., Goode E. V., Shi H. T., Hoang H., Hofmeyr M. D., Horne B. D., Hudson R., Juvik J. O., Kiester R. A., Koval P., Le M., Lindeman P. V., Lovich J. E., Luiselli L., McCormack T.E. M., Meyer G. A., Páez V. P., Platt K., Platt S. G., Pritchard P. C.H., Quinn H. R., Roosenburg W. M., Seminoff J. A., Shaffer H. B., Spencer R., Van Dyke J. U., Vogt R. C., Walde A. D. Turtles and Tortoises Are in Trouble. *Current Biology* 30(12):PR721-R735.

Steinitz M. J., Salmon M., Wyneken J. (1998). Beach renourishment and Loggerhead turtle reproduction: a seven year study at Jupiter island, Florida. *Journal of Coastal Research* 14(3):1000–1013.

Svobodová H., Stašová P., Jászayová A. (2021). How to improve the turtle protection in sri lanka and make it more efficient. *WILDLANKA*, 9(1), 131–144.

Swaigood R. R., Martin-Wintle S. M., Owen A. M., Zhang H. Z. (2018). Developmental stability of foraging behavior: evaluating suitability of captive giant pandas for translocation. *Animal Conservation*, 21(6):474–482.

Swaigood, R. R. (2010). The conservation-welfare nexus in reintroduction programmes: a role for sensory ecology. *Animal Welfare*, 19(2):125–137.

Tisdell, C. A. a Wilson, C. (2003). Does Ecotourism Contribute to Sea Turtle Conservation? Is the Flagship Status of Turtles Advantageous? *Economics, ecology and the environment*, 90:1–23.

Tuberville T. D., Buhlmann K. A., Sollmann R., Nafus M. G., Peaden J. M., Daly J. A., Todd B. D. (2019). Effects of short-term head-starting on growth and survival in the Mojave Desert Tortoise (*Gopherus agassizii*). *Herpetological Conservation and Biology*, 14:171–184.

U.S. Fish and Wildlife Service [USFWS]. 2011. *Revised recovery plan for the Mojave population of the Desert Tortoise*. U.S. Fish and Wildlife Service, Sacramento, California.

Un.org (2023). *Water quality*. [online]. [cit. 04. 03. 2023]. Dostupné z: <http://www.un.org/waterforlifedecade/quality.shtml>

Vanzolini, P. E. (2003). On clutch size and hatching success of the South American turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *P. unifilis* Troschel, 1848 (Testudines, Podocnemididae). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 75:415–430.

Velenská, N. (2008). *Želva zelenavá*. Robimaus, Rudná u Prahy. ISBN 978-80-903357-4-5.

Whelan, C. L. a Wyneken, J. (2007). Estimating predation levels and site-specific survival of hatchling loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from south Florida beaches. *Copeia*, 3:745–754.

Wilke, H. (1998). *Želvy: jak o ně správně pečovat a jak jim porozumět: rady odborníka ke správnému chovu*. Jan Vašut, Praha. ISBN 80-7236-003-5.

Williams, P. (1993). NMFS to concentrate on measuring survivorship, fecundity of head-started Kemp's ridleys in the wild. *Marine turtle newsletter*, 63:3–4.

Witham, R. a Futch, C. R. (1977). Early growth and oceanic survival of pen-reared sea turtles. *Herpetologica*, 33:404–409.

Woodbury, A. a Hardy, R. (1948). Studies of the Desert Tortoise, *Gopherus agassizii*. *Ecological Monographs*, 18:145–200.

Wyneken J., Burke T. J., Salmon M., Pedersen D. K. (1988). Egg Failure in Natural and Relocated Sea Turtle Nests. *Journal of Herpetology*, 22(1):88–96.

Wyneken, J. a Salmon, M. (1992). Frenzy and postfrenzy swimming activity in loggerhead, green, and leatherback hatchling sea turtles. *Copeia*, 1992, 478-484.

Zug, G. R. (2023). *sea turtle*. [online]. Britannica [cit. 04. 03. 2023]. Dostupné z: <https://www.britannica.com/animal/sea-turtle>

Seznam obrázků

Obrázek 2.1: Znečištěné vodní toky, které ohrožují život sladkovodních želv (Madhavi Kuram)	12
Obrázek 2.2: Kožatka velká zamotaná do rybářských provazů (Kate Charles).....	14
Obrázek 2.3: Prodej želvích vajec na trhu (Přírodovědci.cz).....	15
Obrázek 3.1: Životní cyklus mořských želv (Miller 1996).....	18
Obrázek 4.1: Odchov mláďat želvy ontarijské (<i>Emydoidea blandingii</i>) (Brian A. Bastarache).....	20
Obrázek 4.2: Mláďata karety obrovské v bazénu, kde tráví život než dorostou větší velikosti	21
Obrázek 5.1: Rychlost růstu – 2yHS = dvouletá želva, 1yHS = jednoletá želva.....	23
Obrázek 5.2: 4 Srovnání biometrických údajů pomocí Studentova t-testu.....	25
Obrázek 5.3: Želva s ukousnutou ploutví – důsledek velkého množství želv v bazénu (morskezelvy.cz)	28

Seznam tabulek

Tabulka 5.1: V tabulce lze přehledně vidět kolik želv a jak starých želv bylo vypuštěno.	22
Tabulka 5.2: Známý osud přežití (přežití/celkový počet vypuštěných).....	24
Tabulka 5.3: Výsledky hodnocení pro každé centrum.....	27
Tabulka 5.4: Informace o vypuštěných želvách a následném odchytu	30
Tabulka 7.1: Shrnutí výsledků vyplývajících z výzkumů; + headstarting měl pozitivní vliv na ochranu druhu, 0 nelze vyhodnotit, zda byl vliv pozitivní či negativní	38