

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Zemědělská fakulta
Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

Studijní program: Zemědělské inženýrství
Studijní obor: AGROEKOLOGIE

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Téma:
**DOPAD ÚPRAVY ÚZEMÍ BÝVALÉHO TANKODROMU NA JEHO
EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY**

Autor:
Bc. Pačka Jiří

Vedoucí diplomové práce:
Mgr. Šlachta Martin, Ph.D.

Rok odevzdání:
2013

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2011/2012

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Jiří PAČKA**
Osobní číslo: **Z11610**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Dopad úpravy území bývalého tankodromu na jeho ekosystémové služby**
Zadávací katedra: **Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Tankodrom ve Čtyřech Dvorech představuje území ponechané na počátku devadesátých let přirozené sukcesi a využívané pro rekreační účely obyvateli navazujících sídlišť. Cílem práce bude zhodnotit dopad probíhajících stavebních úprav území na úroveň jeho ekosystémových služeb.

Metodický postup:

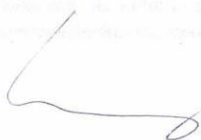
(1) Vypracovat rešerši literatury týkající se ekosystémových služeb se zaměřením na rekreační a ekologické funkce, o metodách hodnocení environmentálních zdrojů, o ekologické újmě, o způsobech stanovení užitné hodnoty pozemku, (2) zdokumentovat historii a plánové využití území bývalého tankodromu, (3) zdokumentovat typy biotopů a jejich plochu na území tankodromu před a po stavebních úpravách, vypočítat ekologickou hodnotu území BVM metodou (Seják a kol. 2003) a ocenit ekologické funkce území (Seják 2010), (4) jako součást individuálního hodnocení monitorovat indikátorovou skupinu střevlíků (*Carabidae*) pomocí odchytů do zemních pastí, (5) určit existenční hodnotu území pomocí dotazníkové CVM metody, (6) zhodnotit dopad stavebních úprav tankodromu na poskytované ekosystémové služby, (7) publikovat výsledky v odborném časopise.

Rozsah grafických prací: dle potřeby
Rozsah pracovní zprávy: 40 - 50 stran
Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická
Seznam odborné literatury:

Míchal I., 1994: Ekologická stabilita, Veronica, Brno, 275 s.
Hůrka, 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Carabidae České a Slovenské republiky. Kabourek, Zlín, pp. 565.
Power A. G., 2010: Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. Phil.Trans.R.Soc. B, 365: 2959-2971.
Řízková M., 2006: Možnosti kvantifikace některých hodnot dotčených výstavbou ski areálu Chlum - Boletice: přehled výsledků vybraných relevantních zahraničních studií. <http://www.calla.cz/data/boletice/studie/rizkova.pdf>
Seják a kol., 1999: Oceňování pozemků a přírodních zdrojů, 251 stran, Grada Publishing. - Akademické knihovně JU
Seják J., Dejmal I. a kol., 2003: Hodnocení a oceňování biotopů České republiky. Český ekologický ústav, 422 p.
<http://fzp.ujep.cz/Projekty/VAV-610-5-01/HodnoceniBiotopuCR.pdf>
Seják J. a kol., 2010: Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky FŽP UJEP, 2010, 197 s.
<http://fzp.ujep.cz/projekty/HodnoceniFunkciASluzebEkosystemuCR.pdf>

Vedoucí diplomové práce: **Mgr. Martin Šlachta, Ph.D.**
Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

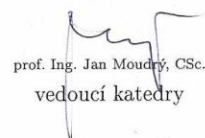
Datum zadání diplomové práce: **15. února 2012**
Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2013**



Ing. Karel Suchý, Ph.D.
proděkan pověřený vedením ZF

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
370 05 České Budějovice

L.S.



prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 15. března 2012

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Dopad úpravy území bývalého tankodromu na jeho ekosystémové služby vypracoval samostatně a použité literární zdroje jsem náležitě citoval. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích

.....
Pačka Jiří

Děkuji panu Mgr. Martinu Šlachtovi, Ph.D. za užitečné rady a odborné vedení, které mi umožnily snadnější zhotovení diplomové práce a dále pak za jeho trpělivost a vstřícné jednání projevené vzhledem k mé osobě a práci.

IMPACT OF THE ADJUSTMENT OF THE AREA OF FORMER TANK TRAINING AREA ON ITS ECOSYSTEM SERVICES

Summary

The ecological value and the value of ecosystem services of the former military area in Čtyři Dvory in České Budějovice was evaluated in this thesis. The expert method of BVM (“Biotope Valuation Method“) and the Replacement Cost method (cost of technological alternative to ecosystem function) according to Seják et al. (2003, 2010) were applied. Four ecosystem services were evaluated: climatic service (evapotranspiration), little water cycle, oxygen production, and the support of biodiversity. For comparison, the sale price of the area and the “recreation“ value calculated by the contingent valuation (CV) method were also evaluated. The estimated sale price was 837 million CZK, which was by twelve-times higher than the ecological value estimated by the BVM method. Most of the area (57 %) was formed by the biotop XK4 – pioneer shrub vegetation of atropogenic noncultivated areas with 13 points per m². The most valuable biotop was V2.2 – periodic waters with 44 points per m², which formed 1.5 % of the examined area. The estimated value of ecosystem services was 1 372 millions CZK per year. The realization of all the planned construction projects on the examined area would lead to the depression of the ecological value according to the BVM method by 19.5 millions CZK and the depression of the value of the formerly mentioned four ecosystem services by 459 millions CZK.

Keywords: ecosystem services, habitat assessment, Carabidae, method BVM, preferential questionnaire method

DOPAD ÚPRAVY ÚZEMÍ BÝVALÉHO TANKODROMU NA JEHO EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY

Souhrn

Práce byla zaměřena na zhodnocení ekologické hodnoty a hodnoty poskytovaných ekologických služeb území bývalého tankodromu ve Čtyřech Dvorech v Českých Budějovicích. Byly využity expertní metody BVM (bodové hodnocení biotopů) a metody náhradních nákladů (nákladů na technologickou náhradu ekosystémové funkce) podle Seják a kol. (2003, 2010). Byly hodnoceny čtyři ekosystémové služby: klimatizační (evapotranspirace), malý vodní cyklus, produkce kyslíku a podpora biodiverzity. Pro porovnání byla odhadnuta tržní hodnota území a rekreační hodnota dotazníkovou (CVM) metodou. Současná tržní hodnota byla odhadnuta na 837 milionů Kč, což bylo 12x více než ekologická hodnota podle BVM metody. Většinu území 57 % tvoří biotop XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch s bodovou hodnotou 13 bodu na m². Jako nejcennější biotop byl určen V2.2 Periodické stojaté vody s bodovou hodnotou 44 bodu na m², zabírající 1.5 % sledovaného území. Hodnota ekosystémových služeb byla odhadnuta na 1 372 milionů Kč za rok. Realizace všech plánovaných stavebních úprav na sledované ploše by snížil ekologickou hodnotu podle BVM metody o 19,5 milionů Kč a hodnotu výše zmíněných čtyř ekosystémových služeb o 459 milionů Kč za rok.

Klíčová slova: ekosystémové služby, hodnocení biotopů, střevlící, metoda BVM, preferenční dotazníková metoda

Obsah

1. Úvod	9
2. Literární rešerže	10
2.1. Agroekosystém.....	10
2.2. Ekosystém.....	10
2.2.1. Hodnocení struktur ekosystémů.....	11
2.2.2. Struktura ekosystému.....	12
2.2.3. Tok energie a hmoty v ekosystémech.....	13
2.3. Ekosystémové služby.....	13
2.4. Biodiverzita.....	17
2.5. Územní systémy ekologické stability.....	17
2.6. EIA.....	18
2.7. Legislativa.....	19
2.8. Základní metody oceňování environmentálních statků.....	20
2.8.1. Metodika oceňování dřevin roustoucích mimo les.....	24
2.8.2. Metody oceňování pomocí souvisejících trhů (nepřímé metody odhalování preferencí na základě údajů trhu).....	27
2.8.2.1. Metoda hedonického oceňování.....	27
2.8.2.2. Metoda cestovních (převážných) nákladů.....	29
2.8.2.3. Metoda mzdového rizika.....	31
2.8.2.4. Metoda hodnocení biotopů BVM.....	32
2.8.2.5. Metoda kontingentního oceňování (CVM).....	35
3. Hodnocené území Čtyři Dvory bývalý tankodrom a kasárna	39
3.1. Historie.....	39
3.2. Charakteristika území.....	41
3.3. Biodiverzita území.....	42
3.4. Budoucnost území.....	44
4. Metodika práce	49
4.1. Průzkum území a sběr materiálu.....	49
4.2. Stanovení tržní hodnoty.....	51
4.3. Stanovení ekologické hodnoty.....	52
4.4. Výpočet hodnoty ekosystémových služeb.....	55
4.5. Preferenční dotazníková metoda.....	56
5. Výsledky	57
5.1. Tržní hodnota území.....	57
5.2. Ekologická hodnota podle BVM metody s indikátorovou skupinou střívků.....	57
5.3. Hodnota ekosystémových služeb.....	60
5.4. Rekreační hodnota podle preferenční dotazníkové metody.....	62
5.5. Dopad úpravy území na přírodní hodnotu a ekosystémové služby.....	68
6. Diskuse	70
7. Závěr	72
8. Zdroje	74
9. Přílohy	81

1. Úvod

Kvalita lidského života a pokrok k udržitelnému rozvoji jsou zásadně závislé na zlepšování péče o světové ekosystémy, která by zaručila jejich zachování a udržitelné využívání. Avšak zatímco požadavky na ekosystémové služby jako je potrava a čistá voda vzrůstají, lidské aktivity současně snižují schopnost mnoha systémů tyto požadavky splňovat. Vhodné zásahy ve sféře politiky a managementu mohou často zvrátit degradaci ekosystémů a zvýšit podíl ekosystémů na zlepšení kvality lidského života, ale pro volbu vhodné doby a druhu takových intervencí je nutné zásadní pochopení příslušných ekologických i sociálních souvislostí. Lepší informace samozřejmě nemohou zaručit lepší rozhodování, ale jsou jeho nezbytnou podmínkou. Lidstvo bylo vždycky závislé na službách, které mu poskytovala biosféra a její ekosystémy. Kromě toho biosféra sama o sobě vznikla jako důsledek života na Zemi. Složení atmosféry a půdy, koloběh prvků ve vzduchu a vodě a mnoho dalších ekologických přínosů, to všechno vyplývá z životních procesů a vše je udržováno a obnovováno živými ekosystémy. Lidstvo, ačkoliv se neustále snaží mezi sebe a bezprostředně blízké životní prostředí klást kulturu a technologii, je přesto absolutně závislé na stálém přísunu ekosystémových služeb. (MEA 2003)

Diplomová práce je zaměřena na výzkum dopadu úpravy území na jeho ekosystémové služby. Tankodrom ve Čtyřech Dvorech představuje území ponechané na počátku devadesátých let přirozené sukcesi a využívané pro rekreační účely obyvateli navazujících sídlišť. V současnosti se na tomto území realizuje soubor stavebních úprav, jež poskytnou obyvatelstvu nové způsoby trávení volného času (hokejové centrum, koncertní síň) alepší dostupnost sídlišť (stavba silniční spojky). Součástí stavebních úprav bude také budování parku. Na lokalitě se vyskytují chráněné druhy živočichů a území navazuje na přírodní rezervaci Vrbenské rybníky s unikátními mokřadními biotopy a chráněnými druhy organismů.

Cílem této diplomové práce bylo zhodnotit dopad úpravy území na přírodní (ekologickou) hodnotu a ekosystémové služby na území bývalého cvičiště a kasáren ve Čtyřech Dvorech. Metody hodnocení vycházejí z výstupů projektu MŽP č. VaV/610/5/01 “Porovnání přístupů v oceňování vybraných částí přírody v ČR a Evropské unii s cílem sjednotit tento přístup“ (Seják a kol. 2003) a projektu VaV

MŽP SP/2d3/99/07 “Objasnění dlouhodobých interakcí mezi ekosystémy ČR a jejich vnějším prostředím v podmínkách globálních změn” (Seják a kol. 2010), kde byly navrženy expertní metody oceňování přírodní hodnoty území a jeho ekosystémových služeb. Pro porovnání byl proveden odhad rekreační hodnoty území CVM (dotazníkovou) metodou, tedy hodnoty jakou přisuzují území obyvatelé navazujících sídlišť. Ekologická a rekreační hodnota území byla následně porovnána se současnou tržní hodnotou území a byl vypočítán dopad realizovaných i plánovaných stavebních úprav území na jejich hodnotu.

2. Literární rešerže

2.1. Agroekosystém

Zemědělství je dominantní formou obhospodařování půdy na celém světě, a zemědělské ekosystémy pokrývají téměř 40 procent zemského povrchu Země (FAO 2009). Lidé oceňují tyto systémy především pro jejich poskytované služby, které jsou navrženy pro produkci jídla, vláknů, bioenergie a farmaceutický průmysl s co nejvyšším výnosem. Na druhé straně, agroekosystém je závislý na ekosystémových službách poskytovaných přírodními ekosystémy. Podpůrné služby podmiňují biodiverzitu, která je pro využití v chovu hospodářských zvířat, plodin, vznik a strukturu půdy, její úrodnost, koloběh živin a zásobování vodou přínosem. Regulační služby poskytují zemědělství opylování a ochranu od přirozených nepřátel, které se dostávají do agroekosystémů z přirozené vegetace. Přírodní ekosystémy mohou také čistit vodu a regulovat její průtok do zemědělských soustav, které poskytují dostatečné množství pro růst rostlin. (Power 2010)

2.2. Ekosystém

Autor termínu “ekosystém”, britský botanik A.G Tansley, definoval tento pojem (1935) jako “soubor organismů a faktorů jejich prostředí v jednotě jakékoli hierarchické úrovně”. Přes obecnost vyslovené definice nemohl však překročit dobové představy a své ekosystémy ztotožňoval do značné míry s fytoecologicko-ekologickými jednotkami. Lze ho rozdělit na dvě základní části. Přírodní ekosystém označuje území, které nebylo člověkem ovlivněno či nějak pozměněno (např. poušť, deštný prales). Naopak umělý ekosystém je území, které člověk nějakým způsobem narušil (např. pole). Ekosystém může být chápán různě, buď jako reálný, samostatně

existující výsek z vyšších biofyzikálních celků a kvalit (např. oceán, rybník či akvárium, prales nebo velkoměsto se svým funkčním zázemím, celá biosféra), nebo účelově vymezený komplex biotických a abiotických prvků, o nichž se pouze předpokládá, že jsou spjaty vzájemnými vazbami. Podle některých pojetí tedy ekosystémy nemusí mít určité prostorové hranice a jejich rozsah určují jen metody a účel zkoumání. Podle jiných pojetí jsou hranice ekosystému objektivně určovány dosahem toku energie a koloběhem prvků. Pojem ekosystém proto může mít nevýhodu jednorázového vymezení a prostorově neurčitých hranic, zato má všechny výhody pojmu mezioborové povahy s programově formovanou vazbou k teorii systém a matematického modelování. (Míchal 1994)

2.2.1. Hodnocení struktur ekosystémů

Struktura (anglicky „pattern“) ekosystému popisuje rozličné fyzikální a biologické části ekosystému, jako je biomasa a složení druhů v konkrétním čase (Zedler, 1996); v závislosti na zvoleném měřítku může popisovat druhovou pestrost, druhovou diverzitu, výskyt druhů nebo jejich skupin, složení biotopů a uspořádání biotopů nebo kategorií využití krajiny. Odborníci, kteří preferují výskyt bioty jakožto indikátor kvality ekosystému, vycházejí z předpokladu, že vysoce organizovaný ekosystém s velkou diverzitou druhů přizpůsobených danému stanovišti a jejich typickým uskupením, je sám o sobě zárukou kvalitního plnění ekosystémových funkcí (Peterson a Lipcius, 2003; Seják, Dejmal a kol., 2003), neboť uspořádání bioty a ekosystémové funkce se vzájemně ovlivňují; funkce ekosystému jsou závislé na rostlinách, jejich biomase a produkci organické hmoty. Při hodnocení biotopů je samozřejmě důležitá volba měřítka, jež nám předurčuje, zda sledujeme úroveň populace, společenstva nebo krajiny.

Úroveň populací a druhů

Hodnotí se interakce uvnitř populací a mezi populacemi, relativní vitalita jedinců, genetická diverzita, evoluční historie a evoluční potenciál, jež umožní předpovědět reakci populace na změnu (Andel, 2003), dále věková struktura (Cairns a kol., 1993); u živočišných populací alelická (párová dědičná) diverzita, inbreeding (křížení mezi příbuznými jedinci), tok genů, abundance (početnost jedinců jednoho druhu na určitém místě) a hustota populace, její natalita, mortalita a doplňování, u rostlinných disperzí, rychlost růstu, fenologie, přežívání nebo velikost (Holl a Cairns,

2002).

Úroveň společenstva ekosystému

Převážná část metod se soustředí pouze na hodnocení rostlinné složky ekosystému. Předmětem hodnocení může být výskyt jednotlivého druhu (indikačního nebo vzácného a ohroženého); často se ovšem využívají tzv. indikační skupiny, založené na přirozených fytoocenózách (Chytrý a kol., 2001), případně tzv. guildách (skupinách druhů, využívajících stejné potravní zdroje) nebo funkčních skupinách; běžně se také pro hodnocení přirozenosti využívá výskyt skupin druhů (rostlinných i živočišných), jež jsou typickými kolonizátory narušených ploch (ruderalní, invazní druhy), přičemž důležitější než početnost těchto druhů je jejich výskyt nebo absence (Canterbury, 2000). Zřejmě nejčastěji používanou metodou hodnocení je porovnávání druhového bohatství, případně indexu druhové diverzity rostlin (Cairns a kol., 1993; Holl a Cairns, 2002; Andel, 2003). Doplněním těchto kritérií může být biologická integrita, jež hodnotí také živočišnou složku společenstva a kromě druhového bohatství určuje také trofické úrovně a výskyt stres-tolerantních druhů (Karr, 1991), procento domácích druhů (Anderson 1991), výskyt indikačních, chráněných a vzácných druhů, procento vegetačního krytu, procento exotických druhů a diverzita struktur a uspořádání biotopů (Cairns a kol. 1993).

2.2.2. Struktura ekosystému

Na strukturu ekosystému lze pohlížet z různých hledisek: Základní struktura ekosystému. Některá společenstva se neustále mění buď jako reakce na proměnlivé prostředí, nebo v procesu sukcese, jiná jsou dlouhodobě stabilní – jednotlivé procesy jsou v rovnováze (natalita – mortalita, růst i dekompozice biomasy, koloběhy). Na rovnováze se podílejí tři typy organismů: **producenti** (zelené rostliny, vytvářejí organickou hmotu z anorganické, základna), **konzumenti** (žíví se organickou hmotou, zajišťují koexistenci mnoha druhů), a **destruenti** (rozkládají mrtvou organickou hmotu až do anorganické podoby v procesu mineralizace, houby a mikroorganismy, často se účastní rozkladných procesů také jako symbionti, např. v bachoru přežvýkavců, ve střevě). Dvoučlenná struktura ekosystému je výsledkem jeho rozdělení na složku, tvořenou živými organismy a jejich životním prostorem. Životní prostor tvoří abiotické podmínky. Biotopem se rozumí ekotop rozšířený o biotické faktory.

Struktura ekosytému je výsledkem vývoje – původní formou živých organismů na Zemi byli anaerobní reducenti. Živili se rozkladem energeticky bohatých organických sloučenin, vzniklých fyzikálními a chemickými pochody v prostředí bez kyslíku. Producenti se z nich vyvinuli teprve objevením procesu fotosyntézy – stali se nezávislími na nahodilém vzniku organických sloučenin. S rozvojem producentů nastal však ohromný posun produkce, globální ekosystém byl nevyvážený a vytvářel přebytky. Teprve konzumenti umožnili obrat jednostranných procesů v koloběh, dočasným rozpojením produkce a rozkladu. (Rajchard a kol. 2002)

2.2.3. Tok energie a hmoty v ekosystémech

Všechny biologické jednotky potřebují hmotu pro svou stavbu a energii pro svou aktivitu. To neplatí pouze pro jednotlivé organismy, ale také pro populace a společenstva, které se z těchto organismů skládají. Díky přirozené důležitosti toků energie a hmoty jsou procesy ve společenstvu velmi silně propojeny s abiotickým prostředím. Pro životní pochody je nezbytná celá řada chemických prvků a sloučenin. Když živé organismy spotřebovávají energii, dělají to v zásadě hlavně kvůli tomu, aby z prostředí získaly určité chemické látky, něco z nich vyrobily či je nějak využily, a pak je opět vyloučily. Je tedy zřejmé, že činnost organismů charakter koloběhu chemických látek významně ovlivňuje. (Townsend 2010)

2.3. Ekosystémové služby

Ekosystémové služby jsou nepostradatelné pro lidskou společnost, jelikož lidem zajišťují prostor a podmínky k životu. To může být jedním z důvodů, proč se zvyšuje zájem o služby, což dokládá Fisher et al. (2009) exponenciálním růstem vědeckých článků na toto téma. Ekosystémové služby jsou výsledkem procesů, jež představují pohyb materiálu a energie napříč ekosystémem. Procesy, které udržují a naplňují lidský život, lze prohlásit za ekosystémové služby (Daily 1997).

Schopnost ekosystémů poskytovat služby závisí na funkčnosti (Tilman 1997), která bývá chápána jako „zdraví ekosystému“, nebo je přibližována stabilitě ekosystému (Seják a kol. 2010). K narušení funkčnosti může dojít změnou struktury (Chapin et al. 1997, Tilman 1997) nebo snížením druhové bohatosti. Podle Sejáka a kol. (2010) mnoho studií prokázalo vztah mezi druhovou bohatostí a funkčností ekosystémů (Tilman 1997, Bond et Chase 2002), nebyl ovšem nikdy jasně definován, protože je ve hře mnoho dalších faktorů.

Obečně panují dva názory ohledně druhů, zajišťujících funkčnost ekosystému. Diskutuje se o tom, zda-li žádný organismus není nadbytečný pro zajištění funkčnosti, nebo naopak většina organismů nadbytečných je a těmi důležitými jsou pouze dominantní druhy (Andrén et Balandreau 1999). Lyons et al. (2005) se domnívá, že i méně početné druhy mohou významně přispět k fungování ekosystému. Málo početné druhy mohou být klíčovými druhy, což jsou druhy s funkčními vlivy nepoměrnými k jejich množství (Lyons et al. 2005). Méně početné druhy mohou také nabýt na významu, pokud mají spojený efekt na ekosystémovou funkčnost nebo čas od času zvýší svoji početnost a tím zvýší i svůj vliv (Lyons et al. 2005). Ekosystémoví inženýři, kteří se zdánlivě jeví jako nedůležité druhy, mohou mít na ekosystém velký nepřímý vliv tím, že působí na hojnost druhu s velkým vlivem na procesy (Chapin et al. 1997) nebo na nich druhy s velkým vlivem přímo životně závisí (Hector et al. 2001).

Nelze zpochybňovat, že některé druhy jsou pro fungování procesů důležitější než jiné, ale je skoro nemožné jednoznačně určit ty důležité (Hector et al. 2001). Pokud bychom přece jen byli schopni vybrat důležité druhy, ani pak není jisté, že by byly schopné dlouhodobě udržet funkčnost ekosystému (Hector et al. 2001).

Průlomovým dokumentem, který se zabýval ekosystémovými službami, byl Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), na kterém se pod záštitou OSN podílelo více než 1360 expertů a jehož cílem bylo určit důsledky změn ekosystémů na kvalitu lidského života (int. odk. č. 5), která závisí právě na stavu ekosystémových služeb (Costanza et al. 1998). MEA (2005) definuje ekosystémové služby jako užitky, které lidé získávají z ekosystémů. Dále je MEA (2005) dělí na produkční, regulační, kulturní a podpůrné služby (Tab. 1). Produkční, regulační a kulturní služby mají přímý vliv na člověka a jejich existence je zajišťována podpůrnými službami (MEA 2005). Rozdělení služeb podle MEA (2005) je jedno z nejpoužívanějších, ovšem Fisher et al. (2009) upozorňuje, že může způsobovat dvojí započítání služby do hodnoty ekosystému. Příkladem jsou podpůrné služby, jejichž hodnota je již odražená v ostatních službách.

Tabulka 1. Členění ekosystémových služeb podle. Zdroj: MEA 2005

Ekosystémové služby	
Podpůrné služby <i>Služby nezbytné pro produkci ostatních ekosystémových služeb</i> • tvorba půdy, cyklus živin, primární produkce	Produkční <i>Produkty ekosystémů</i> • potrava, voda, palivové dříví, vlákna, biochemikálie, genetické zdroje
	Regulační služby <i>Výhody získané regulací procesů v ekosystémech</i> • regulace podnebí, regulace chorob, regulace zdrojů, čištění vody
	Kulturní služby <i>Nemateriální přínosy z ekosystémů</i> • duchovní a náboženské, rekreace a ekoturismus, estetika, inspirace, vzdělání, pocitové, kulturní dědictví

Boyd et Banzhaf (2007) rozlišují konečné služby, mezislužby a užitky. Toto rozdělení zastává i Fisher et al. (2009). Užitky (v tomto smyslu zájmy) nám určují, jak chápeme služby. Ta samá služba může být zároveň mezislužbou i konečnou službou pro různé užitky (Fisher et al. 2009). Boyd et Banzhaf (2007) soustředí svoji pozornost na konečné služby, protože při práci s mezislužbami by docházelo k již k výše zmíněnému dvojímu započítání, kdy hodnota mezislužeb je již obsažena v hodnotě konečných služeb. Příkladem je auto, kdy hodnota oceli použité na jeho výrobu je již v ceně samotného automobilu (Boyd et Banzhaf 2007).

Boyd et Banzhaf (2007) definují konečné ekosystémové služby jako složky přírody přímo spotřebované nebo využité ke zlepšení kvality lidského života. Na rozdíl od MEA (2005) vidí Boyd et Banzhaf (2007) rozdíl mezi službou a užitkem, s čímž souhlasí i Fisher et al. (2009), který navrhuje definici služeb založenou na definici Boyda et Banzhafa (2007). Podle něho jsou služby části ekosystému vyžívané přímo či nepřímo k zajištění kvality lidského života. Podle Fishera et al. (2009), na rozdíl od Boyda et Banzhafa (2007), mohou být služby využívány i nepřímo.

Mezi hlavní služby poskytované ekosystémy patří zejména, klimatizační služba jinak také evapotranspirace. Tento proces přeměny sluneční energie do skupenského tepla vody, je nejmohutnější proces přeměny sluneční energie na Zemi. Je to proces velice dynamický, závisí zejména na množství dostupné energie (sluneční záření a vlhkost vzduchu), na druhovém složení a stavu porostu a

pochopitelně na množství dostupné vody. Skupenské teplo se z vodní páry uvolňuje na chladných místech, kde vodní pára kondenzuje zpět do kapalného stavu a přitom otepluje prostředí. Proces oběhu vody, tedy její výpar a kondenzace, představuje perfektní klimatizační systém, jehož mediem je voda, která klimatizuje dvakrát: 1) chladí místa výparu, 2) ohřívá chladná místa, kde kondenzuje. Evapotranspirací se tedy vyrovnávají teploty mezi místy i v čase. Evapotranspirace dosahuje výkonu až několika set $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$. Denní sumy evapotranspirace dosahují běžně několika litrů z m^2 . Denní maxima dosahují například $0,5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{hod}^{-1}$, což odpovídá toku $350 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ (skupenské teplo vody při teplotě 20°C je $2,5 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$, tedy $0,69 \text{ kWh}$). (Seják a kol. 2010)

Produkce biomasy je definována jako veškeré látky tvořící těla všech organismů, jak rostlin, bakterií, sinic a hub, tak i živočichů organického původu. Fotosyntéza je základní proces, zabezpečující život na Zemi a téměř veškerá biomasa vzniká fotosyntézou ze vzdušného oxidu uhličitého. Po stechiometrickém poměru produkce biomasy a fotosyntézy dostaneme produkci kyslíku a jeho přítomnost je nezbytná pro existence většiny živých organismů na této planetě. (Celjak 2008, Seják a kol. 2010)

Podpora malého vodního cyklu je služba, která spočívá ve snižování výparu z povrchu a zadržování vody v krajině. Sluneční záření je pohlceno vegetací a tudíž se nevypařuje takové množství vody z půdy. Toto zlepšuje životaschopnost organismů a rostlin, tím i jejich biodiverzitu. (Seják a kol. 2010)

Podpora biodiverzity je velmi důležitou službou, která nám poskytuje dostupnou čistou vodu, přirozené prostředí pro druhy, ale také prostředí, které nepoškozuje lidské zdraví. Existují nejméně dva typy rizika spojeného s poklesem biodiverzity ekologických systémů. Čím méně členité jsou ekosystémy, tím větší je pravděpodobnost, že budou nahrazeny jinými, které jsou méně užitečné. Za druhé, členitost ekosystémů může být podstatnou pro schopnost ekosystémů odolávat šokům a stresům. Proto musí být vyloučeno riziko rozpadu těchto ekosystémů způsobované např. klimatickými změnami. (Seják a kol. 2010)

2.4. Biodiverzita

Termín biodiverzita se běžně objevuje jak v populárních mediích, tak ve vědecké literatuře – ale často bez jednoznačné definice. Nejjednodušeji řečeno, biodiverzitou rozumíme druhové bohatství, počet druhů přítomných v definovaném geografickém celku. Biodiverzita však může být nahlížena také v měřítkách větších nebo menších, než jsou jednotlivé druhy. Biodiverzitou může být například genetická rozmanitost uvnitř druhu, třeba když usilujeme o ochranu geneticky odlišných subpopulací a poddruhů. Můžeme uvažovat i úrovně vyšší než druh – budeme třeba chtít zaručit, že druhům bez blízkých příbuzných bude poskytnuta speciální ochrana, aby byla celková evoluční rozmanitost světové bioty co největší. A na ještě vyšší úrovni můžeme do biodiverzity zahrnout rozmanitost typů společenstev přítomných v dané oblasti – mokřadech, pouštích, lesích rané i pozdní fáze sukcese a tak dále. (Townsend 2010)

2.5. Územní systémy ekologické stability

Ekologicky hodně stabilní ekosystém je schopen odolávat nežádoucím vlivům, proto stabilita krajiny s vysokým podílem stabilních ekosystémů bude rozvinutá, vysoká. Ekologicky hodně nestabilní ekosystém má omezenou schopnost obrany vůči změnám vyvolávajícím vlivům, proto stabilita krajiny s vysokým podílem nestabilních ekosystémů bude zakrnělá, nízká, omezená. Z pohledu struktury se u stabilních systémů setkáme s velkým množstvím druhů, které jsou schopny udržovat se bez dalších vkladů dodatečné energie. Na druhé straně nestabilní systémy vyžadují velké množství dodatečné energie pro udržení stabilního stavu. V plánování krajiny se objevuje dilema: buď zaměření na produkci s jednoduchou strukturou nestabilního ekosystému, nebo zaměření na stabilitu složitější struktury s ekologicky stabilních, ale méně výnosných ekosystémů. Snahy o produktivnější ekosystémy s sebou přináší více negativních účinků, jako poškozování půd i vod, poškozování autoregulačních procesů, úrodnost, přemnožení škůdců, vymírání organismů se zánikem jejich biotopů. Porušování ekologické stability ekosystémů vede nevyhnutelně k vyššímu počtu ekologických krizí. Ochuzování krajiny o její rozmanitost tak přináší ohrožení biologických základů lidské existence. (Míchal 1994)

2.6. EIA

Od počátku sedmdesátých let minulého století – souběžně s vyhrocující se globální ekologickou krizí, se zaznamenává rozvoj komplexního a systematického zkoumání důsledků předpokládaných projektů, plánů i politických zájmů na životní prostředí, především záporných ekologických a sociálních efektů. Ihned od počátku se soubor uplatňovaných pracovních postupů konstitoval v anglosaské literatuře pod zkratkovým označením EIA (Environmental Impact Assessment). Od vyhlášení první komplexní zákonné normy NEPA na ochranu životního prostředí v USA v roce 1969, kde kategorie EIA byla poprvé legislativně zakódována, nacházíme v bohaté zahraniční literatuře pod tímto heslem přehled různých definic, což vyplývá z odlišných podmínek a přístupů.

Obecně jde o proces, kde těžiště problému se spatřuje v počátečním rozvinutí a využívání všestranného komplexu společenských hodnot, kritérií a preferencí. Rozdílné názory a představy skupin či jednotlivců, různé postoje a možné rozpory se překonávají pomocí mechanismu formalizovaného způsobu posuzování (hodnocení) a rozhodování. Autorita tohoto procesu se opírá o nezbytné zákonné normy a předpisy. V současné době existuje velký počet řešení, které se liší značnou pestrostí názorových přístupů, algoritmů a jejich klasifikace i zosobnění je z tohoto důvodu značně obtížné. (Říha 1995)

Kategorie posuzování životního prostředí EA (Environmental Assessment) spojuje životní prostředí a rozvoj společnosti. Primárně a v užším slova smyslu se soustřeďuje na predikci a zmírňování biofyzikálních, sociálních a ostatních souvisejících efektů a důsledků plánovaného hospodářského rozvoje a činností. V širším slova smyslu je EA používáno jako včasná výstraha v etapě plánování s tím cílem, aby bylo učiněno co nejvíce ve prospěch trvale udržitelného rozvoje (tzn. posouzení uspokojivého množství alternativních možností). V obou případech jde o disponibilní pracovní nástroj, který slouží jako informace pro rozhodovací proces. V současné době je praxe EA charakterizována celosvětovým rozměrem, přijetím a adaptací této kategorie v národních legislativách zemí všech kontinentů, dodáním nových úkolů a rozšířením její funkce, včetně významu profesionální odpovědnosti.

Tři důvody určují důležitost posuzování životního prostředí. Význam životního prostředí je větší než kdykoliv předtím. Lidské aktivity mění přírodní cykly a

systemy v bezprecedentním měřítku. Na prvním místě je významný odhad kumulativních efektů. Rizika a impakty jsou významější než tomu bylo dosud. Současná existence člověka představuje život ve skleníkovém prostoru s ozónovými dírami a mizejícími druhy rostlin a živočichů. Jsou obavy, že lidské aktivity docílují kritických mezí z hlediska kumulativních impaktů na biosféru. Význam procesu EIA nabývá stále větší důležitosti. Tento přístup poskytuje základ pro následné rozhodování o politice a plánování, které zohledňuje potenciál a limity životního prostředí.

Kategorie posuzování vlivu na životní prostředí EIA je pomocná plánovací činnost zaměřená na identifikaci, predikci a posuzování impaktů, vyvolaných navrhovanými činnostmi jako např. politickými záměry, programy, plány a rozvojovými projekty, které mohou ovlivnit životní prostředí. (Říha 2001)

2.7. Legislativa

Zákon 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny

Zákon o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. Zákon vyhlásila Česká národní rada 19. 2. 1992. Parlament České republiky provedl od vyhlášení již řadu novelizací. Účelem zákona je za účasti příslušných krajů, obcí, vlastníků a správců pozemků přispět k udržení a obnově přírodní rovnováhy v krajině, k ochraně rozmanitostí forem života, přírodních hodnot a krás, k šetrnému hospodaření s přírodními zdroji a vytvořit v souladu s právem Evropských společenství v České republice soustavu Natura 2000. Přitom je nutno zohlednit hospodářské, sociální, kulturní potřeby obyvatel, regionální a místní poměry (Anonymus 1).

Zákon 167/2008 Sb. o předcházení ekologické újme a o její nápravě

Ekologická újma je nepříznivá měřitelná změna přírodního zdroje nebo měřitelné zhoršení jeho funkcí, které se může projevit přímo nebo nepřímo. Zákon udává právní režim pro předcházení ekologické újme a pro její nápravu, pokud bezprostředně hrozí či již vznikla na vybraných složkách životního prostředí (chráněných druzích živočichů, rostlin, přírodních stanovištích, vodách nebo půdě). U legálních činností manipulace s odpady, vodou, pesticidy, geneticky upravenými organizmy, těžebním odpadem a znečišťováním ovzduší, má provozovatel povinnost

přijmout preventivní opatření, případně nápravná opatření. Nápravy ekologické újmy je dosahováno prostřednictvím obnovy životního prostředí zpět do základního stavu. Náklady jsou rovnocenně odhadnuté z finanční hodnoty ztracených přírodních zdrojů nebo funkcí. Zákon řeší odpovědnost provozovatelů vybraných provozních činností, které jsou rizikové pro lidské zdraví nebo životní prostředí. Zákon je založen na základních principech ekologické legislativy EU. (Anonymus 2)

Zákon 151/97 Sb. zákon o oceňování majetku

Zákon upravuje způsoby oceňování věcí, práv a jiných majetkových hodnot (dále jen "majetek") a služeb pro účely stanovené zvláštními předpisy. Odkazují-li tyto předpisy na cenový nebo zvláštní předpis pro ocenění majetku nebo služby k jinému účelu než pro prodej, rozumí se tímto předpisem tento zákon. Zákon platí i pro účely stanovené zvláštními předpisy uvedenými v části čtvrté až deváté tohoto zákona a dále tehdy, stanoví-li tak příslušný orgán v rámci svého oprávnění nebo dohodnou-li se tak strany. Zákon se nevztahuje na sjednávání cen a neplatí pro oceňování přírodních zdrojů kromě lesů. (Anonymus 3)

2.8. Základní metody oceňování environmentálních statků

Převážná část problémů životního prostředí vzniká proto, že tržní ekonomiky dosud selhávají při oceňování přírody a jejích environmentálních zdrojů a služeb, jinak řečeno selhávají při oceňování kvality životního prostředí. Ekologické vlivy lidských rozhodnutí a ekonomických aktivit nebyly dosud vyjadřovány v ekonomických kalkulacích jednotlivců ani v analýzách nákladů a výsledků veřejných projektů. Výsledkem bylo, že mnoho lidských činností bezplatně a beztestně způsobovalo škody na životním prostředí (zdraví lidí a ekosystémů) a naopak bylo příliš málo ekonomických aktivit, které přinášely pozitivní ekologické užitky. (Seják a kol. 2003). Základním předmětem oceňování netržních statků a služeb přírody podle neoklasické environmentální ekonomie tudíž je určit buď jejich celkovou ekonomickou hodnotu, nebo hodnotu určité zásoby přírodního kapitálu (vyjadřované např. sumou diskontovaných toků, současných hodnot, služeb příslušných environmentálních zdrojů), nebo ekonomickou hodnotu změny této zásoby projevující se ve změně diskontovaných toků služeb environmentálních zdrojů.

Environmentální hodnocení podle environmentální ekonomie jsou tedy v

zásadě dvojího druhu, buď je zjišťována sumární současná hodnota služeb (funkcí) určitého environmentálního zdroje, nebo je hodnocena škoda ze znečišťování a z poklesu současné hodnoty toku služeb (kvality) nějakého environmentálního zdroje, čili je hodnocena změna toků služeb. V prvním případě je oceňován environmentální zdroj jako zásoba přírodního kapitálu, poskytujícího užité a neužité služby. Při hodnocení škod na životním prostředí jsou oceňovány ztráty z poklesu množství a kvality služeb příslušného environmentálního zdroje. Tyto ztráty či škody lze hodnotit např. prostřednictvím výše nákladů nutných na obnovu původní kvality zdroje (za předpokladu, že zdroj neposkytuje jedinečné a nenahraditelné služby, čili zdroj nepatří mezi kriticky ohrožený přírodní kapitál, jehož cena je infinitesimální), k nimž jsou přičítány škody na službách zdroje za období obnovy. Někdy jsou škody na kvalitě životního prostředí vyjadřovány nepřímo prostřednictvím škod na zdraví a majetku lidí. (Seják a kol. 2003)

K určování těchto ekonomických hodnot environmentálních statků a služeb lze v zásadě přistoupit dvojím způsobem prostřednictvím zjišťování ochoty lidí platit za udržení či zlepšení kvality prostředí či prostřednictvím ochoty přijímat kompenzaci při zhoršení podmínek životního prostředí (metody založené na lidských preferencích neboli preferenční metody). Někdy se tento přístup také nazývá přístupem prostřednictvím poptávkové křivky; prostřednictvím nepreferenčních přístupů (metody založené na expertním zjišťování nákladů a rizik). Zahrnují metody nákladů obnovy, nákladů příležitosti, nákladů odvrácení a metodu funkce škod a nejnověji také ekosystémová expertní hodnocení (spojená s následným politickým rozhodováním).

U preferenčních metod v současné environmentálně-ekonomické literatuře vyzorovat dva hlavní přístupy k takovému environmentálnímu oceňování (viz např. OECD 1994): první vychází z již odhalených (stanovených) preferencí na souvisejících trzích (ze souvisejících tržních ocenění); druhý vychází z odhalení preferencí lidí (z toho, co sami říkají, že je jejich oceněním daného ekologického problému). Obsahuje metody kontingentního ocenění (CV metody).

Oba tyto “preferenční” přístupy vycházejí z individualistického pojetí ekonomické hodnoty současné neoklasické ekonomie hlavního proudu, protože ocenění zakládají na lidských preferencích. Vycházejí tudíž pouze z poptávkové

stránky oceňovaného problému.

Jeden z přístupů můžeme nazvat metodou odhalených preferencí nebo také metodou "souvisejících trhů", což je metoda nepřímého oceňování kvality životního prostředí prostřednictvím zkoumání chování lidí na trzích souvisejících s životním prostředím. Tato metoda reaguje kriticky na hlavní nedostatek CV metody v podobě její hypotetičnosti a proto usiluje ocenění netržního statku provést odvozením z cen na souvisejících trzích, na trzích, které jsou nějak spojené s oceňovaným netržním environmentálním statkem či službou. Tyto metody jsou také někdy nazývány metodami nepřímého oceňování, protože nespolehají na přímé odpovědi lidí. Tak např. z trhu nemovitostí, konkrétně trhu s byty, můžeme odvodit mimo jiné určité rozdíly v ceně plynoucí z rozdílů v kvalitě životního prostředí. Tento přístup je nejběžněji znám jako metoda hedonického oceňování. Metoda hedonického oceňování se snaží odvodit ocenění ze skutečného chování lidí na trzích.

Další přístup spočívá v přímém dotazování lidí, kolik jsou ochotni zaplatit za určité zlepšení životního prostředí. Jde tedy o metody přímého oceňování služeb netržních environmentálních statků. Tyto metody jsou známy jako metody "stanovených preferencí" nebo také jako "contingent valuation methods" (CVM neboli CV metody), což znamená metody kontingentního (podmíněného) oceňování. Někdy se také zařazují mezi metody přímého oceňování, protože lidé jsou přímo dotazováni, aby určili své individuální preference.

Pokud je lidem jasně vysvětlena podstata ekologického problému, v čem spočívá změna kvality životního prostředí a je-li šetření důvěryhodné, potom tato metoda může být velmi užitečná, protože plní, odhaluje sílu individuálních preferencí. Na druhé straně proti této metodě existuje řada výhrad, které vycházejí hlavně z argumentace, že jde o hypotetické a nikoli skutečné oceňování a proto není nijak zaručeno, že preference lidí budou odpovídat jejich skutečnému následnému chování, když budou mít skutečně platit a pokud neexistuje žádná sankce za případné rozdíly. Existují i námitky o zásadní podmíněnosti metody důchodovou situací dotazovaných. A v neposlední řadě je tato metoda omezena subjektivním pojetím hodnoty, kterou ekonomie chápe jednostranně jen ve vazbě na jednotlivce a jeho preference. (Seják a kol. 2003)

Do této skupiny metod oceňování patří i experiment. Jestliže ten, kdo oceňuje, chce zjistit např. nakolik lidé oceňují nový národní park, pak možným způsobem určení jeho hodnoty je takový park vytvořit a zavést příslušné vstupné. Potom ze skutečného počtu návštěvníků odvozovat závěry o ocenění. Podobně pokud bychom chtěli zjistit, nakolik si lidé cení zlepšení kvality ovzduší v určitém místě, mohli bychom provést experiment s tím, že v některých městech bychom zlepšili kvalitu ovzduší a zavedli vyšší daně z majetku, zatímco v jiných bychom ponechali situaci původní. Experiment je v ekonomii považován za jeden z hlavních prostředků ověřování určitých hypotéz ocenění.

Metody založené na zjišťování nákladů a rizik jsou určeny pro hodnocení změny toků služeb environmentálních zdrojů, zejména pro hodnocení škod na těchto zdrojích. Pojem škoda vyžaduje vždy stanovení určitého referenčního stavu či bodu kvality. Pomocí různých nákladových kategorií (nákladů na obnovu, nákladů na nové vytvoření, alternativních nákladů) se odhadují náklady nutné na likvidaci škod a tyto náklady zároveň slouží pro vyjádření úrovně škod. Mezi nepreferenční metody je zahrnována i riziková analýza (metoda dávka-reakce, funkce škod), která považuje životní prostředí za médium přenosu antropogenních externalit, působících zpětně společenské škody. Suma těchto antropogenních škod se pak používá i k hodnocení změny kvality poškozovaných environmentálních zdrojů. (Seják a kol. 2003)

2.8.1. Metodika oceňování dřevin roustoucích mimo les

Oceňování dřevin v mimolesním prostředí je úkonem, který může mít několik důvodů. Třemi základními jsou převody nemovitostí (prodej, dědické řízení apod.), výpočet kompenzace ekologické újmy za kácené dřeviny (§ 9 odst. 1 zák. č. 114/1992 Sb.), výpočet vzniklé újmy při poškození dřeviny (§ 86 odst. 2 zák. č. 114/1992 Sb.). Výpočet hodnoty dřevin pomocí metodiky AOPK ČR může sloužit i jako vhodný argument např. při plánování umístění staveb, plánování tras výkopů apod. Lze ji použít i v případě zdůvodňování výše finančních nákladů vynaložených na pravidelnou péči o dřeviny. (Kolařík a kol. 2009)

Oceňování soliterních stromů

Výpočet má několik vstupních hodnot: taxon stromu, průměr (obvod) kmene ve výšce 1,3 m, výška stromu, výška nasazení koruny, průměr koruny, zdravotní stav, fyziologická vitalita, objem koruny odebrané nevhodným řezem a polohový koeficient (umístění stromu).

Postup hodnocení:

- A) Zjistění ze seznamu taxonů konkrétní druh či kultivar kategorie rychlosti růstu.
- B) Podle průměru kmene daného stromu a kategorie rychlosti růstu odečte se základní bodová hodnota.
- C) Podle výšky koruny, průměru koruny se odečte skutečný objem koruny a podle barevné legendy se zjistí tvarová skupina koruny. Koruna kuželovitá se stanovuje prostým odhadem. Výsledný objem vychází v m³. Zaokrouhuje se matematicky na celé m³.
- D) Podle daného průměru kmene hodnoceného stromu a jeho tvaru koruny hodnota tabulkového objemu koruny.
- E) V případě, že je skutečný objem koruny hodnoceného stromu větší nebo rovný objemu tabulkovému, bodová hodnota zjištěná dosavadním postupem se nemění. Pokud je nižší, upraví se proporcionálně jeho bodová hodnota procentuálním přepočtem. Při procentuálním přepočtu se procenta zaokrouhlují na celá čísla.

F) Pomocí koeficientu se provede úprava bodové hodnoty stromu podle jeho zdravotního stavu a fyziologické vitality.

G) V případě, že je stav stromu narušený nevhodným řezem, použijeme pro úpravu odhadnutý objem odebrané části koruny. V terénu je třeba odhadnout objem koruny, který byl nevhodným zásahem odebraný. Používá se metoda kvalifikovaného odhadu hodnotitelem, a to v celých desítkách procent. Procento odebrané části koruny upravíme koeficientem, zjištěným z tabulky podle stupně regenerovatelnosti hodnoceného taxonu a fyziologické vitality daného jedince. Výslednou procentuální hodnotou upravíme i bodovou hodnotu získanou dosavadním postupem.

H) Bodovou hodnotu upravíme pomocí polohového koeficientu. Účelem je upravit bodovou hodnotu stromu na základě jeho významu vyjádřeného jeho lokalizací v krajině či v urbanizovaném prostředí.

I) Pro přepočítání bodové hodnoty na cenu v Kč se použije každoročně uváděná cena bodu. Ta je vypočtena počínaje rokem 2008 na základě indexu průměrné míry inflace, uváděného každoročně Českým statistickým úřadem. Výsledná cena v Kč se zaokrouhluje matematicky na celé koruny. (Kolařík a kol. 2009)

Oceňování skupin stromů

Porostem se rozumí skupina dřevin, v níž se jedinci vzájemně dotýkají svými korunami alespoň ze tří stran. Mají-li živé větve sousedních jedinců větší než metrové odstupy a nevyplňují-li souvisle ani 1/3 sledovaného porostu, hodnotí se jako jednotlivé stromy.

Charakteristiky porostů a stromů, které je třeba zjišťovat, se liší podle metodického postupu oceňování, kterým se bude postupovat. Podle charakteru hodnoceného porostu je možné k vyčíslení jeho hodnoty použít tři metodické postupy.

1. V případě taxonomicky a velikostně rozrůzněných skupin s plochou do 1 000 m² je skupina ohodnocena prostým součtem hodnocení jednotlivých dřevin, tvořících skupinu – viz hodnocení solitér v předchozí části metodiky. Vstupní hodnoty jsou tedy shodné se vstupními hodnotami oceňování solitérních stromů.

2. V případě taxonomicky a velikostně homogenních skupin s plochou do 1 000 m² se postupuje metodou vzorníků. Jedná se především o skupiny stromů s vyšším počtem jedinců na jednotku plochy, které mají podobné hodnocené parametry. Bude zjištěn počet jedinců konkrétního taxonu spadajících do dané tloušťkové třídy. Základní jednotkou pro výpočet ocenění je průměrná hodnota taxonu dřeviny v konkrétním intervalu tloušťkové třídy - vzorník. Parametry pro stanovení ceny vzorníku (výška a průmět koruny, zdravotní stav a vitalita) budou určeny pro každý taxon a každou tloušťkovou třídu jako střední hodnota stanovená odborným odhadem. U tloušťkové třídy 0-10 se parametry koruny nezjišťují. Průměr kmene pro vzorník tloušťkové třídy tvoří její střední hodnota (tedy pro třídu 11-20cm je průměr kmene vzorníku 15 cm).

Na základě počtu exemplářů daného taxonu a průměrné hodnoty vzorníku v jednotlivých tloušťkových třídách bude stanovena celková hodnota taxonu. Součtem celkových hodnot jednotlivých taxonů pak bude vypočtena konečná hodnota skupiny dřevin.

3. V případě větších skupin (nad 1 000 m²) přibližně stejnověkého porostu s úzkým druhovým spektrem, lze použít k hodnocení metodu zkusných ploch. Umístění a počet zkusných ploch bude odpovídat výše uvedené definici. Pomocí metodického postupu 1 či 2 (viz výše) bude stanovena hodnota dřevin na zkusné ploše. Hodnota celého porostu pak bude stanovena jako proporcionální hodnota po přepočtu plochy skupiny na plochu celého porostu. (Kolařík a kol. 2009)

Oceňování skupin keřů a popínavých dřevin

Jako porost keřů lze oceňovat keře či popínavé dřeviny rostoucí soliterně i v zapojených skupinách.

Charakteristiky se udávají pro převážně zastoupený taxon v porostu. V případě porostů složených z více keřů s výrazně různou kategorií vzrůstnosti je třeba plochu rozčlenit na části s jednoznačnou převahou některého taxonu.

Plochou porostu keřů se míní celková plocha, nad kterou zasahuje souvislý překryv živých větví z korun předmětných keřů. Jestliže je plocha porostu nesouvislá, odpočítávají se všechny plochy od výměry 5 m² a více, nad nimiž nejsou

rozmístěné živé větve.

U popínavých dřevin (lián) se plocha určuje buď jako u skupin keřů (v případě horizontálního růstu) nebo jako plocha vertikálně porostlé plochy. Plocha porostu se určuje v celých m². Zaokrouhluje se matematicky. (Kolařík a kol. 2009)

2.8.2. Metody oceňování pomocí souvisejících trhů (nepřímé metody odhalování preferencí na základě údajů trhu)

Tyto metody jsou metodami nepřímého oceňování netržních environmentálních efektů odvozováním od chování lidí na souvisejících trzích. Souvisejícími trhy jsou trhy těch statků či služeb, u nichž jsou environmentální aspekty posuzovány jako jedna ze součástí užitné hodnoty. Typickým příkladem je např. trh s nemovitostí, u něj je kvalita souvisejícího životního prostředí posuzována jako jedna z forem užitné hodnoty nemovitosti. Odtud vznikla zejména metoda hedonického oceňování. (Seják a kol. 2003, 2010)

2.8.2.1. Metoda hedonického oceňování

Metoda (počátky viz Griliches, 1971) vychází z předpokladu, že cena soukromého statku je funkcí jeho užitných vlastností či charakteristik a že lze změřit vliv těchto jednotlivých vlastností na cenu. Rozdíl v množství a kvalitě užitných vlastností statku má za následek rozdílnou cenu. Cenový rozdíl plynoucí z rozdílu příslušné užitné charakteristiky představuje implicitní nebo také hedonickou cenu (a odráží současně zvýšení nebo snížení příslušného užitku). Stejný předpoklad platí pro veřejné statky (např. čistotu ovzduší), vykazují regionální rozdíly a jsou v komplementárním vztahu se soukromým statkem. Místní rozdíly v kvalitě ovzduší se odrážejí v ceně soukromého statku bydlení (ve formě ceny domu nebo nájemného). Za předpokladu neregulovaného trhu s byty a dostatečné mobility a nabídky bytů se jednotlivci při výběru budou rozhodovat i s ohledem na rozdílný stav životního prostředí. Na trhu s byty se tak odrážejí rozdíly v kvalitě veřejného statku. (Seják a kol. 2003, 2010)

Jak ukazují výsledky různých šetření nacházejí se domácnosti s vyšším příjmem často v oblastech s nižším znečištěním ovzduší, domácnosti s nižším příjmem naproti tomu v oblastech s vyšší koncentrací znečištění. Hedonická metoda poskytuje konzistentní výsledky i při hodnocení přínosu opatření ke snížení hluku z

letadel nebo ze silničního provozu. Metoda byla použita i k hodnocení rizika skládky jedovatého odpadu.

Platí-li, že umístění bytu či jiné nemovitosti v různě kvalitním životním prostředí poskytuje různě vysoké užitky jeho uživatelům či vlastníkům, potom z rozdílů cen přibližně stejných nemovitostí umístěných v rozdílných podmínkách životního prostředí, lze odvozovat ocenění, které lidé podmínkám životního prostředí připisují. (Seják a kol. 2003, 2010)

Určení vlivu kvality prostředí na cenu nemovitosti by mělo zahrnovat následující kroky: Je třeba definovat příslušnou tržní nemovitost a definovat environmentální statek či službu, které s nemovitostí souvisí (znečištění ovzduší, hluk). Je třeba specifikovat funkční vztahy mezi tržní cenou a všemi druhy užitné hodnoty nemovitosti. Je žádoucí shromáždit územně průřezová data a časové řady cen nemovitostí a s nimi spjatých charakteristik. Ceny nemovitostí mohou pocházet z databází realitních kanceláří. Prostřednictvím mnohonásobné regrese je třeba vypočítat koeficient kvality prostředí. Tento koeficient lze označit jako mezní implicitní cenu kvality prostředí, která představuje dodatečnou částku, kterou je třeba zaplatit při přesunu do nemovitosti s lepší kvalitou prostředí.

Další variantou uplatnění hedonické metody je zkoumání rozdílů ve mzdách mezi městy s rozdílnými charakteristikami životního prostředí i s různou nabídkou veřejně poskytované infrastruktury. (Seják a kol. 2003, 2010)

Hedonická metoda představuje celkově teoreticky dobře fundovaný přístup. Z hlediska jejího praktického využití je však nutno předpokládat několik podmínek a omezení. Použití této metody je účelné, pokud jsou veřejné statky jednotlivci vnímány a skutečně hodnoceny. U komunálních služeb lze bez obtíží odlišovat jejich kvalitu. V oblasti životního prostředí se mnohdy jedná o změny, jejichž identifikace je možná pouze na základě velmi speciálních informací a o jejichž dlouhodobých důsledcích je málo známo. Při použití této metody je pak nebezpečí systematického podhodnocení užitku opatření k ochraně a zlepšení životního prostředí. Zde mohou poskytnout velmi cennou informační základnu právě výsledky hodnocení rizika. Předpokládá se, že existuje dostatečná variabilita podmínek v komunální infrastruktuře a dostatečně odlišné rozdíly v kvalitě životního prostředí mezi

zkoumanými regiony. Pokud tento předpoklad není splněn, poskytuje tato metoda zcela nedostatečné výsledky. Pomocí této metody nelze hodnotit globální změny životního prostředí. Uplatnění této metody předpokládá, že trh s byty a nemovitostmi, představují trhy dokonalé konkurence a nacházejí se v rovnováze. Ve skutečnosti jsou však tyto trhy často i výrazně regulovány. (Seják a kol. 2003, 2010)

2.8.2.2. Metoda cestovních (přepravních) nákladů

Metoda cestovních či přepravních nákladů se rozšířila zejména pro měření hodnot a užitek z rekreačních a krajinně estetických funkcí přírody a rovněž pro obecné hodnocení času.

Základní myšlenka této metody spočívá ve faktu, že peníze a čas, který lidé vynakládají na cestování do přírody, jsou odhadem ochoty platit za tyto přírodní statky. Problémem zde je, že některé rekreační oblasti mají nulovou nebo velmi nízkou cenu vstupu, což znamená, že u nich nelze uplatnit odhad poptávky tradičním způsobem. Analýzou toho, jak lidé reagují na cestovní náklady lze dospívat k určitým oceněním přírodních celků. Poptávková funkce je interpretována jako odvozená poptávka po příslušném rekreačním středisku a závisí zcela na potenciální užité hodnotě, kterou toto středisko lidem poskytuje. Předmětem zájmu je tudíž jen užitná hodnota ve svých různých podobách, nikoli však opční a existenční hodnota. Odhad poptávky a odvození hodnot přírodních celků vyžaduje analyzovat změny v cenách, spotřebě a kvalitě příslušného přírodního území.

Při uplatnění této metody lze postupovat v následujících krocích. Příslušné rekreační území je rozděleno do částí tak, aby bylo možno měřit cestovní náklady do každé části zvlášť. Dopravní náklady zahrnují jak přímé cestovní náklady, tak i vstupné a určité náklady času nutného pro návštěvu. Návštěvníci území jsou dotazníkem roztríděni podle svého bydliště, ze kterého přicestovali a podle frekvence návštěv do daného území v porovnání s návštěvami jiných přírodních oblastí. Dále jsou od nich získávány také informace o délce návštěvy, počtu strávených nocí v místě, dopravních spojení. Na základě výše uvedených informací jsou pro každou část určeny návštěvní sazby a změřeny obousměrné cestovní náklady. K testování hypotézy o tom, že návštěvní sazby závisí na cestovních nákladech jsou využity statistické metody mnohonásobné regrese, v nichž vysvětlovanou proměnnou je počet návštěv střediska, vysvětlujícími pak cestovní náklady, důvod jednotlivce, jeho

vzdělání a celkové cestovní náklady do substitučních míst. Celková návštěvnost místa ze všech částí představuje jeden bod na poptávkové křivce po tomto místě. Předpokládáme-li, že růst cestovních nákladů má na návštěvnost stejný vliv jako růst vstupného, potom další body poptávkové křivky lze nalézt prostřednictvím odhadnuté rovnice návštěv, z které lze vypočítat návštěvní sazby a celkové počty návštěv pro všechny zóny pro daný růst vstupného či dopravních nákladů. Propočet se opakuje pro další vzestupy tak, až je nalezena celá křivka. Z plochy pod poptávkovou křivkou lze pak nalézt celkovou užitnou hodnotu příslušného rekreačního místa.

Protože náklady na návštěvu místa se skládají jak z dopravních nákladů, tak z nákladů času, který je třeba na návštěvu vynaložit, plyne z toho, že úloha času je podstatná pro celkové ocenění. Čas je zahrnut proto, že má své alternativní náklady, v podobě času stráveného prací. Pokud by náklady času byly opomenuty, mohlo by být výsledné ocenění odchýleno.

Dojde-li k nějakým zlepšením v kvalitě rekreačního území, je-li zlepšena kvalita vody, potom je třeba ocenit, jak se změní ochota platit za toto zlepšení, což se projeví posunem poptávkové křivky nahoru od počátku.

Z toho, vyplývá, že metoda je náročná na vstupní data. Jde o zjištění počtů návštěvníků, jejich bydliště, sociálně-ekonomických charakteristik, délka cestování, doba strávená v rekreační oblasti, cestovní náklady, hodnoty, které budou přisouzeny času, jednotlivé aspekty kvality prostředí. V odborné literatuře se lze setkat také s pojednáními, která jsou jakousi meta-analýzou dosavadních aplikací metody cestovních nákladů. Např. Smith a Kaoru (1990) analyzují ve svém pojednání 200 studií založených na metodě cestovních nákladů, které byly připraveny v období od roku 1970 do roku 1986.

Walsh, Johnson a McKean (1992) provedli analýzu, založenou na 156 odhadech pomocí metody dopravních nákladů, 129 aplikacích podmíněného ocenění a 2 odhadech pomocí hedonického ocenění v letech 1968-1988. Průměrná hodnota rekreačního dne podle nich činila v USA 34 USD a medián 27 USD. Největších hodnot bylo dosahováno u lovu, rybaření, výletů na lodích a zimních sportů.

Tato metoda je použitelná pro oceňování jednotlivých osamocených

rekreačních oblastí a s nimi spojených vlastností dobrá kvalita ovzduší, vody, klid. Lze ji však použít i pro jiné veřejně poskytované statky a služby, zejména na oblast městské infrastruktury, k oceňování služeb jako divadla, muzea, kina, výstavy.

Metoda přepravních nákladů však nepostihuje komponenty užítku, které nesouvisí s využíváním daného statku. Tyto komponenty lze vyjádřit v podobě opční, existenční a odkazované hodnoty.

Všechny tyto komponenty hodnoty se neodrážejí v žádné pozorovatelné tržní poptávce po soukromém statku. Proto je nemůžeme podchytit pomocí žádné metody vycházející z tržních dat, to vede k podstatnému podhodnocení užítku.

Na opačné straně se však často neuskuteční pouze návštěva jedné lokality, ale cílem cesty je více oblastí. Přiřazení celkových nákladů zajímavosti jediného místa může mít za následek podstatné nadhodnocení užítku. (Seják a kol. 1999)

2.8.2.3. Metoda mzdového rizika

Zjednodušeně se někdy tato metoda nazývá metodou k odhadu „ceny lidského života“ chápané z hlediska úmrtnosti, úrazů, nemocí. U tohoto ocenění se předpokládá, že každý člověk má možnost volit mezi výší svého příjmu a zdravím. Právě substituce mezi příjmem a zdravím je předmětem zájmu a je měřena ochotou platit. Tím se oceňuje hodnota zdraví.

Metoda je konstruována na stejném principu jako hedonické oceňování. Příslušným trhem však v tomto případě není trh nemovitostí, nýbrž trh práce. Podobně jako trh nemovitostí je trh práce ovlivňován různými faktory, které se projevují v ceně práce nebo-li ve mzdové sazbě.

Pokud trh práce funguje svobodně, potom lze předpokládat, že práce s vyšším rizikem ohrožení zdraví budou spojeny s vyšším mzdovým ohodnocením než je tomu u prací s menším zdravotním rizikem. (Seják a kol. 1999)

Aplikace metody by měla zahrnout a specifikovat funkční vztah mezi mzdovou sazbou a příslušnými faktory, které tuto sazbu ovlivňují. Tyto faktory se liší podle profesí a rozdílné jsou i sociálně-ekonomické charakteristiky jednotlivců jako příjem, věk, vzdělání, roky praxe. Stejně jako se odlišuje i vlastní zdravotní

riziko. Průřezová data o jednotlivých profesích a jejich charakteristikách včetně zdravotních rizik lze získat z tarifně kvalifikačních katalogů jednotlivých odvětví a oborů. Dále je třeba použít mnohonásobnou regresní analýzu k tomu, aby mohl být oddělen vliv zdravotních rizik na mzdovou sazbu, neboli přírůstek mzdy oproti přírůstku rizika. Tento koeficient vyjadřuje implicitní hodnotu rizika události. Účelem aplikace této metody je ocenit užitky z poklesu rizika na lidském zdraví z hlediska rizika úmrtí a z pohledu úrazů. Jestliže někdo tuto metodu nazývá "metodou výpočtu ceny života", je to špatně, protože to, co se hodnotí není život jako takový, ale oceňuje se pokles rizika úmrtí o nějakou veličinu, např. z 1 ku 100 000 na 1 ke 200 000. Riziko je v tomto případě vyjádřeno jako riziko 1 úmrtí ze 100 000, resp. 200 000 jednotlivců. Je-li koeficient tohoto rizika (přírůstek mzdy/přírůstek rizika) oceněn na X Kč za rok, potom tato částka musí být placena každému pracovníkovi za to, aby přijal práci, ve které je riziko 1/100 000, že někdo umře následkem vlivu pracovních podmínek. Hodnota jednoho statistického života je pak násobkem 100 000 x koeficient rizika (X Kč). (Seják a kol. 1999)

2.8.2.4. Metoda hodnocení biotopů BVM

Tato metoda je založena na srovnávání ekologické kvality biotopů, neboť se předpokládá, že biotopy jsou nositeli ekologických funkcí a čím vyšší bude jejich hodnota, tím lépe budou tyto funkce plnit.

Hodnocení se skládá ze tří kroků (Seják a kol., 2003). Prvním je relativní ohodnocení typů biotopů na základě osmi charakteristik, z nichž první čtyři představují ekologické charakteristiky (diverzita druhů, diverzita struktur, zralost a přirozenost), kdežto druhé čtyři se vztahují k vzácnosti nebo ohroženosti typu biotopu (vzácnost typu biotopu, vzácnost druhů typu biotopu, zranitelnost a ohroženost množství a kvality typu biotopu). Vlastností, vykazující ekologické kvality, se násobí součtem bodů vlastností vyjadřující stupeň vzácnosti nebo ohrožení biotopu. Celkový počet bodů se dělí maximálně možným počtem bodů (pokud by všech osm charakteristik mělo hodnotu 6, byl by maximální možný počet bodů 576).

výpočet: $HB = [(Z + P + DS + DD) * (VB + VD + CB + OB) * 100 / 576 = \text{počet bodů}$

Typy biotopů (celkem jich bylo rozlišeno 192) zde byly rozděleny na

dvěpodskupiny – přírodní a přírodě blízké, které jsou až na výjimky převzaty z mapování Natura 2000, a přírodě vzdálené a cizí, které byly pro tento účel nově nadefinované, protože Natura 2000 je nerozlišuje dostatečně podrobně. U každého typu biotopu je ohodnoceno zmíněných osm charakteristik jedním až šesti body a spočítána výsledná relativní hodnota.

Na tento krok navazuje další část – tzv. individuální hodnocení, které má za úkol upřesnit hodnotu konkrétního biotopu během terénního průzkumu. K této korekci se používá šest pomocných kritérií (zralost, přirozenost, nasycenost struktur, nasycenost druhů, nasycenost chráněných druhů a integrita), která jsou ohodnocena koeficientem podle toho, jak biotop odpovídá svému ideálnímu „typovému“ stavu a jak přispívá k ekologické stabilitě krajiny.

Ohodnocení více antropicky ovlivněných biotopů nemůže být provedeno na základě univerzálních kritérií, která jsou platná pro individuální hodnocení přírodních a přírodě blízkých biotopů. Pro jejich hodnocení je rozhodující: přítomnost a podíl přirozených druhů, přítomnost a podíl segetálních druhů, přítomnost a podíl invazních druhů, přítomnost nebo absence charakteristických druhů, počet vrstev vegetace, pokryvnost povrchu vegetací, druh provozu či způsob a intenzita úprav, způsob a režim kultivace stanoviště, záměrná aplikace chemikálií či jejich vnos z provozu v sousedství biotopu a intenzita působení stresových faktorů. (Seják a kol. 2003)

Kritéria pro individuální hodnocení biotopu jsou odstupňována dle ukazatelů škály korekčního koeficientu. Počet těchto ukazatelů se pohybuje v rozmezí 3 – 4. Bodová hodnota biotopu se zvyšuje se stoupajícím korekčním koeficientem a konečné individuální ohodnocení je závislé na kroku škály, který je pro každý typ více antropicky ovlivněného biotopu přiřazen. Všechny biotopy, které mají z hlediska hodnocení biotopů cenu, mají přidělena kritéria. Biotopy, jejichž individuální hodnocení nemá vliv na bodovou hodnotu, označujeme jako biotopy zcela bezcenné, tedy s bodovou hodnotou 0. Bodová hodnota se násobí konečnou hodnotou průměru všech hodnocených koeficientů individuálního hodnocení pro daný biotop. (Seják a kol., 2003)

Poslední součástí hodnocení je převod bodové hodnoty na peněžní částku,

tedy určit, jakou cenu představuje jeden bod. Tato cena jednoho bodu byla odvozena z průměrných nákladů na zvýšení hodnoty revitalizovaných ploch o jeden bod (na základě reprezentativní analýzy 136 revitalizačních projektů byla v ČR k roku 2003 kvantifikována) a dosáhla hodnoty 12,36 Kč. (Seják a kol., 2010).

Střevlíkovití (Carabidae)

Jedna z nejrozšířenějších a druhově nejpočetnějších skupin obývajících agroekosystémy i přirozené ekosystémy po celém světě. Celosvětově je známo na 40 000 druhů, v Evropě asi 2700, ve střední Evropě, podle druhu teritoria více než 600 a na britských ostrovech jen asi 350 druhů. (Kromp, 1999)

Některé druhy jsou velice drobní, měřící jen kolem 2 mm, jiní jsou robustní, až 40 mm, maximální délka činí až 60 mm. Nejčastěji štíhlí, dobří běžci, se silným, dlouhým nohama, někteří pomocí vyvinutějších předních nohou hrabou. Povrch těla je u převážné většiny střevlíkovitých dobře sklerotizován. Jen výjimečně jsou především krovky tenké a měkké. Zbarvení je většinou černé nebo tmavě hnědé, poměrně častý bývá mosazný, měděný, zelený nebo i modrý kovový lesk těla nebo jeho částí. (Hůrka, 1992, 1996). Hlava je krátká, jen výjimečně protažená, někdy je mimořádně veliká (*Broscus*). Tykadla jsou nitkovitá, jedenáctičlenná. Ústní ústrojí je kousací a slouží nejen při lovu kořisti, ale i k jejímu přidržení. Kusadla jsou často mohutná, silně sklerotizovaná, na vnitřní straně buď hladká nebo zubatá. Blanitá křídla bývají sice vyvinuta, jsou však často zakrnělá. Některé druhy létají, jiné mají křídla zkrácená, pro let nedostatečná. Krovky řady druhů jsou na švu srostlé (Crowson, 1981).

Pro korekci hodnoty bodu jednotlivých biotopů byl sestaven seznam uvádějící zařazení všech druhů čeledi střevlíkovitých do skupin R, A, E, (Hůrka, Veselý & Farkač 1996, Veselý 2002) a k biotopům podle seznamu (strana 264, Seják a kol. 2003). Naprostá většina střevlíkovitých nemá přímou vazbu na konkrétní strukturu rostlin vegetačního krytu, ale především na stanovištní mikroklimatické podmínky. Celkem bylo pro hodnocení použito 279 druhů/taxonů naší fauny. Druhy ze skupiny R dokumentují vysokou zachovalost a přirozenost biotopů v daném území. Navrhovaná hodnota korekčního koeficientu za každý druh je 1,02 až do

maximální hodnoty 1,6. Adaptabilnější druhy skupiny A jsou pro daný typ biotopu typické a nezvyšují jeho stanovenou bodovou hodnotu. (Seják a kol. 2003)

Bioindikace je jedna ze základních metod ekologického monitorování. Použití střevlíkovitých jako bioindikátorů navrhl poprvé Heydemann (1955). Od té doby se problematikou použitelnosti této skupiny pro účely bioindikace přírodního prostředí zabývala řada autorů, např. Boháč (1990) a Farkač (1993, 1994). Současně Hůrka (1996) zařadil všech 526 druhů a poddruhů střevlíkovitých, uvedených v České republice do třech základních skupin R, A, E, především vzhledem k šíři jejich ekologické valence a vázanosti k biotopu.

Vhodný bioindikátor je takový, který se vyskytuje na stanovištích, jež jsou předmětem zájmu, měl by žít trvale na menším území a také se živit potravou z tohoto území, měl by být citlivý ke sledovanému faktoru. Jsou to organismy nebo společenstva, jejichž životní funkce jsou svázány s faktory prostředí tak těsně, že mohou sloužit jako jejich ukazatele (Boháč, 1999). Používají se organismy různorodého taxonomického zařazení, vybírají se podle cíle biomonitorování (Boháč, 1999). Metoda bioindikace vychází z faktu, že organismy často reagují na přítomnost škodlivých látek a na další negativní vlivy prostředí, které se mohou zdát člověku neškodné.

Negativní vlivy prostředí mají vliv na různé biologické stránky organismu a projevují se změnou morfologie vnějších a vnitřních orgánů, fyziologických procesů, změnou populačních charakteristik, změnou ve struktuře společenstev atd. Znám je vliv toxických látek na genetickou výbavu organismů, který se projevuje často už během embryogeneze. Všechny zmíněné změny jsou předmětem bioindikačních výzkumů. (Boháč a kol., 1986)

2.8.2.5. Metoda kontingentního oceňování (CVM)

Použití kontingentních metod hodnocení (kontingentních ve smyslu podmíněných, a to podmíněných diskripcí problému, způsobem placení) se pomocí speciálně strukturovaného dotazníku dotazovaní podněcují k tomu, aby zveřejnili svoje názory pro konkrétní problém kvality životního prostředí. K tomuto účelu se hodnocený statek a jeho případná změna přesně popíší včetně využití vizuálních nebo akustických prostředků. Analogická situace trhu se vytváří tím, že

dotazovanému se „nabízí“ jasně definovaná změna určitého statku. Účastník šetření se uvede do pozice kupujícího. Stejně jako při aukci může uvést maximální ochotu platit, aby mohl využívat zlepšené kvality statku. Přitom je potřeba zdůraznit, že na zlepšený stav nemá právo, jelikož toto právo musí zaplatit. Obdobně může jít i o nákup práva na zachování přírodního statku.

Toto právo též může vlastnit, a pak se nachází v situaci prodávajícího. Je tedy dotazován, za jakou sumu by toto právo prodal, jinak řečeno, při jakých minimálních požadavcích kompenzace by se vzdal plánovaného zlepšení nebo stávající kvality přírodního statku. (Seják a kol. 1999)

Dotazovanému musí být přesně naznačeno, v jaké formě by hypoteticky platbu uskutečňoval. U projektů, z jejichž využívání nemůže být dotazovaný vyloučen (u veřejných statků), je nutno poukázat, nakolik jeho odpověď ovlivní šance k realizaci daného záměru. Pokud totiž respondent vychází z předpokladu, že projekt bude v každém případě uskutečněn, téměř pro něj neexistuje důvod, aby projevil svoji preferenci.

Právě otázky životního prostředí jsou hlavní oblastí uplatnění kontingentních metod hodnocení (např. Braden et Kolstad, 1991; Cummings, Brookshire et Schulze, 1986), obzvláště v případech, kdy nelze použít jiné metody. Velmi významné je, že pomocí těchto metod lze hodnotit i opční a existenční užitnou hodnotu, to znamená komponenty pasivního užitku nezávislé na současném využití statku. Jak ukázali Greenley, Walsh et Young (1981), mohou tyto neužité hodnoty respektive pasivní užité hodnoty představovat i polovinu celkové hodnoty.

Tato metoda byla uplatněna i k ocenění lepší ochrany před riziky (Brookshire, 1985, ji uplatnil k ocenění hodnoty varování před rizikem zemětřesení), nebo k ocenění snížení rizika mortality v souvislosti se skládkou jedovatých odpadů (Smith et Desvousges, 1987).

Tato metoda se vyznačuje téměř univerzální aplikovatelností a umožňuje pokrytí všech komponent ekonomické hodnoty sledovaného objektu, je zjišťování preferencí pomocí dotazování spojeno s řadou komplikací. Zejména je vyslovována obava, že zjištěné výsledky se mohou systematicky odlišovat od skutečných preferencí. Tyto odlišnosti nebo zkreslení mohou být strategické povahy, když

rozhodovací situace vytváří podněty k chování černého pasažéra. Ochota platit ukázaná na hypotetických trzích se může odlišovat od skutečné ochoty platit. Zkreslení může být dáno konkrétním postupem šetření volbou otázek, zvoleným druhem platby, poskytnutými informacemi.

V případě veřejných statků a bezplatně poskytovaných služeb státu, nelze strategické chování vyloučit. Převážná většina autorů však zastává názor, že zkreslení s tím související nejsou zásadní. Intenzivně se hledají metody, které by zajistily vyloučení podnětů k přehánění ochoty platit (Hoehn et Randall, 1987). Velký význam pro získání spolehlivých výsledků má vypracování kvalitního dotazníku.

Metoda kontingentního ocenění (CV), je tedy dotazníkovou metodou zjišťování preferencí jednotlivců. Respondenti jsou při uplatnění této metody dotazováni, nakolik si cení příslušný statek nebo službu. Metoda je nazývána podmíněnou právě proto, že o zboží nebo službu se nepředpokládá, že by byly poskytovány přímo v rámci šetření. Díky své hypotetičnosti, je metoda použitelná na ocenění zejména takových environmentálních statků, pro které neexistují příslušné trhy. S výhodou lze tedy jejím prostřednictvím oceňovat zejména čisté veřejné statky. (Seják a kol. 1999)

CV metoda je na první pohled podobná výzkumu veřejného mínění či průzkumu trhu. Rozdíl je však zejména v tom, že CV metoda vyjadřuje postoje a názory lidí prostřednictvím peněžních ocenění a že se soustředí zejména na netržní statky a služby. CV metoda je prakticky jediná metoda, která je umožňuje oceňovat určité druhy ekologických efektů, např. preference lidí pro národní parky či jiná přírodní území. (Seják a kol. 1999)

Dosavadní praktické poznatky s uplatňováním této metody hovoří o tom, že kvalitně připravená a kvalitně prováděná CV metoda je schopná poskytovat stejně kvalitní odhady jako jiné metody oceňování (Mitchell a Carson, 1989).

Z druhého pohledu je CV metoda spojena s nebezpečím zjednodušení, protože někteří uživatelé metody si mohou myslet, že se stačí zeptat lidí na pár otázek a spočítat jejich odpovědi. Taková to zjednodušená aplikace však může přinést více problémů než užitku. (Seják a kol. 1999)

Formy dotazování

Je třeba v první řadě říci, že CV studii lze provádět jak formou osobních dotazů, tak prostřednictvím internetu, pošty či telefonu. Samozřejmě nejkvalitnější výsledky může poskytnout forma osobního dotazování, pokud jsou ti, co kladou otázky, dostatečně vzděláni v provádění takových dotaznických akcí a navíc jsou dobře obeznámeni s podstatou environmentálního problému, který je oceňován. Nevýhodou může být, že při více členém pracovním týmu mohou členové klást stejnou otázku různým způsobem. (Seják a kol. 1999)

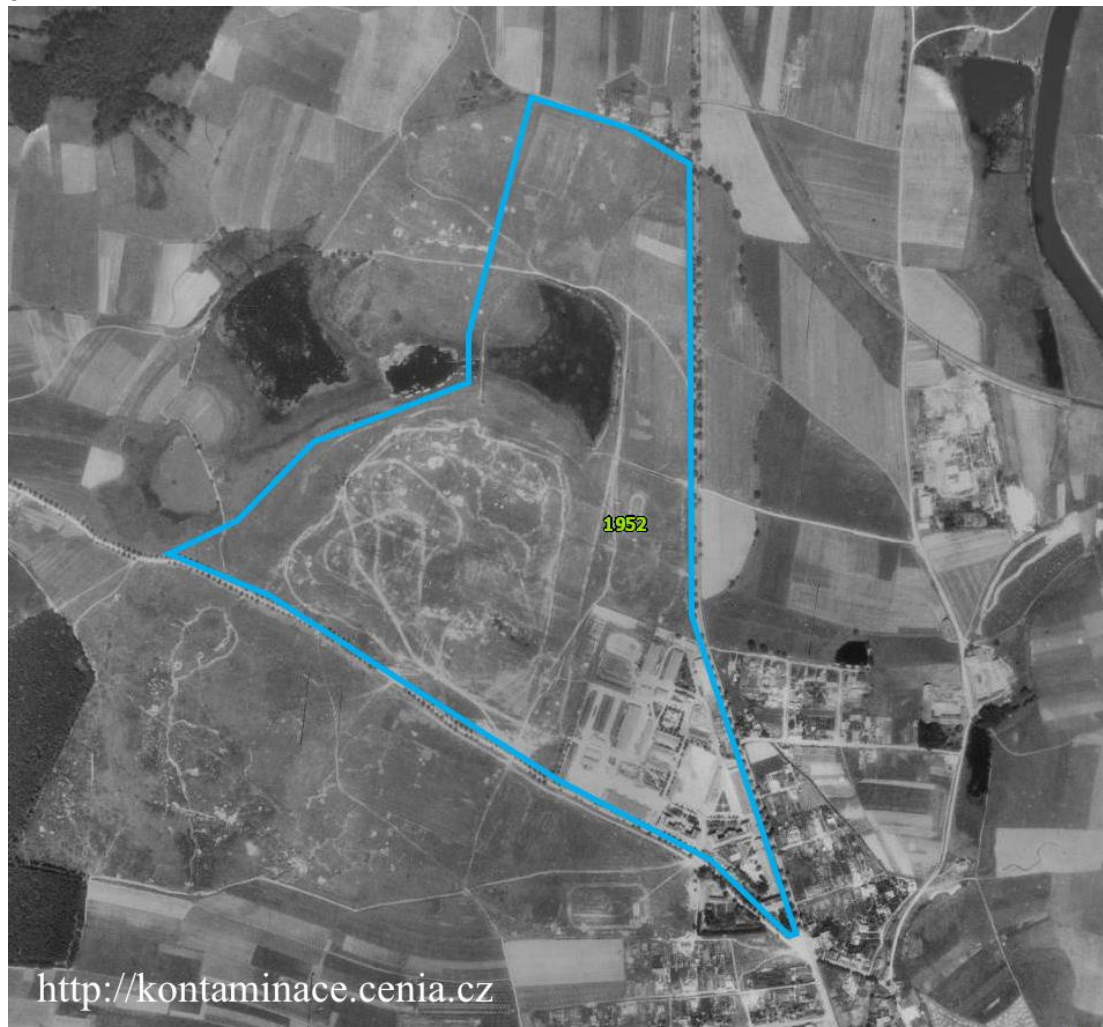
Ve vyspělých zemích se hodně využívá k dotazování telefonu, protože poskytuje možnost náhodného výběru respondentů, a dále i některé stejné výhody jako osobní dotazování, které umožňuje bezprostředně reagovat na různé otázky respondentů, na opačné straně neumožňuje využívat výhod osobního kontaktu, např. v podobě grafického vyjádření oceňovaného problému.

Písemný dotazník rozesílaný přes internet či poštou je také často využíván a může být poměrně úspěšný, obzvláště pokud jsou respondenti nějakým způsobem vhodně zainteresováni na vyplnění dotazníku. Všechny tři zmíněné formy je možné také vhodně kombinovat. (Seják a kol. 1999)

3. Hodnocené území Čtyři Dvory bývalý tankodrom a kasárna

3.1. Historie

Obrázek 1. Historická ortofotomapa z roku 1952. Zdroj: Anonymus 4, úprava: Pačka Jiří



Nejmladší českobudějovická kasárna vznikla až v letech 1915-16 poněkud netypicky, postavil si je na svém pozemku a za své peníze soukromník, statkář Karel Ploner. Jeho, dnes bychom řekli "podnikatelským záměrem" bylo postavit kasárna a ta následně pronajmout c.k. armádě. Na vlastním pozemku mezi ulicemi Husova a Rošického (jde o dnešní názvy) tehdy nákladem 3 500 000,- korun nechal postavit jednak budovu štábu zabírající čelní postavení a jednak další přilehlé budovy tvořící velké písmeno V, čímž využil pozemek který měl tvar trojúhelníku. Nedaleko se také nacházelo vojenské cvičiště (execier platz), kam chodily cvičit všechny vojenské jednotky z města. Je nutno si uvědomit, že Čtyři Dvory byly v té době ještě samostatnou vesnicí a nikoli součástí Českých Budějovic. K. Ploner patřil k

významným majitelům domů ve městě a byl rovněž členem správní rady Měšťanského pivovaru (dnes Samson). Budovy stavěly dvě firmy (důvodem mohlo být zrychlení nebo snad cena). Štábní budovu s věží ve stylu pozdní secese postavila firma Procházka a Bazanella, přilehlé budovy pro mužstvo, stáje a remízy pak firma Bratří Petráškové.

Byly to poslední postavené kasárny ve městě. V tom čase to byly moderní kasárny. Škoda, že byla později zbytečně zbořena věž štábní budovy a před ní zrušen park.

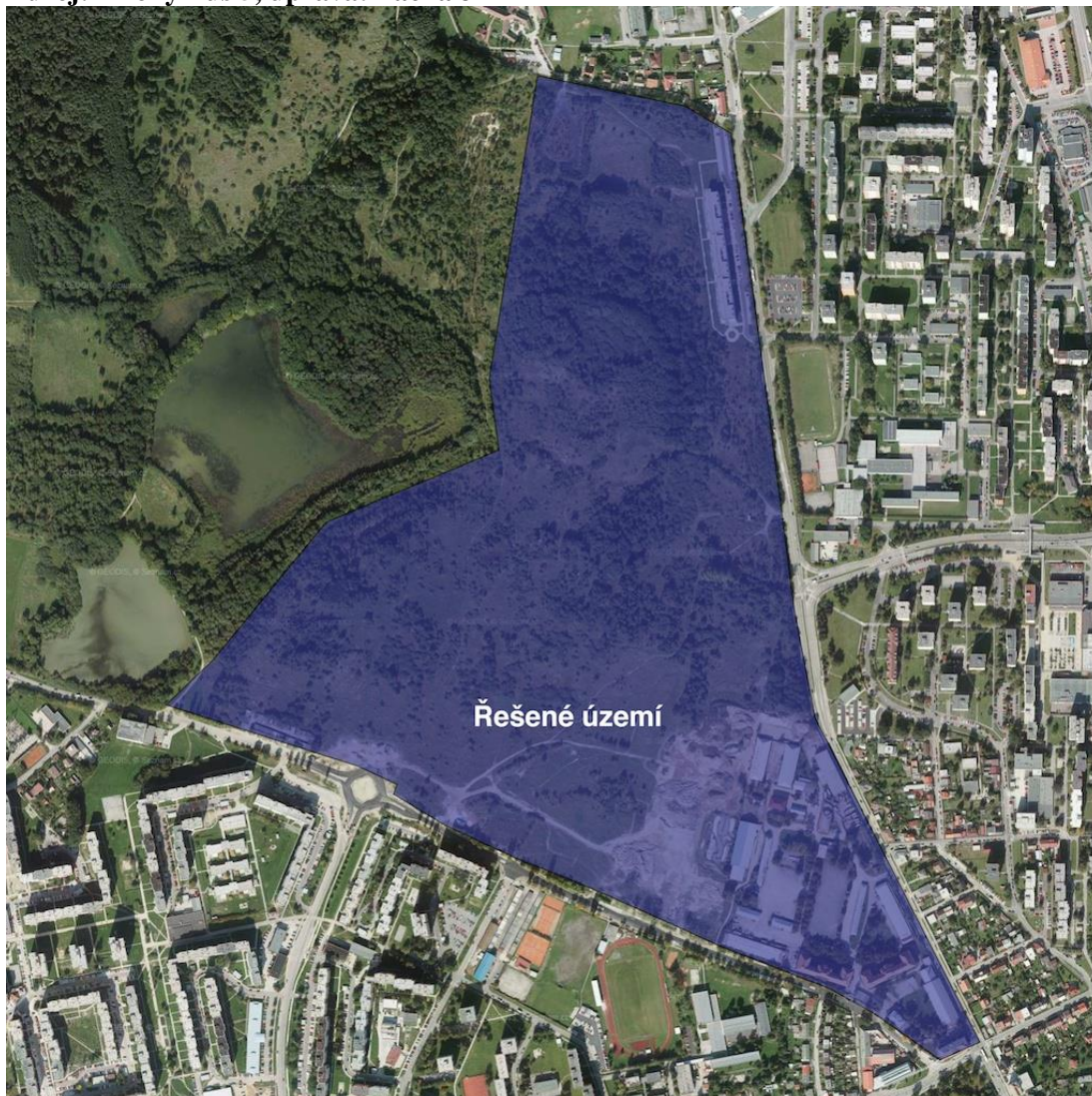
Kasárna se Plonerovi opravdu povedlo pronajmout a od roku 1916 se zde usadil 105. pluk dělostřelectva. I po válce byla tato na svou dobu moderní kasárna dále využívána a sídlil zde Hrubý dělostřelecký pluk č. 105 a později i další jednotky. V roce 1924 K. Ploner své kasárny odprodal čs. armádě za 7 milionů Kč.

V roce 1948 byly do Čtyř Dvorů zavedeny trolejbusy a u kasáren měly točnu. Konaly se v těch místech také poutě. Za socialismu se v kasárnách usadili tankisté a protáhli svůj areál až skoro ke Hvízdalu. Měli tam tankodrom a cvičnou namalovanou krajinu, na kterou zaměřovali střelbu. Naštěstí jen cvičně. Tanky však musely občas vyrazit ven z kasáren, řidiči tanků se museli zacvičit v jízdě na silnici, proto byla dnešní ulice Evžena Rošického hrubě vydlážděna až za Haklovy Dvory.

Kasárna přečkala válku a sloužila armádě až do roku 2001, kdy byla předána městu. V poválečné době se kasárna jmenovala "Jiřího z Poděbrad". Po válce v padesátých letech dělostřelce nahradili tankisté (naposledy 20. tankový pluk patřící k 15. motostřelecké divizi), kteří kasárna rozšířili směrem na Haklovy Dvory a vybudovali si zde cvičiště pro výcvik osádek. (Českobudějovický deník)

3.2. Charakteristika území

Obrázek 2. Ortofotomapa řešeného území Čtyři Dvory bývalý tankodrom a kasárna.
Zdroj: Anonymus 5, úprava: Pačka Jiří



Oblast o rozloze 60 ha, leží na severozápadním okraji Českých Budějovic na levém břehu řeky Vltavy v nadmořské výšce 395 m. Území je ohraničeno z jižní strany silnicí Evžena Rošického, která ho odděluje od jednoho z největších sídlišť města, sídliště Máj. Z východní strany tvoří hranici oblasti, mezi druhým největším sídlištěm Vltava, Husova třída. Na tuto komunikaci se napojuje ze severní strany ulice U Hvízdala. Celou oblast uzavírá na západě z části hranice biocentra a část hranice nezastavitelného území podle územního plánu města České Budějovice. Ze západní strany do území zasahuje podle zákona č. 114/1992 Sb., přírodní rezervace Vrbenské rybníky. Jedná se o zvláště chráněné území, situované na severozápadním okraji Českých Budějovic, vyhlášené 1.4.1990. Tvoří jej čtyři středně velké rybníky: Černiš, Domin, Starý Vrbenský rybník a Nový Vrbenský rybník. V roce 1993 byla

na území přírodní rezervace vybudována přírodovědná naučná stezka "Po hrázích Vrbenských rybníků". Území PR Vrbenské rybníky slouží k ochraně cenného komplexu vodních, mokřadních a lučních ekosystémů. Rezervace je významná z botanického, entomologického a ornitologického hlediska. (Vyhnálek (ed.) 2007)

V dnešní době většinu pozemků vlastní manželé Třešnákoví a město České Budějovice. Další menší parcely vlastní L. a S. Tábor s.r.o., Stanislav Jirák, Pouzarsport spol. s.r.o. Poslední dvě parcely vlastní třetinově Česká republika, Ministerstvo obrany a VUSS Pardubice. (Anonymus 6)

Řešená oblast je v územním plánu města České Budějovice rozčleněna na území sportovních areálů - SA, území pro sport a rekreaci – SR, území krajinné zeleně rekreační – KR, území krajinné zeleně všeobecné – KV, místní komunikace II. třídy s překryvnou funkcí zeleň ekoduktů - II-ZE, území rekreační zeleně – ZR, území lesoparků – ZL, území pro areály nadměstského významu – A, území smíšená z bydlením kolektivního charakteru – příměstí – SKOL – 3. viz. obr. 3. (Anonymus 7)

Nacházelo se tu bývalé tankové cvičiště s mnoha tůnkami, které vznikly díky těžké vojenské technice, které jsou ale v současnosti hodně zarostlé a mnoho jich od doby, co na lokalitě jezdily těžké vozy, ubylo. Cvičiště bylo používáno k vojenských účelům do roku 1990. Od té doby se v lokalitě nic nedělo, takže kvůli přirozené sukcesi je porostlé množstvím keřů, vysoké trávy a stromů.

3.3. Biodiverzita území

Jedná se o přírodovědně velmi zajímavé území, o kterém však bylo málo publikováno. Zatím zde byly provedeny dvě hodnocení EIA na silnici III/14539 z roku 2007 a později pro "Rejnoka" z roku 2012. (Vyhnálek (ed.) 2007, 2012) V rámci těchto biologických hodnoceních byl proveden také průzkum bezobratlých, včetně brouků. Výsledky ukázaly zastoupení společenstev brouků druhů kulturní krajiny (pole, louky, remízky). Jednalo se zejména o druhy žijících na ruderálech, polních kulturách a v urbánním prostředí. Kompletní seznam brouků není uveden. Ze střevlíků jsou zmíněny pouze druhy *Poecilus cupreus*, *Pterostichus melanarius*, *Bembidion lampros*, *Amara ovata* všechny jako dominantí patří do skupiny E, kterou tvoří druhy bez zvláštních nároků na kvalitu prostředí. Nebyly zjištěny zvláště

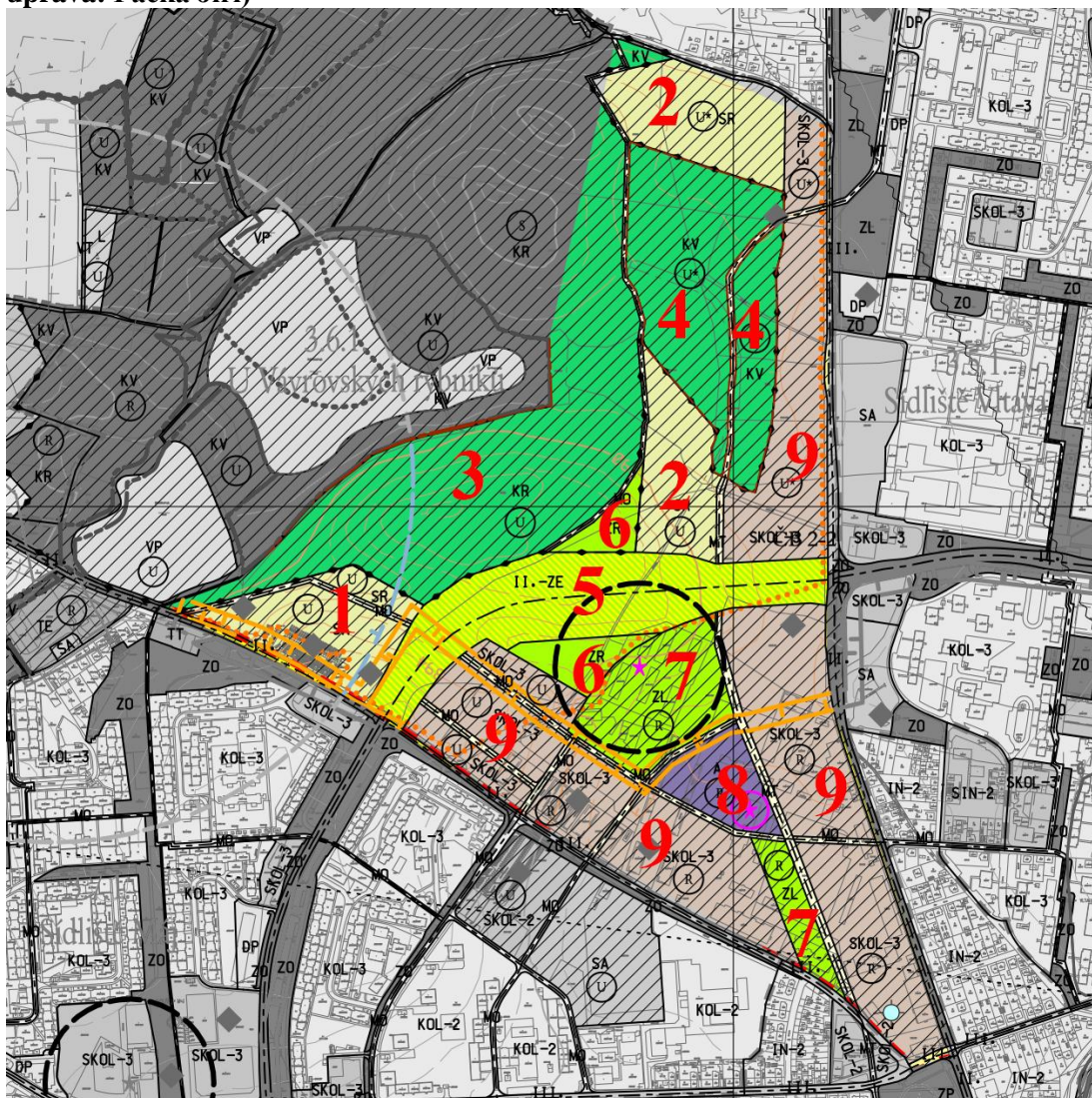
chráněné či ohrožené druhy patřící do červených seznamů brouků. V zájmovém území bývalého vojenského cvičiště byli zaznamenány druhy obratlovců z nichž dva patří do kategorie silně ohrožených živočichů (Žluva hajní, Slavík modráček středoevropský) dle vyhlášky MŽP č. 395/1992 Sb. k zákonu č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Ve větších tůňkách byl zaznamenán výskyt zvláště chráněných druhů obojživelníků např. kuňka ohnivá, skokan zelený, čolek velký, čolek obecný, bahnice skvrnitá. (Vyhnálek (ed.) 2007)

V současné době převážná část tankodromu zarůstá třtinou křovištní a náletovými dřevinami a řada vzácných a ohrožených druhů mizí. Objevují se zde dva druhy chráněných motýlů a těmi jsou Batolec duhový (*Apatura iris*) a Batolec červený (*Apatura ilia*). Oběma vyhovují porosty náletových dřevin, kterých je teď na tankodromu veliké množství. Oba však nejsou aktuálně ohroženy, jejich početnost spíše stoupá. (Vyhnálek (ed.) 2007)

Celkově převládá mezi odborníky názor, že se přírodovědecká hodnota bývalého tankodromu snižuje. Jeho ojedinělost spočívala zejména v tom, že tam jezdily tanky a bránily tak sukcesi vegetace. Proto se na tankodromu vytvořila mozaika stanovišť v různých sukcesních stádiích, a to včetně těch raných (plochy bez vegetace, řídké suché trávníky, oligotrofní tůň apod.), které v krajině nejvíce chybějí. (Sdružení Calla, ústní sdělení)

3.4. Budoucnost území

Obrázek 3. Územní plán města České Budějovice 02.03.2013. Zdroj: Anonymus 7, úprava: Pačka Jiří)



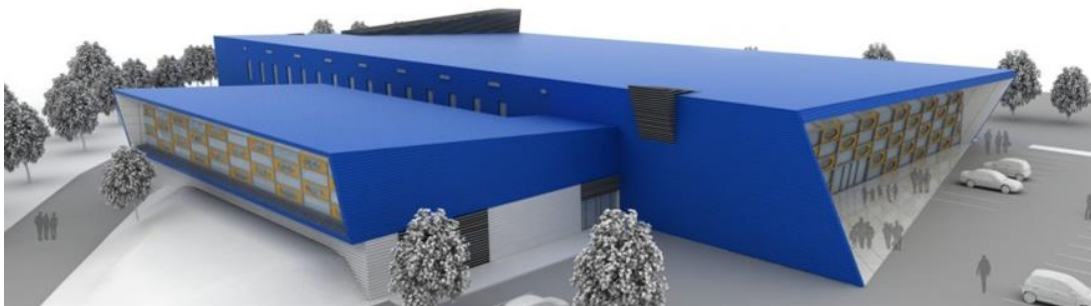
Legenda: 1) území sportovních areálů – SA (běžová), 2) území pro sport a rekreaci – SR (běžová), 3) území krajinné zeleně rekreační – KR (tmavě zelená), 4) území krajinné zeleně všeobecné – KV (tmavě zelená), 5) místní komunikace II. třídy s překryvnou funkcí zeleně ekoduktů - II-ZE (žlutá), 6) území rekreační zeleně – ZR (světle zelená), 7) území lesoparků – ZL (světle zelená), 8) území pro areály nadměstského významu – A (fialová), 9) území smíšená z bydlením kolektivního charakteru – příměstí – SKOL – 3 (hnědá). viz. obr. 3.

Budoucnost tohoto území se realizuje podle územního plánu (Obr. 3). První projekty už se realizují, některé jsou již postaveny.

Mezi dokončené patří Hokejové centrum Pouzar za 154 milionů Kč s plochou 4250 m² (Obr. 4). V roce 2007 Jaroslav Pouzar oslovil Václava Švece z developerské firmy BETA 1 DEVELOPMENT a Ing. Arch. Martina Bukolského z projekční

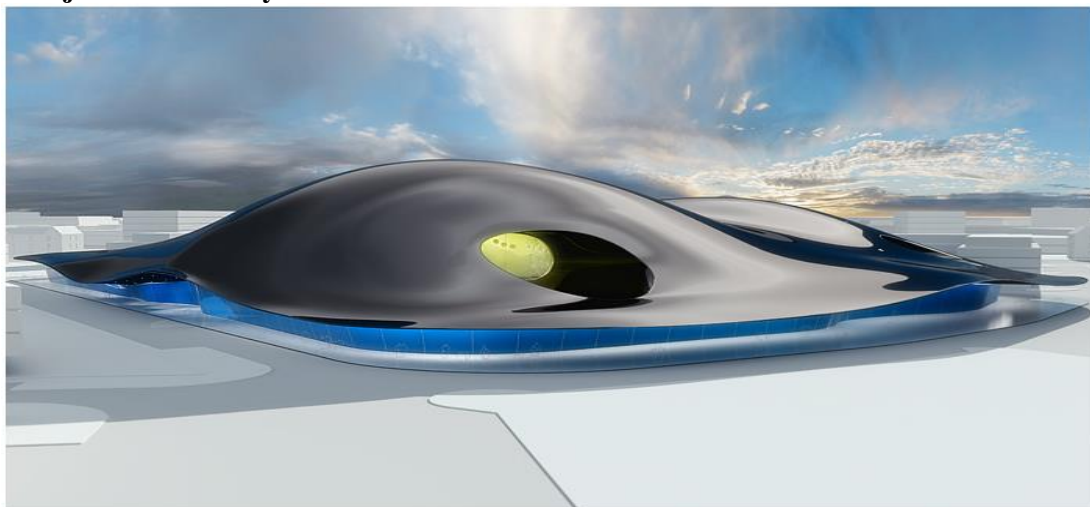
kanceláře BUKOLSKY ARCHITEKTI. V roce 2008 byly již tímto týmem navrženy studie moderní víceúčelové budovy s parkovištěm, která je tvořena v přízemí vstupní halou, kanceláři, ledovou plochou se šatnami, tělocvičnou, obchodem. V patře se pak nachází restaurace, tribuna, wellness a ubytování se 16-ti pokoji. Stavební povolení bylo vydané v roce 2010. Stavební práce trvaly 13 měsíců a budova byla předána do užívání 31.10.2012. Na začátku roku 2013 byl dokončen interiér tělocvičny, ubytování a wellness. Slavnostní otevření Hokejového centra Pouzar se uskutečnilo 23. ledna 2013. Hlavním cílem tohoto projektu bylo vytvořit kvalitní sportovní zázemí pro širokou veřejnost. (Anonymus 8)

Obrázek 4. Vizualizace Hokejového centra Pouzar. Zdroj: Anonymus 8



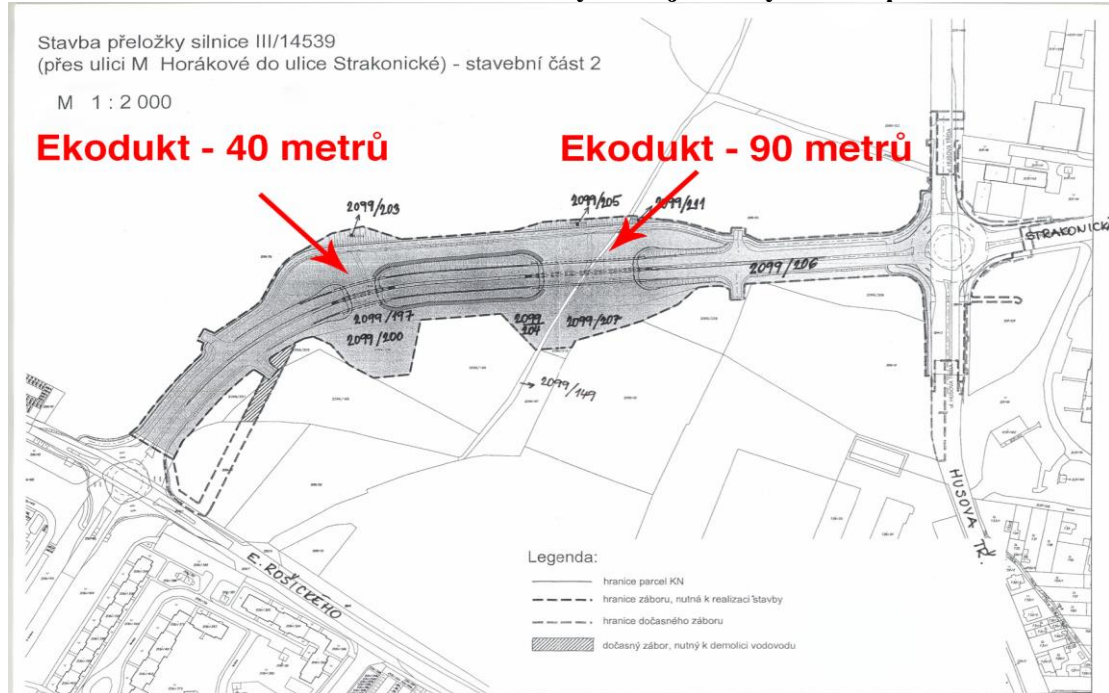
Jedním z dalších projektů je Koncertní a kongresové centrum Antonína Dvořáka (Obr. 5) od architekta Jana Kaplického známé také pod přezdívkou “Rejnok”, které se snaží realizovat Jihočeská společnost přátel hudby o.p.s. Tento projekt se začal plánovat již v roce 2000, kdy byla provedena změna v územním plánu města. Aktuální situace je taková, že projekt čeká na územní rozhodnutí. Rejnok by měl zaujímat 13 385 m² zastavěné plochy zhruba za 2 miliardy korun. V případě realizace by se stavba skládala z dvou podzemních a dvou nadzemních podlaží, kde by nabídla 2 sály o kapacitě 440 a 958 míst spolu s komerční plochou. (Vyhnálek (ed.) 2012)

Obrázek 5. Vizualizace Koncertního a kongresového centra A. Dvořáka (Rejnok).
Zdroj: www.future-systems.com



Dopravě v Českých Budějovicích by mohla v budoucnosti pomoci důležitá spojka silnice III/14539 za 389 milionů korun (Obr. 6), která by měla zabrat 27 876 m². Tato silnice by měla propojit ulici Milady Horákové se Strakonickou třídou a tak ulehčit dopravě v ulici Oskara Nedbala. Návrh silnice se snaží být tolerantní k přírodě dvojicí ekoduktů 40 a 90 metrů dlouhých, které by měly umožnit migraci živočichů přes cestu spolu se snižováním negativního dopadu na fragmentaci krajiny. Podle toho, jak se město rozrůstá, by silnice III/14539 měla tvořit v budoucnu druhý městský okruh. (Vyhnálek (ed.) 2007)

Obrázek 6. Návrh Silnice III/14539 s ekodukty. Zdroj: Anonymus 9. úprava: Pačka Jiří



V územním plánu Českých Budějovic nalezneme také plochy pro sportovní areály, sport a rekreaci. V těchto lokalitách by mohl být aquapark, o kterém město uvažovalo v roce 2007, ale z důvodu vysoké investice byl tento projekt odložen. Od té doby se žádná přesnější informace neobjevila. (Anonymus 10). Dalším uvažovaným projektem byla sportovní hala. (Anonymus 7)

Plánují se smíšená území z bydlením kolektivního charakteru to jsou obytná území s různou skladbou činností v územním plánu. Na těchto plochách mohou být obytné domy, které už se začínají stavět podél Husovy tř. (Anonymus 7)

Ekologicky přívětivější je park, na který město vypsaló soutěž. Vyhrál soutěžní návrh číslo 3 autorů Petra Veličky (Velké Meziříčí), Davida Prudíka (Brno) a Markéty Veličkové (Čechtín) (Obr. 7). Park, za 25 milionů korun z rozlohou 28 400 m², dostal územní rozhodnutí 21.2.2013 a mohl by vzniknout ještě v roce 2013. Základním přístupem, je vzhledem k problematice klasického zakládání vegetačních prvků, ponechání větší části parku přirozenému vývoji. Plochy jsou rozděleny na stupně 1-3, dle intenzity zásahu do spontánně vznikajícího společenstva. **Bylinné společenstvo** - luční trávník, vyšší traviny. Zásahy by spočívaly v pravidelném sečení kolem cest, eliminaci náletů dřevin a větších enkláv ruderálních bylin bylinné druhy: třtina křovištní, chrastice rákosovitá, skřípina lesní, ostřice jarní, bika ladní; vlhkomilné luční byliny. **Keřové společenstvo** s nálety stromů do 4 m výšky - Zásahy by spočívaly v odstraňování invazních dřevin, příliš hustých náletů a stromů nad 4 m výšky. stromy: bříza, osika, vrba bílá, vrba křehká, topol, planá třešeň, lípa srdčitá, borovice keře: šípek, keřové vrby, trnka. **Mladý les** - souvislé stromové a keřové patro - fáze mladého lesa se stromy do 30 cm průměru kmene Zásahy by spočívaly v odstraňování invazních dřevin a stromů nad 30cm průměru kmene. stromy: bříza, osika, vrba bílá, vrba křehká, topol, planá třešeň, borovice, jasan, dub letní keře: šípek, keřové vrby, trnka. Za daných stanovištních podmínek by na stanovišti přirozeně vznikla jedlová doubrava, přičemž mladší sukcesní fáze zahrnují vývoj od travobylinného společenstva, přes keřové a stromové nálety až po vzrostlý les. Významnou roli hrají terénní nerovnosti, které by vytvářeli mozaiku sušších a vlhčích míst. Cílem je sledovat přirozený vývoj společenstva a směřovat jej žádoucím směrem tak, aby na jednotlivých plochách bylo udržováno určité sukcesní stádium (bylinné, keřové, stromové). Řízená sukcese tedy spočívá v monitoringu a pravidelném zásahu do ploch, nicméně v porovnání s klasickou parkovou úpravou

výrazně snižuje náklady na údržbu.

Součástí parku budou také různé typy hřišť. Multifunkční hřiště pro širokou škálu míčových her obklopené plotem, který by měl sloužit jako konstrukce pro popínavé rostliny. Ty jsou jedinou vysazovanou vegetací v tomto návrhu. Dětské hřiště je jednoznačně odděleno konceptem tak, aby nedocházelo k vzájemnému negativnímu setkávání těchto aktivit a je doplněno prvky, optických i akustických jevů. Současně je navrženo dětské vodní hřiště, které bude zároveň při svém využívání dotovat jednu ze sukcesních ploch, čímž vznikne i jiné rostlinné společenstvo, než v ostatních plochách. Díky zdroji vody, je tato plocha v zimě použitelná pro vytvoření přírodního kluziště.

Objekt kavárny by obsahoval odbytovou plochu se zázemím skladu kavárny, půjčovny a sociální zařízení pro potřeby parku (wc muži, ženy a invalidé). Kavárna s odbytovou plochou cca 85 m² pro 32 návštěvníků může být v teplých měsících rozšířena o oboustranné terasy - východní a západní. (Anonymus 11)

Obrázek 7. Vizualizace Parku Čtyři Dvory. Zdroj: Anonymus 11

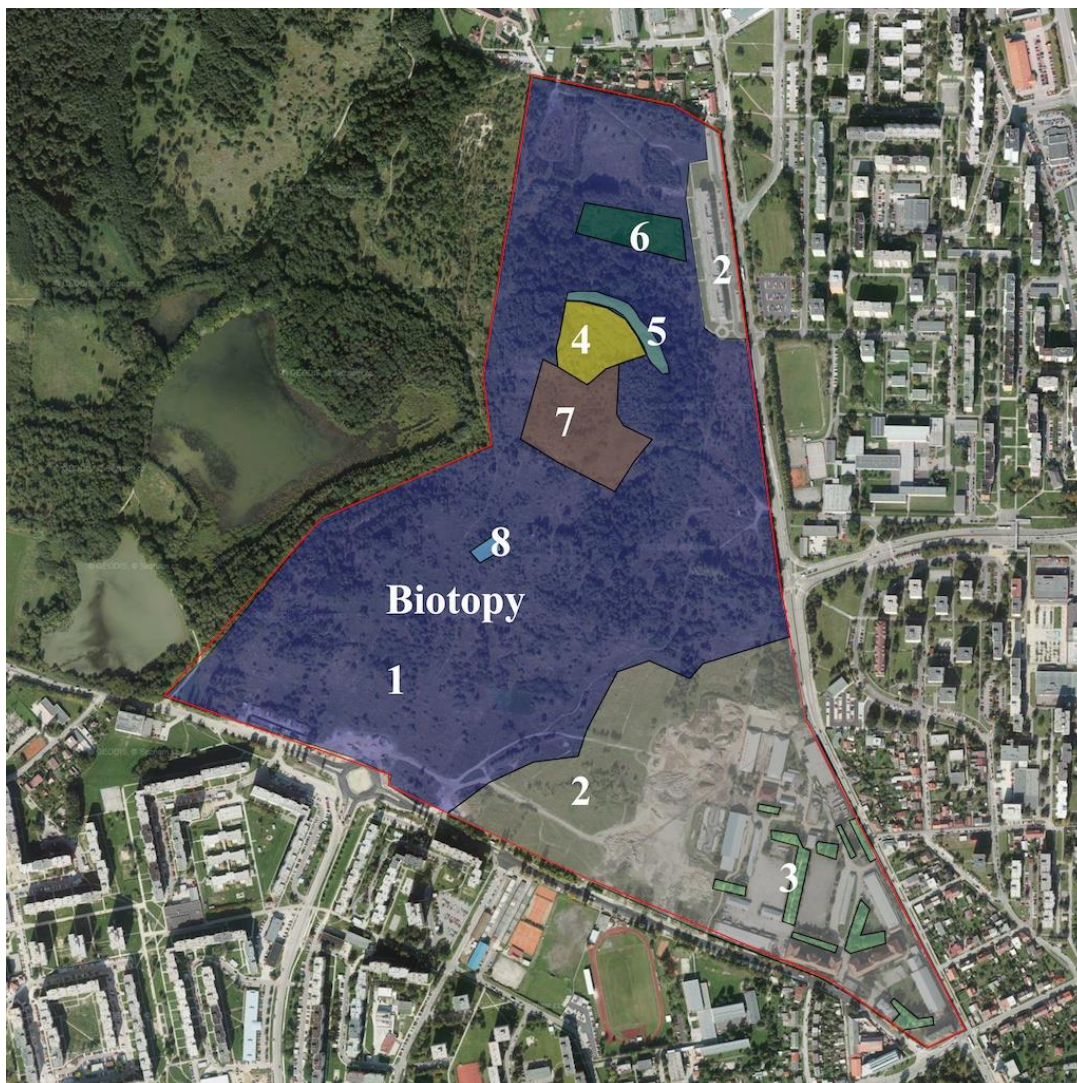


4. Metodika práce

4.1. Průzkum území a sběr materiálu

Území jsem prošel a zmapoval biotopy, které se na území nacházejí a jakou mají rozlohu. Pro zařazení biotopů do kategorií podle Seznamů biotopů ČR (Seják a kol. 2003) jsem přes žádost o data AOPK ČR využil poskytnutých podkladů pracovníky AOPK ČR v Českých Budějovicích. Byly zjištěny následující biotopy: 1) XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch, 2) XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací 3) XL1 Remízky, aleje a liniové porosty v krajině 4) V2.2 Periodické stojaté vody 5) L7.1 Suché acidofilní doubravy 6) M1.7 Vegetace vysokých ostřic 7) X4.5 Bylinný porost 8) M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod (Obr. 8). Velikost plochy, kterou jednotlivé biotopy zabírají, jsem zjistil z dat od AOPK. Plochu celého řešeného území jsem určil pomocí funkce měření plochy v systému LPIS. (Anonymus 6)

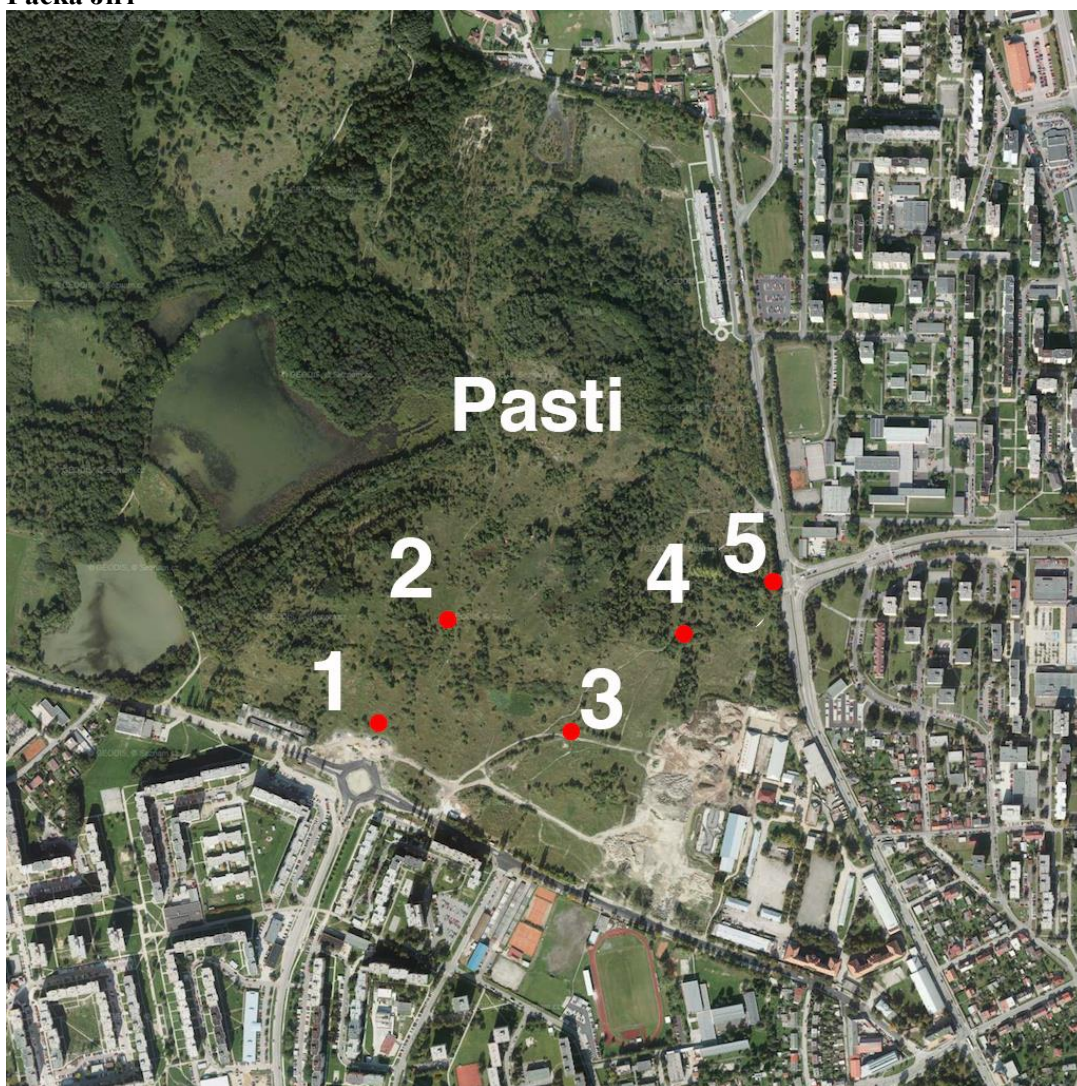
Obrázek 8. Rozdělení biotopů na řešeném území. Zdroj: Anonymus 5, 12. úprava: Pačka Jiří



Legenda: 1) XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch, 2) XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací 3) XL1 Remízky, aleje a liniové porosty v krajině 4) V2.2 Periodické stojaté vody 5) L7.1 Suché acidofilní doubravy 6) M1.7 Vegetace vysokých ostříc 7) X4.5 Bylinný porost 8) M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod

Zemní padací pasti bez návnady byly umístěny na pěti místech podél trasy plánované přeložky silnice III/14539 zhruba po 200 metrech (Obr. 9). Pro zemní pasti byly použity bílé plastové kelímky o objemu 300 ml s průměrem hrdla 75 mm. Odchyt probíhal od 18. května do 22. září. Pasti byly vybírány nepravidelně, každý druhý až pátý den. Druhy střevlíků byly určeny podle Hůrka (1996). Správnost determinance byla ověřena vedoucím práce.

Obrázek 9. Umístění zemních pastí na sledovaném území. Zdroj: Anonymus 5. úprava: Pačka Jiří



4.2. Stanovení tržní hodnoty

Tržní hodnota byla odvozena od ceny za 1 m² podle kupní smlouvy 114-1/139/12 č. 2012002062, kterou uzavřeli manželé Jaroslav a Lenka Třešňákoví se statutárním městem České Budějovice. (Anonymus 13) Tento postup výpočtu byl zvolen z toho důvodu, že město České Budějovice nemá vypracovanou cenovou mapu pozemků. V této smlouvě ze dne 22.3.2005 město odkupilo od manželů pozemky parcely. č. (dle KN) 2099/197, 200, 203, 204, 205, 207, 211 - ostatní plocha, manipulační plocha o výměře celkem 28 951 m² a parcelu. č. 2099/206 – ostatní plocha, jiná plocha o výměře 13 133 m². Celková plocha 42 084 m² za 1 390,- Kč za m².

4.3. Stanovení ekologické hodnoty

Přírodní hodnota území byla stanovena podle BVM metody (Seják a kol. 2003). Jednotlivým biotopům (viz. obr. 8) byla přidělena bodová hodnota podle tabulky (Seják a kol. 2003, strana 209).

Po přiřazení bodových hodnot jednotlivým biotopům a určení plochy jakou zabírají, jsem dále vynásobil hodnotu bodu (HB) s rozlohou daného území. Výsledný počet bodů byl vynásoben finanční hodnotou bodu (12,36 Kč / 1 bod / 1 m²), čímž byla získána peněžní hodnota daného biotopu na lokalitě. Tento výpočet byl proveden pro každý biotop zvlášť. Finanční hodnota jednoho bodu byla navržena Sejákem a kol. (2003) na základě vyhodnocení nákladů 136 revitalizačních opatření. Představuje odhad nákladů na zvýšení biotopové hodnoty 1 m² o jeden bod. (bliže k BVM metodě viz kap. 2.8.2.4 v této práci, str. 34).

Výpočet podle vzorce:

HB * Rozloha * cena bodu = hodnota v Kč

HB – hodnota bodu

Cena jednoho bodu byla určena v letech 2003 - 2008 na 12,36,- Kč.

Po určení jednotlivých druhů brouků bylo nutno k nim přiřadit do jaké skupiny podle tolerance k antropogenním vlivům patří kvůli případné korekci hodnoty bodu biotopu. Existují tři základní skupiny vzhledem k šíři jejich ekologické valence a vázanosti k biotopu.

Skupina R – Do skupiny patří druhy s nejužší ekologickou valencí. Jedná se vesměs o vzácné a ohrožené druhy přirozených, nepříliš poškozených ekosystémů.

Skupina A – K této skupině patří adaptabilnější druhy, osídlující více nebo méně přirozené, nebo přirozenému stavu blízké habitaty. Toto je nejpočetnější skupina.

Skupina E – Tuto skupinu tvoří druhy, které nemají často žádné zvláštní nároky na charakter a kvalitu prostředí, druhy nestabilních měnících se habitatů, stejně jako druhy, které obývají silně antropogenně ovlivněnou, tedy poškozenou krajinu. (Hůrka a kol. 1996, Seják a kol. 2003, strana 264)

Podle stejného postupu jsem vypočítal ekologickou hodnotu provedených

nebo plánovaných úprav území. Dopad jednotlivých projektů na velikost jednotlivých biotopů je uveden v tabulce 2.

Tabulka 2. Dopad jednotlivých projektů na rozlohu biotopů.

Projekt	Biotop	Rozloha před výstavbou (m²)	Rozloha po výstavbě (m²)	Rozdíl (m²)
Hokejové centrum Pouzar	XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch	343 300	342 700	-600
Silnice III/14539		343 300	315 424	-27 876
Území smíšená s bydlením kolektivního charakteru	XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch	343 300	288 500	-54 800
	XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině	2 400	0	-2400
Plochy sportovních areálů, sport a rekreaci	XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch	343 300	269 700	-73 600
	X4.5 Bylinný porost	34 364	27 164	-7 200
Výstavba parku a lesoparku	XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací	0	32 800	+32 800
Rejnok	XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací	0	0	0
Celkový rozdíl (m²)				-133 676

Úprava území a výstavba Hokejového centra Pouzar znamenala ztrátu přibližně 600 m² biotopu XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch. Další možná ztráta 27 876 m² plochy biotopu XK4 by měla na starost silnice III/14539. Druhý nejvyšší zábor plochy 54 800 m² biotopu XK4 jsou území smíšená z bydlením kolektivního charakteru. Největší dopad na rozlohu biotopu XK4 mají plochy sportovních areálů, plochy pro sport a rekreaci 73 600 m². Celkem tento biotop XK4 ztratí 156 876 m², o které se zvětší XX3.1 Plošně zastavené území s minimální vegetací. Biotop X4.5 Bylinný porost ztratí 7 200 m² kvůli území pro sport a rekreaci. Biotop s rozlohou 2 400 m² XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině bude zabrán smíšeným územím z bydlením kolektivního charakteru. Naopak zábor 32 800 m² XX3.1 Plošně zastaveného území s minimální vegetací se změní na biotop X6.1 Park a zahrady. Dohromady by bylo těmito úpravami sledovaného území zabráno 133 676 m². (viz. Tab. 3)

Tabulka 3. Přehled dopadu všech plánovaných projektů na rozlohu biotopů na sledovaném území

Biotopy	Hodnota bodu (m²)	Rozloha (m²)
XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch	13	186 424
XX3.1 Plošně zastavené území s minimální vegetací	0	336 376
V2.2 Periodické stojaté vody	44	9 174
L7.1 Suché acidofilní doubravy	38	4 191
M1.7 Vegetace vysokých ostřic	26	5 498
X4.5 Bylinný porost	10	27 164
M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	28	784
X6.1 Park a zahrady	18	32 800
Součet	177	602 411

4.4. Výpočet hodnoty ekosystémových služeb

Pro výpočet hodnoty služeb území bylo využito hodnot vybraných ekosystémových služeb, které uvádí Seják a kol. (2010, Tab. 2.3, strana 40). Jedná se o ekosystémové služby klimatizační, podpora malého vodního cyklu, produkce O₂ a podpora biodiverzity. Pro výpočet služeb zvolil Seják a kol. (2010) metodu náhradních nákladů podle vzorců:

Klimatizační služba = množství odpařených litrů (Seják a kol. 2010) [l.m⁻².rok⁻¹] x 1,4 kWh (0,7 kWh chlazení, 0,7 kWh oteplování viz. str. 17) x 2 Kč (cena vyrobené kWh).

Množství odpařených litrů vychází z výsledků v rámci měření (2B6023 NPV, Tokenelek), z prací z Botanického ústavu AVČR (Příbáň, Ondok a další, Rejšková, 2009 atd.). (viz Seják a kol. 2010, strana 41)

Podpora malého vodního cyklu = množství vrácených litrů (Seják a kol. 2010) [l.m⁻².rok⁻¹] x 2,85 Kč (cena 1 l destilované vody)

Množství kyslíku vzniklého během procesu fotosyntézy bylo vypočítáno z produkce biomasy podle rovnice fotosyntézy, která vychází ze stechiometrického poměru (produkce O₂=produkce biomasy x 1,0666). Množství produkce biomasy (v sušině) bylo upřesněno podle výsledků z projektu CzechCarbo. (viz Seják a kol. 2010, strana 41)

Podpora biodiverzity = body BVM x 0,618 Kč (to je hodnota jednoho bodu 12.36 Kč.m⁻² při 5% diskontu)

Při výpočtu jsem vycházel z Tab. 2.3 (Seják a kol. 2010, strana 40), kde jednotlivým funkčním skupinám biotopů jsou odhadnuty hodnoty služeb evapotranspirace, malý vodní cyklus, produkce biomasy, fotosyntéza. Zvolil jsem funkční skupinu biotopů "Ostatní přírodní a přírodě blízké biotopy". Hodnoty pro služby z (Seják a kol. 2010, strana 40, Tab. 2,3) skupinu Ostatní přírodní a přírodě blízké biotopy, které jsem použil byly zprůměrovány.

4.5. Preferenční dotazníková metoda

Pro preferenční dotazníkovou metodu jsem využil službu Google dokumenty, kde je možnost vytvoření online formuláře (Anonymus 14). Dotazník obsahoval dvanáct otázek zaměřených na získání informací, zdali by lidé byli ochotni zaplatit vstupné na území Čtyři Dvory a přilehlé Vrbenské rybníky, které zasahují do vymezené oblasti. Dále zda rádi a jak často navštěvují tyto oblasti, či zda by chtěli území zastavět, vybudovat park nebo ponechat tak jak je.

Dotazník samotný se skládal z dvanácti otázek.

První čtyři otázky byly zaměřeny na sociálně-ekonomické a demografické postavení respondentů.

Kolik je Vám let ?

Jaké je Vaše dosažené nejvyšší vzdělání ?

Zaměstnání ?

Místo vašeho bydliště ?

Otázky č. 5 – 7 byly zaměřeny na vztah respondentů k přírodě v jejich okolí.

Navštěvujete přírodu v okolí vašeho bydliště ?

Máte čas navštěvovat přírodu ?

Co má pro vás větší hodnotu ?

Následovaly otázky zaměřené na vztah ke sledované oblasti. Byly směřovány na řešené území, zdali respondenti území znají a hlavně zda by byli ochotni zaplatit za vstup, případně kolik.

Znáte oblasti Českých Budějovic jako jsou Vrbenské rybníky a oblast bývalých kasáren a tankodrom ?

Navštívili byste tyto oblasti, kdyby se zpoplatnil jejich přístup ?

Kolik byste byli ochotni zaplatit za vstup do těchto oblastí ?

Chtěli byste, aby se prostor bývalých kasáren a tankodromu zastavěl ?

Poslední otázka uváděla možnosti výběru, jak by si budoucnost tohoto území představovaly respondenti.

Po vytvoření formuláře jsem rozeslal dotazník přátelům žijícím v Českých Budějovicích pomocí sociálních sítí. S dotazníkem jsem pak navštívil také obyvatele žijící v bezprostřední blízkosti sledované plochy v ulicích Karla Štěcha, Dr. Bureše, Netolickou, Ot. Ostrčila, Na Jízdárně a Hirzova. Výsledné odpovědi se zapisovaly do excelového dokumentu, kde jsem po nahromadění odpovědí vytvořil z dat grafy. Celkem bylo získáno 87 vyplněných dotazníků ze sociálních sítí a 32 z přímého dotazování obyvatel.

5. Výsledky

5.1. Tržní hodnota území

Tabulka 4. ukazuje ekonomickou hodnotu, která byla vypočítána podle smlouvy č.2012002062.

Tabulka 4. Tržní hodnota území podle Smlouvy č.2012002062

Čtyři Dvory bývalý tankodrom s kasárnami	Plocha (m ²)	Cena za m ² (Kč)	Celkem
Tržní hodnota	602 411	1 390,-	<u>837 351 290,-</u>

5.2. Ekologická hodnota podle BVM metody s indikátorovou skupinou střevlíků

Ekologická hodnota vypočítána metodou BVM pro plochy jednotlivých biotopů na sledovaném území je uvedena v Tab. 5

Tabulka 5. Postup výpočtu hodnoty přírodní hodnoty podle BVM metody pro jednotlivé biotopy na sledovaném území

Biotopy	Hodnota bodu (m²)	Rozloha (m²)	Cena (Kč)
XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch	13	343 300	55 161 444,-
XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací	0	202 700	0,-
XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině	25	2 400	741 600,-
V2.2 Periodické stojaté vody	44	9 174	4 989 188,-
L7.1 Suché acidofilní doubravy	38	4 191	1 968 429,-
M1.7 Vegetace vysokých ostříc	26	5 498	1 766 837,-
X4.5 Bylinný porost	10	34 364	4 247 390,-
M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	28	784	271 327,-
Součet	184	602 411	<u>69 146 215,-</u>

Nejrozšířenější biotopem zde je XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch, které se měly možnost nejvíce rozšířit z důvodu toho, že nebyly ničím narušovány (přejezdy tanky). Hodnota bodu na m² této plochy je 13, což při celkové výměře 343 300 m² činí 55 161 444,- korun. Nejvyšší bodová hodnota území 44 byla přidělena biotopu V2.2 Periodické stojaté vody, který při rozloze 9 174 m² má cenu 4 989 188,- korun. Biotop X4.5 Bylinný porost se svojí hodnotou bodu 10 a rozlohou 34 364 m² je třetí nejcennější (Tab. 5).

Individuální hodnocení neovlivnilo hodnotu těchto biotopů, protože nebyly zjištěny druhy skupiny R (korekční druhy pro hodnotu bodu podle koeficientu 1,02 – 1,6). (Tab. 6)

Celkově bylo odchyceno 52 jedniců střevlíkovitých (Carabidae) v 10 druzích. (Tab. 6, Graf 1). Nejhojnějším zaznamenaným druhem byl *Carabus scheidleri scheidleri* Panzer 1799, který byl chycen celkem v 10 exemplářích a který je typický pro biotop T1 Louky a pastviny. *Licinus depressus* je typický pro T3 Suché trávníky podle (Seják a kol. 2003, strana 264). Podle zařazení do kategorií podle ekologické

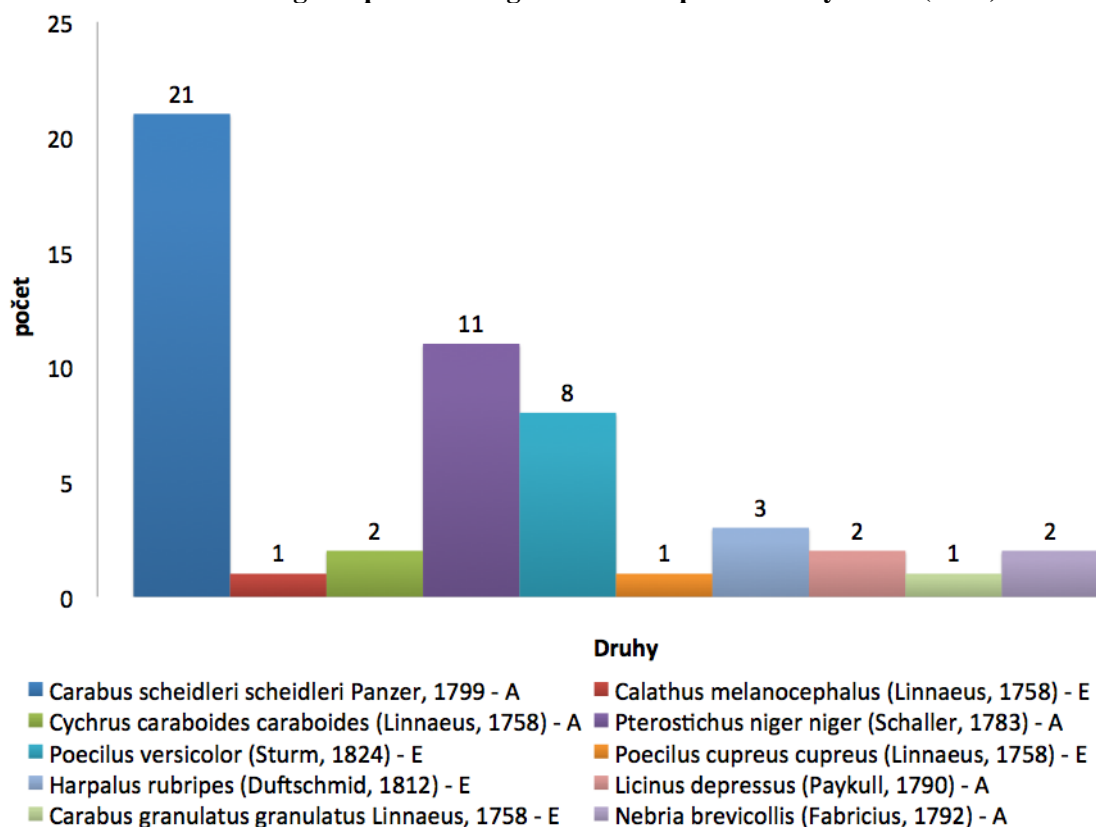
valence se jednalo o 5 druhů v kategorii A a 5 druhů v kategorii E. Do kategorie R nespadá žádný druh. (Tab. 6, Obr. 11)

Druh *Carabus scheidleri scheidleri* Panzer 1799, je zařazený do chráněných druhů ve vyhlášce Ministerstva životního prostředí ČR č. 395/1992 Sb. ve znění vyhl. 175/2006 Sb. Ostatní druhy nejsou chráněny zákonem.

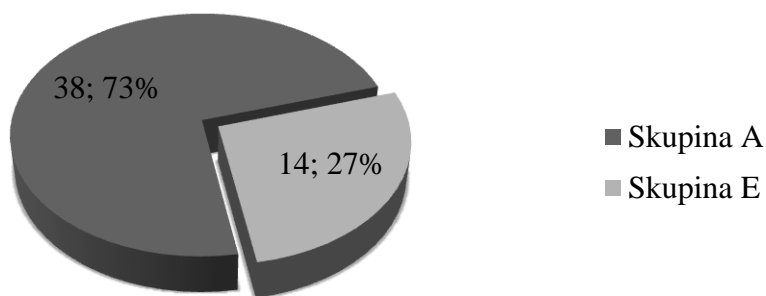
Tabulka 6. Počet zjištěných druhů v jednotlivých zemních pastech v období od 18.5 - 22.9.2012 a zařazení druhů do kategorie podle ekologické valence podle Hůrka a kol. (1996)

Druh	Číslo pasti					Zařazení do skupiny R, A, E
	1	2	3	4	5	
<i>Carabus scheidleri scheidleri</i> (Panzer, 1799)	16	-	4	1	-	A
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	-	E
<i>Cychrus caraboides caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	1	A
<i>Pterostichus niger niger</i> (Schaller, 1783)	3	8	-	-	-	A
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	4	-	2	-	2	E
<i>Poecilus cupreus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	-	E
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	3	-	-	-	-	E
<i>Licinus depressus</i> (Paykull, 1790)	2	-	-	-	-	A
<i>Carabus granulatus granulatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	-	E
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	-	-	-	-	2	A

Obrázek 10. Přehled nálezů střevlíků v zemních pastech v období od 18.5 – 22.9.2012 a zařazení druhů do kategorie podle ekologické valence podle Hůrky a kol. (1996)



Obrázek 11. Počet jedinců střevlíků zastoupených ve skupinách R, A, E,



5.3. Hodnota ekosystémových služeb

V tabulce 7. jsou ukázány odhadované hodnoty ekosystémových služeb pro sledované území. Hodnota klimatizační služby činí 1 593 korun na m², podpora malého vodního cyklu 1 262 korun na m², produkce kyslíku (O₂) 563 korun na m², podpora biodiverzity 14 korun na m². Celkem činí hodnota odhadovaných služeb 1 372 milionů korun na m² za rok.

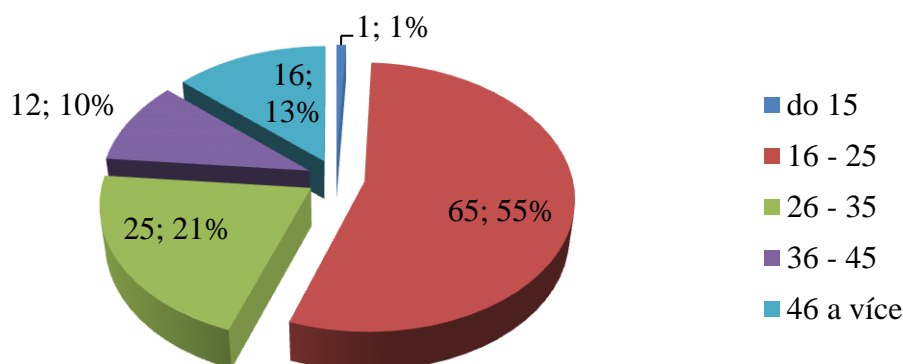
Tabulka 7. Hodnoty ekosystémových služeb před úpravou území

Funkční skupina	Rozloha (m ²)	Služby ekosystémů (Kč.m ⁻² .rok ⁻¹)				Souhrn služeb ekosystémů	
		Klimatizační služba	Podpora malého vodního cyklu	Produkce O ₂	Podpora biodiverzity	Relativní hodnota (Kč.m ⁻² .rok ⁻¹)	Celková suma (mil. Kč.rok ⁻¹)
Ostatní přírodní a přírodě blízké biotopy	399 711	1 593	1 262	563	14	3 432	<u>1 372</u>

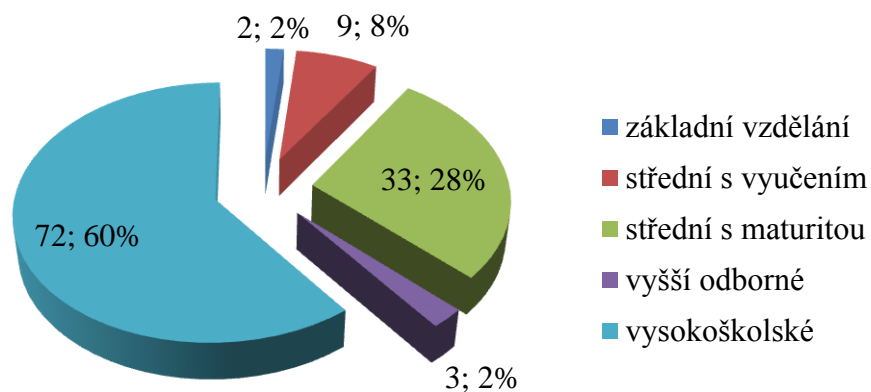
5.4. Rekreační hodnota podle preferenční dotazníkové metody

Odpovědi respondentů v dotaznících v rámci preferenční (CVM) metody jsou uvedeny v grafech 3-14. Do dotazníkové metody se zapojilo 119 respondentů. Nejvíce respondentů 55% bylo ve věkové kategorii 16 – 25 let druhou nejpočetnější byla kategorie 26 – 35 let s 21% (Obr. 12). U dosaženého vzdělání převládá s 60% vysokoškolské poté je středoškolské s maturitou 28% (Graf 13.). Co se týče zaměstnání bylo 45% zaměstnanců, 34% studentů (Graf 14.), zde mohou být hodnoty zkreslené kvůli více možným odpovědím např. student mohl zaškrtnout že studuje a chodí ještě na brigádu. Místo bydliště bylo relativně rovnoměrně zastoupené 31% městské sídliště, 29% vesnice (Graf 15.). Přírodu pravidelně navštěvuje 31% a často 34% dotázaných (Graf 16.). 75% respondentů má čas navštěvovat přírodu (Graf 17.). Příroda má větší hodnotu pro 84% dotázaných (Graf 18.). Sledovanou oblast zná 81% (Graf 19.). Ochotno zaplatit za vstup do těchto oblastí bylo 39% a 61% za vstup platit nechtělo. (Graf 20.). V řádech desetikorun by zaplatilo 83% (Graf 21.) z předcházejících 39% (Graf 20.). Stejně zastoupen byl názor na zastavění území či snad ponechat jak je (Graf 22.). Zachovat území jak je nebo vybudovat park byl převládající názor dotázaných (Graf 23.).

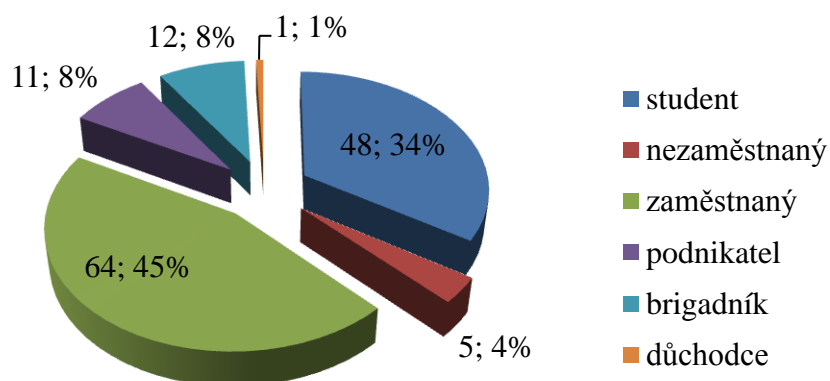
Obrázek 12. Kolik je Vám let ? tato otázka zjišťovala věkové zastoupení respondentů



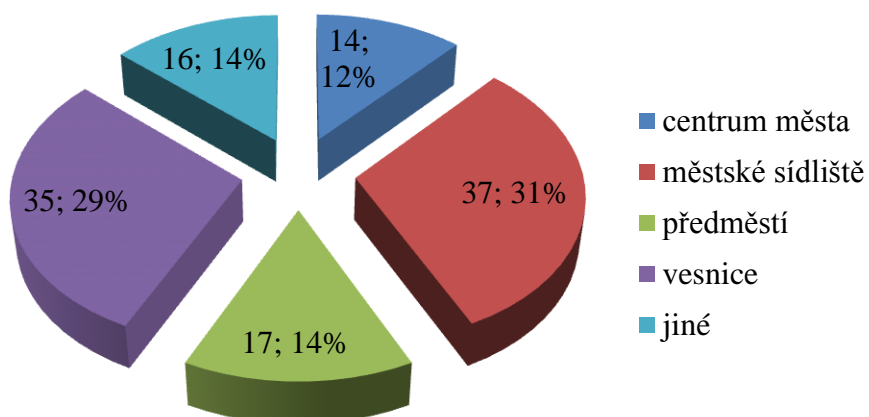
Obrázek 13. Dosažené nejvyšší vzdělání ? vzdělání zastoupené mezi respondenty



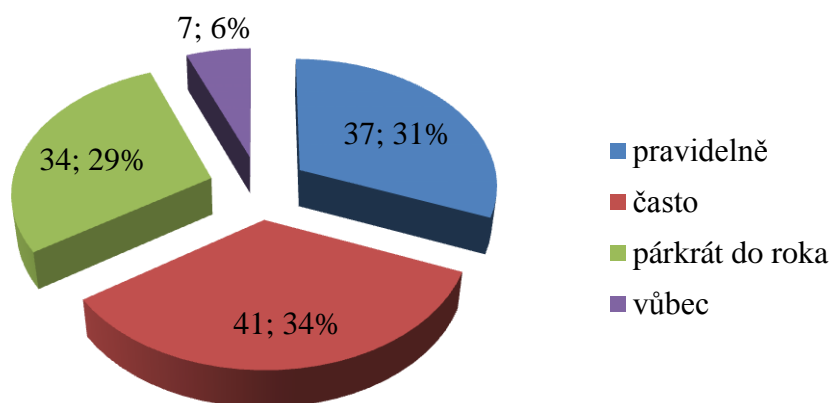
Obrázek 14. Zaměstnání ?



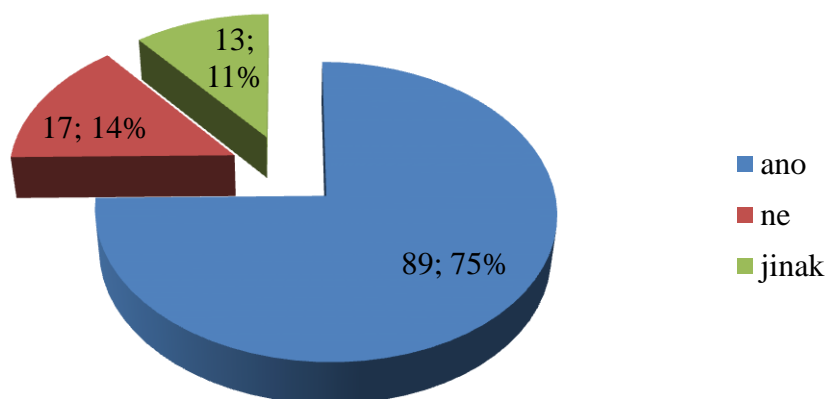
Obrázek 15. Místo Vašeho bydliště ?



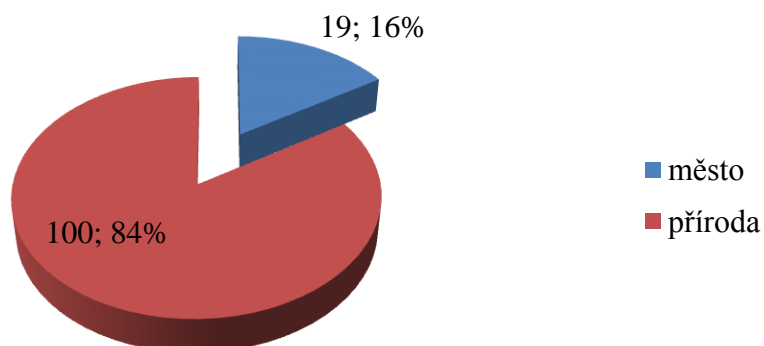
Obrázek 16. Navštěvujete přírodu v okolí vašeho bydliště ?



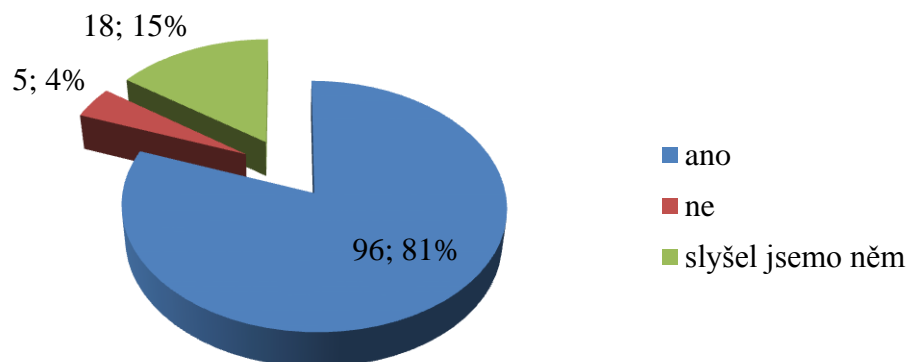
Obrázek 17. Máte čas navštěvovat přírodu ?



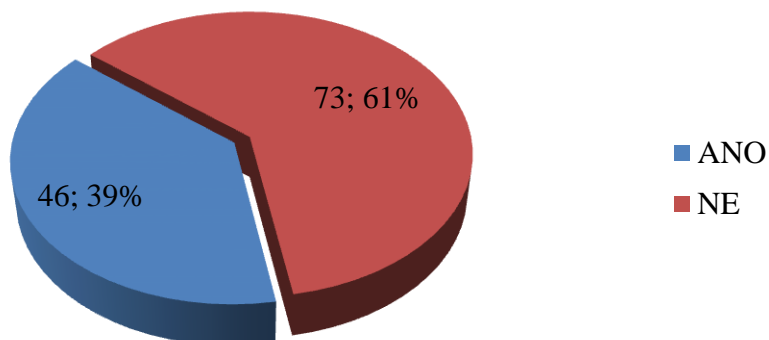
Obrázek 18. Co má pro Vás větší hodnotu příroda nebo město ?



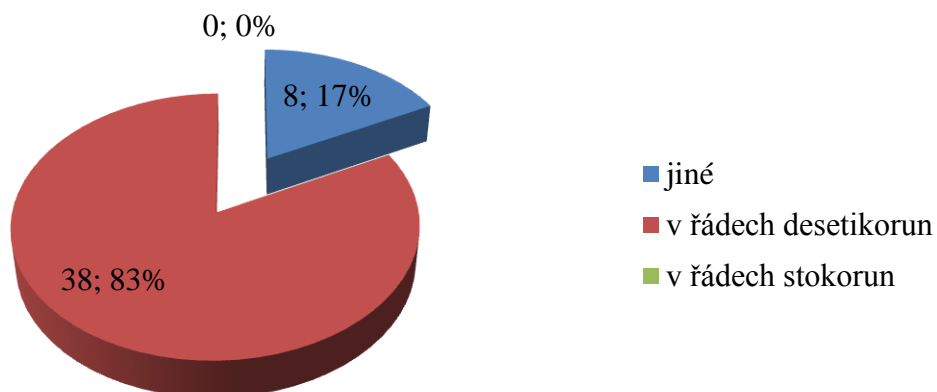
Obrázek 19. Znáte oblasti Českých Budějovic jako jsou Vrbenské rybníky a oblast bývalých kasáren a tankodrom ?



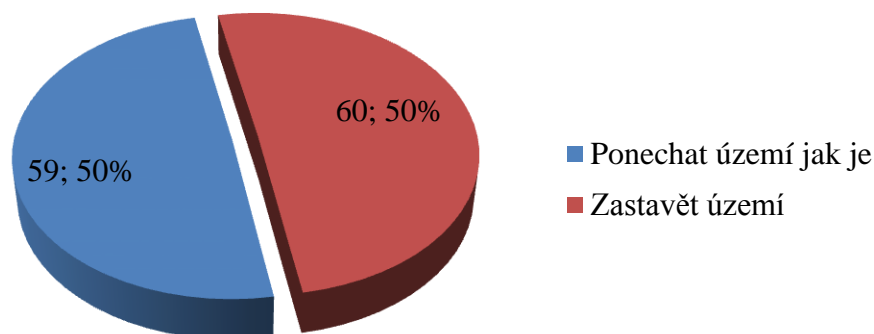
Obrázek 20. Navštívili byste tyto oblasti, kdyby se zpoplatnil jejich přístup ?



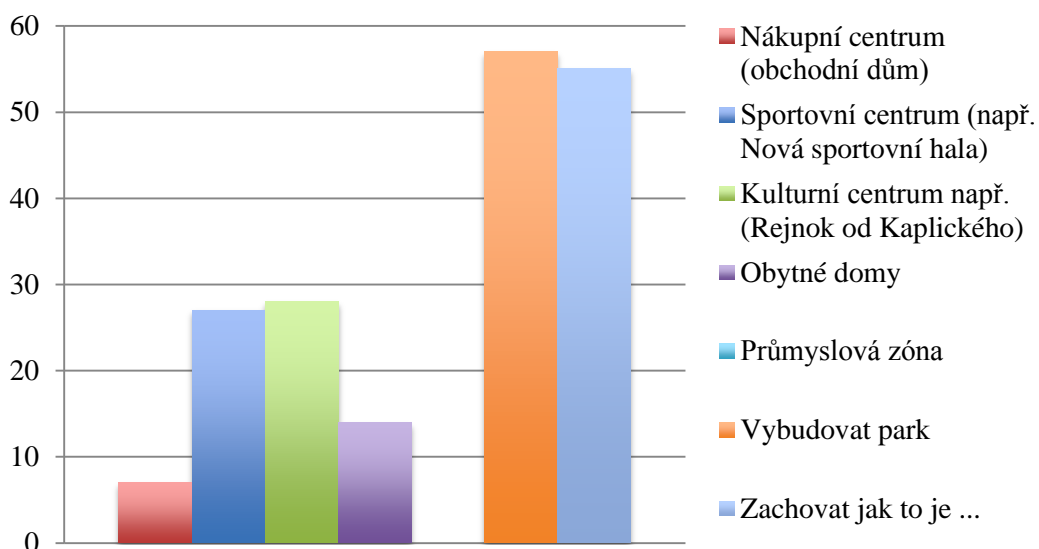
Obrázek 21. Kolik byste byli ochotni zaplatit za vstup do těchto oblastí ?



Obrázek 22. Chtěli byste, aby se prostor bývalých kasáren a tankodromu zastavěl ?



Obrázek 23. Jak by chtěli respondenti aby vypadalo území



Na sídlištích v okolí oblasti žije přibližně 30 000 obyvatel, z kterých je 39% ochotno platit za vstup (Graf 20.), to znamená 11 700 lidí. Když vezmeme v úvahu minimální vstup za 10,- Kč a maximální 30,- Kč dostaneme, že se, při jedné návštěvě měsíčně ohodnotí rekreační funkce území minimálně na 117 000,- Kč a maximálně na 351 000,- Kč to činí 1 404 000,- Kč nebo 4 212 000,- Kč za rok.

Tabulka 8. Celkové porovnání rozlohy a hodnoty jednotlivých biotopů na sledovaném území před a po možných úpravách území (za předpokladu realizace všech navrhovaných projektů)

Biotopy	Hodnota bodu (m²)	Rozloha před (m²)	Rozloha po úpravě (m²)	Cena před (Kč)	Cena po úpravě (Kč)
XX4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch	13	343 300	186 424	55 161 444,-	29 954 608,-
XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací	0	202 700	336 376	0,-	0,-
XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině	25	2 400	0	741 600,-	0,-
V2.2 Periodické stojaté vody	44	9 174	9 174	4 989 188,-	4 989 188,-
L7.1 Suché acidofilní doubravy	38	4 191	4 191	1 968 429,-	1 968 429,-
M1.7 Vegetace vysokých ostríc	26	5 498	5 498	1 766 837,-	1 766 837,-
X4.5 Bylinný porost	10	34 364	27 164	4 247 390,-	3 357 470,-
M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	28	784	784	271 327,-	271 327,-
X6.1 Park a zahrady	18	0	32 800	0,-	7 297 344,-
Součet		602 411	602 411	69 146 215,-	49 605 203,-

Tabulka 8. popisuje jak se změní hodnota, skladba a rozloha jednotlivých biotopů sledovaného území. Snížení rozlohy biotopu XK4 a X4.5. Zábor biotopu XL1. Nárůst plošně zastavěného území XX3.1. Vznik biotopu X6.1 Park a zahrady.

5.5. Dopad úpravy území na přírodní hodnotu a ekosystémové služby

Tabulka 9. Hodnota ekosystémových služeb po úpravě území

Funkční skupina	Rozloha (m ²)	Služby ekosystémů (Kč.m ⁻² .rok ⁻¹)				Souhrn služeb ekosystémů	
		Klimatizační služba	Podpora malého vodního cyklu	Produkce O ₂	Podpora biodiverzity	Relativní hodnota (Kč.m ⁻² .rok ⁻¹)	Celková suma (mil. Kč.rok ⁻¹)
Ostatní přírodní a přírodě blízké biotopy	266 035	1 593	1 262	563	14	3 432	<u>913</u>

V Tab. 9 jsou služby které byly vypočítány podle rozlohy ostatní přírodní a přírodě blízké biotopy, po úpravě území, která činí 266 035 m².

Pokud by se tedy realizovaly všechny plánované úpravy území, znamenalo by to ztrátu na vybraných ekosystémových službách v **hodnotě 459 milionů korun za rok** oproti současnému stavu.(Tab. 10).

Tabulka 10. Porovnání ekologické hodnoty před a po úpravách

	Přírodní hodnota (Kč)	Ekosystémové služby (Kč.rok⁻¹)
Aktuální stav	69 146 215,-	1 372 000 000
Budoucí stav	49 605 203,-	913 000 000
Ztráta	<u>- 19 541 012,-</u>	<u>- 459 000 000</u>

Celkový souhrn viz Tab. 10, která porovnává výslednou přírodní hodnotu území před a po úpravě a hodnotu poskytovaných ekosystémových služeb také před a po úpravě.

6. Diskuse

Hodnocení metodou BVM ukazuje hodnotu daného území z pohledu bodové hodnoty, která vyjadřuje ekologické informace např. o existenci rostlinných a živočišných druhů, tak i finanční hodnotu. Oceňování přírody a jejích služeb se může stát důležitým nástrojem ochrany krajiny. Bylo by dobré, kdyby se do rozhodování o budoucím využití území přihlíželo také k jejich hodnotám, které dnes nebývají dostatečně finančně oceněny, především z důvodu chybějících expertních metodik. Tato práce převzala a aplikovala metody na ocenění přírodní hodnoty a vybraných ekosystémových služeb, které by mohly být v takových případech využity.

Tento přístup byl již dříve uplatněn například ve studii na zájmovou lokalitu Klánovického lesa se záměrem výstavby golfového hřiště. Součástí lokality je přírodní park Klánovice – Čihadla a nadregionální biocentrum Vidrholc. Studie posuzovala vliv realizace golfového areálu na lesní ekosystémy podle metodiky Vyskot a kol. (2007). Tato metoda hodnotí všechny společenské funkce lesů v ekosystémovém pojetí, kde základním předpokladem byla rovnost veškerých funkcí lesních ekosystémů. Po analýze dospěli autoři k závěru, že trvalé odlesnění představuje finanční újmu ve všech společenských funkcích lesa na 1 ha plochy. Celková předpokládaná finanční újma pro všechny společenské funkce lesa na 1 ha plochy představovala 4 719 708,- korun. (Vyskot a kol. 2007)

Pro porovnání byly v této práci využity také preferenční metody (CVM). Tento přístup byl využit například Řízkovou (2006) při posuzování dopadu výstavby Ski areálu Chlum - Boletice na přírodní hodnotu území. Zde bylo upozorněno na možnosti kvantifikace některých ekonomických hodnot plynoucích z výstavby lyžarského areálu Chlum - Boletice. Dokument zahrnuje studie prováděné na zjištění hodnot rekreace v oblasti lesů a pěší turistiky. Pro vyčíslení byly ve studiích použity metody TCM cestovních nákladů, které odhalují, kolik je ochoten člověk zaplatit určité cestovní náklady, aby se mohl rekreovat v určité oblasti. Na neužitné hodnoty, jako je existenční hodnota, byly použity metody vyjádřených preferencí (např. CVM) tedy takové, které člověk přímo vyjádří. Jedna studie z Jižní Koreji Lee a Han (1998) zjišťovali pomocí metody podmíněného hodnocení ochotu návštěvníků platit za zachování současného stavu přírodní oblasti v porovnání s výstavbou golfového hřiště. Hodnoty pro rekreaci v dané oblasti se v průměru pohybovaly od 24 – 27 amerických dolarů za návštěvu a návštěvníka. Výsledkem je, že by se po výstavbě

sportovního areálu, hodnota snížila.

V mé práci, byl kladen důraz na ekosystémové služby, které se ve studiích Klanovického lesa i v dokumentu Řízková (2006) neobjevují. Dotazníková metoda potvrdila předpoklad, že sledované území je v očích lidí bráno jako plocha k rekreaci, na procházky, venčení domácích zvířat nebo zkrácení cesty mezi sídliště. Z nedostatku odborných znalostí, nedoceňují také jiné ekosystémové služby vyplývající z ekologických funkcí ekosystémů, jež jsou však klíčové pro vytváření životního prostředí (především klimatizační služba, zadržování vody v krajině, produkce kyslíku, podpora biodiverzity).

Tržní hodnota území vyšla vyšší než přírodní hodnota podle BVM metody. Jedním z důvodů je to, že sledované území pomalu zarůstá třtinou křovištní a snižuje se tím jeho biodiverzita, která ovlivňuje hodnotu budou. Naopak hodnota ročních ekosystémových služb je 1,6 krát vyšší než je odhadovaná tržní hodnota území. Náhrada těchto služeb by stála ohromné finanční investice.

Ekologická hodnota podle metody BVM je ve velké míře ovlivněna lidskou činností. Krajina člověkem méně ovlivněná (chráněné oblasti, národní parky, přírodní rezervace) nabírá na hodnotě hlavně kvůli svojí biodiverzitě a ve službách, které je schopna nabídnout. např.: zadržování vody v krajině, produkce kyslíku, evapotranspirace (přeměna slunečního záření do skupenského tepla vody). Naopak lidskou činností využívané krajiny (zemědělská půda) ve velké míře tuto hodnotu ztrácí. Po období využívání sledovaného území armádou, následovalo období, kdy se změnila funkce využívání - především pro rekreaci. Paradoxní je, že se přírodní hodnota po odchodu armády znehodnocuje zarůstáním spolu se sukcesí. Před odchodem armády se často vegetace obnovovala a tím se udržovala vyšší biodiverzita území.

7. Závěr

Diplomová práce se zabývala dopadem úpravy území na ekosystémové služby a byla doplněna o sledování biodiverzity střevlíkovitých brouků a preferenční dotazníkovou metodu.

Tržní hodnota byla odhadnuta na 837 milionů korun, což je 12x více než ekologická hodnota podle metody BVM (bodového hodnocení biotopů).

Na řešeném území bylo na ploše 60 ha identifikováno 8 biotopů: pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch, bylinné porosty, suché acidofilní doubravy, periodické stojaté vody, vegetace vysokých ostřic, rakosiny eutrofních stojatých vod, remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině a plocha plošně zastavěná s minimální vegetací. Nejcennějším biotopem jsou na tomto území podle hodnoty BVM periodické stojaté vody s hodnotou (44 bodů na m²), naopak nejnižší hodnotu mají bylinné porosty (10 bodů na m²) a plošně zastavěná území s minimální vegetací (0 bodů na m²). Toto území jako celek má ekologickou hodnotu 69 milionů Kč. Tato hodnota by se snížila na 49 milionů Kč po výstavbě navrhovaných projektů podle územního plánu ČB, jako je silnice III/14539, koncertní a kongresové centrum Antonína Dvořáka, výstavba obytných domů, parku a sportovních areálů a již postaveného Hokejového centra Pouzar.

Celkem bylo v pastech zaznamenáno 10 druhů čeledi Carabidae zastoupených 52 jedinci. Mezi nejpočetnější druhy patřil *Carabus scheidleri scheidleri* Panzer, 1799. Tento druh je zařazen do chráněných druhů ve vyhlášce Ministerstva životního prostředí ČR č. 395/1992 Sb. ve znění vyhl. 175/2006 Sb. Druhým nejvíce se vyskytujícím druhem byl *Pterostichus niger niger* (Schaller, 1783). Oba nejpočetnější druhy jsou zařazeny do skupiny A, která je dominantní. K této skupině patří adaptabilnější druhy, osídlující více nebo méně přirozené, nebo přirozenému stavu blízké habitaty.

Ekosystémovým službám, poskytovanými řešeným územím, byla vypočtena hodnota 1 372 milionů korun za rok. Po výstavbě navrhovaných projektů by se hodnota těchto služeb snížila na 913 milionů korun za rok, to je ztráta 459 milionů korun za rok, což je 33,4%.

Rekreační funkce a její hodnota byla zjišťována preferenční dotazníkovou metodou. Výsledná hodnota vychází v rozsahu podle minimální částky za vstup 10,- Kč a maximální 30,- Kč (částky, kterou by byli ochotni respondenti platit za vstup). Při jedné návštěvě měsíčně je minimální hodnota rekreační funkce území 117 000,- Kč a maximálně na 351 000,- Kč což je 1 404 000,- Kč nebo 4 212 000,- Kč za rok.

Závěrem lze říci, že úprava území bude mít na přírodní hodnotu a ekosystémové služby značný dopad. Služby touto oblastí poskytované budou sníženy o 33,4 % a ekologická hodnota o 29 %. Největší dopad by měl být způsoben výstavbou územím s bydlením kolektivního charakteru, plochami pro sport a rekreaci a sportovních areálů. Další významnou ztrátou je výstavba silnice III/14539. Na druhou stranu oblasti s vyšší ekologickou hodnotou by neměly být úpravami dotčeny. Rekreační služby by mohlo území poskytovat dále a po výstavbě parku by mohlo být i kvalitnější.

8. Zdroje

Andel, J. Van (2003) Understanding biodiversity for biological conservation and restoration in terrestrial ecosystems: towards an ecological evaluation of changes.

Anderson, J.E. (1991) A conceptual framework for evaluating. and quantifying naturalness. *Conservation Biology* 5:347-352.

Andrén, O., Balandreau, J. 1999: Biodiversity and soil functioning - from black box to can of worms? *Applied Soil Ecology* 13(2): 105-108.

Anonymus 1. Zákon 114/1992 Sb. [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.desinsekta.cz/share/download/legislativa/114-1992.pdf>

Anonymus 2. Zákon 167/2008 Sb. [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.uplnezneni.cz/zakon/167-2008-sb-o-predchazeni-ekologicke-ujme-a-o-jeji-naprave-a-o-zmene-nekterych-zakonu/>

Anonymus 3. Zákon 151/1997 Sb. [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupný z WWW: [http://www.zakonycr.cz/seznamy/151-1997-sb-zakon-o-ocenovani-majetku-a-o-zmene-nekterych-zakonu-\(zakon-o-ocenovani-majetku\).html](http://www.zakonycr.cz/seznamy/151-1997-sb-zakon-o-ocenovani-majetku-a-o-zmene-nekterych-zakonu-(zakon-o-ocenovani-majetku).html)

Anonymus 4. Historická ortofotomapa 1952 [online]. 2013 [cit. 2013-02-03] Dostupné z WWW: www.kontaminace.cenia.cz

Anonymus 5. Mapy.cz [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.mapy.cz/>

Anonymus 6. LPIS – Veřejný registr půdy [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny/>

Anonymus 7. Územní plán ČB [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.c-budejovice.cz/cz/rozvoj-mesta/uzemni-plan/stranky/uzemni-plan-mesta-ceske-budejovice.aspx>

Anonymus 8. Hokejové centrum Pouzar [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.hc-pouzar.cz/o-nas-p20.html>

Anonymus 9. Silnice III/14539 [online]. [cit. 2013-02-03] Dostupné z WWW: <http://www.c-budejovice.cz/attachment.ashx?id=19138>

- Anonymus 10. Aquapark. [online]. 2007 [cit. 2013-02-03]. Vybudování aquaparku je pro českobudějovickou radnici příliš drahé Dostupné z WWW: http://www.rozhlas.cz/cb/zpravodajstvi/_zprava/vybudovani-aquaparku-je-pro-ceskobudejovickou-radnici-prilis-drahe--376126
- Anonymus 11. Park Čtyři Dvory [online]. 2012 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.c-budejovice.cz/cz/rozvoj-mesta/park-ctyri-dvory/stranky/vitezny-navrh-podoby-parku-ctyri-dvory.aspx>
- Anonymus 12. Agentura ochrany přírody a krajiny [online]. 2013 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.ochranaprirody.cz>
- Anonymus 13. Smlouva č. č.2012002062 [online]. 2012 [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://www.c-budejovice.cz/cz/mesto/smlouvy/stranky/smlouvy.aspx?detail=2012002062>
- Anonymus 14. Dokumenty Google.com [online]. 2013 [cit. 2013-02-03] Dostupné z WWW: <http://www.google.com/intl/cs/drive/start/apps.html#product=docs>
- Boháč, J., Růžička, V . 1986: Využití střevlíkovitých pro bioindikaci a dlouhodobý monitoring v Biosférické rezervaci Třeboňsko. Dílčí závěrečná zpráva. České Budějovice: Ústav krajinné ekologie České Budějovice, 103 pp.
- Boháč, J. 1999: Organismy jako bioindikátory měnícího se prostředí. Životné prostredie, roč. 33, č. 33: 126-129 pp.
- Boháč, J. 1990: Numerical estimation of the impact of terrestrial ecosystems by using the staphylinid beetles communities. Agrochemistry and Soil Science, 39: 565-586 pp.
- Bond, E.M., Chase, J.M. 2002: Biodiversity and ecosystem functioning at local and regional spatial scales. Ecology Letters 5: 467-470.
- Boyd, J., Banzhaf, S. 2007: What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63 (2-3): 616-626.
- Braden, J. B.; Kolstad, C. D. *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Elsevier Publishers, North Holland et al. 1991.
- Cairns, J., McCormick, P.V., Niederlehner, B.R. (1993) A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 263 (1): 1-44.

- Canterbury, G. E. et al. (2000) Bird communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring, *Conservation Biology*, 14/2, pp 544 – 558.
- Celjak, I. 2008: Biomasa je nezbytná součást lidského života. [online]. [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/biomasa-je-nezbytna-soucast-lidskeho-zivota>. ISSN: 1801-2655.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, et al. 1998: The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics* 25: 67-72.
- Crowson R. A., 1981: *The Biology of the Coleoptera* - Academic Press, 127 pp
- Cummings, R. G.; Brookshire, D. S.; Schulze, W. D. *Valuing Environmental Goods. An Assessment of the Contingent Evaluation Method*. Totowa, N. J., 1986.
- Daily, G.C. 1997: Introduction: what are ecosystem services. In: Daily, G.C. (Ed.). *Nature's Services*. Island Press. Washington, DC. 1-10.
- OECD 1994: *Project and Policy Appraisal: Integrating Economics and Environment*,.
- Farkač, J. 1993: Využití střevlíkovitých (Coleoptera, carabidae) ke stanovení kvality prostředí horských a podhorských lesních ekosystémů. Kandidátská disertační práce. Lesnická fakulta VŠZ, Praha. 63 pp.
- Farkač, J. 1994: Využití střevlíkovitých v bioindikaci. *Vesmír*, roč. 73, č. 10: 581-583 pp.
- Fisher, B., Turner, K.R., Morling, P. 2009: Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3): 643-653.
- Greenley, D. A.; Walsh, R. G.; Young, R. A. Option Value : Empirical Evidence from a Case Study of Recreation and Water Quality. *Quarterly Journal of Economics*. 1981, vol. 96, s. 637-673.
- Griliches, Z. *Price Indexes and Quality Change*. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press, 1971.
- Hector, A., Joshi, J., Lawler, S.P., Spehn, E.M., Wilby, A. 2001: Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. *Oecologia* 129 (4): 624-628.

- Hoehn, J. P.; Randall, A. J. A Satisfactory Benefit Cost Indicator from Contingent Valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*. 1987, vol. 14, s. 226-247.
- Holl, K.D., Cairns, J, Jr. (2002) Monitoring and appraisal. Handbook of Ecological Restoration, vol. 1. (eds M.R. Perrow & A.J. Davy), pp 411-432. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hůrka, K. *Sřevlíkovití: Carabidae I*. Praha: Academia, 1992. ISBN 80-200-0430-0.
- Hůrka, K. *Carabidae České a Slovenské republiky*. Zlín: Kabourek, 1996. ISBN 80-901466-2-7.
- Hůrka, K., Veselý, J. , Farkač, J. 1996: Using of carabid beetles for bioindication of the environmental quality. *Klapalekiana*, 32, p. 15-26
- Chapin, F.S. III, Walker, B.H., et al. 1997: Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277: 500-504.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M. (2001) Katalog biotopů České republiky, AOPK ČR.
- Karr, JR (1991) Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1:66– 84.
- Kolařík J. a kolektiv. 2009: Oceňování dřevin rostoucích mimo les – 1. vyd. – Praha: agentura ochrany přírody a krajiny ČR, ISBN 978-80-87051-72-6
- Kromp, B. 1999: *Carabids beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement*. *Agriculture, Ecosyst. and Envir.*, vol. 74, p. 187-228. ISSN 0167-8809.
- Lyons, K.G., Brigham, C.A., Traut, B.H., Schwartz, M.W. 2005: Rare Species and Ecosystem Functioning. *Conservation Biology* 19 (4): 1019-1024.
- MEA, 2003: Ekosystémy a kvalita lidského života: Rámec pro hodnocení. 1. vyd. Praha: Ministerstvo životního prostředí. ISBN 80-7212-266-5.

- MEA, 2005: Millennium Ecosystem Assessment, *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. ISBN: 1-56973-588-3
- Mitchell, R. C.; Carson, R. T. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, D.C.: Resources for the Future, 1989.
- Míchal, Igor. *Ekologická stabilita*. 1. vyd. Brno: Veronica, ekologické středisko ČSOP, 1994. ISBN 80-85368-22-6.
- Peterson, C.H., Lipcius, R.N. (2003) Conceptual progress towards predicting quantitative ecosystem benefits of ecological restoration *Marine Ecology Progress Series* 264:297 - 307.
- Power, Alison G. "Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies." *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences* 365.1554 (2010): 2959-2971.
- Rajchard, Josef, Zuzana Balounová, Jan Květ, Hana Šantrůčková a Dušan Vysloužil. *Ekologie III*. 1. vyd. České Budějovice: Kopp, 2002. ISBN 80-7232-191-9.
- Říha, Josef 2001: *Posuzování vlivu na životní prostředí: Metody pro předběžnou rozhodovací analýzu EIA*. 1. vyd. Praha: Vydavatelství ČVUT. ISBN 80-01-02353-2.
- Říha, Josef 1995: *Hodnocení vlivu investic na životní prostředí: Vícekriteriální analýza a EIA*. 1. vyd. Praha: Academia nakladatelství Akademie věd České republiky. ISBN 80-200-0242-1.
- Řízková M. 2006: Možnosti kvantifikace některých hodnot dotčených výstavbou ski areálu Chlum - Boletice: přehled výsledků vybraných relevantních zahraničních studií. [online]. [cit. 2013-02-03]: Dostupné z WWW: <http://www.calla.cz/data/boletice/studie/rizkova.pdf>
- Seják, Josef a kolektiv 1999: *Oceňování pozemků a přírodních zdrojů*. 1. vyd. Praha: Grada Publishing, spol. s.r.o., . ISBN 80-7169-393-6.
- Seják, J., Dejmal, I. a kolektiv 2003: Hodnocení a oceňování biotopů České republiky. Praha 2003. 429. online: <http://fzp.ujep.cz/Projekty/VAV-610-5-01/HodnoceniBiotopuCR.pdf> (staženo 26.1.2013)

- Seják, J. a kolektiv 2010: Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky. FTP UJEP. Ústí nad Labem. 197. online: <http://fzp.ujep.cz/projekty/HodnoceniFunkciASluzebEkosystemuCR.pdf> (staženo 26.1.2013)
- Schinko J. 2009: Nejmladší kasárny postavil a pronajímal velkostatkář [online]. [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: http://ceskobudejovicky.denik.cz/zpravy_region/nejmladsi-kasarny-postavil-a-pronajimal-velkostatk.html
- Smith, V. K.; Desvousges, W. H. An Empirical Analysis of the Economic Value of Risk Changes. *Journal of Political Economy*. 1987, vol. 95, s. 89-114.
- Smith, V.K.; Kaoru, Y. Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates. *American Journal of Agricultural Economics*. 1990, vol. 72, s. 419-433.
- Tansley, Arthur G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 1935,
- Tilman, T. 1997: Biodiversity and ecosystem functioning. In: Daily, G.C. (Ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press. Washington, DC. 93-112.
- Townsend, Colin R., Michael Begon, John L. Harper. *Základy ekologie*. 3. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2010. ISBN 978-80-244-2478-1.
- Turner R.K., Pearce D., Bateman I. (1994), *Environmental Economics*, Harvester Wheatsheaf, Hemel Hempstead. ISBN 0-7450-1083-0.
- Vyhnálek (ed.) 2007: Oznámení záměru. Stavba přeložky silnice III/14539. [online]. [cit. 2013-02-03]. Silnice III/14539. Dostupné z WWW: http://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA_JHC292
- Vyhnálek (ed.) 2012: Oznámení záměru. Koncertní a kongresové centrum A. Dvořáka [online]. [cit. 2013-02-03]. Dostupné z WWW: http://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA_JHC615
- Vyskot, I., Schneider, J., a kol.: *Predikce vlivu záměru realizace navrhovaného golfového areálu na lesní ekosystémy v lokalitě Klánovický les*. Vědecká expertní studie. MZLU v Brně. Brno. 2007.

- Walsh, R. G.; Johnson, D. M.; McKean, J. R. Benefit Transfer of Outdoor Recreation Demand Studies, 1968-1988. *Water Resources Research*. March 1992, vol. 28, no. 3, Special Section: Problems and Issues in the Validity of Benefit Transfer Methodologies.
- Zedler, J. B. 1996. Ecological issues in wetland mitigation: an introduction to the forum. *Ecological Applications* 6:33-37.

9. Přílohy

Obrázek 23. Pasti č. 1 (Foto: Pačka Jiří)



Obrázek 24. Okolí pasti č. 2 (Foto: Pačka Jiří)



Obrázek 25. Letecké foto s umístěním pastí, plánovanou trasou silnice III/14539, vymezené sledované území. Zdroj: www.c-budejovice.cz. úprava: Pačka Jiří

