

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA AGROBIOLOGIE, POTRAVINOVÝCH A PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ
KATEDRA OBECNÉ ZOOTECHNIKY A ETOLOGIE



**Problematika rozšíření inbreedingu v populacích poddruhů tygra
v chovech v zoologických zahradách**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

STUDENT: BC. ELIŠKA STAŇKOVÁ
VEDOUcí PRÁCE: ING. RENATA MASOPUSTOVÁ, PH.D.

© 2015 ČZU v Praze

ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Problematika rozšíření inbreedingu v populacích poddruhů tygra v chovech v zoologických zahradách" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

PODĚKOVÁNÍ

Největší poděkování bych ráda věnovala především vedoucí mé diplomové práce Ing. Renatě Masopustové, Ph.D. za její odborné vedení a pomoc, trpělivost a vždy vstřícný přístup. Dále bych velice ráda poděkovala Ing. Adéle Dokoupilové, Ph.D. za provedení výpočtů programu SAS. Ráda bych poděkovala Aleně Hofrichterové z knihovny Zoo Praha za poskytnutí informací z databáze ISIS. Také bych ráda poděkovala mému partnerovi Ing. Viktoru Vilánkovi za jeho pomoc s překladem materiálů a za jeho nezlomnou podporu. Poděkování také patří mé sestře Evě Vernerové za to, že mi ukázala, jak rychle pracovat s velkými soubory dat. Nakonec bych ráda poděkovala své rodině za to, že to se mnou vydrželi.

Problematika rozšíření inbreedingu v populacích poddruhů tygra v chovech v zoologických zahradách

SOUHRN

Tygři dříve obývali rozsáhlá území napříč Asií. Za posledních sto let byli zcela vytlačeni z jihozápadní a střední Asie, z ostrovů Bali a Jáva a z rozsáhlých území v jihovýchodní a východní Asii. Dnes obývají 7 % svého historického areálu. Je uznáváno osm tradičních poddruhů a jeden nový poddruh. Tři poddruhy, tygr balijský, jávský a turanský, byly již zcela vyhubeny. Tygr jihočínský je již zřejmě vyhuben ve volné přírodě. Všechny žijící poddruhy jsou dle Červeného seznamu IUCN klasifikovány jako EN - Endangered, tedy ohrožený, kromě tygra jihočínského a sumaterského, kteří patří do kategorie CR - Critically endangered, tedy kriticky ohrožený a všechny poddruhy jsou zahrnuty v úmluvě CITES v Příloze I, v Evropské unii v Příloze A. Přestože se tygři těší ochranné pozornosti, jejich stavy stále spíše klesají. Ohrožuje je především ztráta a roztržitost stanovišť, nezákonný obchod s tygry a částmi jejich těl, lov tygrů a jejich kořisti.

Přestože patří tygr mezi tradiční chovance v mnoha zoologických zahradách, jeho počty zvláště u některých poddruhů nezaručují dlouhodobý chov bez rizika inbreedingu. Dnes je v lidské péči chováno téměř 1 800 tygrů, nejčastěji v Evropě, Asii a Severní Americe. Ovšem z toho je nejvíce tygrů chováno bez určení poddruhu. Nejčastěji chovaný poddruh je tygr usurijský a nejvzácněji chovaný tygr indočínský, nebudeme-li počítat tygra jihočínského, který je chován jen v několika institucích v Číně.

Cílem práce bylo zjistit úroveň inbreedingu v chovech jednotlivých poddruhů. Pro celou historickou populaci poddruhu tygra indického (1 127 jedinců) činí průměrný koeficient F_X 17,53 %. Odhadovaný průměrný koeficient F_X pro 22 100 potomků, z následného páření 130 žijících samců a 170 žijících samic, by byl 7,22 %. Pro populaci poddruhu tygra usurijského (5 817 jedinců) činí průměrný koeficient F_X 8,78 %. Zde nebyl vzhledem k velikosti souboru dat spočten odhadovaný koeficient F_X pro potomky z následující páření, kterých by bylo 811 580. Pro poddruh tygra jihočínského (532 jedinců) vychází průměrný koeficient F_X 27,67 %. Odhadovaný průměrný koeficient F_X pro 4 964 potomků, z následného páření 68 žijících samců a 73 žijících samic, by činil 26,21 %. Výchozí populace poddruhu tygra indočínského (23 jedinců) má průměrný koeficient F_X 0 %. Odhadovaný průměrný koeficient F_X

pro 20 potomků, z následného páření 4 žijících samců a 5 žijících samic, by tvořil 25 %. Pro poddruh tygra sumaterského (1 607 jedinců) činí průměrný koeficient F_X 10,57 %. Odhadovaný průměrný koeficient F_X pro 84 972 potomků, z následného páření 292 žijících samců a 291 žijících samic, by byl 4,45 %. Pro poslední poddruh *Panthera tigris jacksoni* (282 jedinců) činí průměrný koeficient F_X 2,43 %. Odhadovaný průměrný koeficient F_X pro 4 950 potomků, z následného páření 66 žijících samců a 75 žijících samic, by činil 3,52 %.

KLÍČOVÁ SLOVA: *Panthera tigris*, inbreeding, reprodukce, chov, ochrana druhu.

The issue of extension of inbreeding in populations subspecies of tiger in the breeding in zoos

SUMMARY

Tigers used to occupy vast territories across the Asia. They have been completely vanished from Southwest and Central Asia, Bali and Java islands and from large areas of Southeast and East Asia in last one hundred years. Nowadays they occupy 7 % of their historic area. Eight traditional subspecies and one new subspecies are recognized. Three subspecies – Bali Tiger, Javan Tiger and Caspian Tiger – have been completely extinct. South China Tiger is probably extinct in the wild. All living subspecies are classified as EN – Endangered according to the IUCN Red List except South China Tiger and Sumatran Tiger which belong to category CR – Critically endangered, and all subspecies are included in CITES Appendix I, Appendix A in European Union. Although tigers keep attention of conservationists, their numbers are still rather declining. Threats are primarily loss and fragmentation of habitats, illegal trade of tigers and tiger parts and hunting of tigers and their prey.

Although tigers are traditionally bred in many zoos their numbers, especially for certain subspecies, don't guarantee long-term breeding with no risk of inbreeding. Nowadays in captivity are bred nearly 1.800 tigers, mostly in Europe, Asia and North America. But most of them are bred without specifying of subspecies. The most commonly bred subspecies is Amur Tiger and most rare bred is Indochinese Tiger, if we don't include South China Tiger which is bred only in several institutions in China.

The aim of this study was to determine level of inbreeding in breeds of each subspecies. For the whole historical population of subspecies Bengal Tiger (1.127 individuals) the average F_X coefficient is 17,53 %. Estimated average F_X coefficient for 22.100 offspring from following matings of 130 living males and 170 living females would be 7,22 %. For population of subspecies Amur Tiger (5.817 individuals) the average F_X coefficient is 8,78 %. Estimated F_X coefficient for the offspring of the following matings, which would be 811.580, was not calculated due to size of data set. The average F_X coefficient of subspecies South China Tiger (532 individuals) is 27,67 %. Estimated F_X coefficient for 4.964 offspring of the following matings of 68 living males and 73 living females would be 26,21 %. The initial population of subspecies Indochinese Tiger (23 individuals) has an average F_X coefficient 0 %. Estimated

F_X coefficient for 20 offspring of following matings of 4 living males and 5 living females would be 25 %. The average F_X coefficient of subspecies Sumatran Tiger (1.607 individuals) is 10,57 %. Estimated F_X coefficient for 84.972 offspring of following matings of 292 living males and 291 living females would be 4,45 %. The last subspecies *Panthera tigris jacksoni* (282 individuals) has average F_X coefficient 2,43 %. Estimated F_X coefficient for 4.950 offspring of following matings of 66 living males and 75 living females would be 3,52 %.

KEYWORDS: *Panthera tigris*, inbreeding, reproduction, breeding, species protection.

OBSAH

1. ÚVOD	1
2. VĚDECKÁ HYPOTÉZA A CÍLE PRÁCE	3
2.1 VĚDECKÁ HYPOTÉZA	3
2.2 CÍLE PRÁCE	3
3. PŘEHLED LITERATURY	4
3.1 TAXONOMIE DRUHU A PODDRUHŮ	4
3.1.1 Vývoj taxonomického členění druhu <i>Panthera tigris</i>	4
3.1.1.1 Původně uváděná taxonomická klasifikace.....	4
3.1.1.2 Nová taxonomická klasifikace	5
3.2 AREÁL ROZŠÍŘENÍ DRUHU <i>PANTHERA TIGRIS</i>	8
3.2.1 Historický areál rozšíření druhu <i>Panthera tigris</i>	8
3.2.2 Dnešní areál rozšíření druhu <i>Panthera tigris</i>	8
3.2.3 Stručný výskyt jednotlivých poddruhů.....	9
3.2.3.1 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris tigris</i> – tygr indický	9
3.2.3.2 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris altaica</i> - tygr usurijský.....	9
3.2.3.3 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris amoyensis</i> - tygr jihočínský	9
3.2.3.4 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris balica</i> - tygr balijský	10
3.2.3.5 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris corbetti</i> - tygr indočínský	10
3.2.3.6 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris sondaica</i> - tygr jávský	10
3.2.3.7 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris sumatrae</i> - tygr sumaterský	10
3.2.3.8 Výskyt poddruhu <i>Panthera tigris virgata</i> - tygr turanský.....	11
3.2.4 Typy obývaných biotopů	11
3.3 OCHRANA	12
3.3.1 Status ohrožení dle IUCN.....	14
3.3.2 Mezinárodní programy <i>ex situ</i>	14
3.3.3 Mezinárodní programy <i>in situ</i>	16
3.4 REPRODUKCE	18
3.4.1 Rozmnožování ve volné přírodě.....	18

3.4.2 Rozmnožování v lidské péči.....	19
3.5 INBREEDING.....	21
3.5.1 Obecná problematika rozšíření inbreedingu v malých populacích v zoo.....	25
3.5.2 Problematika inbreedingu v chovech tygrů	28
4. MATERIÁL A METODY.....	31
4.1 MATERIÁL	31
4.2 METODY	31
5. VÝSLEDKY	33
5.1 VÝSLEDKY PRO PODDRUH <i>PANTHERA TIGRIS TIGRIS</i> - TYGR INDICKÝ.....	33
5.2 VÝSLEDKY PRO PODDRUH <i>PANTHERA TIGRIS ALTAICA</i> - TYGR USSURIJSKÝ	34
5.3 VÝSLEDKY PRO PODDRUH <i>PANTHERA TIGRIS AMOYENSIS</i> - TYGR JIHOČÍNSKÝ	35
5.4 VÝSLEDKY PRO PODDRUH <i>PANTHERA TIGRIS CORBETTI</i> - TYGR INDOČÍNSKÝ	36
5.5 VÝSLEDKY PRO PODDRUH <i>PANTHERA TIGRIS SUMATRAE</i> - TYGR SUMATERSKÝ	37
5.6 VÝSLEDKY PRO PODDRUH <i>PANTHERA TIGRIS JACKSONI</i>	38
6. DISKUZE	39
6.1 DISKUZE K UVÁDĚNÝM STAVŮM TYGRŮ V CHOVECH.....	39
6.2 DISKUZE K VELIKOSTI ODCHOVŮ A TYGRŮM BEZ PODDRUHOVÉ PŘÍSLUŠNOSTI	40
6.3 DISKUZE K INBREEDINGU U TYGRA USSURIJSKÉHO	41
6.4 DISKUZE K VÝSLEDKŮM TYGRA JIHOČÍNSKÉHO	42
6.5 DISKUZE K VÝSLEDKŮM TYGRA INDOČÍNSKÉHO	42
6.6 DISKUZE K VÝSLEDKŮM OSTATNÍCH PODDRUHŮ A K HYPOTÉZE	43
7. ZÁVĚR	44
8. SEZNAM LITERATURY	45
9. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ.....	55
10. SAMOSTATNÉ PŘÍLOHY.....	56

1. ÚVOD

Carl Linné ve svém věhlasném díle popsal druh tygr *Panthera tigris* západnímu světu v roce 1758, nicméně asijské kultury s ním žili od svých prvopočátků. Za posledních 100 let se lidstvu podařilo vytlačit tygry z 93 % jejich území (Dinerstein et al., 2006), zcela vyhubit tygra balijského, jávského a turanského, tygra jihočínského vyhubit ve volné přírodě a ostatní poddruhy visí nad propastí. Tygr je dnes druh závislý na ochraně. Dle IUCN (2014) patří tygr jako druh do kategorie EN - Endangered, ale poddruhy tygr jihočínský a sumaterský do kategorie CR - Critically endangered. Populační studie se ve svých výsledcích často rozcházejí. Zhruba se dnes udává počet tygrů mezi 3 až 4 tisíci, ale mnoho výzkumníků je přesvědčeno, že toto číslo je mnohem menší. Od roku 1995 klesl počet tygrů ve volné přírodě o 40 %. Dokonce i v Indii, která byla považována za poslední velkou baštu tygrů, stavy rychle klesají. A to i v rezervacích, přestože byly ještě donedávna dobře chráněny proti pytláctví (Dinerstein et al., 2006). Přitom tygr jako vrcholový predátor má v ekosystému nezastupitelnou úlohu.

Tygry ve volné přírodě ohrožuje především ztráta a roztržštěnost stanovišť, ztráta jejich přirozené kořisti, lov tygrů pro účely tradiční asijské medicíny, pro trofeje a módní doplňky a kvůli konfliktům s člověkem. V Indočíně vytváření mezinárodních obchodních koridorů stále více rozděluje zbylé lesy a vytváří bariéry pro přirozenou migraci živočichů. Na Sumatře a v Malajsii v jedněch z nejbohatších nížinných deštných lesů na Zemi, kde ještě před pár lety žili tygři, jsou obrovské palmové a akátové plantáže. To vše vede k neustálému snižování počtu volně žijících tygrů a k jejich rozdělování do malých izolovaných populací. S tímto by velmi brzy mohl přijít další problém - inbreeding (Kenney et al., 2014).

Inbreeding lze stručně popsat jako křížení příbuzných jedinců. K tomu by v přirozeně velké populaci nedocházelo, ale v malých populacích to může nastat a ve většině případů to je problém. Při inbreedingu se snižuje genetická rozmanitost a začnou převládat homozygotní genotypy. Ty často nesou letální faktory a potomstvo je neživotoschopné. To ovšem někdy může mít i pozitivní vliv, kdy se populace očistí od těchto letálních alel genů. Ale genetická rozmanitost znamená obrovskou výhodu v evoluční zdatnosti druhů. Geny nebo jejich variace, které se zdají být nečinné, se mohou projevit při změně podmínek a pomoci druhu přizpůsobit se a nevyhynout (Jakubec a kol., 2010, Townsend a kol., 2010, Reed a Frankham, 2003).

Dle několika nedávných studií se zdá, že populace tygrů ve volné přírodě si zatím uchovala více genetické rozmanitosti, než se očekávalo (Bay et al., 2014, Russello et al., 2004,

Mondol et al., 2009). Nejlépe jsou na tom populace z indického poloostrova, kde se zřejmě vzhledem k velké původní populaci zhruba 58 tisíc jedinců zachovalo více než 76 % genetické rozmanitosti. Ale například u tygra ussurijského je situace naprosto odlišná. Ve 40. letech minulého století klesla populace ve volné přírodě na 20 až 30 posledních jedinců. Ochrannými opatřeními se podařilo populaci pozvednout na dnešních zhruba 490 jedinců, ale ukazuje se, že populace v lidské péči je mnohem geneticky rozmanitější než ta ve volné přírodě a je tedy velmi důležitá pro budoucí zachování tygra ussurijského ve volné přírodě (Russello et al., 2004).

Z těchto důvodů je důležité udržovat v *ex situ* chovných programech nejvyšší možnou genetickou variabilitu, k čemuž se osvědčila strategie chovu, která omezuje celkovou příbuznost populace na minimální úroveň. Toho se dosahuje pečlivým vedením chovu, který si ukládá dlouhodobé cíle (Rudnick a Lacy, 2008).

2. VĚDECKÁ HYPOTÉZA A CÍLE PRÁCE

2.1 VĚDECKÁ HYPOTÉZA

Hlavní hypotéza

Vzhledem k velmi malému počtu tygrů chovaných v zoo lze předpokládat, že je v rámci jednotlivých poddruhů rozšířen v chovech inbreeding.

Alternativní hypotéza

Přes malý počet tygrů není v rámci jednotlivých poddruhů rozšířen v chovech v zoologických zahradách inbreeding.

2.2 CÍLE PRÁCE

Diplomová práce má charakter vědecké práce, jejíž první část bude sestavena dle pravidel psaní prací z literárního přehledu sestaveného z poznatků získaných z odborné vědecké literatury. V této části práce budou použity některé kapitoly z mé bakalářské práce Příčiny ohrožení volně žijících populací jednotlivých poddruhů tygra *Panthera tigris* a přehled mezinárodních záchranných programů *ex situ* a *in situ*, které s tématem souvisí a budou doplněny o aktuální informace. Dále zde bude studována problematika inbreedingu v malých populacích, v malých populacích v zoo, v chovu tygrů, ale i u tygrů ve volné přírodě.

Druhá část práce pak bude založena na zjištění míry inbreedingu u výchozích populací všech poddruhů tygra chovaných v zoologických zahradách. Budou zjišťovány hodnoty individuálního koeficientu inbreedingu F_X za pomoci programu STAT/SOFT. Data pro tyto výpočty budou získána přepisem informací z mezinárodních plemenných knih do MS Excel.

3. PŘEHLED LITERATURY

3.1 TAXONOMIE DRUHU A PODDRUHŮ

Druh tygr byl popsán již v roce 1758 v díle *Systema Naturae* Carlem Linném jako *Felis tigris*. Dříve tygři obývali rozsáhlá území téměř celé Asie, od Turecka na západě po východní pobřeží Ruska (Nowell a Jackson, 1996). Za posledních 100 let tygři zmizeli z jihozápadní a střední Asie, ze dvou indonéských ostrovů (Jáva, Bali) a z rozsáhlých areálů jihovýchodní a východní Asie. Tygři tak přišli o 93 % svého historického rozsahu (Dinerstein et al., 2006). Dnes tygr turanský, balijský a jávský patří mezi vyhubené poddruhy a tygr jihočínský žije zřejmě již jen v zoologických zahradách.

3.1.1 VÝVOJ TAXONOMICKÉHO ČLENĚNÍ DRUHU *PANTHERA TIGRIS*

3.1.1.1 PŮVODNĚ UVÁDĚNÁ TAXONOMICKÁ KLASIFIKACE

Když Carl Linné v roce 1758 popsal svého *Felis tigris*, neměl nikde uchovaný žádný exemplář a ani nevedl, z jaké lokality zvíře pocházelo. Až později, v roce 1911, byla lokalita Thomasem určena jako Bengálsko a šlo tedy o tygra indického *Panthera tigris tigris*. Následoval za ním Illiger v roce 1815 s tygrem turanským *Panthera tigris virgata*, kterého popsal na základě kožešin z neznámého počtu zvířat. Poté, v roce 1844, Temminck popsal tygra ussurijského *Panthera tigris altaica* a tygra jávského *Panthera tigris sondaica* na základě dvou kožešin. Na počátku 20. století byl popsán tygr jihočínský *Panthera tigris amoyensis*, tygr balijský *Panthera tigris balica* a tygr sumaterský *Panthera tigris sumatrae* také na omezeném počtu jedinců. Pocock, který popsal tygra sumaterského v roce 1929, důkladně přezkoumával poddruhy tygrů pomocí kůží a lebek z Britského muzea a ve své práci poté určil základní rozlišovací prvky, a to velikost těla, pruhování a základní zbarvení, rozměry lebky a typické znaky na ní. Posledně pojmenovaný byl tygr indočínský *Panthera tigris corbetti*, kterého dle 19 lebek a 13 kožešin popsal Vratislav Mazák v roce 1968. Mazák vydal mnoho prací na toto téma a jeho klasifikace tygrů byla standardem ještě do nedávné doby. Ve svých vlastních studiích ji používalo mnoho vědců (Mazák, 2008).

Do roku 1965 byl také uváděn poddruh tygr korejský *Panthera tigris coreensis* popsán roku 1904 Brassem. Ten jej popsal na základě morfologických odlišností ve zbarvení a vzorování srsti mezi tygrem ussurijským a korejským. Ovšem historicky neexistovaly žádné významné bariéry mezi Korejským poloostrovem a teritorií tygra ussurijského na ruském Dálném východě

a v severovýchodní Číně, které by bránily genetickému toku mezi oběma populacemi, a tak došlo ke sloučení poddruhů. To se odehrálo ještě před možností genetického ověření. V roce 2012 chtěli vědci toto sloučení ověřit, ale populace tygra na Korejském poloostrově je zřejmě již vyhynulá, a tak byli odkázáni na čtyři muzejní exponáty tygrů odchycených na tomto území. U tří jedinců se potvrdilo, že jde o tygry ussurijské, ale čtvrtý exponát patřil poddruhu *Panthera tigris jacksoni*. Zřejmě to bylo způsobeno špatnou identifikací nebo označením exponátu. Toto zjištění má značný dopad pro ochranu a obnovu populace tygrů na Korejském poloostrově (Lee et al., 2012).

3.1.1.2 NOVÁ TAXONOMICKÁ KLASIFIKACE

Tradičně je uznáváno osm poddruhů tygra, z toho pět dnes žijících. Dříve byly poddruhy popisovány hlavně pomocí kranioetrie a jejich základního zbarvení a pruhování. Někteří vědci ovšem toto rozdělení považují za nespolehlivé, protože tyto znaky mohou být jen klinické u některých kusů a nemusejí ve skutečnosti vypovídat o tom, že se jedná o poddruh. Proto se dnes vztahy mezi poddruhy přezkoumávají hlavně pomocí biochemických a molekulárně genetických metod. Zde ovšem někteří vědci opět namítají, zda je vůbec možné ještě mluvit o poddruzích, pokud je jinak než pomocí genetických analýz nelze rozlišit (Cracraft et al., 1998). Tradiční čtyři poddruhy tygra z jihovýchodní Asie – pevninské poddruhy – byly popsány dle stavby a rozměrů lebky, zbarvení a pruhování a velikosti těla například v pracích Mazák (1968, 1979, 1981), Hemmer (1987) a Nowell a Jackson (1996).

V poslední době bylo provedeno mnoho studií (např. Cracraft et al., 1998, Wentzel et al., 1999, Luo et al., 2004; aj.) k vytvoření správné taxonomie, nicméně ty se ve výsledcích většinou značně rozcházejí (Mazák a Groves, 2006).

Dle Wentzel et al. (1999) si jsou všechny poddruhy geneticky velmi blízké a to naznačuje tzv. gene flow (tok genů) mezi všemi poddruhy až do konce pleistocénu, tedy do relativně nedávné doby, proto je podle něj tradiční vnitrodruhová taxonomie sporná. Také Kitchener (1999) píše, že změny ve velikosti těla, zbarvení a morfometrických znacích na lebce jsou často větší v rámci poddruhu než mezi vlastními poddruhy. Dále uvádí, že ve skutečnosti neexistují téměř žádné důkazy pro podporu klasifikace tolika poddruhů, protože za poslední dva miliony let nebyla mezi tygřími populacemi žádná významná geografická překážka, která by bránila toku genů mezi nimi, kromě pouště a moře v případě tygra turanského a ostrovních poddruhů. Cracraft et al. (1998) rozdělil tygry pouze na dva druhy, a to pevninský druh (*Panthera tigris*,

bez poddruhů) a ostrovní druh (*Panthera sumatrae*) a klade důraz na ochranu sumaterského tygra vzhledem k tomu, že je posledním žijícím ostrovním druhem.

Ovšem v roce 2004 Luo et al. uskutečnili studii s využitím molekulárně genetických metod a potvrdili existenci nejméně pěti, spíše šesti poddruhů. A to tygra ussurijského, indočínského, indického, jihočínského a sumaterského, a nově vyčlenili populaci tygra indočínského z Malajského poloostrova jako šestý poddruh *Panthera tigris jacksoni*. Byl pojmenován po ochranáři Peteru Jacksonovi a česky bychom jej mohli nazývat tygr malajský nebo Jacksonův (Robovský, 2007). Uznání nového poddruhu podpořil ve své práci i Mazák (2008) na základě biogeografických důkazů, ale nikoliv pomocí morfometrických důkazů, ovšem zdůraznil malou základnu zkoumaných vzorků. Nyní už by měl být shromážděn materiál všech tří vyhubených poddruhů i pro jejich taxonomické přezkoumání, který bude opět analyzovat Luo, jak sděluje Robovský (2007).

Mazák a Groves (2006) zkoumali tygry z jihovýchodní Asie, především ostrovní poddruhy. Pomocí různých kraniologických metod došli k závěru, že tygr sumaterský je naprosto odlišný od pevninských poddruhů a měl by být vyčleněn jako samostatný druh *Panthera sumatrae*. Také zjistili, že tygr jávský se dá zcela odlišit od tygra sumaterského a měl by být také uznán jako samostatný druh *Panthera sondaica*. Tygr balijský by pak měl být jeho poddruhem *Panthera sondaica balica*.

Nedávná analýza DNA tygra turanského ze vzorků pocházejících z muzejních exponátů také poukázala na vztah mezi tygrem turanským a tygrem ussurijským. Ukázalo se, že tyto dva poddruhy mají v genetické informaci minimum rozdílů. Analýza naznačila, že jejich společný předek teprve před deseti tisíci lety kolonizoval střední Asii z východní Číny a následně se rozšířil na Sibiř, kde tak vznikl poddruh tygra ussurijského (Driscoll et al., 2009). Toto zjištění vedlo k plánům na reintrodukci tygra turanského do jeho původního areálu, kde je dnes třikrát více vhodného místa, než jaké zaujímají tygři v Indii, a mohlo by zde žít až 1700 tygrů. Proto se dnes uvažuje o přemístění tygrů z ruského Dálného východu do některých oblastí dřívějšího areálu rozšíření tygra turanského (Driscoll et al., 2012).

Aktuální taxonomie dle Mammal species of the World (Wilson a Reeder, 2005).

V příloze číslo 1 na obrázku 1a a 1b a jsou zobrazeny všechny poddruhy.

Říše:	živočichové Animalia	Linnaeus, 1758
Kmen:	strunatci Chordata	Bateson, 1885
Podkmen:	obratlovci Vertebrata	Cuvier, 1812
Nadtřída:	čtyřnožci Tetrapoda	Gaffney, 1979
Třída:	savci Mammalia	Linnaeus, 1758
Nadřád:	placentálové Placentalia	Owen, 1837
Řád:	šelmy Carnivora	Bowdich, 1821
Podřád:	kočkotvární Feliformia	Kretzoi, 1945
Čeleď:	kočkovití Felidae	Fisher de Waldheim, 1817
Podčeleď:	velké kočky Pantherinae	Pocock, 1917
Rod:	<i>Panthera</i>	Oken, 1816
Druh:	tygr <i>Tigris</i>	Linnaeus, 1758
Poddruh:	tygr indický	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>tigris</i> (Linnaeus, 1758)
Poddruh:	tygr ussurijský	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>altaica</i> Temminck, 1844
Poddruh:	tygr jihočínský	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>amoyensis</i> Hilzheimer, 1905
†Poddruh:	tygr balijský	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>balica</i> Schwarz, 1912
Poddruh:	tygr indočínský	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>corbetti</i> Mazák, 1968
†Poddruh:	tygr jávský	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>sondaica</i> Temminck, 1844
Poddruh:	tygr sumaterský	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>sumatrae</i> Pocock, 1929
†Poddruh:	tygr turanský	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>virgata</i> Illiger, 1815
Neuznaný poddruh:	<i>Panthera tigris</i> spp. <i>jacksoni</i>	Luo et al., 2004

3.2 AREÁL ROZŠÍŘENÍ DRUHU *PANTHERA TIGRIS*

3.2.1 HISTORICKÝ AREÁL ROZŠÍŘENÍ DRUHU *PANTHERA TIGRIS*

Tygři byli v minulosti rozšířeni od nejvýchodnějšího Turecka, Zakavkazska a nejsevernějšího Íránu přes sovětskou střední Asii a severní Afghánistán, od horního Sindu, Kumaonu, Paňdžábu přes Indický poloostrov, Indočínu, Malajský poloostrov na Sumatru, Jávu a Bali. Z Indočíny kdysi osídlili rozlehlé oblasti východní Číny, kde pronikli podél velkých řek hluboko do centrálního území Číny. Dále na sever byli nalezeni v Mandžusku, Koreji a na jihovýchodní Sibiři, kde dosáhli nejsevernějších okrajů svého výskytu. Tygři zřejmě nikdy neosídlili Tibetskou plošinu, Írán jižně od Alborzkých hor, jižní Afghánistán, západní a jihozápadní Baluchistán v Pákistánu a spodní Sind, Srí Lanku a ostatní ostrovy Malajského souostroví – s výjimkou Sumatry, Jávy a Bali (Mazák, 1981). Také podle Kitchener (1999) tygr zřejmě nikdy nežil na Srí Lance, protože se na jih Indie dostal, na rozdíl od levharta, teprve po oddělení Srí Lanky od kontinentu.

Mazák (1980) uváděl, že existovaly určité záznamy o výskytu tygra na Borneu, ale ty nebyly dostatečně podložené. Tygr se také podle něj vyskytoval na ostrově Amoy, asi osm kilometrů od pobřeží Číny a údajně se vyskytoval i na ostrově Hajnan, kam měl přelouvat přes mořskou úžinu širokou asi 15 km. Také dle známého ruského cestovatele N. M. Převalského se prý tygři příležitostně objevovali i na ostrově Sachalin, kam v zimě přecházeli přes zamrzlou úžinu Tatarského průlivu (Mazák, 1980).

3.2.2 DNEŠNÍ AREÁL ROZŠÍŘENÍ DRUHU *PANTHERA TIGRIS*

Za posledních sto let byli tygři zcela vytlačeni z jihozápadní a střední Asie, z ostrovů Bali a Jáva a z rozsáhlých území v jihovýchodní a východní Asii. Ztratili tak 93 % z jejich historického území (Dinerstein et al., 2006).

V současné době se tygři vyskytují ve 13 státech – Bangladéši, Bhútánu, Kambodži, Číně, Indii, Indonésii (Sumatra), Laosu, Malajsii, Myanmaru, Nepálu, Rusku, Thajsku a Vietnamu. Mohou ještě přežít v Severní Koreji, ale v poslední době z této oblasti nejsou žádné potvrzené údaje, takže je zde tygr pravděpodobně vyhynulý. Zcela vyhynul v Afganistánu, Íránu, Kazachstánu, Kyrgystánu, Pákistánu, Singapuru, Tádžikistánu, Turecku, Turkmenistánu a Uzbekistánu (Chundawat et al., 2011). Wilson a Reeder (2005) uvádějí dále mezi státy, kde již

tygr vyhynul, Thajsko, Gruzii, Irák a také Severní Korea. Mapa historického i současného rozšíření tygrů se nachází v příloze číslo 2.

3.2.3 STRUČNÝ VÝSKYT JEDNOTLIVÝCH PODDRUHŮ

3.2.3.1 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS TIGRIS* – TYGR INDICKÝ

Tygr indický obýval celou Přední Indii od Kumaonu a jižních svahů Himálaje až po samý jih Indického poloostrova, dále Bangladéš, Ásam a severozápadní Barmu (Mazák, 1980).

V roce 2010 oblast osídlená tygry činila 81 881 km² s odhadovanou populací 1 706 tygrů. Přestože to byl od roku 2008, kdy proběhla stejná studie, nárůst populace o 20 %, rozloha jejich stanovišť klesla o 12,6 %. Tento pokles se týkal hlavně tygřích koridorů, což jsou životně důležité trasy pro dlouhodobé přežití jednotlivých populací (Jhala et al., 2011).

3.2.3.2 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS ALTAICA* - TYGR USSURIJSKÝ

Tygr ussurijský dříve obýval celou oblast povodí řeky Amur, od jeho horního toku v Zabajkalí až po jeho ústí do Ochotského moře, dále povodí Ussuri, povodí Sungari, Velký a Malý Chingan a celou Koreu. V přírodě byl na většině někdejšího areálu vyhuben. Udržel se jen v několika téměř izolovaných oblastech při středním toku Amuru a v pohoří Sichte Alin. Vzácně se vyskytoval v pohoří Velký Chingan v bývalém Mandžusku v Číně (Mazák, 1980).

Dnes, jen s několika zbylými jedinci v Číně a s neznámým počtem v Severní Koreji, se zachování tohoto poddruhu stalo především úkolem Ruska, kde se vyskytuje na nejméně 180 000 km² Primorského a Chabarovského kraje na jihu ruského Dálného východu (Miquelle, 2010).

3.2.3.3 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS AMOYENSIS* - TYGR JIHOČÍNSKÝ

Historický areál tygra jihočínského se původně rozkládal na obrovském území zhruba 2 000 km od východu na západ a 1 500 km severojižním směrem. Z východu byl ohraničen provinciemi Jjiangxi a Zhejiang (po 120° v. d.) a na západě provinciemi Guizhou a Sichuan (cca 100° v. d.). Na severu zasahoval až do pohoří Qinling a oblasti Žluté řeky (po 35° s. š.), na jihu se pak vyskytoval až v provinciích Guangdong, Guangxi a Yunnan (po 21° s. š.). V současné době se tygr jihočínský vytratil prakticky z celého areálu rozšíření a stal se tak nejvzácnějším poddruhem tygra na světě (Suchomel, 2009).

Při terénních průzkumech v letech 2001 a 2002 však již nebyly nalezeny žádné stopy po volně žijících tygrech v oblasti jejich původního areálu (Tilson et al., 2004). Poslední tygr jihočínský byl ve volné přírodě spatřen v roce 1994, zbývající jedinci dnes žijí jen v několika čínských zoologických zahradách. Dnes je často zařazován již mezi vyhynulé poddruhy.

Podle Suchomela (2009) však někteří vědci předpokládají, že několik posledních jedinců se ve volné přírodě ještě může vyskytovat. Je ovšem podle něj otázkou, zda současné zničení a roztržštění stanovišť a nedostatek kořisti vůbec přežití posledních tygrů v přírodě umožňuje.

3.2.3.4 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS BALICA* - TYGR BALIJSKÝ

Tygr balijský se vyskytoval na ostrově Bali v Indonésii. Naposledy byl spatřen ke konci 30. let 20. století na západě Bali. V roce 1941 byl založen Národní park Bali Barat v oblasti, kde byli tygři dříve pozorováni. Přesto tygr balijský vyhynul pravděpodobně na konci druhé světové války, nejpozději na počátku 50. let 20. století. Vyhynutí tohoto poddruhu zavinil jeho lov, ztráta vhodných stanovišť a kořisti. Nedochoval se ani v lidské péči (Jackson a Nowell, 2008a).

3.2.3.5 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS CORBETTI* - TYGR INDOČÍNSKÝ

Tygr indočínský obývá nejjižnější Čínu (Yunnan), jih indočínského regionu a jih Malajského poloostrova (Wilson a Mittermeier, 2009).

Zatím neuznaný poddruh *Panthera tigris jacksoni* popsán Luo et al. v roce 2004, který ho oddělil právě od populace tygra indočínského, obývá Malajský poloostrov.

3.2.3.6 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS SONDAICA* - TYGR JÁVSKÝ

Tygr jávský obýval ostrov Jáva v Indonésii. Naposledy byl spatřen v Národním parku Meru Betiri v roce 1976. Pravděpodobně ale zmizel z velké části ostrova již ve 40. letech 20. století. Příčiny jeho vyhynutí byly stejné jako v případě tygra balijského a ani tygr jávský nezůstal zachován v lidské péči (Jackson a Nowell, 2008b).

3.2.3.7 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS SUMATRAE* - TYGR SUMATERSKÝ

Dnes většina volně žijících tygrů sumaterských obývá 12 tygřích chráněných oblastí (TCL - Tiger Conservation Landscapes), které pokrývají téměř 88 000 km² (Dinerstein et al., 2006).

Wibisono a Pusparini (2010) zkoumali výskyt tygrů na Sumatře. Za pět let jejich pozorování, v letech 2005 až 2010, se tygři pravidelně vyskytovali na 27 stanovištích a zřejmě se vyskytovali na dvou dalších, celkem o rozloze asi 140 226 km². Pouze 29 % z těchto stanovišť jsou však chráněné oblasti.

Tygři sumaterští zaujímají širokou řadu stanovišť od 0 m n. m. v pobřežním nížinném lese Národního parku Bukit Barisan Selatan na jihovýchodním cípu provincie Lampung až do výšky 3 200 m n. m. v horských lesích Národního parku Gunung Leuser v provincii Aceh. V poslední době jsou také stále častěji fotografováni ve výšce 2 600 m n. m. v drsných oblastech severní Sumatry (Wibisono a Pusparini, 2010).

3.2.3.8 VÝSKYT PODDRUHU *PANTHERA TIGRIS VIRGATA* - TYGR TURANSKÝ

Tygr turanský obýval Zakavkazí, jihovýchodní a východní Turecko, severní Írán a Asii od jihovýchodních břehů Kaspického moře až po jezero Aralské a jezero Balchaš. Vedle toho žil i v severním Afghánistánu, západní Sibiři, v nejzápadnějších částech Mongolska a ve střední Asii až po oblast jezera Lob-nor (Mazák, 1980). Vyhnutí kaspických tygrů zapříčinil lov tygrů i jejich kořisti a ztráta lokalit, zvláště přeměnou na vinice. Poslední tygr kaspický byl pozorován v roce 1970. Žádný jedinec není dnes v lidské péči (Jackson a Nowell, 2011).

3.2.4 TYPY OBÝVANÝCH BIOTOPŮ

Tygry můžeme nalézt na mnoha různých typech stanovišť v závislosti na poddruhu (Wilson a Mittermeier, 2009). Dle Nowell a Jackson (1996) mohou být shrnuty požadavky pro tygří stanoviště a stručně charakterizovány jako biotopy s některou z forem hustě rostoucí vegetace, s dostatkem velké kopytnaté kořisti a se stálým přístupem k vodě.

V Indii tygři indiští obývají tropické vlhké stálezelené a částečně stálezelené lesy Ásamu, mangrove Západního Bengálska a sousední Bangladéše, obrovské rozlohy suchých opadavých lesů na centrální náhorní plošině, tropické mlžné a suché listnaté lesy Západního Ghátu a trnité lesy Rajastánu a Gujartu. V Národním parku Ranthambhore v Rajastánu tygři využívají k odpočinku během dne také staré chrámy a pevnosti. Jižně od Himalájí tygři obývají pás údolní nivy, kde dominují močály, bažiny, jezera a louky hustě zarostlé vysokou vegetací smíšené se záplavovými lesy. Vrcholná forma vlhkých listnatých lesů, tzv. salové lesy, tvořené porosty shorey silné *Shorea robusta* se zde nachází na svazích přilehlých kopců (Wilson a Mittermeier, 2009).

Tygři ussurijští na ruském Dálném východě žijí v nízkých hornatých terénech. Lesní porosty zde tvoří převážně borovice *Pinus* spp., břízy *Betula* spp., duby *Quercus* spp., jedle *Abies* spp. a smrky *Picea* spp.. Během zimy se musí potýkat s hlubokým sněhem a nízkou teplotou, která může klesnout až k -34°C (Wilson a Mittermeier, 2009).

Tygr jihočínský v Číně obýval travnaté houštiny, horké subtropické stálezelené lesy a smíšené lesy s převahou dubů a topolů *Populus* spp. (Wilson a Mittermeier, 2009).

Na Sumatře a v Malajsii se tygři sumaterští a indočínské vyskytují v nížinných vlhkých tropických deštných lesích, kde srážky překračují každoročně 2 000 mm (Wilson a Mittermeier, 2009).

V Turkmenistánu, Uzbekistánu a Tádžikistánu byli tygři turanští nalezeni v povodí řek a jezer, kde lovili v houštinách nízkých stromů, křovin a rákosí, známých jako tugai (Wilson a Mittermeier, 2009). Tráva v tugai dorůstala do výšky až šesti metrů a pokud zde tygři lovili, vzepjali se někdy na zadní končetiny nebo vyskočili, aby viděli svou kořist (Nowell a Jackson, 1996).

Podle Mazáka (1980) bývali tygři často sledováni při výstupu i vysoko do hor. Dokonce byli zaznamenáni ve 4 360 m n. m. v Sikkimu. Avšak podle nových informací a terénních sledování jsou běžnější lokality okolo 2 000 až 3 000 m n. m. v Himálajích a Alatau a 1 500 až 1 600 m n. m. v Sichote Alinu. Většina oblastí s výskytem tygrů však bývá hluboko pod 2 000 m n. m. (Wilson a Mittermeier, 2009). V Bhútánu byly pořízeny fotografie tygrů ve výšce přesahující 4 500 m n. m. (Chundawat et al., 2011).

3.3 OCHRANA

Tuto kapitolu podrobně rozebírám ve své bakalářské práci Příčiny ohrožení volně žijících populací jednotlivých poddruhů tygra *Panthera tigris* a přehled mezinárodních záchranných programů *ex situ* a *in situ*, Eliška Staňková, 2013.

Tygr je jedním z nejohroženějších druhů na světě. V 19. století se jejich počet odhadoval na 100 tisíc a tygr obýval většinu asijského kontinentu. Dnes se jejich počet odhaduje na 3 tisíce zvířat žijících v omezených oblastech (Driscoll et al., 2009, Tilson a Nyhus, 2010). Tygři obývají pouhých 7 % svého historického areálu a hrozby stále nabývají na intenzitě, místo aby se nám je

dařilo omezovat (Dinerstein et al., 2006). IUCN sestavila seznam nejvýznamnějších hrozeb, které jsou vyjmenovány v příloze číslo 3. Z toho tři mají největší dopad na klesající stavy tygrů.

Nejhorší hrozba dnes je nelegální lov tygrů a obchod s částmi jejich těl především pro tradiční asijskou medicínu. To vedlo k jejich nedávnému zmizení z rozsáhlých oblastí jinak vhodných stanovišť a nadále to pokračuje neudržitelným tempem (Chundawat et al., 2011). Rostoucí ekonomika v mnoha asijských zemích dovoluje, aby si více spotřebitelů mohlo koupit produkty z tygrů (Dinerstein et al., 2007). Gratwicke et al. provedli v roce 2008 průzkum mezi obyvateli 6 čínských měst. Otázky se týkaly období po roce 1993, kdy začal v Číně platit zákaz obchodu s tygřími orgány. Zjistili, že 43 % dotázaných konzumovalo nějaký výrobek, který údajně obsahoval tygří orgány. Toto číslo ale považují výzkumníci za podhodnocené, neboť všichni dotázaní nemuseli odpovědět pravdivě. Z dotázaných, kteří konzumovali tygří výrobky, 71 % prohlásilo, že upřednostňují výrobky z tygrů z volné přírody před těmi z farmových odchovů. Převážně užívané výrobky byly náplasti (38 %) a víno (6,4 %) z tygřích kostí. Celkem 88 % dotázaných vědělo, že kupovat či prodávat tygří výrobky je nezákonné. Z dotázaných 93 % souhlasilo, že zákaz obchodu s tygřími orgány byl nezbytný pro ochranu volně žijících tygrů. Ze studie tedy vyplývá, že minimální potenciální trh pro tygří výrobky jen ve městech Číny, pokud budeme počítat obyvatele nad 18 let, je 43 %, což odpovídá 157 milionům obyvatel.

Asie je hustě obydlený a rychle se rozvíjející kontinent. Mýcení původní vegetace pro získávání zemědělské půdy, pro lesní hospodaření a těžbu dřeva, pro lidská sídla a průmysl je hlavní důvod ztráty a roztržitosti stanovišť vhodných pro tygry. Odlesňování je zejména výrazné na Sumatře a v Myanmaru. Pro zachování životaschopné populace tygrů jsou zapotřebí dostatečně velké oblasti co nejméně narušené krajiny s dostatkem jejich přirozené kořisti velkých kopytníků. Ti ovšem také čelí silnému tlaku lidského lovu a navíc konkurují domácím hospodářským zvířatům v nárocích na pastvu (Chundawat et al., 2011). Pro četnost populace tygrů jsou hlavní dva faktory, a to hustota výskytu kořisti a velikost kořisti. Dle studií existuje silně pozitivní vztah mezi hojností velkých kopytníků a velikostí populace tygrů. Také platí, že rozdíl mezi přežíváním tygrů a zdravou populací tygrů tkví právě v dostatku velké kořisti a v její dostatečně velké populaci (Tilson a Nyhus, 2010).

Třetí velkou hrozbou jsou útoky tygrů na lidi a jejich dobytek, což vede k nesnášenlivosti místních vůči tygrům a neúměrným odvetným lovům. Nejvíce úmrtí po útoku bývá zaznamenáno

v oblasti Sundarbans v Bangladéši, kde například v letech 2001 - 2003 bylo v mangrovových lesích zabito 41 lidí (Chundawat et al., 2011). Mezi lety 1987 - 1997 bylo na Sumatře nahlášeno 146 zabití člověka tygrem. V následujících odvetných honech bylo za stejné období zabito 265 tygrů a 97 jich bylo odchyceno (Wibisono a Pusparini, 2010).

3.3.1 STATUS OHROŽENÍ DLE IUCN

Celý druh tygr *Panthera tigris* je dle IUCN řazen mezi ohrožené druhy (Endangered). Status jednotlivých poddruhů se liší.

Tygr indický (*Panthera tigris tigris*) – EN - Endangered (ohrožený)

Tygr usurijský (*Panthera tigris altaica*) – EN - Endangered (ohrožený)

Tygr jihočínský (*Panthera tigris amoyensis*) – CR - Critically endangered (kriticky ohrožený)

Tygr balijský (*Panthera tigris balica*) – EX - Extinct (vyhynulý)

Tygr indočínský (*Panthera tigris corbetti*) – EN - Endangered (ohrožený)

Tygr jávský (*Panthera tigris sondaica*) – EX - Extinct (vyhynulý)

Tygr sumaterský (*Panthera tigris sumatrae*) – CR - Critically Endangered (kriticky ohrožený)

Tygr turanský (*Panthera tigris virgata*) – EX - Extinct (vyhynulý)

Panthera tigris jacksoni – EN - Endangered (ohrožený)

(Chundawat et al., 2011)

Dle CITES patří všechny poddruhy do přílohy I, mezi druhy bezprostředně ohrožené vyhubením. Podle kategorizace CITES v rámci Evropské Unie patří do přílohy A. Mezinárodní obchod s těmito druhy nebo částmi jejich těl je zakázán a povolován jen výjimečně, např. pro zoologické zahrady a vědecké účely (Beneš, 2012).

3.3.2 MEZINÁRODNÍ PROGRAMY EX SITU

Ochrana druhu *ex situ* znamená ochranu druhu v umělých podmínkách chovu. Zde se ale může objevit hrozba ztráty genetické variability u malých populací. Mohlo by zde vyskytovat příbuzenské křížení neboli inbreeding (Gaisler a Zima, 2007). Inbreeding popíši v samostatné kapitole. Základním cílem programů *ex situ* je podpora ochranné práce *in situ*, včetně toho, že fungují jako demografické a genetické rezervoáry (WAZA, 2005).

V Evropě vede společnou snahu o záchranu druhů a předcházení inbreedingu EAZA. V současnosti existuje evropský záchranný program EEP pro tygra usurijského a tygra sumaterského (EAZA, 2014). Hlavním zdrojem pro správné vedení záchranných programů

ex situ je mezinárodní plemenná kniha - ISB, kterou zaštiťuje WAZA. Pro všechny žijící poddruhy tygra vede tyto knihy zoologická zahrada v Lipsku (WAZA, 2014b).

Dle databáze ISIS (2015) je na světě nyní chováno celkem 1 761 tygrů, z toho 820 samců, 921 samic a 16 zvířat bez určení pohlaví. Za poslední rok se narodilo 137 mláďat. Nejvíce jsou chováni v institucích v Evropě, Asii a Severní Americe, méně často jsou chováni v Africe, Jižní Americe, Austrálii a Oceánii. Tygr indický se chová v počtu 346 jedinců, z toho 172 samců a 170 samic. Za poslední rok se narodilo 15 mláďat. Nejčastěji jsou chováni v Asii, naopak v Africe jsou chováni jen na jednom místě a v Austrálii se nechovají vůbec. V ostatních regionech se chovají jen málo. V České republice se nechovají. Tygr ussurijský je chován v počtu 497 jedinců, z toho 209 samců, 285 samic a 3 jedinci bez určeného pohlaví. Za poslední rok se narodilo 35 mláďat. Nejčastěji je chován v Evropě a Severní Americe, méně v Asii, v Jižní Americe jen ve dvou zařízeních a v Africe opět jen v jedné instituci, v Austrálii se nechovají. V České republice je chován v Zoo Hodonín, Zoo Olomouc, Zoo Ostrava, Zoo Plzeň a Zoo Praha a nově je chován v Zoo Hluboká nad Vltavou. O tygru jihočínském nejsou v databázi ISIS údaje, posledních několik desítek zvířat je chováno jen na území Číny. Tygr indočínský se v lidské péči drží v počtu 51 jedinců, z toho 20 samců a 31 samic. Za poslední rok se nenarodilo žádné mládě. Je chován pouze na 4 místech v Asii, na 2 místech v Evropě a v jedné instituci v Severní Americe. Tygr sumaterský se chová v celkovém počtu 257 jedinců, z toho 121 samců, 132 samic a 4 jedinci bez určeného pohlaví. Za poslední rok se narodilo 36 mláďat. Nejvíce se chovají v Evropě a Severní Americe, méně v Austrálii a Asii a v jedné instituci v Jižní Americe. V České republice je chován v Zoo Brno, Zoo Jihlava a v Zoo Praha. *Panthera tigris jacksoni* se chová v počtu 78 jedinců, z toho 47 samců a 31 samic. Za poslední rok se narodilo 11 mláďat. Nejvíce je chován v Severní Americe, dále v 7 institucích v Evropě a ve dvou institucích v Asii. V Africe, Austrálii a Jižní Americe není chován. V České republice je chován v Zoo Brno, Zoo Praha a v Zoo Ústí nad Labem. Jako tygr bez rozlišení poddruhové příslušnosti se chová 532 jedinců, z toho 251 samců, 272 samic a 9 jedinců bez rozlišení pohlaví. Za poslední rok se narodilo 40 mláďat. Nejvíce jsou chováni v Evropě a Severní Americe, méně často v Asii a Jižní Americe, v několika institucích jsou i v Austrálii a Africe. V České republice jsou chováni v Zoo Liberec (ISIS, 2015).

Jako další možnosti ochrany druhu *ex situ* jsou podporovány investice do vědy, výzkumu a environmentálního vzdělávání. To má vést k zachování životního prostředí. Dále se podporuje

boj proti klimatickým změnám, dobré životní podmínky zvířat neboli welfare a mezinárodní kampaně (WAZA, 2014a).

Přímo pro tygry byla zaměřena kampaň EAZA a 21 st Century Tiger. Tiger Campaign (Kampaň Tygr) proběhla v letech 2002 - 2004. Měla za cíl ukázat široké veřejnosti hrozby, kterým tygři čelí ve volné přírodě a upozornit na roli zoologických zahrad jako záchranných organizací. Během kampaně byly vybrány finanční prostředky, které byly rozděleny mezi několik projektů pro ochranu tygrů v přirozeném prostředí. Projekty byly zaměřeny především na analýzu boje s pytláky, zkoumání nelegálního obchodu s částmi tygřích těl, mapování a navrzení nových chráněných území, na environmentální vzdělávání místních, vycvičení zaměstnanců parků a na podpoření místních úřadů k přijímání zákonů na ochranu přírody (EAZA, 2010).

V nedávné době proběhla naopak kampaň zaměřená na ochranu území a druhů, které je obývají. Southeast Asia Campaign neboli Kampaň Jihovýchodní Asie pořádala EAZA a IUCN v letech 2011 - 2013. IUCN stanovila příčiny ohrožující místní druhy a jako hlavní označila nelegální obchod, organizovaný lov a ztrátu stanovišť. Kampaň cílila hlavně na evropskou veřejnost, instituce a obchodníky a jejich informovanost ohledně hrozeb a ochrany této části Asie. Dalším cílem bylo vytvořit fond pro projekty na ochranu druhů v jihovýchodní Asii a pomáhat při potlačování nelegálního obchodu a lovu ohrožených druhů. Kampaň také poukazovala na vliv spotřebitelského chování Evropanů na zachování druhů (EAZA, 2013).

3.3.3 MEZINÁRODNÍ PROGRAMY *IN SITU*

Ochrana druhu *in situ* znamená ochranu jeho přirozeného prostředí, ekosystému a stanoviště. Jsou zakládána chráněná území a nejlépe i koridory, které je propojují (Gaisler a Zima, 2007).

Problémem mnoha chráněných území pro tygry je příliš malá rozloha pro dlouhodobé zachování životaschopných a zdravých populací tygrů (Carroll a Miquelle, 2006). Dnes jsou zakládány větší chráněná území, v kterých leží menší chráněné oblasti, kde žijí malé populace tygrů. Tyto oblasti se spojují koridory, což dovoluje menším populacím vytvořit jednu velkou. Právě koridory mohou tygrům usnadnit jejich přirozené projevy chování jako například odchod mladých jedinců z rodného teritoria a hlavně umožnit genetický tok mezi jednotlivými populacemi (Dinerstein et al., 2007).

Tyto koridory a nárazníkové neboli hraniční oblasti chráněných území dovolují snižovat využívání krajiny lidmi v okolí na přijatelnou úroveň. Na druhou stranu lokality s vysokou mírou osídlení a rozvíjející se infrastrukturou a průmyslem vytváří pro přesuny tygrů neproniknutelnou bariéru. Snižují genetickou výměnu mezi jednotlivými populacemi různých volně žijících druhů a ti jsou poté náchylnější k místnímu vymírání (Jhala et al., 2011).

Přezkoumáním tygřích chráněných oblastí (TCL) se zjistilo, že jen 21 % těchto oblastí je chráněno zákonem. Obecně byly špatně spravovány, rozpočtově omezeny a vymáhání zákonů zde bylo obtížné. Jako hlavní hrozba byl nejčastěji uváděn lov. Navíc jsou v TCL běžně poskytnuty koncese pro těžbu surovin jako je dřevo, ropa, zemní plyn, nerosty atd. (Forrest et al., 2011).

V roce 2009 proběhla studie, z které vyplynulo, že v rozsáhlých oblastech jihovýchodní Asie se již tygři vůbec nevyskytují a i jejich kořist je zde díky lovcům vyčerpána. Tato studie použila odlišnou metodiku k určení důležitosti oblasti pro tygry, než bylo doposud běžné. Byly definovány zdrojové lokality jako oblasti s potvrzenou současnou přítomností tygrů s důkazy o odchovech, s přítomností populace alespoň 25 samic schopných reprodukce a oblast musela být součástí většího biotopu, kde by mohlo dlouhodobě žít více než 50 samic v reprodukčním věku. Samozřejmě musely být lokality právně chráněny. To vedlo k identifikaci 42 zdrojových lokalit o celkové velikosti zhruba 90 000 km². Nejvíce jich je v Indii, a to 18, na Sumatře 8 a na ruském Dálném východě 6 zdrojových lokalit. Malajsie a Nepál mají 3, Thajsko 2 a Bangladéš a Laos po 1 zdrojové lokalitě. Žádné odpovídající lokality nebyly nalezeny v Kambodži, Číně, Myanmaru a Vietnamu, i když potenciálně vhodné lokality zde existují. V Bhútánu zatím nebylo provedeno šetření (Walston et al., 2010a, Walston et al., 2010b). Mapa zdrojových lokalit, potenciálně vhodných lokalit a TCL se nachází v příloze číslo 4.

Z celkových 90 000 km² je téměř 20 %, tedy 17 000 km², v Rusku a 16 000 km² v Indii. Pokud dnes přežívá ve volné přírodě mezi 2 200 a 3 200 tygry, znamená to, že 70 % tygří populace žije na 6 % jejich dnešního potenciálního areálu rozšíření (TCL) a na méně než 0,5 % jejich historického areálu rozšíření (Walston et al., 2010a, Walston et al., 2010b).

Walston a kol. (2010b) vyzývali před mezinárodním summitem o záchraně tygrů ke zvýšené a přísné ochraně právě zdrojových lokalit. Jde totiž o několik malých semknutých oblastí s malým počtem zbývajících tygrů ve volné přírodě. Ochrana těchto zbývajících tygrů je prvořadá. Doporučili, aby se na ruském summitu zaměřili na ochranu zdrojových lokalit.

Strategie by měly být finančně a politicky uskutečnitelné. Pouze pokud budeme schopni zastavit úbytek tygrů ve zdrojových lokalitách, budeme schopni úspěšně spravovat populace tygrů na rozsáhlých územích. K tomu potřebujeme dlouhodobou strategii obnovy, kde ochrana zdrojových lokalit je jen jedním prvkem. U druhů jako je tygr, druhů žijících na rozlehlém území a přitom s nízkou populační hustotou, je velmi důležité krajinné plánování. Krajina musí zůstat pro tygry průchozí a zdrojové lokality musí být uvnitř těchto území. To vyžaduje přísné limity pro přeměny stanovišť a pro rozvoj infrastruktury. Dále se musíme zaměřit na nelegální obchod s tygřími výrobky a jeho omezení. To vše zahrnuje podporu místních politiků, vlády státu, podporu široké veřejnosti, podporu mezinárodní a tato spolupráce musí přetrvávat po celá desetiletí. Dle Walston et al. (2010a) již můžeme pozorovat některé úspěšné oblasti jako například ruský Dálný východ, Západní Ghát v Indii, Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary v Thajsku a Nam-Et Phou Louey Národní chráněná oblast v Laosu.

Mezinárodní summit na záchranu tygrů se konal v ruském Petrohradě roku 2010, což byl mezinárodní rok biodiverzity a podle čínského kalendáře rok tygra. Zúčastnili se zástupci států, kde tygří populace žijí, zástupci států, které chtějí k ochraně tygrů přispět, odborníci na ochranu tygrů a nevládní organizace pro ochranu přírody. Na summitu byly určeny jako hlavní příčiny ohrožení roztržení a ničení přirozených stanovišť, pytláctví zaměřené vůči tygrům a jejich kořisti a nezákonný obchod s výrobky z tygřích těl. Byla zde také zdůrazněna role místních komunit v ochraně tygrů. Země, kde tygři stále žijí, si daly za cíl do roku 2022, dalšího roku tygra, zvětšit populaci tygra ve volné přírodě na dvojnásobek. Ke společné snaze vyzvaly i mezinárodní společenství (Global Tiger Initiative Secretariat, 2011).

3.4 REPRODUKCE

3.4.1 ROZMNOŽOVÁNÍ VE VOLNÉ PŘÍRODĚ

Tygři se mohou rozmnožovat po celý rok, ale nejčastěji probíhá páření od konce listopadu do začátku dubna (Nowell a Jackson, 1996). Ve volné přírodě trvá říje sedm dní a estrální cyklus průměrně 15 - 20 dní (Smith a McDougal, 1991). Dle Wilson a Mittermeier (2009) trvá říje v lidské péči průměrně 5 dní a ve volné přírodě jsou spolu samec se samicí zřídka déle než dva dny. Říje samic bývá doprovázená typickými projevy jako je válení, otírání se, prohýbání hřbetu a takzvaný prustening. Prustening jsou tiché, funivé zvuky vydávané na pozdrav (Brown, 2011). Pokud samice ztratí svůj vrh, nová říje přichází za několik týdnů, v průměru za 17 dní (Nowell a Jackson, 1996).

Samice je březí 104 až 106 dní. K porodu dochází v doupatech, které jsou samicí pečlivě střeženy (Wilson a Mittermeier, 2009). Průměrná velikost vrhu je 3 mlád'ata, ale může se narodit 1 - 7 mlád'at. Ve volné přírodě jsou samice nejčastěji viděny s 2 - 3 mlád'aty (Smith a McDougal, 1991) a dle Wilson a Mittermeier (2009) neodchovávají více než 3 - 4 mlád'ata. Mlád'ata se rodí hluchá, slepá a váží 785 až 1 610 g. Samice kojí po dobu 3 až 6 měsíců. Mladí tygři se zcela osamostatní v 18 až 20 měsících, někdo uvádí až 28 měsíců (Wilson a Mittermeier, 2009). V parku Chitwan byla úmrtnost mlád'at v prvním roce života 34 %, z toho v 73 % případech samice ztratila celý vrh důsledkem požáru, povodně nebo infanticidy. Úmrtnost v druhém roce života mlád'at byla 17 %, ale jen v 29 % případech to byl celý vrh. Mezidobí u samic trvá 20 - 24 měsíců. U samic, které přijdou o své mladé do 14 dnů po porodu, bylo pozorováno mezidobí 8 měsíců (Smith a McDougal, 1991).

Samice se poprvé páří ve věku 3,5 let a samci ve věku téměř 5 let. Ve volné přírodě trvá reprodukční období samice okolo 6 let, u samců to jsou necelé 3 roky (Smith a McDougal, 1991). Doba, po kterou jsou samci zapojeni do reprodukce, je vázána na to, jak dlouho dokážou obhájit své teritorium (Richards a Tyabji, 2008). Byli tak pozorováni samci, kteří dokázali obhájit své teritorium jen 7 měsíců, ale i výjimeční samci, kteří obhajovali své teritorium po dobu téměř 6,5 let (Smith a McDougal, 1991).

3.4.2 ROZMNOŽOVÁNÍ V LIDSKÉ PÉČI

Porozumění faktorům, které ovlivňují reprodukci a přežívání mlád'at, je klíčové pro řízení chovů ohrožených zvířat žijících v zoologických zahradách. Tygři jsou jedním z nejčastěji chovaných druhů. Společné chovné programy jsou koordinovány různými regionálními institucemi po celém světě a vytvářejí genetickou rezervu tím, jaké chovné doporučení vydají. Všechna tato doporučení mají vést k udržení genetické rozmanitosti a demografické stability populací. Nicméně existuje poměrně málo studií zabývajících se faktory, které ovlivňují chovatelské úspěchy a přežívání mlád'at tygrů v porovnání s intenzivně studovanými chovy například lvů *Panthera leo* a gepardů *Acinonyx jubatus* (Saunders et al, 2014).

Saunders et al. (2014) provedli rozsáhlý výzkum v chovech v amerických zoologických zahradách. Zjistili, že úspěšné odchovy se zvyšovaly do pátého roku života samice, poté opět klesaly. Zkušené samice měly tedy větší úspěch. Největší šanci na přežití měla mlád'ata z 3 - 4 členého vrhu. To je zřejmě způsobeno tím, že samice mají 4 mléčné žlázy. Ale například u lvů chovaných v lidské péči i ve volné přírodě se samice méně starají o jedno mládě vzhledem k

pravděpodobnosti, že následující vrh může mít větší šanci na přežití (Rudnai, 1973). Vliv na úspěšný odchov také mělo, zda chovná instituce v posledních pěti letech měla vrh mláďat a zda samec a samice již byli umístěni ve stejné instituci (Saunders et al., 2014).

Dále měření hladiny estrogenu zjistili, že frekvence a délka ovariálních cyklů se nelišily vzhledem k věku nebo počtu porodů. Proto předpokládají, že nedostatek nebo prodloužení cyklů není vysvětlením pro klesání chovného úspěchu s věkem. Je tedy možné, že toto klesání způsobuje zhoršování kvality vajíček nebo patologické projevy na děloze.

Některé studie ukazují na to, že neustálé vystavení možným partnerům, jako například společné ubytování páru i mimo období říje, podporuje u kočkovitých šelem úspěšnou reprodukci (Rouck et al., 2005, Bashaw et al., 2007, Miller et al., 2011). Ale jiné studie naopak odhalily, že společné umístění má na úspěch odchovu negativní vliv a páry by k sobě měly být připouštěny jen v období říje (Kinoshita et al., 2011a, Kinoshita et al., 2011b). To, zda jsou tygři umístěni ve stejné instituci nebo musí být převezeni, také ovlivňuje úspěch odchovu tím, že převoz může být zpožděn, nebo stresem, který převoz vyvolá (Moreira et al., 2007). Toto potvrzuje studie Saunders et al. (2014), zoologické zahrady, které měly tygry ubytované spolu na stejném místě, byly v chovu více úspěšné. Tomuto chovatelskému úspěchu napomáhají i strategické přesuny v očekávání budoucích chovných doporučení.

Vliv typu odchovu mláďat, zda je odchová matka nebo ošetřovatel, je u kočkovitých šelem velmi málo prozkoumaný. Dle posledního průzkumu je přežití mláďat mírně vyšší, pokud jsou odchována matkou (Saunders et al., 2014).

Umělé oplodnění může pomoci předcházet příbuzenskému křížení a ztrátě genetické rozmanitosti v populacích ohrožených druhů v lidské péči. Nicméně jeho úspěšnost zůstává přes veškeré úsilí stále rozporuplná pro mnohé volně žijící kočkovité šelmy včetně tygrů (Pukazhenti a Wildt, 2004, Graham et al., 2006). Například u tygrů ussurijských byly do roku 2013 hlášeny jen tři úspěšné případy umělé inseminace (Fukui et al., 2013), a to při laparoskopickém nitroděložním oplození (Donoghue et al., 1993, Armstrong, 2004) a při intravaginálním oplozením (Chagas e Silva et al., 2000).

Dle Fukui et al. (2013) je u tygrů ussurijských průměrný počet spermií v ejakulátu $294,3 \pm 250,2 \times 10^6$, z toho $82,4 \pm 11,4$ % pohyblivých spermií. Optimální počet spermií pro umělou inseminaci není u tygrů jasný. Při pokusech Graham et al. (2006) provedli u 9 samic

laparoskopicky nitroděložní oplození s $62,5 - 340 \times 10^6$ pohyblivými spermii a žádná ze samic nezabřezla. Přitom v roce 1993 Donoghue et al. použili stejnou metodu s pouhými $16,8 \times 10^6$ pohyblivými spermii a samice zabřezla a porodila. U intravaginálního oplození samice zabřezla po použití inseminační dávky s 500×10^6 pohyblivých spermii (Chagas e Silva, 2000).

Ejakulát se odebírá pomocí elektroejakulace během anestézie, ale jeho množství a kvalita jsou velmi proměnlivé, a to i mezi jednotlivými chovnými sezónami. Bylo zjištěno, že s častou elektroejakulací během chovné sezóny se navyšuje počet pohyblivých spermii s vrcholem ve čtvrtém odběru. To naznačuje, že častá elektroejakulace stimuluje tvorbu spermii nebo zvyšuje citlivost vůči elektroejakulaci. Pozitivní účinek na kvalitu spermatu také mělo zabránění nebo snížení kontaminace močí. To bylo docíleno vyprázdněním močového měchýře před vlastním odběrem a nahrazení moči Hamovým médiem F10 (Fukui et al., 2013).

Pro všechny instituce, které chovají tygry, by mělo být prioritní o tomto uchovávat informace, sdílet je s ostatními chovateli a naopak získávat informace od jiných, protože zkušenosti s odchovy se ukázaly jako jeden z důležitých faktorů úspěchů (Saunders et al., 2014, Roberts, 2005).

3.5 INBREEDING

Inbreeding neboli příbuzenské páření, křížení, plemenitba může být definován mnoha způsoby. Obecně lze charakterizovat jako páření dvou jedinců, kteří si jsou navzájem více příbuzní, než by tomu bylo při náhodném páření jedinců v celé populaci neboli při panmiktickém páření (Jakubec a kol., 2010). Dle Glémin (2003) jako rostoucí pravděpodobnost příbuznosti mezi pářícími se jedinci, která se vyskytuje v malých populacích. Tomu můžeme říkat panmiktický inbreeding nebo inbreeding driftem. Také můžeme mluvit o systémovém inbreedingu, kdy je příbuznost partnerů vyšší, než průměrná příbuznost mezi náhodnými členy populace (Leberg a Firmin, 2008).

Příbuzenské křížení je tedy porušení panmixie a dochází k porušení Hardy-Weinbergovy rovnováhy. Podle ní jsou ve velké panmiktické populaci genové a genotypové četnosti stálé a předávají se po generace, nejsou-li narušeny migrací, mutací nebo selekcí. Ale při inbreedingu dochází ke zvyšování homozygotnosti na úkor heterozygotnosti a to vede ke změně četnosti alel, jinými slovy ke ztrátě genetické rozmanitosti. Pokles heterozygotů a nárůst homozygotů v populaci vede ke zvyšování podílu letálních, mnohdy recesivně homozygotních, genotypů

(Jakubec a kol., 2010). Inbreeding má za následek nižší životaschopnost potomků. V průměru platí, že při nízké populační hustotě je podíl navzájem příbuzných jedinců na lokalitě vyšší (Townsend a kol., 2010). Ale nárůst homozygotnosti v důsledku příbuzenského křížení ovlivňuje více faktorů než jen velikost populace. Například nerovný poměr pohlaví nebo velký rozdíl v reprodukční úspěšnosti mezi jedinci v populaci, může vést ke ztrátě heterozygotnosti rychleji, než by se dalo u dané populace očekávat (Leberg, 2005, Leberg a Firmin, 2008). Genetická rozmanitost znamená velkou výhodu v evoluční zdatnosti druhů a je důležitým faktorem pro IUCN při rozhodování o míře ohroženosti druhu (Reed a Frankham, 2003).

Při inbreedingu dochází ke genetickému driftu, což je náhodná změna ve frekvenci alel nebo genů mezi generacemi. Genetický drift také může zhoršovat kondici tím, že se mohou hromadit letální alely a upevnit se v populaci (Lande, 1995, Townsend a kol., 2010).

Jakubec a kol. (2010) uvádějí výpočet poklesu heterozygotnosti při příbuzenském křížení dle Wrighta, kdy při samooplození klesne počet heterozygotů z počátečních 50 % během 5 generací na 1,6 %. Při páření bratra a sestry klesne počet heterozygotů v 5. generaci na 16,4 % a v 10. generaci na 5,7 %. Maximálního inbreedingu je dosaženo kolem 20. generace. Při páření bratrance a sestřenice, kteří mají 4 společné prarodiče, klesne počet heterozygotů v 5. generaci na 31,6 % a v 15. generaci na 13,7 %.

Vzniku inbreedingu lze zabránit křížením geneticky rozdílných populací, což vede ke zmírnění následků příbuzenské plemenitby opětovným zvýšením heterozygotnosti v populaci (Whitlock et al., 2000). Navíc samice se snaží předcházet inbreedingu tím, že se raději páří s nepříbuznými jedinci nebo se vzdálenějšími příbuznými než s blízkými příbuznými (Ishida et al., 2001).

Opakované příbuzenské křížení vyvolá inbrední depresi, která se projevuje zhoršenou reprodukcí a zvýšenou úmrtností. Inbrední deprese snižuje kondici potomků vzájemně příbuzných jedinců vzhledem ke kondici potomků z náhodného nepříbuzného spojení (Leberg a Firmin, 2008, Jakubec a kol., 2010, Pekkala et al., 2012). Kondice nebo fitness je definována jako relativní schopnost různých genotypů (jedinců) předat své geny do další generace. Inbrední deprese se většinou měří pomocí ukazatelů fyzické zdatnosti, jako například velikost vrhu nebo životaschopnost mláďat. Tam, kde se průměrná příbuznost mezi členy populace zvyšuje, klesá průměrná kondice populace (Leberg a Firmin, 2008). Z pozorování volně žijících populací různých druhů savců vyplývá, že inbrední deprese často významně ovlivňuje porodní hmotnost,

životaschopnost, reprodukci a odolnost vůči nemocem a vlivům prostředí (Keller a Waller, 2002). To se děje důsledkem nahromadění letálních alel, které mají větší šanci se projevit v homozygotních genotypch. Různé druhy zvířat mají rozdílnou citlivost na úroveň inbreedingu (Jakubec a kol., 2010).

Inbreeding v sobě ale může skrývat i určité výhody. Každý druh má určitou genetickou zátěž v podobě letálních alel. Tato zátěž představuje relativní rozdíl mezi průměrnou kondicí členů populace a kondicí nejzdravějšího genotypu. Při inbreedingu dochází k navyšování homozygotnosti a letální alely jsou více vystaveny selekci, což snižuje jejich četnost v populaci. Tím, že jsou vyloučeny z populace, se snižuje genetická zátěž druhu. Tento proces nazýváme purging neboli očištění (Leberg a Firmin, 2008). Současně malá velikost populace umožňuje selekci proti středně škodlivým mutacím, které také mohou vést ke zvyšování genetické zátěže. Jak účinnost očištění tak hromadění mutací závisí na charakteru mutace a na rychlosti inbreedingu, to znamená na velikosti populace. Výsledky studií naznačují, že malé populace mohou být očištěny od letálních alel již při nízké úrovni inbreedingu, ale toto očištění je neochrání před ztrátou genetické variability a před vyhynutím (Pekkala et al., 2012).

Ovšem strategie vyřadit letální alely z populace, to znamená vylučovat z chovu známé nebo zřejmé nositele těchto alel, není automaticky nejvhodnější. Chovatelé se tak opět vystavují riziku, že vyřadí další žádoucí genetickou odchylku v populaci. Stává-li se populace stále více inbrední je zapotřebí provádět analýzy původu a velmi pečlivě sestavovat chovné strategie (WAZA, 2005).

Snížení genetické variability v důsledku inbreedingu ale nehrozí jen tygrům chovaným v lidské péči, ale i tygrům žijícím ve volné přírodě. Na tygry ve volné přírodě působí především ztráta a roztržitost stanovišť a pytláctví zaměřené na tygry a jejich kořist. V důsledku toho se tygří populace neustále zmenšuje a její subpopulace jsou stále izolovanější. Takto izolované jsou populace od 70. let minulého století, to znamená přibližně 7 generací. Vědci vyvinuli simulační model, aby mohli sledovat působení inbrední deprese. Vzhledem k 50 letům izolace zavedli 1 až 4 migrující samce na každou generaci pro zkoumání snížení negativního dopadu inbrední deprese v důsledku výměny genů s okolními populacemi. Zjistili, že u nejmenších populací ani 4 cizí samci na generaci nezvýšili životaschopnost populace a pravděpodobnost vyhynutí je více než 90 % během následujících 30 let. Dále se ukázalo, že pokud během příštích 70 let nebude obnoveno propojení stanovišť nebo nebudou zvířata uměle přemísťována nebo vysazována lidmi,

zaniknou pravděpodobně i středně velké populace a pouze 4 až 5 největších populací, by mohlo přežít bez lidského zásahu (Kenney et al., 2014).

Ke snížení rizika vyhynutí lokálních populací se musí usilovat o propojení více stanovišť a souběžně o zvyšování počtu volně žijících tygrů. Pokud mají skutečně sloužit jako budoucí zdrojové populace, musí se velmi pečlivě plánovat rozvoj infrastruktury, výstavba přehrad a podobné projekty, aby zbytečně nenarušovaly velikost a kvalitu stanovišť (Keller a Waller, 2002, Kenney et al., 2014).

Dle Bay et al. (2014) několik nedávných studií (Russello et al., 2004, Mondol et al., 2009) prokázalo, že populace volně žijících tygrů si i přes nedávný velký pokles, kdy zanikly 3 z 9 poddruhů, zachovala genetickou rozmanitost vyšší, než se očekávalo. Udržení této rozmanitosti je pro další budoucnost druhu stěžejní. Velmi geneticky rozmanité jsou populace z indického subkontinentu (Mondol et al., 2009).

Bay et al. (2014) provedli simulační studii předpovědi populačního růstu potřebného k zachování současné genetické rozmanitosti pro následujících 150 let. Ze simulace zjistili, že úroveň genetického toku mezi populacemi, nezbytného k udržení genetické rozmanitosti a tím i dobré kondice, měla velký vliv na růst lokálních populací. Pokud bylo genetickému toku zabráněno, udržení genetické rozmanitosti bylo nemožné. Ovšem zastávají názor, že by měla být upřednostněna ochrana druhu před ochranou poddruhů vzhledem k demografickým parametrům.

Úroveň genetické rozmanitosti pozorována u volně žijících tygrů je pozůstatkem kdysi mnohem větší populace tygrů a zatím nedošlo k jejímu ochuzení vlivem genetického driftu. Vzhledem k tomu, že nízká genetická rozmanitost může druh negativně ovlivnit, a tím i přežití druhu (Reed a Frankham, 2003), je důležité, aby vzrostly populace tygrů předtím, než dojde ke ztrátě těchto genetických rezerv. Veškerá ztracená genetická informace nepůjde už nikdy v budoucnosti získat zpět, ani pokud by se počty tygrů opět zvýšily (Bay et al., 2014).

Mondol et al. (2009) uznávají, že pochopení ekologických a demografických potřeb tygrů se v poslední době zlepšilo ale také tvrdí, že se toho stále málo ví o genetickém složení populace a její genetické variabilitě. Ve své studii odebrali vzorky od 73 tygrů z indického subkontinentu, z Indie, Nepálu a Myanmaru, a své výsledky porovnali se studií Luo et al. (2004), který zkoumal všechny poddruhy. Jejich výsledky ukazují jako geneticky nejrozmanitější tygry indické, kteří si měli udržet více než 76 % genetické rozmanitosti druhu. Toto připisují historicky velké populaci

tygrů, která zde na indickém subkontinentu žila, a tvořilo ji asi 58 200 tygrů. Jejich výsledky také ukazují na strmý propad populace před 200 lety, což se shoduje s historickými záznamy. Pro tuto vysokou míru genetické rozmanitosti označují indický subkontinent jako klíčový pro budoucí zachování zdravé tygří populace (Mondol et al., 2004). V příloze číslo 5 je zobrazena mapa poddruhů tygrů znázorňující jejich genetickou rozmanitost.

Russello et al. v roce 2004 zveřejnili alarmující výsledky své studie zabývající se genetickou rozmanitostí u tygrů usurijských ve volné přírodě. Populace tygrů usurijských zažila v nedávné době drastické snížení, kdy ve 40. letech minulého století zůstalo posledních 20 až 30 zakladatelů ve volné přírodě. Dnes jejich populace čítá zhruba 490 jedinců. Analýza 82 vzorků, představujících asi 27 jedinců, odhalila extrémně nízkou genetickou rozmanitost, vyznačující se rozšířením jednoho haplotypu v 96,4 % případů a další dvě vzácné varianty haplotypu, ale zároveň se všechny tři haplotypy lišili jen velmi málo. To znamená, že populace tygra usurijského v lidské péči má potencionálně větší genetickou variabilitu než jeho populace ve volné přírodě. Přestože se tedy může zdát, že populace ve volné přírodě roste, pro její další zachování je důležitá genetická rozmanitost zachovávaná v populaci v lidské péči.

3.5.1 OBECNÁ PROBLEMATIKA ROZŠÍŘENÍ INBREEDINGU V MALÝCH POPULACÍCH V ZOO

Malé populace jsou takové, ke kterým již nelze přidávat žádné jedince z volné přírody nebo z odlišné subpopulace a dochází v nich pravděpodobně k příbuzenskému páření. Úroveň inbreedingu a genetického driftu se v malé populaci stále zvyšuje, protože počet jedinců, kteří mohou v každé generaci přispět, je omezený (Keller a Waller, 2002, Leberg a Firmin, 2008). Není možné stanovit hranici mezi malou a velkou populací, protože vztah mezi velikostí populace a nárůstem homozygotnosti je vzhledem k páření příbuzných jedinců kontinuální (Leberg a Firmin, 2008). Ideální velikost populace je přímo závislá na vlastnostech dané populace, ale většinou musejí mít několik stovek jedinců. Vlastnostmi populace je zde například myšleno, že druhy s delším generačním rozpětím nebo vyšší genetickou rozmanitostí stačí chovat v menších populacích. Ovšem i malá populace s pár stovkami zvířat jasně dokládá potřebu propojení chovných institucí do regionálních a celosvětových chovných programů (WAZA, 2005). Gaisler a Zima (2007) uvádějí, že pro krátkodobé přežití populace je nutné alespoň 50 jedinců a pro dlouhodobé přežívání alespoň 500 jedinců. Těchto hodnot dnes nedosahují mnohé druhy ani ve volné přírodě natož v lidské péči.

Na světě existuje mnoho chovů nejohroženějších druhů zvířat určených k jejich ochraně. Jako cíl jim bylo dáno udržet 90 % genetické rozmanitosti druhu po dobu 100 let v chovu (Liu et al., 2013). Pro nejlepší možný úspěch ochranné práce musejí být populace *ex situ* demograficky stabilní, dobře spravované a schopné soběstačné reprodukce. Musejí být rozloženy mezi více zařízení a mít dostatečnou velikost na to, aby si udržely vysokou genetickou rozmanitost. Ovšem mnoho populací v lidské péči je postaveno na malém počtu zakladatelů, rozmístěno v málo institucích a již jsou zatíženy inbreedingem nebo nemají dostatečné množství odchovů (WAZA, 2005). I podle Liu et al. (2013) populace chované v lidské péči jsou ve většině případů malé a podléhají negativním genetickým změnám, jako jsou ztráta genetické rozmanitosti, inbrední deprese, hromadění škodlivých mutací a adaptace na život v lidské péči, které se podobají procesům domestikace, jako jsou snížená reakce na strach, snížená agrese a jiné. Případný návrat do volné přírody je potom těžký a někdy nemožný. Toto vše může být omezeno dobrým vedením chovu. WAZA (2005) navrhuje strategii řešení ke zlepšení těchto problémů. Ta zahrnuje především zvětšení prostoru pro chov daného druhu, rozšíření regionálních programů na celosvětové programy, zvýšení intenzity genetického managementu, zlepšení chovatelských metod pomocí výzkumu a dovoz zakladatelů z volné přírody nebo jiných oblastí. Pojem genetický management je myšleno ověřování taxonomické příslušnosti, zabránění vzniku škodlivých efektů příbuzenské plemenitby a ztrátě genetické rozmanitosti.

Vzhledem k malému počtu jedinců v malých populacích si chovatelé musejí dávat pozor na vznik inbreedingu, který vede ke ztrátě genetické rozmanitosti. Genetická rozmanitost je důležitá pro svůj dlouhodobý evoluční potenciál. Různé varianty genů nebo jejich kombinace se momentálně nemusí nijak projevovat, ale mohou se ukázat jako výhodné při změně podmínek. Malé populace mají menší genetickou rozmanitost a tedy i nižší evoluční zdatnost (Townsend a kol., 2010). Inbreeding probíhá u malých populací rychleji a dochází ke většímu snížení kondice, než je tomu u větší populace se stejnými hodnotami koeficientu inbreedingu (Pekkala et al., 2014).

K inbreedingu se postupně přidává inbrední deprese. U malých populací roste pravděpodobnost příbuzenského křížení. V každé populaci se vyskytují některé recesivní alely, které jsou u homozygotů letální. U jedinců, kteří musejí kombinovat své geny s geny blízkých příbuzných, se zvyšuje riziko, že jejich potomstvo bude nositel letálních alel od obou rodičů a nebude tedy životaschopné (Townsend a kol., 2010). V malých populacích, které jsou ohroženy

jakýmikoli náhodnými faktory a hrozí jim vyhynutí, vede pokles kondice k snížení životaschopnosti populace (Leberg a Firmin, 2008).

Z těchto důvodů se dnešní *ex situ* záchranné programy v zoologických zahradách vydaly cestou sestavení dlouhodobých vědecky řízených chovných programů, které mají za cíl vytvořit populace s co možná největší genetickou variabilitou a s co možným nejmenším inbreedingem. Jak se rozvíjelo řízení chovů, rozvíjely se i mnohé strategie vedoucí k tomuto cíli. Pomocí počítačových simulací a průběžně sbíraných empirických dat v 90. letech se jako nejúčinnější prokázala strategie chovu, která minimalizuje celkovou příbuznost v populaci (Rudnick a Lacy, 2008).

Většina chovných programů sestavuje chovné páry na základě odhadu jejich příbuznosti dle rodokmenu známého z plemenné knihy, jen málo se využívají možnosti molekulární genetiky. Proto je velmi důležité znát vztahy mezi jedinci v populaci, ale přesto je každá plemenná kniha zatížena určitou nejistotou v rodokmenech. Mnoho současných populací bylo založeno v období, kdy informace v plemenných knihách nebyly jednotné nebo úplné. Ale i pokud byl zaznamenán úplný rodokmen od okamžiku založení chovu, vztahy mezi zakladateli z volné přírody nejsou známy (Rudnick a Lacy, 2008). Pro účely vedení chovu v lidské péči jsou jedinci z volné přírody považováni za vzájemně nepříbuzné a neinbrední (Ballou, 1983).

Tento předpoklad vznikl v minulosti, kdy genetické údaje nebyly dostupné. I v současnosti proběhlo jen málo genetických studií, které by se zabývaly příbuzností mezi zakladateli a vedoucí chovů se tak stále spoléhají na to, že zakladatelé z volné přírody nejsou příbuzní. Z tohoto důvodu Rudnick a Lacy (2008) provedli simulační studii, kdy na dvou skupinách ověřovali úroveň genetické rozdílnosti a inbreedingu. U jedné skupiny znali příbuzenské vztahy a u druhé skupiny přepokládali, že zakladatelé nebyli v příbuzenském vztahu. Z výsledků mimo jiné vyplynulo, že pokud jsou v celé skupině známy příbuzenské vztahy, zachová se o 2 % více genetické rozdílnosti a naopak bude o 2 % nižší dlouhodobá úroveň inbreedingu. Celkově jsou tedy výhody získané ze znalosti příbuzenských vazeb mezi zakladateli spíše malé.

Dalšími důležitými efekty, které zásadně ovlivňují četnosti alel v následných generacích nejen v malé populaci, jsou efekt hrdla láhve a efekt zakladatele. Efekt hrdla láhve neboli bottleneck effect představuje situaci, kdy je původně velká a geneticky různorodá populace

v krátkém časovém období zredukována na nízký počet jedinců. Když pominou podmínky, které způsobily úbytek jedinců, populace se může opět rozrůst do původního prostoru a z hlediska počtu jedinců může dosáhnout původní velikosti populace. Přitom ale může dojít k zásadnímu posunu ve výskytu různých alel, které nebyly ztraceny spolu s částí populace. Výsledkem tedy často bývá ztráta některých alel, které měly v populaci nízkou četnost (Jakubec a kol., 2010). Leberg a Firmin (2008) ve studiích, které sledovali, klesl počet obvykle na 2 až 20 jedinců. Takto malé populace se obvykle udržely jen 1 až 3 generace. Podobně velký vliv jako efekt hrdla láhve má i efekt zakladatele neboli founder effect. Jde o situaci, kdy novou populaci zakládá jen velmi málo jedinců. Po několika generacích bude populace čítat mnoho jedinců. Po zakladateli nebo zakladatelích má ovšem populace upevněné typické vlastnosti, ty mohou být jak pozitivní tak negativní. Novou populaci to může výrazně odlišit od té původní, z které pocházel zakladatel (Jakubec a kol., 2010).

Pokud má populace být zdravá a schopná adaptace na měnící se podmínky, například projít přirozeným výběrem, musí si zachovat potřebnou genetickou rozmanitost. Chovné programy *ex situ* musejí tuto rozmanitost zachovávat, jinak bude dlouhodobé zdraví populace znehodnoceno. Je zapotřebí demografické stability populace, aby v ní existovalo dostatečné množství reprodukce schopných zvířat, a to v poměrech nutných k udržení požadované velikosti populace (WAZA, 2005).

3.5.2 PROBLEMATIKA INBREEDINGU V CHOVECH TYGRŮ

Tygři ve volné přírodě jsou obvykle samotáři s výjimkou krátkého období říje a v mládí, kdy jsou závislí na matce. Samci hájí teritoria před ostatními samci, ale zároveň zahrnují teritoria až sedmi samic, s kterými se páří. Velikost teritoria, především u samic, přímo závisí na množství potravy, které v něm můžou sehnat (Mazák, 1981, Wilson a Mittermeier, 2009). Ovšem tygří teritoria se mohou někdy překrývat, pokud je na lokalitě dostatek potravy nebo pokud zde žije velké množství tygrů. Toto můžeme nejčastěji pozorovat v zoologických zahradách. Až na lva a geparda, žijí všechny kočkovité šelmy samotářsky, nicméně všechny mohou v lidské péči žít ve skupinách (Liu et al., 2013).

Vzhledem k tomu Liu et al. (2013) navrhují, aby se zavedla strategie chovu ve skupinách s více samci. Dle jejich pozorování to vede k polyandrii, kdy se samice v jedné říji střídavě páří s více samci. Samci přitom ve většině případů mezi sebou nebojovali. V 67 % případů vrh, který se samici narodil, byl po více otcích a to rychleji zvyšuje genetickou rozmanitost potomstva než

u vrhů po jednom otci. To, že se samice páří s více samci najednou, také vede k tomu, že samci si nejsou jisti, kdo je otcem vrhu a nedochází tak k infanticidě neboli zabíjení mláďat (Wolff a MacDonald, 2004).

Strategie chovu s více samci najednou by také řešila problémy vyvstávající při převozu zvířat mezi zoologickými zahradami za účelem reprodukce. Převoz představuje pro zvířata velký stres a mnohokrát nedojde k početí. Zvířata si musí zvyknout na nové prostředí a nové partnery. Někteří jedinci si na sebe nikdy nezvyknou. U některých párů se zjistí, že přes pečlivý výběr, nejsou schopny zplodit životaschopné potomstvo (Trogenza a Wedell, 2000).

Inbreeding v chovu tygrů je nejvíce popsán u tygra jihočínského *Panthera tigris amoyensis*. Ještě na konci 40. let se jejich počet odhadoval na 4000 jedinců ve volné přírodě. V 80. letech už jen na 150 až 200 jedinců (Tan, 1987) a v 90. letech na méně než 20 jedinců ve volné přírodě (Tilson et al., 1997). Při terénních průzkumech v letech 2001 a 2002 se již nenašly žádné životaschopné populace, samostatní jedinci ani stopy po přítomnosti tygrů (Tilson et al., 2004). Přesto existují spekulace, že několik tygrů mohlo ve volné přírodě přežít. Ovšem žádná populace tygrů by zde zřejmě nemohla přežívat vzhledem k roztržitosti stanovišť, pokračujícímu ničení biotopů a nedostatku kořisti (Tilson et al., 1997, Tilson et al., 2004). V lidské péči zůstává posledních 73 jedinců, ke kterým pravděpodobně již nebudou přidáni žádní z volné přírody a ani pečlivým sestavováním párů se nepůjde vyhnout příbuzenskému páření (Xu et al., 2007).

Xu et al. (2007) zkoumali inbreeding v chovu tygra jihočínského s daty do roku 2004, kdy populaci tvořilo 40 samců a 33 samic, z nichž se v daném roce rozmnožilo jen 6 samců a 7 samic. Tito tygři jsou potomky šesti zakladatelů, čtyř samic a dvou samců, odchycených z volné přírody v 50. a 60. letech minulého století. Koeficient inbreedingu se v populaci pohyboval od 0 do 0,50. V této populaci by všechny páry odchovaly inbrední potomstvo a více než polovina těchto párů by měla potomstvo s koeficientem inbreedingu větším než 0,25. Ve skutečnosti se nejméně polovina párů nerozmnoží vůbec kvůli problematickému chování a neznalosti, neplodnosti, nesouladu v říji samce a samice a také pro dopravní problémy mezi zoologickými zahradami. To vše povede k další ztrátě genetické rozmanitosti.

Ovšem Luo et al. (2004) zjistili, že několik jedinců zařazených do chovu jako tygr jihočínský ve skutečnosti patřilo k poddruhu tygra indočínského *Panthera tigris corbetti*. Dle této studie je původ zakladatelů chovu tygrů jihočínských nečitelný, protože neexistuje jasná

geografická bariéra mezi výskyty tygra jihočínského a severními populacemi tygra indočínského. Jedná se o provincii Fu-tien v Číně, která může být přechodovou oblastí mezi oběma poddruhy (Kitchener a Dugmore, 2000).

Vzhledem k tomu, že již došlo ke smísení těchto dvou poddruhů a zřejmě neexistuje dostatek tygrů jihočínských bez indočínských genů, navrhuji Luo et al. (2004) a Xu et al. (2007) další omezené přidání tygrů indočínských do chovu tygra jihočínského pro omezení inbreedingu. Poukazují na příklad kriticky ohrožené pumy floridské *Puma concolor coryi*, která byla křížena s texaskými poddruhy pumy. Tím došlo k trojnásobnému zvýšení přežívání mláďat a zlepšilo se přežití dospělých samic (Pimm et al., 2006).

Inbrední deprese se dle Xu et al. (2007) projevuje u tygrů především v nízkém přežívání mláďat a problémy s reprodukcí. U samců dochází ke snížení libida, které je spojeno i s kvalitou ejakulátu. Může dojít ke zhoršení kvality jedné nebo více vlastností ejakulátu jako například hustota a životaschopnost spermií, četnost poškozených a nedozrálých spermií. Neprokázal se vliv inbrední deprese na průměrnou velikost vrhu.

4. MATERIÁL A METODY

4.1 MATERIÁL

Jako hlavní zdroj informací byla zpracována data z Mezinárodní plemenné knihy tygrů (International tiger studbook) aktualizované k 31. prosinci 2012. Vzhledem k dále se rodícím mláďatům byli do této verze plemenné knihy připsáni také jedinci, kteří se narodili k datu 15. listopad 2013, a proto byli do následných výpočtů také zařazeni. Mezinárodní plemennou knihu pro všechny poddruhy vede Peter Müller v Zoologické zahradě Lipsko v Německu.

Plemenná kniha eviduje všechna zvířata, která byla odchycena pro chov nebo již narozena v lidské péči od roku 1933. Ovšem více zvířat se do chovů dostalo až v 50. letech minulého století, byli zde evidováni i mezipodruhovní kříženci (Müller, 2013). Pro tyto hybridní jedince koeficient inbreedingu počítán nebyl, do výpočtů byli zařazeni pouze ti, u kterých byla správně určena jejich poddruhová příslušnost.

V plemenné knize bylo k 15. listopadu 2013 zapsáno celkem 9 387 tygrů ve všech poddruzích. Konkrétně 1 127 tygrů indických, 5 817 tygrů ussurijských, 532 tygrů jihočínských, 23 tygrů indočínských, 1 607 tygrů sumaterských a 282 tygrů *Panthera tigris jacksoni*. Z toho se přímo v roce 2013 narodilo 41 tygrů ussurijských, z toho 21 samic, 12 samců a 8 jedinců bez určeného pohlaví. Tygrů sumaterských se narodilo 14, z toho 8 samic, 4 samci a 2 jedinci bez určení pohlaví. U poddruhu *Panthera tigris jacksoni* se narodilo 6 zvířat, z toho 2 samice a 4 samci.

Koeficient inbreedingu byl počítán pro všechny tygry v plemenné knize s jasnou poddruhovou příslušností. Ovšem koeficient inbreedingu pro následující potomstvo byl počítán jen u tygrů žijících a zároveň se známým pohlavím.

4.2 METODY

Data z plemenné knihy byla pro další zpracování převedena do datového souboru MS Excel. Pro další zpracování bylo nutno převzít data od každého jedince, a to pohlaví, číslo v plemenné knize, čísla v plemenné knize jeho otce a matky, roky narození otce a matky, rok narození a úmrtí jedince. Pro samotný výpočet koeficientu inbreedingu F_X byl zvolen program SAS s procedurou INBREED, s jehož pomocí lze vypočítat koeficient inbreedingu F_X pro všechny žijící i nežijící tygry u všech poddruhů chovaných v zoo, a to od počátku chovu

až do 15. listopadu roku 2013. Dále lze vypočítat koeficient F_X pro potomky, kteří se mohou narodit ze všech možných kombinací žijících rodičů.

Pokud se pracuje s omezeným souborem dat, lze provést ruční výpočet pro zjištění koeficientu F_X pomocí koeficientu inbreedingu F_A společného předka dle Wrighta (viz dále). Ovšem při práci s rozsáhlým souborem dat je vhodné využít statistický program. Proto zde byl zvolen program SAS/STAT®, s procedurou INBREED (SAS, 2010).

Výpočet F_X s využitím F_A společného předka v příbuzenském páření dle Wrighta (1922) použitý v proceduře INBREED (SAS, 2010):

$$F_X = \Sigma (1/2)^{n_1 + n_2 + 1} (1 + F_A)$$

Vysvětlivky:

F_X - koeficient inbreedingu jedince

F_A - koeficient inbreedingu společného předka

n_1 - počet generací mezi rodičem X a společným předkem A

n_2 - počet generací mezi rodičem Y a společným předkem A

Koeficient inbreedingu F_X vyjadřuje, o kolik byl snížen podíl heterozygotů. Může nabývat hodnot od 0 do 1. Vlivem příbuzenského křížení stoupá počet homozygotních genotypů a zároveň klesá počet heterozygotních genotypů v populaci. Pokud by byla hodnota F_X rovna nule, směřovala by populace do rovnovážného stavu dle Hardy-Weinberga. Ale pokud by hodnota F_X dosáhla maximální hodnoty jedné, znamenalo by to, že v populaci se vyskytují jen homozygotní genotypy a žádné heterozygotní genotypy (Jakubec a kol., 2010).

5. VÝSLEDKY

5.1 VÝSLEDKY PRO PODDRUH *PANTHERA TIGRIS TIGRIS* - TYGR INDICKÝ

Tabulka č. 1: Celkový přehled hodnot individuálního F_X pro celou populaci 1 127 jedinců

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	368	0	19	13	708	19
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,0000	0,4633	0,9495	186,6806	9,5000
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	32,653 %	0 %	1,685 %	1,153 %	62,821 %	1,685 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$197,5934 : 1127 = 0,175326 \times 100 = 17,5326 \%$					

V tabulce č. 1 jsou shrnuta data pro všech 1 127 jedinců v plemenné knize. Průměrný koeficient F_X pro celou populaci činí 17,5326 %.

Tabulka č. 2: Přehled F_X pro potomky z následného páření (22 100 potomků)

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	8441	114	4534	2919	6075	17
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,8318	144,5316	205,8765	1236,1120	8,9724
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	38,194 %	0,515 %	20,515 %	13,208 %	27,488 %	0,076 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$1596,3240 : 22100 = 0,072231 \times 100 = 7,2231 \%$					

V tabulce č. 2 jsou seřazeny hodnoty odhadovaného F_X pro 22 100 potomků, kteří by se mohli narodit z následného páření 130 žijících samců a 170 žijících samic dle plemenné knihy. Průměrný odhadovaný koeficient F_X pro celou populaci by byl 7,2231 %.

5.2 VÝSLEDKY PRO PODDRUH *PANTHERA TIGRIS ALTAICA* - TYGR USSURIJSKÝ

Tabulka č. 3: Celkový přehled hodnot individuálního F_X pro celou populaci 5 817 jedinců

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	2 561	121	600	521	1990	24
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,6800	17,3440	38,2852	442,4686	12,6320
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	44,026 %	2,080 %	10,314 %	8,956 %	34,210 %	0,412 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$510,7298 : 5817 = 0,087799 \times 100 = 8,7799 \%$					

V tabulce č. 3 jsou shrnuta data pro všech 5 817 jedinců v plemenné knize. Průměrný koeficient F_X pro celou populaci činí 8,7799 %.

Pro tygra ussurijského nebyl vypočten odhadovaný koeficient F_X pro potomky z následujícího páření vzhledem k velkému souboru dat. Dle plemenné knihy je v chovech celkem 1 818 žijících tygrů ussurijských, z toho 868 samců, 935 samic a 15 jedinců s neurčeným pohlavím. Pokud vyloučíme jedince s neznámým pohlavím, mohlo by se ze všech možných kombinací spojení párů narodit 811 580 potomků.

5.3 VÝSLEDKY PRO PODDRUH *PANTHERA TIGRIS AMOYENSIS* - TYGR JIHOČÍNSKÝ

Tabulka č. 4: Celkový přehled hodnot individuálního F_X pro celou populaci 532 jedinců

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	87	0	0	0	428	17
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	138,0995	9,0927
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	16,353 %	0 %	0 %	0 %	80,451 %	3,195 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$147,1922 : 532 = 0,276677 \times 100 = 27,6677 \%$					

V tabulce č. 4 jsou shrnuta data pro všech 532 jedinců v plemenné knize. Průměrný koeficient F_X pro celou populaci činí 27,6677 %. Konkrétní koeficient F_X pro každého jedince se nachází v příloze č. 6.

Tabulka č. 5: Přehled F_X pro potomky z následného páření (4 964 potomků)

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	244	0	33	195	4386	126
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,8318	1,2918	15,9070	1216,7250	67,3238
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	4,915 %	0 %	0,664 %	3,928 %	88,356 %	2,538 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$1301,2480 : 4964 = 0,262136 \times 100 = 26,2136 \%$					

V tabulce č. 5 jsou seřazeny hodnoty odhadovaného F_X pro 4 964 potomků, kteří by se mohli narodit z následného páření 68 žijících samců a 73 žijících samic dle plemenné knihy. Průměrný odhadovaný koeficient F_X pro celou populaci by byl 26,2136 %. Konkrétní hodnoty pro každého jednotlivce se nacházejí v samostatné příloze č. 7.

5.4 VÝSLEDKY PRO PODDRUH *PANTHERA TIGRIS CORBETTI* - TYGR INDOČÍNSKÝ

Tabulka č. 6: Celkový přehled hodnot individuálního F_X pro celou populaci 23 jedinců

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	23	0	0	0	0	0
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$0,0000 : 23 = 0,0000 \times 100 = 0 \%$					

V tabulce č. 6 jsou shrnuta data pro všech 23 jedinců v plemenné knize. Průměrný koeficient F_X pro celou populaci činí 0 %.

Tabulka č. 7: Přehled F_X pro potomky z následného páření (20 potomků)

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	0	0	0	0	20	0
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	5	0,0000
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	0 %	0 %	0 %	0 %	100 %	0 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$5 : 20 = 0,25 \times 100 = 25 \%$					

V tabulce č. 7 jsou seřazeny hodnoty odhadovaného F_X pro 20 potomků, kteří by se mohli narodit z následného páření 4 žijících samců a 5 žijících samic dle plemenné knihy. Průměrný odhadovaný koeficient F_X pro celou populaci by byl 25 %.

5.5 VÝSLEDKY PRO PODDRUH *PANTHERA TIGRIS SUMATRAE* - TYGR SUMATERSKÝ

Tabulka č. 8: Celkový přehled hodnot individuálního F_X pro celou populaci 1 607 jedinců

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	497	10	147	368	583	2
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,0980	4,7694	28,2231	135,7101	1,0156
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	30,927 %	0,622 %	9,147 %	22,899 %	36,278 %	0,124 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$169,8162 : 1607 = 0,276677 \times 100 = 10,5672 \%$					

V tabulce č. 8 jsou shrnuta data pro všech 1 607 jedinců v plemenné knize. Průměrný koeficient F_X pro celou populaci činí 10,5672 %.

Tabulka č. 9: Přehled F_X pro potomky z následného páření (84 972 potomků)

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	37925	1847	14119	18033	13032	16
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	11,2508	485,2102	1331,9150	1980,8560	8,6561
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	44,632 %	2,173 %	16,616 %	21,222 %	15,336 %	0,018 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$3817,8890 : 84972 = 0,044931 \times 100 = 4,4931 \%$					

V tabulce č. 9 jsou seřazeny hodnoty odhadovaného F_X pro 84 972 potomků, kteří by se mohli narodit z následného páření 292 žijících samečů a 291 žijících samic dle plemenné knihy. Průměrný odhadovaný koeficient F_X pro celou populaci by byl 4,4931 %.

5.6 VÝSLEDKY PRO PODDRUH *PANTHERA TIGRIS JACKSONI*

Tabulka č. 10: Celkový přehled hodnot individuálního F_X pro celou populaci 282 jedinců

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	248	0	4	0	30	0
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,0000	0,1252	0,0000	6,7188	0,0000
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	87,9432 %	0 %	1,4184 %	0 %	10,6382 %	0 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$6,844 : 282 = 0,024269 \times 100 = 2,4269 \%$					

V tabulce č. 10 jsou shrnuta data pro všech 282 jedinců v plemenné knize. Průměrný koeficient F_X pro celou populaci činí 2,4269 %.

Tabulka č. 11: Přehled F_X pro potomky z následného páření (4 950 potomků)

Hodnoty koeficientu F_X	0,0000	0,001 - 0,00999	0,01 - 0,0499	0,05 - 0,0999	0,1 - 0,499	0,5 - 1
Počet hodnocených jedinců	3113	132	475	460	770	0
Mezisoučet F_X pro každou hodnotu	0,0000	0,9594	11,8030	31,2448	130,3685	0,0000
Podíl jedinců s daným F_X v populaci (v %)	62,888 %	2,666 %	9,595 %	9,292 %	15,555 %	0 %
Celkový F_X hodnocené populace (v %)	$174,3757 : 4950 = 0,035227 \times 100 = 3,5227 \%$					

V tabulce č. 11 jsou seřazeny hodnoty odhadovaného F_X pro 4 950 potomků, kteří by se mohli narodit z následného páření 66 žijících samců a 75 žijících samic dle plemenné knihy. Průměrný odhadovaný koeficient F_X pro celou populaci by byl 3,5227 %.

6. DISKUZE

6.1 DISKUZE K UVÁDĚNÝM STAVŮM TYGRŮ V CHOVECH

Při srovnávání počtu tygrů žijících v lidské péči se informace z různých zdrojů rozcházejí. Dle ISIS (2015) se chová 346 jedinců tygra indického, 497 jedinců tygra ussurijského, 51 jedinců tygra indočínského, 257 jedinců tygra sumaterského a 78 jedinců *Panthera tigris jacksoni*. Tygry jihočínské ISIS nesleduje. Dle údajů z plemenné knihy k 15. listopadu 2013, kterou vede Müller, jsem našla jako žijící jedince 300 tygrů indických, 1 818 tygrů ussurijských, 141 tygrů jihočínských, 9 tygrů indočínských, 583 tygrů sumaterských a 141 tygrů *Panthera tigris jacksoni*. Tyto počty jsou ale v rozporu s tabulkou č. 12 vytvořenou vedoucím plemenné knihy.

Tabulka č. 12: Stavy populací ve volné přírodě a v lidské péči (Müller, 2013)

Poddruh (IUCN Red List ohrožených druhů - status)	Ve volné přírodě	V lidské péči	Hybridní jedinci v lidské péči
tygr ussurijský (EN - ohrožený)	250-300	647 v 244 institucích	102 v 37 institucích
tygr sumaterský (CR - kriticky ohrožený)	300-400	373 v 106 institucích	9 v 3 institucích
tygr indický (EN - ohrožený)	1 200-1 500	245 v 37 institucích	20 v 8 institucích
tygr jihočínský (CR - kriticky ohrožený)	20 ?	121 v 14 institucích	-
tygr indočínský (EN - ohrožený)	ca. 1 200	8 ve 3 institucích	-
<i>Panthera tigris jacksoni</i> (EN - ohrožený)	max. 500	127 v 50 institucích	-

Z toho vyplývá, že velké množství tygrů v plemenné knize je vedeno jako živí jedinci, přestože již musejí být mrtví a tato informace nebyla zanesena vedoucím plemenné knihy, který zřejmě nedostal od chovné instituce informaci o úmrtí konkrétního jedince. Informace o počtech tygrů v lidské péči z databáze ISIS se mohou lišit, protože do této databáze nejsou zapojeny všechny chovné instituce.

6.2 DISKUZE K VELIKOSTI ODCHOVŮ A TYGRŮM BEZ PODDRUHOVÉ PŘÍSLUŠNOSTI

Dle mnoha vědeckých týmů a organizací (WAZA, 2005, Xu et al., 2007) jsou pro dlouhodobý zdravý chov důležité pravidelné dostatečně početné odchovy. I když by se mohlo zdát, že u některých poddruhů není problém s dostatečným množstvím chovných párů, ve skutečnosti se nejméně polovina párů nerozmnoží. Pro problematické chování a neznalost, neplodnost, nesoulad v říji samce a samice a v neposlední řadě pro problémy s dopravou zvířat mezi zoologickými zahradami (Xu et al., 2007). Proto zde uvedu v tabulce č. 13 počty narozených mláďat za posledních pět let a za necelý rok 2013. Tabulka vychází z informací v plemenné knize k 15. listopadu 2013. N označuje mláďata narozená v daném roce, Ž označuje mláďata, která žila k 15. listopadu 2013. Je vidět, že vzhledem k počtu chovaných jedinců jsou odchovy ve většině případů velmi malé.

Tabulka č. 13: Počet narozených mláďat za posledních 5 let dle plemenné knihy

Poddruh	Velikost populace v roce 2013	Počet narozených a žijících mláďat											
		2013		2012		2011		2010		2009		2008	
		N	Ž	N	Ž	N	Ž	N	Ž	N	Ž	N	Ž
tygr indický	245	0	0	0	0	9	9	5	3	2	0	10	8
tygr ussurijský	647	41	33	82	54	90	71	86	52	66	42	90	52
tygr jihočínský	121	0	0	22	16	34	25	19	7	28	12	28	9
tygr indočínský	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
tygr sumaterský	373	14	14	24	19	43	30	29	18	38	17	44	27
<i>Panthera tigris jacksoni</i>	127	6	4	1	1	12	7	4	3	9	8	11	8

Pokud odchováváme zvířata, musíme je ale poté mít také kam umístit. Bohužel to často není možné z různých důvodů. WAZA (2005) doporučuje rozšiřování chovů a zvětšení jejich prostor pro ohrožení druhy.

Dle ISIS (2015) se chová bez určení poddruhové příslušnosti 532 jedinců a za poslední rok se narodilo 40 mláďat. To je více jedinců, než je chováno v jakémkoli poddruhu. Lze říci, že tito tygři v podstatě zabírají místo tygrům ze záchranných programů. Touto problematikou se zabýval Brandl (2009) v institucích v rámci EAZA a ISIS. Dle něj v té době tvořili tygři bez známého původu čtvrtinu všech chovaných tygrů, z toho přes 62 % tvořili tzv. bílý tygři. Hodnota těchto tygrů pro ochranu poddruhů nebo druhu je sporná. Sice jde o nositele genetické informace, která se v záchranném chovu nevyskytuje, ale pro její nepřírozené míchání nemohou být tito jedinci v poddruhových chovech využiti.

6.3 DISKUZE K INBREEDINGU U TYGRA USSURIJSKÉHO

Tygr ussurijský se ve světových chovech nachází v počtu 497 jedinců dle ISIS (2015) nebo v 647 jedincích dle plemenné knihy (Müller, 2013). Ve volné přírodě se počty odhadují na 200 až 300 jedinců (Müller, 2013). Russello et al. ještě v roce 2004 uvádějí velikost populace zhruba 490 jedinců. Ve své studii analyzovali vzorky od volně žijících tygrů a odhalili velmi nízkou genetickou rozmanitost. V 96,4 % případů se jednalo o jeden stejný haplotyp. Nalezli ještě dva jiné vzácné haplotypy, ale všechny tři haplotypy se lišily jen velmi málo. Z toho vyplývá, že populace tygra ussurijského v lidské péči má pravděpodobně větší genetickou variabilitu než populace ve volné přírodě. Pro další zachování volně žijící populace je tedy velmi důležitá genetická rozmanitost populace v lidské péči.

Mnou zjištěný koeficient inbreedingu F_X populace v lidské péči je 8,78 %. To je vysoký koeficient, ale u jiných poddruhů je vyšší. Nižší koeficient F_X u tygra ussurijského je zřejmě způsoben tím, že se chová v největším počtu. Vzhledem k tomu, že populace ve volné přírodě je zřejmě více inbrední než populace v lidské péči, odchyt jedinců z přírody a jejich zařazení do záchranných chovů by paradoxně zvýšil inbrední koeficient. Proto je u tygra ussurijského nutné se zvýšenou pozorností sestavovat chovné páry s ohledem na koeficient inbreedingu jejich potomstva a snažit se řídit celý chov tak, aby byl koeficient inbreedingu, co nejnižší. Pokud by to bylo možné, bylo by vhodné vypouštět odchované jedince zpět do volné přírody, aby zvýšili genetickou rozmanitost volně žijících populací.

Ztráta genetické rozmanitosti u tygra ussurijského ve volné přírodě je zřejmě způsobena drastickým snížením jejich populace ve 40. letech minulého století na 20 až 30 jedinců. Tito jedinci se tak stali zakladateli nové populace ve volné přírodě. Od té doby populace stále kolísá. Populace ostatních poddruhů ve volné přírodě se spíše stále zmenšují, než že by byly někdy

ve své historii téměř vyhubeny a poté se opět rozrostly. Podobné, ale ne tak výrazné, zmenšení populace zažil i tygr indický, který je dnes ve volné přírodě nejrozšířenějším poddruhem. Jak se ale ukázalo, tygr indický si zachoval nejvíce genetické rozmanitosti a to 76 %. To je způsobeno především velkou historickou populací, která dříve osidlovala celý indický subkontinent (Mondol et al., 2009).

6.4 DISKUZE K VÝSLEDKŮM TYGRA JIHOČÍNSKÉHO

Xu et al. (2007) počítali inbreeding pro tygra jihočínského s daty do roku 2004, kdy populaci dle nich tvořilo 40 samců a 33 samic. Koeficient inbreedingu pro populaci spočetli od 0 do 0,50. V této populaci by se všem párům narodilo inbrední potomstvo a více než polovina párů by měla potomstvo s koeficientem inbreedingu větším než 0,25. Já jsem došla k podobným výsledkům. Koeficient inbreedingu pro celou populaci se pohyboval mezi 0 a 0,59. Pro následnou populaci jsem ale vycházela z 68 žijících samců a 73 žijících samic dle plemenné knihy (Müller, 2013). Také jsem došla k závěru, že více než polovina potomků bude mít koeficient inbreedingu vyšší než 0,25. Celých 88,36 % potomků bude mít koeficient F_X mezi 0,1 - 0,49. Ovšem jelikož jsem zařadila i jedince z volné přírody, kteří ještě jsou vedeni jako živí, ale zřejmě jsou již mrtví, vyšlo mi i 224 jedinců s koeficientem inbreedingu 0.

6.5 DISKUZE K VÝSLEDKŮM TYGRA INDOČÍNSKÉHO

Plemenná kniha tygra indočínského byla nově rozdělena dle nové taxonomie a větší část jedinců byla přiřazena k poddruhu *Panthera tigris jacksoni*. Nová populace tygra indočínského tak stojí na 3 zakladatelích (1 samec, 2 samice) z volné přírody. Všichni jedinci jsou chováni ve třech zoologických zahradách v Thajsku.

Dle ISIS (2015) se v lidské péči chová v počtu 51 jedinců a za poslední rok se nenarodilo žádné mládě. Ovšem dle nové plemenné knihy (Müller, 2013) je chován v počtu 8 jedinců. Dle mého výpočtu je průměrný koeficient F_X v populaci 0 %. Ale tu tvoří jen 23 jedinců a 3 z nich jsou rodiče všech ostatních, takže již v následující generaci by byl koeficient F_X jejich potomků 25 %, protože celá populace je založena na jednom samci. Nejmladší žijící tygr se narodil v roce 2001. Rozmnožování skončilo v roce 2005, všechna mláďata, která se narodila v letech 2002 až 2005, uhynula. Druhá generace žijící v lidské péči se dle plemenné knihy ještě nerozmnožila. Pokud by chtěli zoologické zahrady pokračovat v chovu tohoto poddruhu, muselo by se přistoupit k odchytu zvířat z volné přírody.

6.6 DISKUZE K VÝSLEDKŮM OSTATNÍCH PODDRUHŮ A K HYPOTÉZE

V práci jsem pracovala s údaji z plemenné knihy s daty do 15. listopadu 2013. Z těch jsem sestavila tabulky s individuálním koeficientem F_X pro všechny jedince v historické populaci poddruhu. Dále jsem sestavila tabulky ze zjištěných hodnot odhadovaného koeficientu F_X pro následné potomstvo všech žijících jedinců v populaci pro všechny poddruhy, kromě tygra ussurijského, kde byl soubor dat příliš velký. Tyto tabulky budou poskytnuty chovatelům, ale do mé práce vzhledem k jejich velikosti přikládám jen jako vzor tyto dvě tabulky pro poddruh tygra jihočínského, který je nejvíce zatížen inbreedingem a jeho populace v lidské péči je jedna z menších.

Na základě výpočtů koeficientu inbreedingu F_X lze říci, že u všech poddruhů, kromě tygra indočínského, se v populacích vyskytuje inbreeding, čímž se potvrdila hlavní hypotéza této práce. U tygra indočínského musíme přijmout alternativní hypotézu, že i přes malý počet tygrů v populaci inbreeding není rozšířen. Inbreeding se také vyskytuje u všech poddruhů, včetně tygra indočínského, v následující generaci potomků. Ovšem populace tygra indočínského, pro kterou byl spočten odhad inbreedingu pro následující generaci, se nerozmnožuje, a tak fakticky stále není zatížena inbreedingem.

7. ZÁVĚR

Populace poddruhů tygrů v lidské péči většinou nesplňují početní stavy pro dlouhodobý zdravý chov, což by bylo 500 jedinců. Všechny populace jsou zatížené inbreedingem, kromě tygra indočínského. Zde jde ovšem o populaci založenou na jednom samci, a pokud by došlo k jejímu rozmnožení, vyskočil by koeficient F_X na 25 %.

Největší populaci, jako jedinou přesahující 500 jedinců, tvoří tygři bez známého původu, kteří jsou pro záchranné programy nevhodní. Chov těchto jedinců by měl být ukončen, měli by se nechat dožít a neměli by se dále rozmnožovat. Na jejich místo mohou poté nastoupit tygři pro záchranné chovy.

Velkým problémem je nízká porodnost. Ta by mohla vést ke stárnutí populace, která již nebude schopná se rozmnožovat a zároveň bude malá základna mladých jedinců schopných reprodukce, což povede k další ztrátě genetické rozmanitosti a může vést k zániku některých chovů.

Dle výsledků lze říci, že mezi koeficientem inbreedingu F_X výchozí populace a odhadovaným koeficientem F_X následné generace je klesající tendence u poddruhů tygr indický, tygr jihočínský a tygr sumaterský. Naopak rostoucí koeficient inbreedingu F_X lze pozorovat u poddruhů tygr indočínský a *Panthera tigris jacksoni*. Pro tygra usurijského nemohl být spočten odhad koeficientu inbreedingu F_X pro následnou generaci pro velký soubor dat.

Všechny chovy tygrů v lidské péči jsou nebo v nejbližší generaci budou inbrední. Význam udržení co nejnižší možné míry inbreedingu nelze podceňovat. Už dnes lze například vidět, že populace tygra usurijského v lidské péči je zřejmě méně inbrední než populace ve volné přírodě. Pro budoucí zachování druhu je vysoká genetická rozmanitost nutností. V tuto chvíli je třeba zamyslet se nad tím, jestli jsou tygři ve volné přírodě v bezpečí a jaký přínos pro přežití druhu by mělo zvýšení genetické rozmanitosti populace v lidské péči.

8. SEZNAM LITERATURY

Armstrong, D. 2004. Tiger cub born by artificial insemination at Omaha. In: Fleckhall, N., Swanson, W. F. (eds.). 2004. North American Felid Taxon Advisory Group (TAG) 2004 Annual Report and Action Plan. 72-73.

Ballou, J. 1983. Calculating inbreeding coefficients from pedigrees. In: Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S. M., MacBryde, B., Thomas, W. L. (eds.). Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations. The Benjamin/Cummings Publishing Company. Menlo Park. 722 p. ISBN: 978-1930665866.

Bashaw, M. J., Kelling, A. S., Bloomsith, M. A., Maple, T. L. 2007. Environmental effects on the behavior of zoo-housed lions and tigers, with a case study of the effects of a visual barrier on pacing. Journal of Applied Animal Welfare Science. 10. 95-109.

Bay, R. A., Ramakrishnan, U., Hadly, E. A. 2014. A Call for Tiger Management Using "Reserves" of Genetic Diversity. Journal of Heredity. 105 (3). 295-302.

Brandl, P. 2009. Generic tigers in the European region – how many whites?. In: Müller, P. 2009. International tiger studbook. 34. Edition. Zoologischer Garten Leipzig. p. 117.

Brown, J. L. 2011. Female reproductive cycles of wild female felids. Animal reproduction science. 124. 155-162.

Carroll, C., Miquelle, D. 2006. Spatial viability analysis of Amur tiger *Panthera tigris altaica* in the Russian Far East: the role of protected areas and landscape matrix in population persistence. Journal of Applied Ecology. 43. 1056-1068.

Chagas e Silva, J. N., Leitão, R. M., Lapão, N. E., Cunha, M. B. da, Cunha, T. P. da, Silva, J. P. da, Paisana, F. C. 2000. Birth of Siberian tiger (*Panthera tigris altaica*) cubs after transvaginal artificial insemination. Journal of Zoo and Wildlife Medicine. 31. 566-569.

Cracraft, J., Feinstein, J., Vaughn, J., Helm-Bychowski, K., 1998. Sorting out tigers (*Panthera tigris*): mitochondrial sequences, nuclear inserts, systematics, and conservation genetics. Animal Conservation. 1 (2). 139-150.

Dinerstein, E., Loucks, C., Heydlauff, A., Wikramanayake, E., Bryja, G., Forrest, J., Ginsberg, J., Klenzendorf, S., Leimgruber, P., O'Brien, T., Sanderson, E., Seidensticker, J.,

- Songer, M. 2006.** Setting Priorities for the Conservation and Recovery of Wild Tigers: 2005-2015. A User's Guide. Washington. 1-50.
- Dinerstein, E., Loucks, C., Wikramanayake, E., Ginsberg, J., Sanderson, E., Seidensticker, J., Forrest, J., Bryja, G., Heydlauff, A., Klenzendorf, S., Leimgruber, P., Mills, J., O'Brien, T. G., Shrestha, M., Simons, R., Songer, M. 2007.** The Fate of a Wild Tigers. *BioScience*. 57 (6). 508-514.
- Donoghue, A. M., Johnston, L. A., Armstrong, D. L., Simmons, L. G., Wildt, D. E. 1993.** Birth of a siberian tiger cub (*Panthera tigris altaica*) following laparoscopic intrauterine artificial insemination. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 24. 185-189.
- Driscoll, C. A., Chestin, I., Jungius, H., Pereladova, O., Darman, Y., Dinerstein, E., Seidensticker, J., Sanderson, J., Christie, S., Luo, S. J., Shrestha, M., Zhuralev, Y., Uphyrkina, O., Jhala, Y. V., Yadav, S. P., Pikunov, D. G., Yamaguchi, N., Wildt, D. E., Smith, J. L. D., Marker, L., Nyhus, P. J., Tilson, R., Macdonald, D. W., O'Brien, S. J. 2012.** A postulate for tiger recovery: the case of the Caspian Tiger. *Journal of Threatened Taxa*. 4 (6). 2637-2643.
- Driscoll, C. A., Yamaguchi, N., Bar-Gal, G. K., Roca, A. L., Luo, S., Macdonald, D. W., O'Brien, S. J. 2009.** Mitochondrial Phylogeography Illuminates the Origin of the Extinct Caspian Tiger and Its Relationship to the Amur Tiger. *PLoS ONE*. 4 (1). 1-8.
- EAZA Executive Office. 2010.** EAZA Tiger Campaign 2002 – 2004. EAZA Conservation Campaigns.
- Forrest, J. L., Bomhard, B., Budiman, A., Coad, L., Cox, N., Dinerstein, E., Hammer, D., Huang, C., Huy, K., Kraft, R., Lysenko, I., Magrath, W. 2011.** Single-species conservation in a multiple-use landscape: current protection of the tiger range. *Animal Conservation*. 14. 283-294.
- Fukui, D., Nagano, M., Nakamura, R., Bando, G., Nakata, S., Kosuge, M., Sakamoto, H., Matsui, M., Yanagawa, Y., Takahashi, Y. 2013.** The effects of frequent electroejaculation on the semen characteristics of a captive Siberian tiger (*Panthera tigris altaica*). *The Journal of Reproduction and Development*. 59 (5). 491-495.

- Gaisler, J., Zima, J. 2007.** Zoologie obratlovců. Academia. Praha. 692 s. ISBN: 9788020014849.
- Glémin, S. 2003.** How are deleterious mutations purged? Drift versus nonrandom mating. *Evolution*. 57 (12). 2678-2687.
- Global Tiger Initiative Secretariat. 2011.** The Global Tiger Recovery Program (2010-2022). Washington DC. p. 68.
- Graham, L. H., Byers, A. P., Armstrong, D. L., Loskutoff, N. M., Swanson, W. F., Wildt, D. E., Brown, J. L. 2006.** Natural and gonadotropin-induced ovarian activity in tigers (*Panthera tigris*) assessed by fecal steroid analyses. *General and Comparative Endocrinology*. 147. 362-370.
- Gratwicke, B., Mills, J., Dutton, A., Gabriel, G., Long, B., Seidensticker, J., Wright, B., You, W., Zhang, L. 2008.** Attitudes Toward Consumption and Conservation of Tigers in China. *PLoS ONE*. 3(7). 1-7.
- Hemmer, H. 1987.** The Phylogeny of the Tiger (*Panthera tigris*). In: Tilson, R. L., Seal, U. S. (eds.). *Tigers of the World, 1st Edition: The Biology, Biopolitics, Management and Conservation of an Endangered Species*. Noyes Publications. New Jersey. p. 511. ISBN: 9780815511335.
- Ishida, Y., Yahara, T., Kasuya, E., Yamane, A. 2001.** Female control of paternity during copulation: Inbreeding avoidance in feral cats. *Behavior*. 138 (2). 235-250.
- Jakubec, V., Bezdíček, J., Louda, F. 2010.** Selekcce - Inbríding - Hybridizace. *Agrovýzkum Rapotín s.r.o. Rapotín*. 382 s. ISBN 978-80-87144-22-0.
- Jhala, Y. V., Qureshi, Q., Gopal, R., Sinha, P. R. (eds.). 2011.** Status of the Tigers, Co-predators, and Prey in India, 2010. National Conservation Authority, Government of India, New Delhi and Wildlife Institute of India, Dehradun. p. 285.
- Keller, L. F., Waller, D. M. 2002.** Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology & Evolution*. 17 (5). 230-241.
- Kenney, J., Allendorf, F. W., McDougal, C., Smith, J. L. 2014.** How much gene flow is needed to avoid inbreeding depression in wild tiger populations?. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 281(1789).

- Kinoshita, K., Ohazama, M., Ishida, R., Kusunoki, H. 2011a.** Daily fecal sex steroid hormonal changes and mating success in captive female cheetahs (*Acinonyx jubatus*) in Japan. *Animal Reproduction Science*. 125. 204-210.
- Kinoshita, K., Inada, S., Seki, K., Sasaki, A., Hama, N., Kusunoki, H. 2011b.** Long-term monitoring of fecal steroid hormones in female snow leopards (*Panthera uncia*) during pregnancy or pseudopregnancy. *PLoS ONE*. 6. 193-214.
- Kitchener, A. C. 1999.** Tiger distribution, phenotypic variation and conservation issues. In: Christie, S., Jackson, P., Seidensticker, J. (eds.). *Riding the Tiger: Tiger Conservation in Human-Dominated Landscapes*. Cambridge University Press. Cambridge. 20-39. ISBN: 0521648351.
- Kitchener, A. C., Dugmore, A. J. 2000.** Biogeographical change in the tiger, *Panthera tigris*. *Animal Conservation*. 3. 113-124.
- Lande, R. 1994.** Risk of population extinction from fixation of new deleterious mutations. *Evolution*. 48 (5). 1460-1469.
- Leberg, P. L. 2005.** Genetic approaches for estimating the effective size of populations. *The Journal of Wildlife Management*. 69 (4). 1385-1399.
- Leberg, P. L., Firmin, B. D. 2008.** Role of inbreeding depression and purging in captive breeding and restoration programmes. *Molecular Ecology*. 17. 334-343.
- Lee, M. Y., Hyun, J. Y., Lee, S. J., An, J., Lee, E., Min, M. S., Kimura, J., Kawada, S. I., Kurihara, N., Luo, S. J., O'Brien, S. J., Johnson, W. E., Lee, H. 2012.** Subspecific Status of the Korean Tiger Inferred by Ancient DNA Analysis. *Animal Systematics, Evolution and Diversity*. 28 (1). 48-53.
- Liu, D., Ma, Y., Li, H. Y., Xu, Y. C., Zhang, Y., Dahmer, T., Bai, S. Y., Wang, J. 2013.** Simultaneous polyandry and heteropaternality in tiger (*Panthera tigris altaica*): Implications for conservation of genetic diversity in captive populations of felids. *Chinese Science Bulletin*. 58 (18). 2230-2236.
- Luo, S. J., Kim, J. H., Johnson, W. E., van der Walt, J., Martenson, J., Yuhki, N., Miquelle, D. G., Uphyrkina, O., Goodrich, J. M., Quigley, H. B., Tilson, R., Brady, G., Martelli, P., Subramaniam, V., McDougal, Ch., Hean, S., Huang, S. Q., Pan, W., Karanth, U. K.,**

- Sunquist, M., Smith, J. L. D., O'Brien, S. J. 2004.** Phylogeography and genetic ancestry of tigers (*Panthera tigris*). Plos Biology. 2 (12). 2275-2293.
- Mazák, J. H., Groves, C. P. 2006.** A taxonomic revision of the tigers (*Panthera tigris*) of Southeast Asia. Mammalian Biology. 71 (5). 268-287.
- Mazák, J. H. 2008.** Craniometric variation in the tiger (*Panthera tigris*): Implications for patterns of diversity, taxonomy and conservation. Mammalian Biology. 75. 45-68.
- Mazák, V. 1980.** Zvířata celého světa: Velké kočky a gepardi. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 192 s. ISBN: 0708580.
- Mazák, V. 1981.** *Panthera tigris*. Mammalian Species. The American Society of Mammalogists. 152. 1-8.
- Miller, A., Leighty, K. A., Maloney, M. A., Kuhar, C. W., Bettinger, T. L. 2011.** How access to exhibit space impacts the behavior of female tigers (*Panthera tigris*). Zoo Biology. 30. 479-486.
- Miquelle, D. G. (ed.). 2010.** A monitoring program for the amur tiger thirteenth-year report: 1998-2010. Wildlife Conservation Society. Russian Far East Program. p. 21.
- Mondol, S., Karanth, K. U., Ramakrishnan, U. 2009.** Why the Indian Subcontinent Holds the Key to Global Tiger Recovery. PLoS Genetics. 5 (8). 1-9.
- Moreira, N., Brown, J. L., Moraes, W., Swanson, W., Monteiro-Filho, E. L. 2007.** Effect of housing and environmental enrichment on adrenocortical activity, behavior and reproductive cyclicity in the female tigrina (*Leopardus tigrinus*) and margay (*Leopardus wiedii*). Zoo Biology. 26. 441-460.
- Müller, P. 2013.** International tiger studbook. 38.Edition. Zoologischer Garten Leipzig. p. 747.
- Nowell, K., Jackson, P. 1996.** Status Survey and Conservation Action Plan: Wild Cats. IUCN. Switzerland. p. 383. ISBN: 2831700450.
- Pekkala, N., Knott, K. E., Kotiaho, J. S., Nissinen, K., Puurtinen, M. 2014.** The effect of inbreeding rate on fitness, inbreeding depression and heterosis over a range of inbreeding coefficients. Evolutionary Applications. 7 (9). 1107-1119.

- Pekkala, N., Knott, K. E., Kotiaho, J. S., Puurtinen, M. 2012.** Inbreeding rate modifies the dynamics of genetic load in small populations. *Ecology and Evolution*. 2 (8). 1791-1804.
- Pimm, S. L., Dollar, L., Bass, O. L. Jr. 2006.** The genetic rescue of the Florida panther. *Animal Conservation*. 9. 115-122.
- Pukazhenth, B. S., Wildt, D. E. 2004.** Which reproductive technologies are most relevant to studying, managing, and conserving wildlife?. *Reproduction, Fertility and Development*. 16. 33-46.
- Reed, D. H., Frankham, R. 2003.** Correlation between Fitness and Genetic Diversity. *Conservation Biology*. 17 (1). 230-237.
- Richards, M. W., Tyabji, H. 2008.** *Tigers*. New Holland Publishers. London. p. 160. ISBN: 9781847731111.
- Roberts, L. 2005.** Teaching the theory and practice of captive wild animal husbandry: a coalescence of pedagogical approaches. In: *New Zealand Association for Cooperative Education Annual Conference Proceedings*. 49-53.
- Robovský, J. 2007.** Nový tygr na světě. *Vesmír*. 86 (2). 108-109.
- Rouck, M. de., Kitchener, A., Law, G., Nellissen, M. 2005.** A comparative study of the influence of social housing conditions on the behaviour of captive tigers (*Panthera tigris*). *Animal Welfare*. 14. 229-238.
- Rudnai, J. 1973.** Reproductive biology of lions (*Panthera leo* Neumann) in Nairobi National Park. *African Journal of Ecology*. 11. 241-253.
- Rudnick, J. A., Lacy, R. C. 2008.** The impact of assumptions about founder relationships on the effectiveness of captive breeding strategies. *Conservation Genetics*. 9. 1439-1450.
- Russello, M. A., Gladyshev, E., Miquelle, D., Caccione, A. 2004.** Potential genetic consequences of a recent bottleneck in the Amur tiger of the Russian far east. *Conservation Genetics*. 5. 707-713.
- SAS/STAT®. 2010.** 9.3 User's Guide. Cary, NC. Procedura INBREED. SAS Institute. Inc. 5121 pp.

- Saunders, S. P., Harris, T., Traylor-Holzer, K., Beck, K. G. 2014.** Factors influencing breeding success, ovarian cyclicity, and cub survival in zoo-managed tigers (*Panthera tigris*). *Animal Reproduction Science*. 144. 38-47.
- Smith, J. L. D., McDougal, C. 1991.** The contribution of variance in lifetime reproduction to effective population-size in tigers. *Conservation Biology*. 5 (4). 484-490.
- Suchomel, J. 2009.** Tygr čínský nad propastí. *Živa*. 4/2009. 178-180.
- Tan, B. J. 1987.** Status and problems of captive tigers in China. In: Seal, U. S., Tilson, R. (eds.). *Tigers of the world, the biology, biopolitics, management, and conservation of an endangered species*. Noyes Publications. p. 510. ISBN: 9780815511335.
- Tilson, R., Defu, H., Muntifering, J., Nyhus, P. J., 2004.** Dramatic decline of wild South China tigers *Panthera tigris amoyensis*: field survey of priority tiger reserves. *Oryx*. 38(1). 40-47.
- Tilson, R., Nyhus, P. J. (eds.). 2010.** *Tigers of the world: The Science, Politics, and Conservation of Panthera tigris*. Second Edition. Academic Press. London. p. 552. ISBN: 9788151578.
- Tilson, R., Traylor-Holzer, K., Qiu, M. J., 1997.** The decline and impending extinction of the South China tiger. *Oryx*. 31. 243-252.
- Townsend, C. R., Begon, M., Harper, J. L. 2010.** *Základy ekologie*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. 505 s. ISBN: 978-80-244-2478-1.
- Tregenza, T., Wedell, N. 2000.** Genetic compatibility, mate choice and patterns of parentage: invited review. *Molecular Ecology*. 9 (8). 1013-1027.
- Walston, J., Karanth, K. U., Stokes, E. J. 2010a.** *Avoiding the Unthinkable: What Will it Cost to Prevent Tigers Becoming Extinct in the Wild?* Wildlife Conservation Society. New York.
- Walston, J., Robinson, J. G., Bennett, E. L., Breitenmoser, U., Fonseca, G. A. B. da, Goodrich, J., Gumal, M., Hunter, L., Johnson, A., Karanth, K. U., Leader-Williams, N., MacKinnon, K., Miquelle, D., Pattanavibool, A., Poole, C., Rabinowitz, A., Smith, J. L. D., Stokes, E. J., Stuart, S. N., Vongkhamheng, Ch., Wibisono, H. 2010b.** Bringing the Tiger Back from the Brink - The Six Percent Solution. *PLoS Biology*. 8 (9). 1-4.

WAZA, 2005. Olney, J. S., Dollinger, P. (edc). Building a Future for Wildlife –The World Zoo and Aquarium Conservation Strategy. Secretariat of Bern. Member of IUCN, The World Conservation Union. p. 79. ISBN: 303300427X.

Wentzel, J., Stephens J. C., Johnson, W., Menotti-Raymond, M., Pecon-Slattery, J., Yuhki, N., Carrington, M., Quigley, H. B., Miquelle, D. G., Tilson, R., Manansang, J., Brady, G., Zhi, L., Wenshi, P., Shi-Qiang, H., Johnston, L., Sunquist, M., Karanth, K. U., O'Brien, S. J. 1999. Subspecies of tigers: molecular assessment using voucher specimens of geographically traceable individuals. In: Seidensticker, J., Jackson, P., Christie, S. (eds.). *Riding the Tiger: Tiger Conservation in Human-Dominated Landscapes*. Cambridge University Press. Cambridge. 40-49. ISBN: 0521648351.

Whitlock, M. C., Ingvarsson, P. K., Hatfield, T. 2000. Local drift load and the heterosis of interconnected populations. *Heredity*. 84. 452-457.

Wibisono, H. T., Pusparini, W. 2010. Sumatran tiger (*Panthera tigris sumatrae*): A review of conservation status. *Integrative Zoology*. 5. 313-323.

Wilson, D. E., Mittermeier, R. A. (eds.). 2009. Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores. Lynx Edicions. Barcelona. p. 727. ISBN: 9788496553491.

Wilson, E. D., Reeder, D. M. 2005. Mammal species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. vol. 2. p. 2142. ISBN: 9780801882210.

Wolff, J. O., MacDonald, D. W. 2004. Promiscuous females protect their offspring. *Trends in Ecology & Evolution*. 19 (3). 127-134.

Xu, Y. C., Fang, S. G., Li, Z. K. 2007. Sustainability of the South China tiger: implications of inbreeding depression and introgression. *Conservation Genetics*. 8. 1199-1207.

SEZNAM INTERNETOVÝCH ZDROJŮ

- Beneš, J. 2012.** Přílohy CITES [online]. Česká inspekce životního prostředí. [cit. 2014-11-14]. Aktualizace dne 17.4.2014. Dostupné z <www.cizp.cz/413_Prilohy-CITES>.
- Chundawat, R. S., Habib, B., Karanth, U., Kawanishi, K., Khan, A. J., Lynam, T., Miquelle, D., Nyhus, P., Sunarto, S., Tilson, R., Wang, S. 2011.** *Panthera tigris* [online]. IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. Aktualizace dne 6.11.2014. [cit. 2014-11-06]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/summary/15955/0>>.
- EAZA IUCN/SSC Southeast Asia Campaign.** Campaign outline and aims [online]. [cit. 2013-2-4]. Aktualizace dne 4.2.2013. Dostupné z <www.southeastasiacampaign.org/about/campaign-outline-and-aims>.
- Europaen Association of Zoos and Aquaria. EEPs and ESBs [online].** [cit. 2014-11-15]. Aktualizace dne 15.11.2015. Dostupné z <www.eaza.net/activities/cp/Pages/EEPs.aspx>.
- ISIS system, 2015.** International Species Information System [on-line]. [cit.2015-03-18]. Aktualizace 4. března 2015. Dostupné z <<http://www.isis.org>>.
- Jackson, P., Nowell, K. 2008a.** *Panthera tigris* spp. *balica* [online]. IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2 [cit. 2014-11-06]. Aktualizace dne 6.11.2014. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/41682/0>>.
- Jackson, P., Nowell, K. 2008b.** *Panthera tigris* spp. *sondaica* [online]. IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2 [cit. 2014-11-06]. Aktualizace dne 6.11.2014. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/41681/0>>.
- Jackson, P., Nowell, K. 2011.** *Panthera tigris* spp. *virgata* [online]. IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2 [cit. 2014-11-06]. Aktualizace dne 6.11.2014. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/41505/0>>.
- Parks, J. 2007.** Science and Wildlife [online]. Jenny Parks Illustration. [cit. 2015-03-16]. Aktualizace dne 16.3.2015. Dostupné z <<http://www.jennyparks.com/science-and-wildlife/hv48exptoy0b64k8jc3m0kwr7ypfbt>>.

WAZA - World Association of Zoos and Aquariums. a. Conservation through Zoos and Aquariums [online]. [cit. 2014-11-15]. Aktualizace dne 24.10.2014. Dostupné z <www.waza.org/en/site/conservation>.

WAZA - World Association of Zoos and Aquariums. b. International Stubooks [online]. [cit. 2014-11-15]. Aktualizace dne 24.10.2014. Dostupné z <www.waza.org/en/site/conservation/international-stubooks>.

9. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) - Úmluva o mezinárodním obchodu ohroženými druhy volně žijících zvířat a planě rostoucích rostlin

EAZA (European Association of Zoos and Aquaria) - Evropská asociace zoologických zahrad a akvárií

EEP (European Endangered species Programme) - Evropský záchovný program

ISB (International Studbook) - Mezinárodní plemenná kniha

ISIS (International Species Information System) - Mezinárodní informační systém druhů

IUCN (The International Union for Conservation of Nature) - Mezinárodní svaz ochrany přírody

TCL (Tiger Conservation Landscapes) - Chranněná krajina pro tygry

WAZA (World Association of Zoos and Aquariums) - Světová asociace zoologických zahrad a akvárií.

10. SAMOSTATNÉ PŘÍLOHY

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha číslo 1: Vyobrazení poddruhů tygra

Příloha číslo 2: Mapa historického a současného rozšíření tygra

Příloha číslo 3: Klasifikace hrozeb

Příloha číslo 4: Mapa zdrojových lokalit, potenciálně vhodných lokalit a TCL

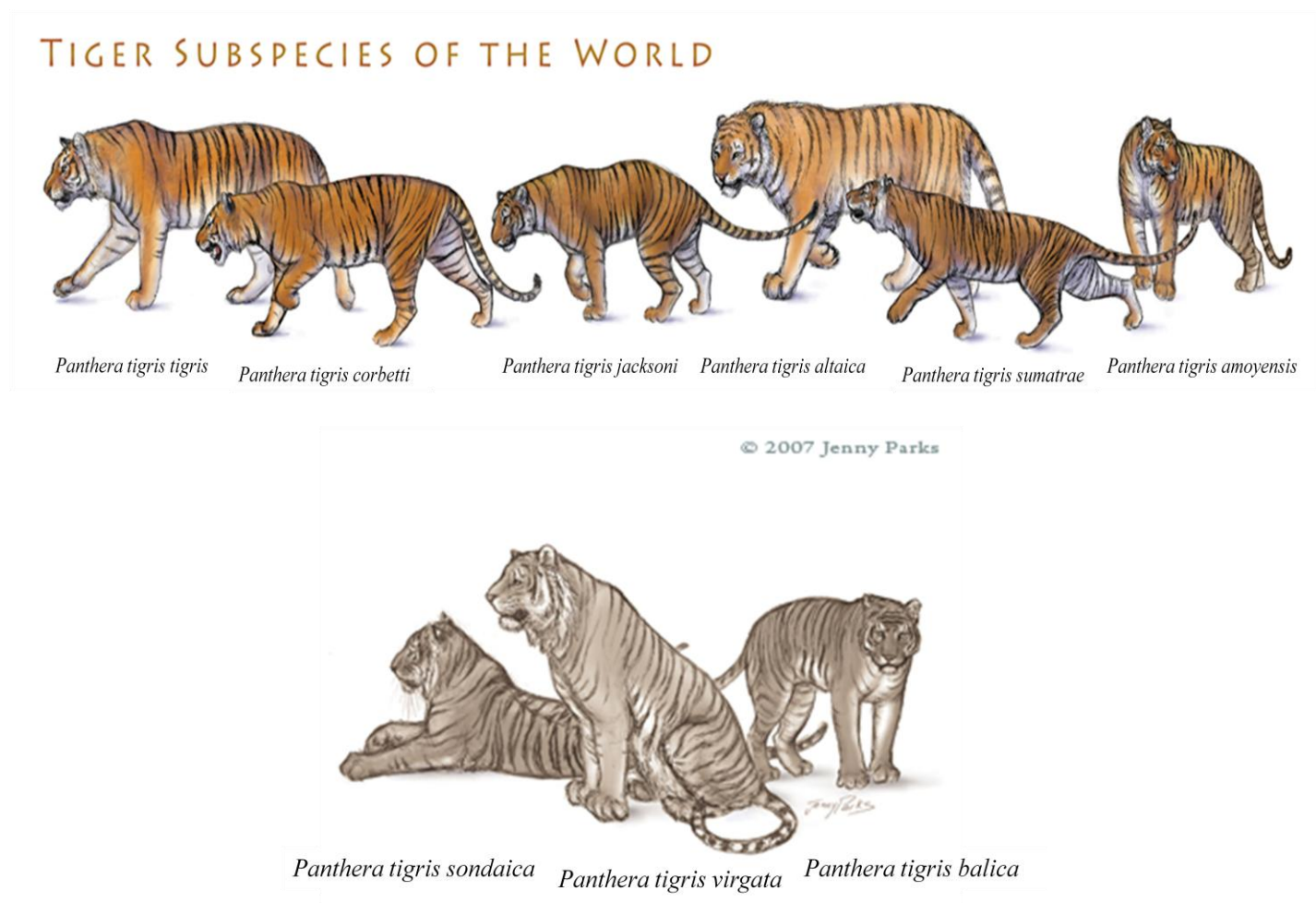
Příloha číslo 5: Mapa haplotypové sítě

Příloha číslo 6: Hodnoty F_X (Inbreeding Coefficients of Individuals)

Příloha číslo 7: Výsledky odhadu F_X pro následné potomstvo (Inbreeding Coefficients of Matings), formát A1 zmenšený, přiloženo jako zvláštní samostatná příloha k diplomové práci

PŘÍLOHA Č. 1:

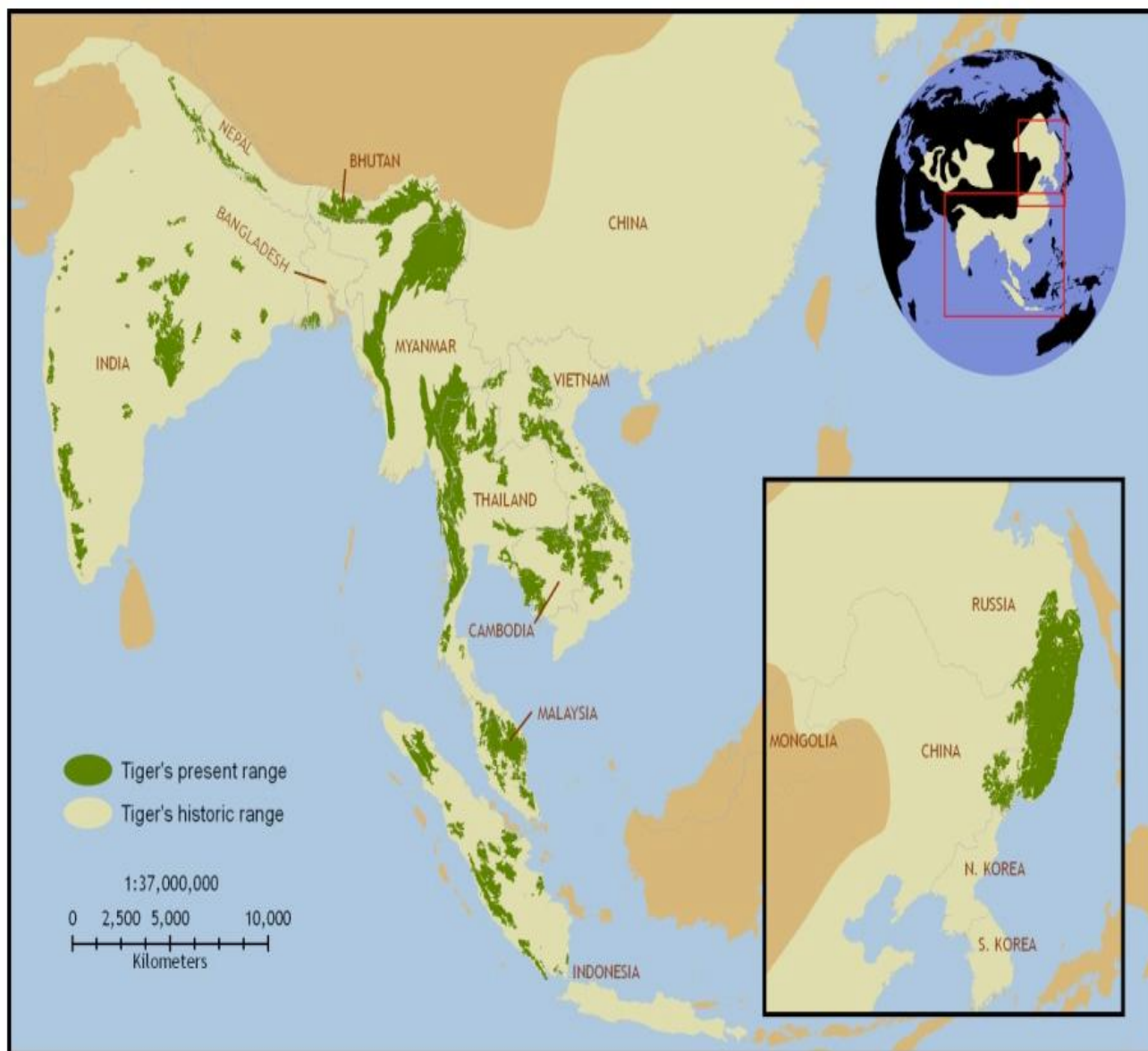
VYOBRAZENÍ PODDRUHŮ TYGRA



Obrázek č. 1a a 1b: Poddruhy tygra s ohledem na velikost poddruhů a míru jejich ohrožení. (Autor: Parks, J., 2007). Podrobně kapitola 3.1.1.2 Nová taxonomická klasifikace.

PŘÍLOHA Č. 2:

MAPA HISTORICKÉHO A SOUČASNÉHO ROZŠÍŘENÍ TYGRA



Obrázek č. 2: Historický a současný areál tygra. (Autor: Global Tiger Initiative Secretariat, 2011).
Podrobně kapitola 3.2.2 Dnešní areál rozšíření druhu *Panthera tigris*.

PŘÍLOHA Č. 3:

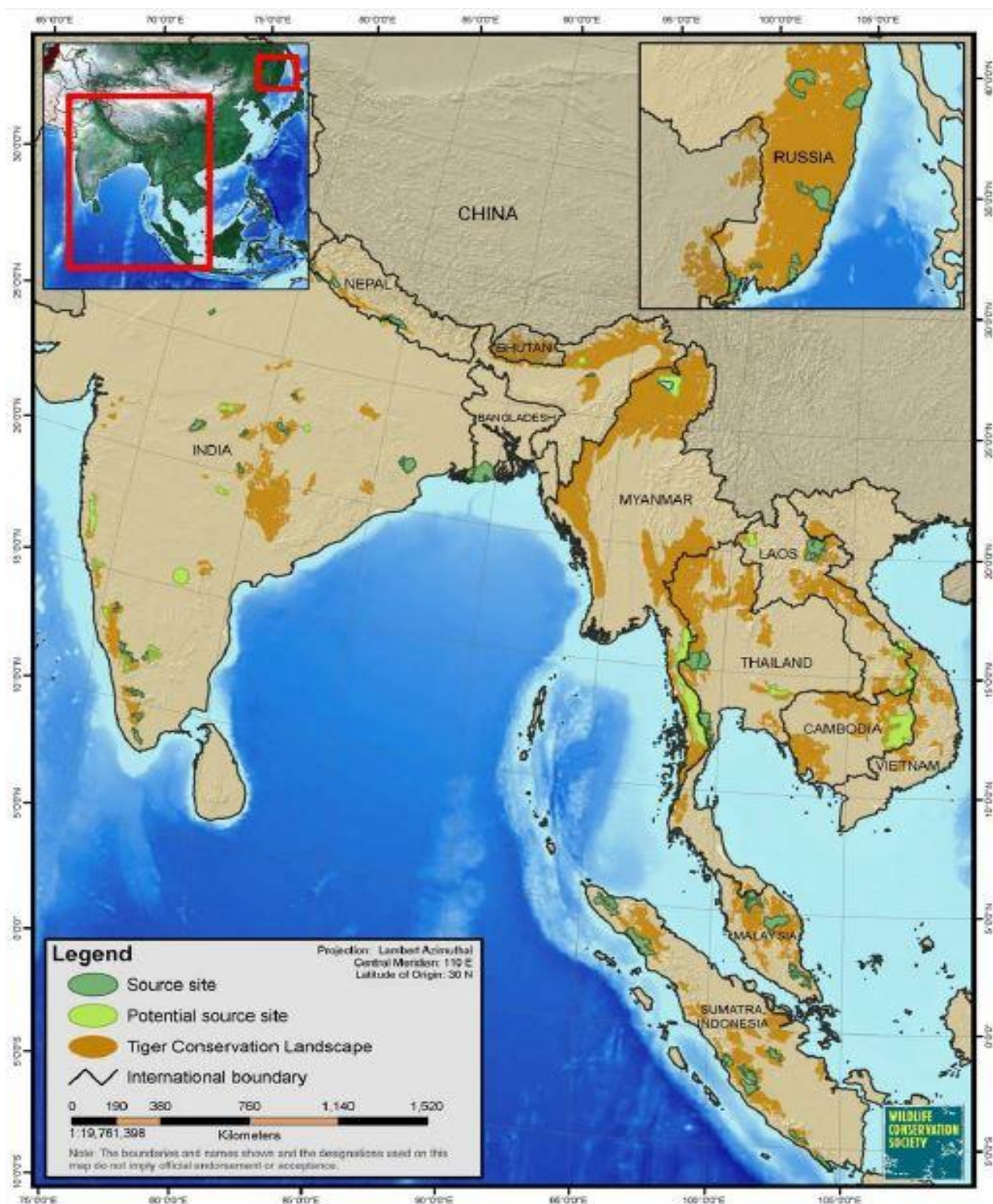
KLASIFIKACE HROZEB

1. Stavební a komerční rozvoj -> 1.1. Obydlené a městské oblasti Termín: Probíhá
1. Stavební a komerční rozvoj -> 1.2. Komerční a průmyslové oblasti Termín: Probíhá
1. Stavební a komerční rozvoj -> 1.3. Turismus a rekreační oblasti Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.1. Roční a trvalé nedřevěné rostliny -> 2.1.1. Přesuvné zemědělství Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.1. Roční a trvalé nedřevěné rostliny -> 2.1.2. Drobné zemědělství Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.1. Roční a trvalé nedřevěné rostliny -> 2.1.3. Průmyslové zemědělství Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.2. Dřeviny a celulózové plantáže -> 2.2.1. Drobné plantáže Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.2. Dřeviny a celulózové plantáže -> 2.2.2. Průmyslové plantáže Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.3. Chov hospodářských zvířat a farmaření -> 2.3.2. Drobné pastevectví, chov a zemědělství Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.3. Chov hospodářských zvířat a farmaření -> 2.3.3. Průmyslové pastevectví, chov a zemědělství Termín: Probíhá
2. Zemědělství a akvakultura -> 2.4. Mořská a sladkovodní akvakultura -> 2.4.3. Měřitko neznámé/nezaznamenané Termín: Probíhá
3. Výroba elektrické energie a těžba -> 3.2. Hlubinná těžba a nerostné suroviny Termín: Probíhá
5. Využívání biologických zdrojů -> 5.1. Lov a odchyt suchozemských zvířat -> 5.1.1. Cílené využití (cílem je druh) Termín: Probíhá
5. Využívání biologických zdrojů -> 5.1. Lov a odchyt suchozemských zvířat -> 5.1.2. Necílené dopady (cílem není druh) Termín: Probíhá
5. Využívání biologických zdrojů -> 5.1. Lov a odchyt suchozemských zvířat -> 5.1.3. Pronásledování/kontrola Termín: Probíhá
6. Lidské útoky a narušování -> 6.1. Rekreační aktivity Termín: Probíhá
6. Lidské útoky a narušování -> 6.2. Válka, občanské nepokoje a vojenská cvičení Termín: Probíhá
7. Úpravy přírodního systému -> 7.1. Požáry a jejich hašení -> 7.1.3. Vývoj neznámý/nezaznamenaný Termín: Probíhá
7. Úpravy přírodního systému -> 7.2. Přehradý a vodohospodářství -> 7.2.11. Přehradý (velikost neznámá) Termín: Probíhá
8. Invazivní a jiné problematické druhy a geny -> 8.2. Problematické původní druhy Termín: Probíhá

Tabulka č. 14: Klasifikace hrozeb pro tygry dle IUCN. (Zdroj: Chundawat et al., 2011). Jmenován v kapitole 3.3 Ochrana. Číslování klasifikace hrozeb bylo zachováno dle originálu dokumentu.

PŘÍLOHA Č. 4:

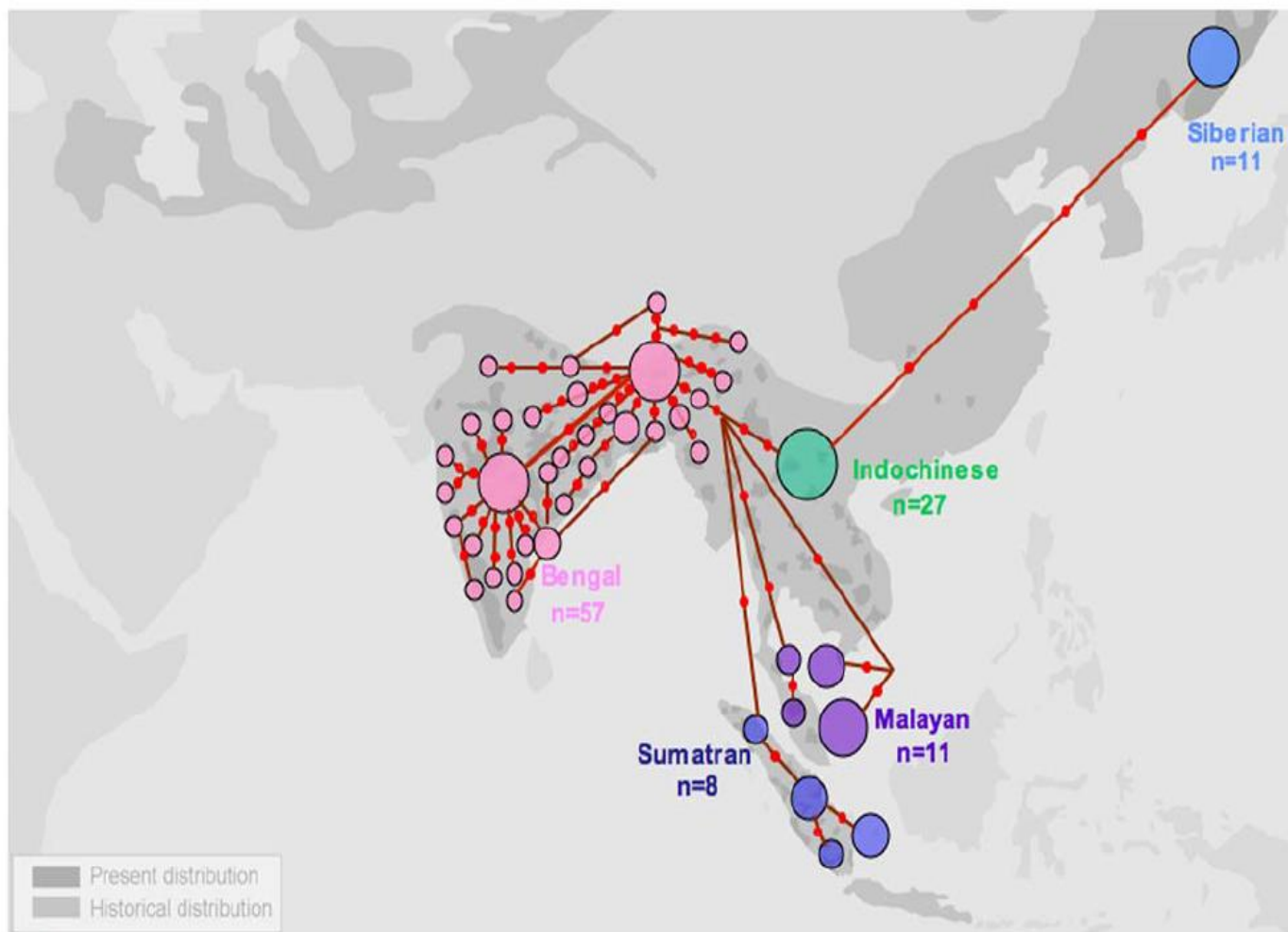
MAPA ZDROJOVÝCH LOKALIT, POTENCIÁLNĚ VHODNÝCH LOKALIT A TCL



Obrázek č. 3: Mapa zdrojových lokalit (tmavě zelená), potenciálně vhodných lokalit (světle zelená) a TCL (oranžová). (Autor: Walston et al., 2010b). Podrobněji kapitola 3.3.3 Mezinárodní programy *in situ*.

PŘÍLOHA Č. 5:

MAPA HAPLOTYPOVÉ SÍTĚ



Obrázek č. 4: Mapa haplotypové sítě. (Autor: Mondol et al., 2009). Podrobněji kapitola 3.5 Inbreeding.

Vzorky z indického subkontinentu pocházejí z Indie, Nepálu a Myanmaru. Ostatní vzorky byly použity pro srovnání z práce Luo et al. (2004). Mapa ukazuje, že 76 % celosvětové genetické rozmanitosti tygrů se nachází na indickém subkontinentu.

PŘÍLOHA Č. 6:

HODNOTY F_X (INBREEDING COEFFICIENTS OF INDIVIDUALS)

Tabulka č. 15: Hodnoty individuálního F_X pro poddruh tygr jihočínský *Panthera tigris amoyensis*.

Doplňuje výsledky v kapitole 5.3 Výsledky pro poddruh *Panthera tigris amoyensis* - tygr jihočínský.

Jedinec	Otec	Matka	F_X
1	wild	wild	0,0000
2	wild	wild	0,0000
3	wild	wild	0,0000
4	wild	wild	0,0000
5	wild	wild	0,0000
6	wild	wild	0,0000
7	wild	wild	0,0000
8	wild	wild	0,0000
9	wild	wild	0,0000
10	wild	wild	0,0000
11	wild	wild	0,0000
12	wild	wild	0,0000
13	wild	wild	0,0000
14	wild	wild	0,0000
15	wild	wild	0,0000
16	wild	wild	0,0000
17	6	12	0,0000
18	6	7	0,0000
19	6	7	0,0000
20	6	7	0,0000
21	6	12	0,0000
22	6	12	0,0000
23	6	7	0,0000
24	6	7	0,0000
25	wild	wild	0,0000
26	wild	wild	0,0000
27	3	8	0,0000
28	3	8	0,0000
29	3	26	0,0000
30	20	23	0,2500
31	20	23	0,2500
32	20	23	0,2500
33	20	23	0,2500
34	3	26	0,0000
35	3	26	0,0000

Jedinec	Otec	Matka	F_X
36	3	26	0,0000
37	20	17	0,1250
38	20	17	0,1250
39	20	23	0,2500
40	20	23	0,2500
41	20	23	0,2500
42	27	26	0,0000
43	27	26	0,0000
44	27	26	0,0000
45	20	17	0,1250
46	3	26	0,0000
47	3	26	0,0000
48	3	26	0,0000
49	3	26	0,0000
50	3	26	0,0000
51	20	23	0,2500
52	20	23	0,2500
53	20	23	0,2500
54	20	23	0,2500
55	27	29	0,1250
56	27	29	0,1250
57	20	23	0,2500
58	20	23	0,2500
59	20	23	0,2500
60	20	17	0,1250
61	20	17	0,1250
62	20	23	0,2500
63	27	29	0,1250
64	27	29	0,1250
65	3	26	0,0000
66	3	26	0,0000
67	3	26	0,0000
68	3	26	0,0000
69	27	26	0,0000
70	27	26	0,0000

Jedinec	Otec	Matka	F _x
71	27	26	0,0000
72	27	26	0,0000
73	27	26	0,0000
74	20	23	0,2500
75	27	29	0,1250
76	27	29	0,1250
77	27	29	0,1250
78	27	29	0,1250
79	27	26	0,0000
80	27	26	0,0000
81	27	26	0,0000
82	27	29	0,1250
83	27	29	0,1250
84	27	29	0,1250
85	27	29	0,1250
86	27	26	0,0000
87	27	26	0,0000
88	27	26	0,0000
89	38	51	0,2500
90	38	51	0,2500
91	38	51	0,2500
92	38	51	0,2500
93	27	26	0,0000
94	38	51	0,2500
95	38	51	0,2500
96	27	29	0,1250
97	27	29	0,1250
98	27	29	0,1250
99	65	75	0,1875
100	65	75	0,1875
101	27	26	0,0000
102	27	29	0,1250
103	38	51	0,2500
104	38	51	0,2500
105	38	51	0,2500
106	39	23	0,3750
107	39	23	0,3750
108	39	23	0,3750
109	27	26	0,0000
110	27	26	0,0000
111	27	26	0,0000
112	27	29	0,1250

Jedinec	Otec	Matka	F _x
113	27	29	0,1250
114	65	75	0,1875
115	65	75	0,1875
116	38	51	0,2500
117	38	51	0,2500
118	38	51	0,2500
119	65	75	0,1875
120	65	75	0,1875
121	27	29	0,1250
122	27	29	0,1250
123	27	29	0,1250
124	27	29	0,1250
125	27	26	0,0000
126	27	26	0,0000
127	38	51	0,2500
128	38	51	0,2500
129	38	51	0,2500
130	65	75	0,1875
131	65	75	0,1875
132	65	75	0,1875
133	27	29	0,1250
134	27	29	0,1250
135	27	29	0,1250
136	27	79	0,2500
137	27	79	0,2500
138	27	111	0,2500
139	27	111	0,2500
140	38	51	0,2500
141	38	51	0,2500
142	65	75	0,1875
143	65	75	0,1875
144	65	75	0,1875
145	112	73	0,2188
146	112	73	0,2188
147	112	73	0,2188
148	27	111	0,2500
149	38	51	0,2500
150	27	101	0,2500
151	157	147	0,3750
152	65	75	0,1875
153	65	75	0,1875
154	112	73	0,2188

Jedinec	Otec	Matka	F_X
155	112	73	0,2188
156	119	120	0,3594
157	112	73	0,2188
158	65	75	0,1875
159	65	75	0,1875
160	38	51	0,2500
161	38	51	0,2500
162	38	51	0,2500
163	27	140	0,0000
164	119	120	0,3594
165	27	111	0,2500
166	27	111	0,2500
167	27	111	0,2500
168	119	120	0,3594
169	119	120	0,3594
170	38	51	0,2500
171	38	51	0,2500
172	38	51	0,2500
173	27	111	0,2500
174	27	101	0,2500
175	27	101	0,2500
176	27	140	0,0000
177	27	140	0,0000
178	27	140	0,0000
179	27	111	0,2500
180	27	111	0,2500
181	119	120	0,3594
182	119	120	0,3594
183	112	73	0,2188
184	128	140	0,4219
185	128	140	0,4219
186	128	140	0,4219
187	128	140	0,4219
188	119	120	0,3594
189	119	120	0,3594
190	119	120	0,3594
191	119	120	0,3594
192	119	120	0,3594
193	119	120	0,3594
194	69	111	0,2500
195	69	111	0,2500
196	69	111	0,2500

Jedinec	Otec	Matka	F_X
197	65	75	0,1875
198	119	120	0,3594
199	65	75	0,1875
200	65	75	0,1875
201	65	75	0,1875
202	157	147	0,3750
203	157	147	0,3750
204	157	147	0,3750
205	119	120	0,3594
206	119	120	0,3594
207	119	120	0,3594
208	69	111	0,2500
209	69	111	0,2500
210	69	111	0,2500
211	119	120	0,3594
212	119	120	0,3594
213	119	120	0,3594
214	119	120	0,3594
215	157	147	0,3750
216	157	147	0,3750
217	157	147	0,3750
218	69	111	0,2500
219	69	140	0,0000
220	157	147	0,3750
221	157	147	0,3750
222	157	147	0,3750
223	157	147	0,3750
224	69	111	0,2500
225	69	111	0,2500
226	157	147	0,3750
227	157	147	0,3750
228	119	120	0,3594
229	69	111	0,2500
230	119	120	0,3594
231	119	120	0,3594
232	119	120	0,3594
233	157	147	0,3750
234	157	147	0,3750
235	157	147	0,3750
236	69	111	0,2500
237	69	111	0,2500
238	69	140	0,0000

Jedinec	Otec	Matka	F _x
239	119	120	0,3594
240	119	120	0,3594
241	157	147	0,3750
242	157	147	0,3750
243	157	147	0,3750
244	38	51	0,2500
245	155	64	0,2656
246	155	64	0,2656
247	69	140	0,0000
248	69	140	0,0000
249	69	140	0,0000
250	157	147	0,3750
251	157	147	0,3750
252	157	147	0,3750
253	157	147	0,3750
254	157	147	0,3750
255	226	140	0,0000
256	157	147	0,3750
257	157	147	0,3750
258	157	147	0,3750
259	119	216	0,2266
260	157	147	0,3750
261	157	147	0,3750
262	157	147	0,3750
263	157	147	0,3750
264	226	140	0,0000
265	226	140	0,0000
266	226	140	0,0000
267	157	147	0,3750
268	157	147	0,3750
269	157	147	0,3750
270	157	147	0,3750
271	236	111	0,3750
272	157	200	0,2266
273	157	200	0,2266
274	157	200	0,2266
275	157	200	0,2266
276	236	111	0,3750
277	157	147	0,3750
278	157	147	0,3750
279	157	147	0,3750
280	172	241	0,0000

Jedinec	Otec	Matka	F _x
281	172	241	0,0000
282	157	200	0,2266
283	157	200	0,2266
284	157	200	0,2266
285	157	200	0,2266
286	172	252	0,0000
287	157	147	0,3750
288	157	147	0,3750
289	157	147	0,3750
290	157	147	0,3750
291	264	265	0,3281
292	215	246	0,3203
293	215	246	0,3203
294	172	241	0,0000
295	172	241	0,0000
296	172	241	0,0000
297	264	265	0,3281
298	264	265	0,3281
299	264	265	0,3281
300	157	200	0,2266
301	157	200	0,2266
302	157	200	0,2266
303	157	200	0,2266
304	264	265	0,3281
305	264	265	0,3281
306	264	265	0,3281
307	251	241	0,4922
308	251	252	0,4922
309	251	252	0,4922
310	251	252	0,4922
311	251	252	0,4922
312	251	267	0,4922
313	251	267	0,4922
314	251	267	0,4922
315	251	241	0,4922
316	251	241	0,4922
317	215	246	0,3203
318	264	265	0,3281
319	264	265	0,3281
320	251	241	0,4922
321	251	267	0,4922
322	298	299	0,4141

Jedinec	Otec	Matka	F _x
323	298	299	0,4141
324	251	200	0,2266
325	251	200	0,2266
326	251	200	0,2266
327	251	267	0,4922
328	251	267	0,4922
329	264	265	0,3281
330	264	265	0,3281
331	264	265	0,3281
332	298	299	0,4141
333	298	299	0,4141
334	298	299	0,4141
335	298	299	0,4141
336	284	278	0,3594
337	284	278	0,3594
338	284	278	0,3594
339	284	278	0,3594
340	284	278	0,3594
341	284	278	0,3594
342	251	267	0,4922
343	251	267	0,4922
344	251	267	0,4922
345	315	316	0,5898
346	315	316	0,5898
347	282	299	0,1797
348	282	299	0,1797
349	282	299	0,1797
350	284	278	0,3594
351	284	278	0,3594
352	284	278	0,3594
353	305	306	0,4141
354	305	306	0,4141
355	305	306	0,4141
356	264	265	0,3281
357	264	265	0,3281
358	264	265	0,3281
359	264	265	0,3281
360	284	278	0,3594
361	284	278	0,3594
362	284	278	0,3594
363	251	267	0,4922
364	251	267	0,4922

Jedinec	Otec	Matka	F _x
365	251	267	0,4922
366	282	299	0,1797
367	282	299	0,1797
368	251	296	0,2461
369	251	296	0,2461
370	251	296	0,2461
371	315	316	0,5898
372	315	316	0,5898
373	284	278	0,3594
374	284	278	0,3594
375	251	267	0,4922
376	251	267	0,4922
377	251	267	0,4922
378	251	267	0,4922
379	282	299	0,1797
380	282	299	0,1797
381	282	299	0,1797
382	315	316	0,5898
383	315	316	0,5898
384	284	278	0,3594
385	284	278	0,3594
386	285	338	0,3867
387	285	338	0,3867
388	285	338	0,3867
389	285	338	0,3867
390	298	299	0,4141
391	264	265	0,3281
392	264	265	0,3281
393	315	265	0,2461
394	348	334	0,3594
395	348	334	0,3594
396	348	334	0,3594
397	348	334	0,3594
398	348	334	0,3594
399	305	306	0,4141
400	264	316	0,2461
401	354	330	0,4141
402	264	316	0,2461
403	264	316	0,2461
404	251	267	0,4922
405	251	267	0,4922
406	251	267	0,4922

Jedinec	Otec	Matka	F _x
407	251	267	0,4922
408	298	299	0,4141
409	298	299	0,4141
410	298	299	0,4141
411	348	334	0,3594
412	348	334	0,3594
413	348	334	0,3594
414	354	330	0,4141
415	354	330	0,4141
416	284	278	0,3594
417	354	357	0,4141
418	354	357	0,4141
419	277	283	0,3594
420	277	283	0,3594
421	305	306	0,4141
422	362	360	0,5049
423	362	360	0,5049
424	366	367	0,4092
425	366	367	0,4092
426	294	342	0,2461
427	354	357	0,4141
428	354	357	0,4141
429	362	360	0,5049
430	285	278	0,3594
431	285	278	0,3594
432	285	278	0,3594
433	285	278	0,3594
434	373	374	0,5049
435	380	381	0,4092
436	380	381	0,4092
437	380	381	0,4092
438	285	338	0,3867
439	285	338	0,3867
440	277	283	0,3594
441	305	306	0,4141
442	305	306	0,4141
443	348	334	0,3594
444	348	334	0,3594
445	298	296	0,2285
446	298	296	0,2285
447	362	360	0,5049
448	362	360	0,5049

Jedinec	Otec	Matka	F _x
449	362	360	0,5049
450	305	299	0,4141
451	305	299	0,4141
452	366	367	0,4092
453	366	367	0,4092
454	251	267	0,4922
455	251	267	0,4922
456	251	267	0,4922
457	380	381	0,4092
458	305	306	0,4141
459	305	306	0,4141
460	305	299	0,4141
461	305	299	0,4141
462	366	367	0,4092
463	366	367	0,4092
464	366	367	0,4092
465	366	367	0,4092
466	362	360	0,5049
467	380	381	0,4092
468	380	381	0,4092
469	380	381	0,4092
470	397	390	0,4492
471	298	296	0,2285
472	298	296	0,2285
473	327	330	0,2461
474	373	387	0,4458
475	373	387	0,4458
476	285	338	0,3867
477	397	390	0,4492
478	397	390	0,4492
479	380	283	0,2969
480	327	330	0,2461
481	380	381	0,4092
482	380	381	0,4092
483	349	334	0,3594
484	349	334	0,3594
485	373	387	0,4458
486	373	387	0,4458
487	393	403	0,3525
488	393	403	0,3525
489	393	403	0,3525
490	305	367	0,2969

Jedinec	Otec	Matka	F _x
491	305	367	0,2969
492	305	367	0,2969
493	362	360	0,5049
494	362	360	0,5049
495	362	360	0,5049
496	349	394	0,3843
497	349	394	0,3843
498	327	330	0,2461
499	327	330	0,2461
500	397	390	0,4492
501	285	338	0,3867
502	285	338	0,3867
503	366	367	0,4092
504	366	367	0,4092
505	373	387	0,4458
506	373	387	0,4458
507	327	357	0,2461
508	327	357	0,2461
509	327	357	0,2461
510	440	436	0,2998
511	397	390	0,4492

Jedinec	Otec	Matka	F _x
512	397	390	0,4492
513	421	392	0,4141
514	421	392	0,4141
515	wild	437	0,0000
516	wild	437	0,0000
517	348	398	0,4746
518	348	398	0,4746
519	348	398	0,4746
520	348	394	0,4746
521	348	394	0,4746
522	348	394	0,4746
523	348	394	0,4746
524	wild	334	0,0000
525	wild	334	0,0000
526	wild	367	0,0000
527	wild	367	0,0000
528	393	403	0,3525
529	393	403	0,3525
530	393	403	0,3525
531	421	392	0,4141
532	421	392	0,4141