

FUNKCIE BIODIVERZITY A JEJ NEPEŇAŽNÁ A EKONOMICKÁ KVANTIFIKÁCIA

FUNCTIONS OF BIODIVERSITY AND ITS NONMONETARY AND ECONOMIC QUANTIFICATION

JÁN MERGANIČ & KATARÍNA MERGANIČOVÁ



Súpis vykonaných činností:

- * rešerš odbornej literatúry – k vybraným kľúčovým slovám bolo rešeršou na CD rome (CAB) nájdených 1764 abstraktov. Z tohto počtu bolo následným selektom vybraných 399 abstraktov. Po ich preštudovaní bola vytvorená kostra pre následnú syntézu poznatkov. Na základe relevantných abstraktov sa hľadali a študovali ich fulltextové verzie. V nich obsiahnuté informácie a citácie sa ďalej spracovávali a kompletizovali do rešerše. Syntéza informácií a poznatkov je zhrnutá na 25 stranách textu v slovenskom jazyku vrátane abstraktu v slovenskom a anglickom jazyku a citovanej literatúry.
-

Citácia dokumentu:

MERGANIČ,J., MERGANIČOVÁ,K. 2007: Funkcie biodiverzity a jej nepeňažná a ekonomická kvantifikácia. Čiastková správa pre APVT projekt APVV-27-019805 „Hodnotenie verejnoprospešných funkcií lesných a poľnohospodárskych ekosystémov a služieb odvetví“, 25 s.

MERGANIČ,J., MERGANIČOVÁ,K. 2007: Functions of Biodiversity and its nonmonetary and economic quantification. Partial Report for APVT project APVV-27-019805 „Hodnotenie verejnoprospešných funkcií lesných a poľnohospodárskych ekosystémov a služieb odvetví“, 25 p.

Abstract

The presented work analyses the term biodiversity and its quantification and economic evaluation. The work consists of four parts. The first part deals with the understanding of the term biodiversity by different authors with regard to its basic components. Two different approaches can be found in literature. Biodiversity is either defined as a trilogy of genetic, species and ecosystem diversity. In addition to these three standard elements of biodiversity, some authors also identify other components, e.g. functional, cultural, behavioural diversity etc. The second approach is based on the characterisation of biodiversity using its main attributes, namely composition, structure, function.

The second part of the work is aimed at analysing the usefulness of biodiversity and its elements for ecosystem functioning as well as for human society. Biodiversity values are usually divided considering their utilities for mankind into use and non-use values. These are further divided into sub-categories with regard to benefits that arise from particular biodiversity attributes. Use values can be direct, indirect and option values, while direct use values can be either consumptive or non-consumptive. Non-use values are divided into bequest and existence values. The work gives a short characterisation and a couple of examples for each category of biodiversity values.

The third part deals with nonmonetary quantification methods. First, different hierarchical levels, at which biodiversity can be quantified, are presented, namely national, landscape, structural, species indicator, and genetic level. This is followed by the review of possible methods used for the quantification of species and structural diversity. In more detail, index methods are described, since they represent exactly defined parameters, that allow precise description of the analysed biodiversity status. Biodiversity indices are divided according to the component they quantify into two main groups: species diversity and structural indices. Within the group of species diversity indices three subgroups are distinguished: indices of species richness, evenness, and diversity, while structural indices are further divided into indices characterising horizontal and vertical structure. Complex indices encompass more than one component of biodiversity. The work presents the most popular biodiversity indices.

The last part describes the methods used for the financial quantification of biodiversity. Economic evaluation of biodiversity is based on the total economic value, which is given as the sum of all biodiversity values. Individual biodiversity values can be evaluated using various methods, which can be either direct or indirect. Experiments and surveys represent direct valuation. From indirect valuation methods we introduced the method of travel costs, averting expenditure costs, hedonic price (all of which are techniques of surrogate market), as well as dose-response method, replacement cost and benefit transfer method. The three latter methods are techniques of conventional market. The work presents the principle and the application possibilities of all mentioned evaluation methods.

Abstrakt

Predmetom predkladanej práce je analýza ponímania pojmu biodiverzita a možností jej nepeňažného a finančného ohodnotenia. Práca je rozdelená do štyroch okruhov. V prvej časti sa rozoberá pojem biodiverzita a jeho chápanie rôznymi autormi s ohľadom na jej základné zložky. V literatúre sa stretávame s dvoma prístupmi. Buď sa biodiverzita definuje ako trilógia genetickej, druhovej a ekosystémovej diverzity, ku ktorým sa niekedy priradujú aj iné zložky (napr. funkčná, kultúrna, diverzita správania atď.). Druhý prístup presadzuje charakterizovanie biodiverzity jej základnými vlastnosťami, t.j. zloženie, štruktúra, funkcia.

Druhá časť je zameraná na analýzu užitočnosti biodiverzity a jej jednotlivých komponentov pre zachovanie ekosystému ako aj pre ľudskú spoločnosť. Hodnoty biodiverzity sa zvyčajne rozdeľujú podľa užitočnosti pre človeka na dve základné kategórie: úžitkové a neúžitkové. Tieto sa ďalej delia na podkategórie v závislosti od toho, aký úžitok alebo pôžitok z nich ľudstvo má. Úžitkové hodnoty sa rozdeľujú na priame, nepriame a výberové, pričom priame môžu byť spotrebné alebo nespotrebné. Neúžitkové hodnoty sa rozdeľujú na hodnoty dedičstva a existenčné hodnoty. V práci je uvedený stručný popis každej kategórie doplnený príkladmi.

Tretia časť sa zaoberá nepeňažnými metódami kvantifikácie biodiverzity. Rozoberajú sa hierarchické úrovne, na ktorých sa kvantifikácia biodiverzity uplatňuje: národná, krajinná, štruktúrna, druhová indikačná a genetická. Táto časť obsahuje aj prehľad metód používaných pri kvantifikácii druhovej a štruktúrnej diverzity. Najväčší priestor je venovaný indexovým metódam, ktoré predstavujú presne definované a objektivizované parametre umožňujúce exaktne popísať hodnotený stav diverzity. Indexy biodiverzity sa rozdeľujú podľa toho, akú zložku kvantifikujú, do dvoch hlavných kategórií na druhové a štruktúrne indexy. V rámci indexov druhovej biodiverzity sa rozoznávajú tri samostatné skupiny: indexy druhovej bohatosti, druhovej vyrovnanosti a druhovej diverzity. Podobne sa aj štruktúrne indexy delia na indexy popisujúce horizontálnu a vertikálnu štruktúru. Ďalšou skupinou sú tzv. komplexné indexy, ktoré v sebe zahŕňajú viac ako jednu zo zložiek biodiverzity. V práci sú okrem kategorizácie uvedené aj najčastejšie používané metódy.

V poslednej časti je uvedený stručný popis metód, ktoré sa najčastejšie používajú pri finančnom ohodnocovaní biodiverzity. Ekonomická kvantifikácia biodiverzity vychádza z celkovej ekonomickej hodnoty, čo je suma všetkých hodnôt biodiverzity. Jednotlivé hodnoty biodiverzity je možné oceniť rôznymi metódami, ktoré môžu byť priame alebo nepriame. Experimenty a prieskumy verejnej mienky sú predstaviteľmi priameho oceňovania. Medzi metódy nepriamej finančnej kvantifikácie sa zaraďujú metóda cestovných nákladov, metóda zamedzenia nákladov, ceny pôžitku (čo sú techniky náhradného trhu), ako aj metóda akcie-reakcie, prenosu úžitkov a nákladov na obnovenie, ktoré predstavujú techniky konvenčného trhu. Práca prezentuje podstatu a možnosti aplikácie všetkých uvedených metód.

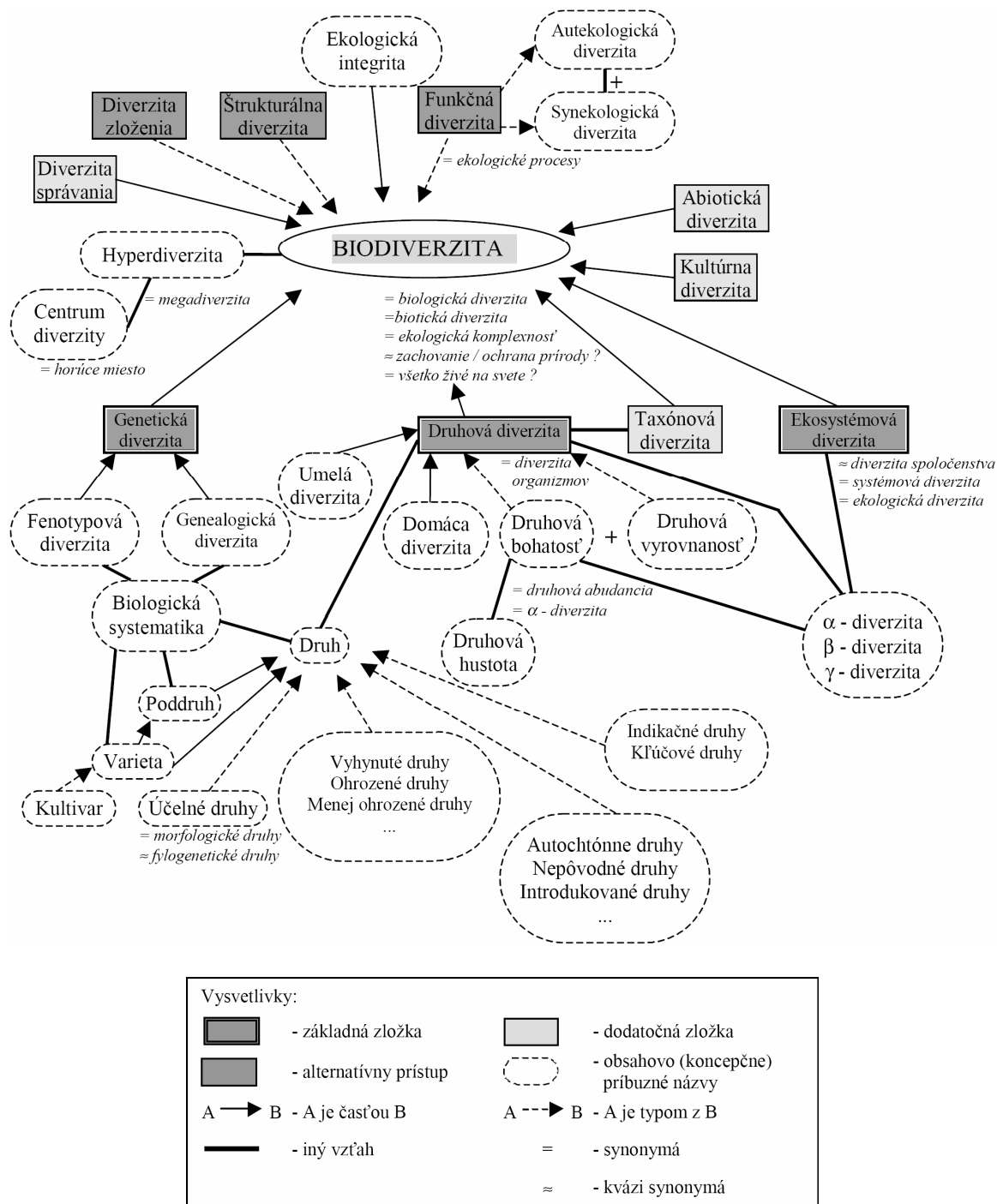
1. Definícia podstaty biodiverzity a jej foriem ako ekologickej funkcie lesa

Odkedy sa v roku 1972 pojem biologická diverzita (skrátene biodiverzita) objavil prvýkrát v názvoch v odbornej literatúre (Kaennel 1998), stal sa jedným z najfrekvencovanejších pojmov našej planéty. Kým v 70. a začiatkom 80. rokov tento termín označoval „počet prítomných druhov“ (Christie et al. 2004), v súčasnosti existuje množstvo rôznych formálnych a neformálnych definícií pojmu biodiverzita (Kaennel 1998, obr. 1). Už v roku 1990 Noss (1990) konštatoval, že pod pojmom biologická diverzita rozumejú rozliční ľudia rozličné veci. „*Systematik môže biologickú diverzitu chápať ako zoznam druhov v určitom taxóne alebo skupine taxónov. Genetik môže uvažovať o alelickej diverzite a heterozygocite, kým fytoecenológ sa viac zaujíma o rozmanitosť a rozmiestnenie druhov a vegetačných typov*“ (Noss 1990). Najčastejšie sa však autori odvolávajú na Dohovor o biologickú diverzitu (Convention on Biological Diversity), ktorý definuje biologickú diverzitu ako „*rozmanitosť a rôznorodosť všetkých živých organizmov vrátane ich suchozemských, morských a ostatných vodných ekosystémov a ekologických komplexov, ktorých sú súčasťou*“. Uvedená definícia v podstate vymedzuje tri základné zložky biologickú diverzitu: genetickú, druhovú a ekosystémovú diverzitu (Duelli 1997 in Larsson 2001, Kaennel 1998, Subade 2005). Genetická diverzita zodpovedajúca variabilite v rámci druhu je najzákladnejšou úrovňou (Nunes a Bergh 2001) a v podstate sa týka informácií obsiahnutých v génoch DNA jednotlivých druhov (Wilson 1994 in Nunes a Bergh 2001). Môže však byť vnímaná aj ako variabilita medzi populáciami (Christie et al. 2004). Na úrovni planéty Zem predstavuje genetickú diverzitu suma genetických informácií zakódovaných v génoch všetkých živých organizmov (Brown et al. 1993). Druhová diverzita označuje diverzitu medzi druhmi na určitom území. Pod termínom druh sa rozumie taká populácia, v rámci ktorej dochádza k toku génov prirodzene (Brown et al. 1993). V situáciach, kedy je ťažké určiť hranicu medzi genetickou a druhovou diverzitou, sa odporúča rozlišovať fenotypovú a genotypovú diverzitu (Nunes a Bergh 2001). Ekosystémová diverzita sa vzťahuje na nad-druhovou úroveň a vyjadruje diverzitu spoločenstiev organizmov v určitých stanovištných podmienkach (Nunes a Bergh 2001). Väčšinou sa hodnotí na úrovni krajiny a regiónu (Tacconi a Bennett 1995).

Hoci sa táto trilógia komponentov biodiverzity stala štandardom uznávaným širokým okruhom vedcov, Noss (1990) a Redford a Sanderson (1992 in Kaennel 1998) poukázali na to, že definícia podľa Dohovoru neuvažuje s ekologickými procesmi a časovým a priestorovým hľadiskom, ktoré hrajú v procese zachovania biodiverzity dôležitú úlohu. Preto niektorí autori vylišujú aj ďalšie zložky: napr. Nunes a Bergh (2001) priraduje k trom štandardným elementom aj funkčnú diverzitu, ktorú definujú ako schopnosť ekosystému odolať určitej hladine stresu alebo šoku bez toho, aby došlo k zmene jeho stavu a správania. Christie et al. (2004), ktorý tiež rozoznávajú funkčnú (resp. ekologickú) diverzitu, pod ňou rozumejú komplex ekosystémových procesov prebiehajúcich v spoločenstve ako dôsledok prítomnosti jednotlivých funkčných skupín organizmov. Brown et al. (1993), Pearce a Moran (1994) a iní však považujú diverzitu ekologických procesov za prvok ekosystémovej diverzity. Podobne ako Christie et al. (2004) vnímajú funkčnú diverzitu aj Hammer et al. (1993 in Smith 1996), ktorí ju definujú ako diverzitu funkcií jednotlivých druhov v ekosystéme. Títo autori navyše rozlišujú aj tzv. priestorovo-časovú diverzitu zahŕňajúcu topografiu, klímu apod. Iní rozoznávajú kultúrnu diverzitu, diverzitu správania, umelú diverzitu atď. (vid'. Kaennel 1998, obr. 1).

Ako vyplýva z uvedeného prehľadu, vytvoriť jednoduchú a pritom súhrnnú definíciu, ktorá by uspokojila všetkých, je nemožné. Preto Noss (1990) navrhol, že namiesto definovania biodiverzity je vhodnejšie ju charakterizovať na základe jej hlavných zložiek. Franklin et al. (1981) rozlíšili tri základné atribúty ekosystémov: zloženie, štruktúra, funkcia (in Noss 1990). „*Zloženie sa dotýka zhodnosti a rozdielnosti prvkov v súbore a zahŕňa zoznam druhov a miery druhovej a genetickej diverzity. Štruktúra je fyzické usporiadanie systému počínajúc od komplexnosti stanovišťa meranej v rámci spoločenstva až po mozaiku spoločenstiev a iných prvkov na úrovni krajiny. Funkcia zahŕňa ekologické a evolučné procesy vrátane genetických tokov,*

narušení ekosystémov a cyklu živín” (Noss 1990). Zloženie a štruktúra teda určujú a predstavujú priestorovú biodiverzitu a sú dôležité pre produktivitu a trvalú udržateľnosť lesných ekosystémov, kým pod funkčnou diverzitou Larsson (2001) rozumie diverzitu ekologických funkcií a diverzitu druhov, ktoré dané funkcie vykonávajú. Vychádzajúc z tohto ponímania pojmu biodiverzita sa vytvára hierarchický systém na viacerých úrovniach plochy (populácia, druh, biocenóza, stanovište, krajina), zloženia (suma prvkov genómu, populácie, druhového spoločenstva, ekosystému alebo krajiny) a funkcií (procesy, ktoré prebiehajú na rozličných úrovniach hierarchického systému) (Büchs 2003). Podobne na základe koncepcie Noss-a (1990) navrhol Marcot (2007) vnímať biodiverzitu na troch organizačných úrovniach: gén, populácia/druh, spoločenstvo/ekosystém, a v troch dimenziách: zloženie, štruktúra a funkcia (in Charnley et al. 2007).



Obrázok 1 Komplexnosť pojmu biodiverzita (Kaennel 1998)

2. Identifikácia a rozlíšenie užitočnosti biodiverzity z hľadiska fungovania ekosystému a pre ľudskú spoločnosť

Snáď zaujímavejšie ako samotné definovanie biodiverzity je pochopenie jej dôležitosti z hľadiska fungovania ekosystému a pre ľudskú spoločnosť. Biodiverzita sama osebe má svoju vlastnú vnútornú hodnotu (Scholes et al. 2006, Nunes a Bergh 2001). Okrem toho má však vďaka všetkému, čo poskytuje, počínajúc stravou, liečivami, cez stavebný a konštrukčný materiál, až po uspokojovanie duchovných, kultúrnych a estetických potrieb, mnohonásobný význam pre ľudstvo (Scholes et al. 2006) ako aj pre zachovanie života na Zemi (Munasinghe 1992 in Baumgärtner 2002). Kým tradičné spoločnosti si vážia hodnoty biodiverzity formou vyhlasovania posvätných nedotknuteľných miest, vyspelé spoločnosti ich vnímajú na vedeckom základe, cez veličiny ako prichádzajúca radiácia, evapotranspirácia, teplota vzduchu atď. (MA 2006 in Scholes et al. 2006).

Základnou potrebou ľudstva ako aj každého živého organizmu je potrava. Všetky v súčasnosti kultivované rastliny pochádzajú pôvodne z divej prírody. Podľa Watson-a et al. (1995 in Baumgärtner 2002) je zo všetkých známych cievnatých rastlín až 25% jedlých, čo vyjadrené v absolútnych číslach predstavuje cca 60 000 druhov. Z nich sa však len malá časť využíva na stravovanie. Podľa Myers-a (1989 in Baumgärtner 2002), len menej ako 20 rastlín pokrýva viac ako 90% potrieb výživy ľudstva.

Biologická diverzita sa významne podieľa na zásobovaní ľudstva liečivami. Myers (1997 in Baumgärtner 2002) odhaduje, že asi polovica liekov pochádza pôvodne z divo žijúcich organizmov, pričom jedna štvrtina všetkých liekov má rastlinný pôvod a druhá štvrtina pochádza zo zvierat a mikroorganizmov. Organizmy žijúce vo voľnej prírode si vo svojom biologickom prostredí vytvorili rôzne stratégie prežitia, ktoré sa prejavujú produkciou biologicky aktívnych chemických látok, ktoré sú často užitočné aj pre človeka. Farmaceutický priemysel sa v súčasnosti vo veľkom zameriava na výskum. Len v roku 1985 bolo na báze rastlín vyrobených 120 farmaceutických produktov (Farnsworth et al. 1985 in Scholes et al. 2006). Doposiaľ však bol len malý podiel organizmov vedecky preskúmaných, napr. Oldfield (1992 in Baumgärtner 2002) uvádza, že z celkového počtu 240 000 cievnatých rastlín bolo zatiaľ pre farmaceutické účely detailne preskúmaných len 5000, tj. 2%. Biologická diverzita má teda v tomto smere obrovský potenciál, keďže predstavuje dôležitý zdroj nových poznatkov a to nielen pre farmaceutický výskum, ale vedu ako takú.

Aj z hľadiska poskytovania surovín pre rôzne odvetvia priemyslu má biodiverzita mnohonásobný význam. Poskytuje také materiály ako napr. drevo, gumu, tuky, oleje, vosky, vlákna, rastlinné farbivá, atď., ktoré sa dajú využiť v rozličných oblastiach. Látky získané zo živých organizmov sú mimoriadne zaujímavé najmä pre chemický priemysel, ktorý v súčasnosti získava už viac ako 10% svojich surovín z poľnohospodárstva a lesníctva (Mann 1998 in Baumgärtner 2002).

Okrem už uvedeného využitia uspokojuje biodiverzita ľudské potreby aj z estetického hľadiska. Krása a rôznorodosť rôznych organizmov (vtákov, motýľov, rýb, rastlín, atď.) láka ľudí k rôznym turistickým aktivitám (fotografovanie, potápanie, a pod.). Ekoturizmus patrí celosvetovo k najrýchlejšie rastúcim odvetviam turizmu v súčasnosti (Baumgärtner 2002, Scholes a Biggs 2004 in Scholes et al. 2006). Podľa Christ-a et al. (2003 in Scholes et al. 2006) tvorí ekoturizmus približne polovicu z celkového turistického trhu.

Služby, ktoré poskytuje biologická diverzita prírodným ako aj človekom zmeneným ekosystémom na to, aby správne fungovali, napr. regulácia klímy, živnosti pôdy, sú z pohľadu laika menej zrejmé, hoci sú rovnako dôležité ako uspokojovanie ich priamych potrieb (Scholes et al. 2006). Daily (1997 in Baumgärtner 2002) rozdeľuje tieto tzv. ekosystémové služby do troch kategórií:

- (1) služby podporujúce ľudské produkčné aktivity. Napr. existujú organizmy, ktoré sa spolupodieľajú na procese tvorby pôdy, ktoré zabraňujú pôdnej erózii a pod.

- (2) ekosystémy slúžia ako jama pre rozličný odpad vyprodukovaný pri rôznych ľudských činnostiach. Živé zložky ekosystémov dokážu tento odpad v mnohých prípadoch premeniť a tým niekedy aj zneškodniť alebo dokonca pripraviť na opätovné využitie (Munasinghe 1992 in Baumgärtner 2002). Napr. pôdni deštruenti rozkladajú organický odpad na neorganické látky, ktoré môžu následne slúžiť na výživu vyšších zelených rastlín.
- (3) funkcie nevyhnutné pre zachovanie života na Zemi, medzi ktoré patria regulácia zloženia atmosféry, premena solárnej energie na biomasu, regulovanie lokálnej a globálnej klímy, regulácia vodného cyklu, udržiavanie cyklov základných prvkov (dusík, síra, fosfor, atď.) (Baumgärtner 2002).

2.1. Hodnoty biologickej diverzity

V ekonomickej literatúre sa hodnoty biodiverzity delia do dvoch hlavných kategórií na úžitkové (use) a neúžitkové (non-use) (Pearce a Moran 1994, Nunes et al. 2000, Baumgärtner 2002, Subade 2005).

Úžitkové hodnoty sú hodnoty vyplývajúce z konkrétneho využitia biodiverzity a jej zložiek (Pearce a Moran 1994), t.j. keď ľudia priamo využívajú biodiverzitu, napr. pri sledovaní vtáctva (Christie et al. 2004). Na rozdiel od neúžitkových hodnôt vznikajú úžitkové hodnoty zvyčajne pri priamom kontakte človeka s prostredím (Feather et al. 1999) a ich vzájomnej interakcii (Barbier et al. 1997 in Subade 2005). Úžitkové hodnoty sa delia na priame (direct) a nepriame (indirect) a výberové (option) (Christie et al. 2004, Subade 2005).

Medzi najzrejmejšie priame úžitkové hodnoty patrí produkcia dreva, rybolov alebo zber rastlín a lov zvierat ako potraviny (Edwards a Abivardi 1998). Tieto predstavujú tzv. spotrebné (consumptive) priame úžitkové hodnoty (Subade 2005), medzi ktoré Feather et al. (1999) zaraďujú aj poľovníctvo, čistý vzduch, či pitnú vodu. Priamymi úžitkovými avšak nespotrebnými (non-consumptive) hodnotami sú napr. dôležitosť pre rekreáciu a turizmus (Edwards a Abivardi 1998), pre výučbu a výskum (Baumgärtner 2002), t.j. pre aktivity, pri ktorých nedochádza k deštrukcii (Baumgärtner 2002), odoberaniu alebo konzumácii jednotlivých zložiek biodiverzity (Subade 2005). Preto sa tieto hodnoty niekedy nazývajú aj ako neextraktívne (non-extractive) (Edwards a Abivardi 1998).

Nepriame úžitkové hodnoty biodiverzity vyplývajú z jej významu pri vytváraní a udržiavaní určitých služieb ekosystému (Fromm 2000, Hueting et al. 1998 in Baumgärtner 2002), ktoré priamo uspokojujú ľudské potreby alebo podporujú také ekonomické procesy, ktoré slúžia na uspokojovanie potrieb (Baumgärtner 2002). Nepriame úžitkové hodnoty sa teda týkajú prospechov vyplývajúcich z funkcií ekosystémov (Pearce a Moran 1994). Ako napovedá už aj ich pomenovanie, jedná sa o hodnoty získané z prírodných systémov nepriamo a sú často označované ako prírodné funkcie (natural functions) alebo služby (environmental services) (Subade 2005). Patria medzi ne napr. protierózna, protipovodňová ochrana, ochrana proti škodcom (Edwards a Abivardi 1998), regulácia klímy alebo kolobehu vody či iných prvkov, čistenie vody a vzduchu (Baumgärtner 2002). Okrem pojmu nepriame hodnoty sa v literatúre vyskytujú aj iné termíny, napr. podporné, primárne a infraštruktúrne hodnoty (Norton 1986 in Christie et al. 2004), ktoré by mali presnejšie definovať zložky nepriamych hodnôt (Christie et al. 2004).

Aj keby v súčasnosti nemala biodiverzita žiadne priame či nepriame hodnoty, svoj význam a teda aj svoju hodnotu má možnosť využitia zdrojov biodiverzity v budúcnosti (Baumgärtner 2002). V takomto prípade hovoríme o tzv. výberových (option) úžitkových hodnotách, pričom tieto môžu byť priame aj nepriame (Subade 2005). Tieto sa dajú vnímať aj ako poistné hodnoty (Pearce a Moran 1994, Baumgärtner 2002), ktoré je človek dnes ochotný zaplatiť za to, že sa do budúcnosti zabezpečí možnosť využiť známe ale aj dosiaľ nepoznané zdroje. Napr. súčasná biodiverzita môže mať v budúcnosti hodnotu tým, že sa z nej budú môcť získať liečivá pre dosiaľ neznáme choroby (Baumgärtner 2002) alebo vtedy, ak bude poskytovať dôležité služby, ktoré sú v súčasnosti

považované za nevýznamné (Edwards a Abivardi 1998). Hlavným prostriedkom pri zisťovaní výberových hodnôt je bio-prieskum (bio-prospecting) (Subade 2005).

Veľmi podobnými hodnotami sú tzv. kvázi-výberové (quasi-option) hodnoty, ktoré vyjadrujú extra hodnoty priradené budúcim informáciám, ktoré sa budú dať získať vďaka terajšej ochrane zdroja informácií (Anonym). Jedná sa o súčasnú hodnotu biodiverzity vytvorenú tým, že sa zabráni nevratnému procesu zániku resp. straty (Anonym) a tým aj nevratnej deštrukcii potencionalnej budúcej hodnoty (Subade 2005).

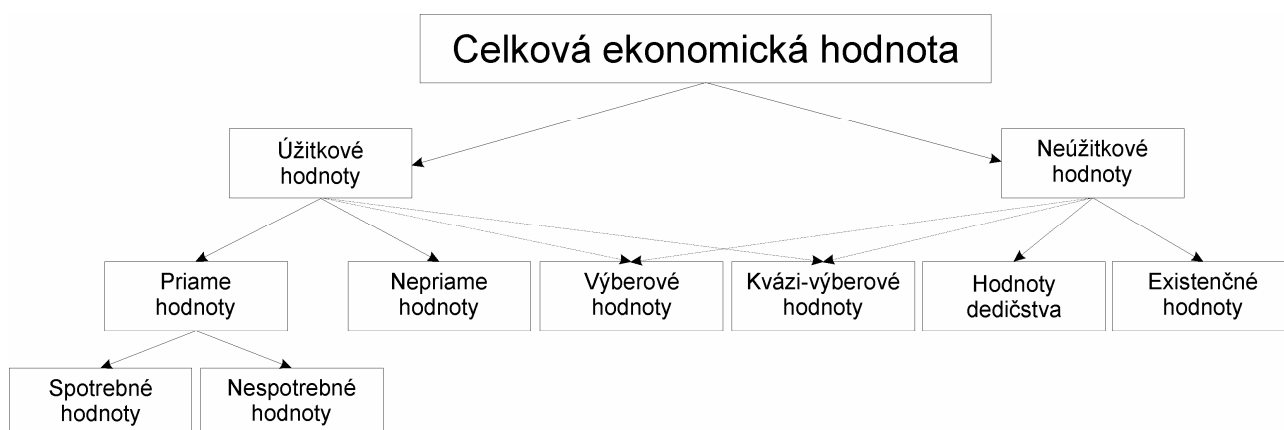
Neúžitkové hodnoty sú úplne nezávislé od akéhokoľvek súčasného či potencionalneho využitia biologickej diverzity (Baumgärtner 2002). Niekedy sa tiež označujú ako vnútorné (intrinsic) (Freeman 1993 in Subade 2005) či ako pasívne úžitkové hodnoty (passive-use) (Bräuer 2003, Christie et al. 2004). Vznikajú z rôznych motívov, napr. z etických, morálnych, duševných či duchovných túžob zanechať prírodu pre budúce generácie resp. kvôli nej samej (Baumgärtner 2002). Motívom môže byť však aj pocit zodpovednosti zachovať a chrániť určité vlastnosti prírodných zdrojov (Freeman 1993 in Subade 2002), pocit straty v prípade ich vymiznutia (UNEP 1995 in Bräuer 2003) alebo záujem a starosť o „prirodzenosť“ (naturalness) (Christie et al. 2004). Zvyčajne sa vylišujú dve kategórie: hodnoty dedičstva (bequest) a existenčné (existence) hodnoty (Krutilla 1967 in Bräuer 2003, Pearce a Moran 1994, Feather et al. 1999, Baumgärtner 2002, Anonym).

Hodnota dedičstva reprezentuje hodnotu zachovania zdroja v neporušenom stave pre dedičov (Krutilla, 1967 in Langholz et al. 2000). Získava ju súčasná generácia z poznatku, že diverzita alebo jej element sa zachová pre budúce generácie (Feather et al. 1999, Christie et al. 2004), ktoré z nej v budúcnosti budú môcť mať prospech (Pearce a Moran 1994).

Naproti tomu, existenčné hodnoty vyplývajú len z pocitu uspokojenia, ktorý pramení z poznatku, že určitá hodnotná zložka biodiverzity existuje (Anonym). Takáto hodnota teda vôbec nezávisí od súčasného či budúceho využitia biodiverzity (Christie et al. 2004), ale len od zabezpečenia jej existencie (Krutilla, 1967; Pearce a Turner, 1990 in Langholz et al. 2000). Ako príklad sa často uvádza osobný záujem chrániť napr. modré vorvane napriek tomu, že ich daný človek nikdy nevidel a pravdepodobne ani nikdy neuvidí (Pearce a Moran 1994).

Okrem týchto dvoch kategórií neúžitkových hodnôt rozoznávajú Christie et al. (2004) aj tzv. altruistické (altruistic) hodnoty, pod ktorými rozumejú úžitok získaný ako dôsledok ochrany druhu pre potešenie druhých v súčasnosti.

Feather et al. (1999) zaraďujú medzi neúžitkové hodnoty aj hodnoty výberové (option). Podľa UNEP (1995 in Bräuer 2003) a Subade (2005) výberové aj kvázi-výberové hodnoty môžu patriť do oboch hlavných kategórií, t.j. môžu byť úžitkové aj neúžitkové (viď. obr. 2).



Obrázok 2 Celková ekonomická hodnota biodiverzity a jej zložky

3. Nepeňažné metódy kvantifikácie biodiverzity vo väzbe na priestorové a územné jednotky lesa a krajiny

Biodiverzitu môžeme merať na rôznych úrovniach v závislosti od rôznych faktorov, napr. času, zdrojov, výslednej výpovednej potreby, odborných znalostí atď.

Dudley a Jeanrenaud (1998) rozlišujú päť úrovní merania biodiverzity:

- a) **Národná úroveň** - prieskum na monitorovanie takých zložiek ako je dodržiavanie medzinárodných dohôd, na poskytnutie údajov pre globálne potreby atď. Vychádza z veľmi všeobecných údajov, ktoré sú často získané z dotazníkov zostavených medzinárodnými agentúrami, štúdií na národnej úrovni a podobne.

Metódy zahŕňajú:

- rozdelenie lesov do širokých všeobecných tried, napr. prírodný les, pôvodný les, plantáž (umelo založený les);
- použitie červených kníh ohrozených druhov;
- použitie vekových tried na zistenie starých lesov.

- b) **Krajinná úroveň** - východiskový prieskum na lokalizáciu území vhodných pre ďalšie podrobnejšie prieskumy a výskum. Používa jednoduché metódy z hľadiska ich aplikácie (rýchly prieskum veľkého územia za krátky čas) alebo špecializované metódy, napr. interpretácia satelitných snímok.

Metódy zahŕňajú:

- interpretáciu satelitných snímok na identifikáciu rozsiahlych pôvodných starých lesov;
- videozáznam a letecký prieskum lesného pokryvu s možnosťou ich využitia pre simulované zobrazenie na počítači;
- pozemné prieskumy štruktúry zápoja z vyvýšených miest na zistenie starých rastových charakteristík v lese alebo určitých indikačných druhov drevín.

- c) **Štruktúrny prieskum** - pozemný prieskum štruktúry lesov na identifikáciu jeho autenticity

Metódy zahŕňajú:

- zistenie geologického podkladu a pôdneho typu;
- prieskum štruktúry lesa (zmiešanie, veková štruktúra atď.);
- prítomnosť odumretého lesa.

- d) **Prieskum indikátorov** - prieskum využíva špecializované indikačné druhy na identifikovanie vzácných stanovišť a mikrostanovišť ako aj spojitosti medzi nimi. Indikačné druhy sa musia vyberať veľmi starostlivo, aby zachytili čo najväčší podiel biodiverzity. Napríklad niektoré lišajníky a huby môžu dobre indikovať vek a podmienky v lesných porastoch, cievne rastliny ich pôvodnosť, niektoré vtáky indikujú staré lesy atď. Na druhej strane si musíme uvedomiť, že táto metóda je len indikácia biodiverzity a nie jej komplexný prieskum.

- e) **Genetický prieskum** - detailný prieskum genetickej variability v rámci porastu na zistenie lokálnych variet, proveniencií atď.

Metódy zahŕňajú:

- historické detailné štúdie genetickej variability druhu;
- historické štúdie na zistenie roku zakladania porastov, ich obhospodarovania a zdrojov zmeny;
- vizuálne zisťovanie lokálnej variability druhov.

Kvantifikácia jednotlivých zložiek biodiverzity v lesníckych a poľnohospodárskych aplikáciách sa v prevažnej miere zameriava na vyššie rastliny. Hodnotenie druhovej diverzity je založené minimálne na jednom z troch nasledujúcich znakov (Bruciamacchie 1996), a to na:

- druhovej bohatosti, ako na najstaršom a najjednoduchšom poňatí druhovej diverzity vyjadrenej iba na základe počtu druhov;
- druhovej vyrovnanosti, ako miere rovnomernosti zastúpenia jednotlivých druhov v spoločenstve a

- druhovej heterogenite, ako charakteristike zahŕňajúcej v sebe druhovú bohatosť a vyrovnanosť v jednom.

Pre popis a kvantifikáciu jednotlivých znakov druhovej diverzity je vypracovaných viacero techník a metód. Napr. pri kvantifikácii druhovej bohatosti môžeme siahnúť po metódach založených od najjednoduchšieho vyjadrenia počtu druhov až po zložité matematické výrazy ako Rarefraction metóda (Sanders 1968), Jackknife odhad (Heltsh a Forrester 1983), Bootstrap procedúra (Smith & Van Belle 1984), metóda logaritmického radu (Fischer et al. 1943), metóda lognormálneho rozdelenia (Preston 1984 in Krebs 1989).

Pravdepodobne najpopulárnejšia a najčastejšie používaná je metóda indexov. Počas ich historického vývoja sa postupne vyšpecifikovali tri samostatné skupiny, t.j. indexy druhovej bohatosti (napr. N0 (Hill 1973), R1 (Margalef 1958), R2 (Menhinick 1964)), indexy druhovej diverzity (napr. Simpsonov, Shannonov index a Hillove čísla N1 a N2 (Hill 1973)) a indexy druhovej vyrovnanosti (napr. E1 (Pielou 1975), E3 (Heip 1974), E5 (Hill 1973)). Indexy diverzity predstavujú presne definované a teda objektivizované parametre, ktoré umožňujú exaktne popísať nájdenú a pozorovanú diverzitu. Pri periodických zisťovaniach umožňuje spolu so súpisom zaznamenaných druhov efektívne sledovať a vyhodnocovať zmeny, ktoré nastali v sledovanom území. Možno ich využiť v riadiacom a rozhodovacom procese v lesnom hospodárstve, napr. na kontrolu výsledkov hospodárskych opatrení alebo jednoducho na zachytenie informácií pre vyhodnotenie budúcich zmien v druhovej diverzite.

Medzi ďalšie metódy vypracované k hodnoteniu druhovej diverzity môžeme zaradiť aj metódu diverzitných profilov (Gove et al. 1996), ktoré umožňujú grafické porovnanie diverzity medzi spoločenstvami.

Hodnotenia založené len na podklade druhovej diverzity môžu byť zavádzajúce, pretože niektoré ekosystémy, ktoré sú prirodzene rovnorodé, alebo tvorené prevažne jedným druhom môžu vykazovať rovnako vysokú vážnosť z hľadiska biodiverzity ako silne druhovo heterogénne spoločenstvá. Preto okrem druhového zloženia Franklin et al. (1981) rozoznávajú ďalšie dve primárne charakteristiky ekosystémov, a to štruktúra a funkcia, ktorým sa však v rámci štúdia diverzity venuje oveľa menej pozornosti (Franklin 1988 in Noss 1990). Kým „funkcia“ zahŕňa ekologické a evolučné procesy vrátane génových tokov, prírodných katastrof a kolobehu živín, pod štruktúrou sa rozumie hmotné usporiadanie systému (Noss 1990). Podobne definujú štruktúru aj iní autori, napr. Gadow (1999) ju charakterizuje ako špecifické usporiadanie prvkov v systéme, kým Heupler (1982 in Lübbbers 1999) ako ich umiestnenie a vzájomné prepojenie. Vychádzajúc z tejto všeobecnej definície sa štruktúra lesa definuje ako priestorové rozmiestnenie biomasy, čiže stromov a ich vlastností (hrúbka, výška a pod.) (Zenner 1999, Gadow 1999, Gleichmar a Gerold 1998), resp. Lexer et al. (2000) hovoria o zoskupení biotických a abiotických zložiek v lesnom ekosystéme.

Štruktúru lesa je možné vnímať na viacerých hierarchických úrovniach (Kint et al. 2000). Na úrovni krajiny je definovaná ako rozrôznenie porastových typov (O'Hara 1998) a stupeň fragmentácie biotopov (Andrén 1994). Pre výskum biodiverzity sa však za dôležitejšiu považuje porastová úroveň (Kuuluvainen et al. 1996), pretože plošné a vertikálne rozmiestnenie stromov v poraste definuje trojdimenzionálny priestor biotopu vtákov, hmyzu, cicavcov, epifytov, nedrevnej vegetácie a pôdnych mikroorganizmov (Ratcliffe et al. 1986, Kuuluvainen et al. 1996). Porastová štruktúra človekom nenarušených lesných ekosystémov v sebe navyše nesie informácie o dynamike vývoja pralesov (Hofgaard 1993). V hospodárskych lesoch je však táto veličina nemenej významná, pretože napomáha zhodnotiť ich súčasný stav, ich tzv. blízkosť k prírode a v konečnom dôsledku aj ich ekologickú stabilitu (Pretzsch 1995, 1998, Zenner 1999).

Štruktúra lesa sa popisuje rôznymi štruktúrnymi prvkami, ako je priestorové rozdelenie, hustota, diferencovanie, zmiešanie (Zenner 1999). Pri správnom hodnotení štruktúry porastov je však potrebné ju vnímať komplexne ako charakteristiku zloženú z:

- horizontálnej štruktúry, t.j. plošného, dvojdimenzionálneho rozmiestnenia stromov po ploche porastu

- a vertikálnej štruktúry vyjadrenej rozrôznením porastu vo vertikálnom smere (Jaehne a Dohrenbusch 1997).

Lübbers (1999) k týmto dvom zložkám pridáva ešte aj tzv. mikroštruktúry, pod ktorými rozumie napr. množstvo moderového dreva v poraste, formy stromov a pod.

Gadow a Hui (1999) rozlišujú tri základné znaky štruktúry:

1. **pozícia**, teda priestorové rozdelenie stromov po ploche lesa.
2. **zmiešanie**, t.j. rozmiestnenie jednotlivých druhov drevín po ploche porastu.
3. **diferenciácia**, t.j. charakteristika rozdielov v rozmeroch medzi susediacimi jedincami v horizontálnom i vertikálnom smere.

Na kvantifikáciu štruktúry, jej vyššie uvedených zložiek ako aj jej rozrôznenia existuje viacero metód. Najstarší, najjednoduchší a v praxi najviac využívaný je slovný kvalitatívny popis zmiešania, hustoty a iných charakteristík porastu. Existujú však aj rôzne grafické metódy, napr. grafy rozdelenia hrúbkových, výškových početností, plány rozmiestnenia stromov, či kvantitatívne metódy (indexy, štatistické metódy). Hoci sú prvé dve skupiny metód pomerne jednoduché, pomocou nich nie je zvyčajne možné do jemných detailov popísať rozdiely v štruktúre. Tento nedostatok sa snažia odbúrať kvantitatívne metódy. Čiastočné prehľady týchto metód uvádza Pielou (1977), Földner (1995), Gleichmar a Gerold (1998), Kint et al. (1999), Lübbers (1999), Gadow a Hui (1999), Neumann a Starlinger (2001), Pommerening (2002).

Indexy, t.j. metódy kvantifikujúce diverzitu za pomoci rozličných štatistických a matematických prístupov, sú najväčšou skupinou kvantitatívnych metód. Popisujú buď jednu alebo viac zložiek diverzity súčasne. Pravdepodobne najznámejším štruktúrnym indexom je agregatívny index R navrhnutý Clark a Evans-om (1954), ktorý popisuje horizontálne rozmiestnenie stromov. Iné známe indexy navrhli napr. Cox (1971), Pielou (1959, 1977), Gadow (1993), Pretzsch (1996, 1998), Ferris-Kaan et al. (1998), Neumann a Starlinger (2001), Holdridge (1967), Jaehne a Dohrenbusch (1997), Zenner (1999), Zenner a Hibbs (2000), atď. Posledné štyri spomínané sú komplexné štruktúrné indexy popisujúce viacero štruktúrných zložiek spolu, kým predchádzajúce charakterizujú len jednu časť.

Pri popise porastovej štruktúry môžu byť nápomocné aj rôzne priestorové štatistické metódy (napr. geoštatistika) (Kint et al. 2000). Niektoré z týchto metód a ich použitie prezentujú Biondi et al. (1994), Kuuluvainen et al. (1996), Goovaerts (1997), Mateu a Ribeiro (1998) a Kint (1999).

3.1. Komplexné indexy biodiverzity

Komplexné indexy kombinujú v sebe viacero zložiek biodiverzity. Tieto indexy sú väčšinou založené na aditívnom princípe, t.j. konečná hodnota indexu sa získa sčítaním hodnôt jednotlivých zložiek biodiverzity. Zvyčajne sa používajú dva druhy kvantifikácie zložiek biodiverzity: (1) priradením skóre danému stavu na základe vopred stanovenej stupnice alebo (2) používaním skutočných merných jednotiek. V druhom prípade sa však spojité veličiny často reklasifikujú na kategorické premenné, t.j. každej zložke biodiverzity sa v závislosti od hodnoty veličiny priradí určité skóre, čo znamená prechod na prvý spôsob kvantifikovania. Pre stanovenie celkovej hodnoty biodiverzity sa hodnoty jednotlivých zložiek môžu podľa ich významu pre celkovú biodiverzitu upraviť rôznymi váhami.

Systém hodnotenia biodiverzity pomocou skóre je jednoduchý a ľahko aplikovateľný (Meersschaut a Vandekerckhove 1998). Takýto spôsob kvantifikácie využil už v roku 1969 Randwell na hodnotenie potreby ochrany pobrežných stanovišť, ktorý navrhol tzv. porovnávací index biologickej hodnoty (Comparative Biological Value Index CBVI) (Nunes et al. 2000). Tento index v sebe kombinuje osem kritérií do jedného skóre, pričom každému kritériu sa v závislosti od vlastností stanovišťa priradí skóre na základe predom definovanej stupnice. Finálne skóre je sumou skóre všetkých kritérií:

$$CBVI = Ph + O + D + G + S + P + E + C$$

kde

Ph = skóre pre fyzikálno-chemické vlastnosti prostredia

O = skóre pre optimálnosť populácie (aké druhy tvoria populáciu)

D = skóre pre diverzitu (diverzita populácie)

G = skóre pre geografické (územné) jednotky odvíjajúce sa od počtu ohrozených druhov

S = skóre pre veľkosť bahenných plôch a útesov

P = skóre pre neporušenosť stanovišťa antropogénnymi vplyvmi

E = skóre pre využitie stanovišťa na vedecké a študijné účely

C = skóre pre kvalitu okolitého prostredia (jeho neporušenosť a význam)

Index CBVI môže nadobúdať hodnoty z intervalu od 7 do 28 a vypovedá o dôležitosti a potrebe chrániť určité stanovište. Čím vyššia je hodnota CBVI, tým žiaducejšia je ochrana stanovišťa.

Meersschaut a Vandekerkhove (1998) navrhli podobný komplexný index kvantifikujúci porastovú biodiverzitu, pričom vychádzali z údajov z inventarizácie lesa. Ich index v sebe kombinuje štyri hlavné zložky biodiverzity lesného ekosystému: štruktúru porastu, zloženie drevinovej a bylinnej vrstvy a moderové drevo. Každá zložka je definovaná súborom indikátorov, pričom každému z nich sa v závislosti od ich vlastností priradí skóre z vopred definovaného intervalu. Výsledné skóre biodiverzity sa stanoví súčtom skóre všetkých indikátorov.

Hodnoty skóre priradené jednotlivým indikátorom boli stanovené za pomoci tzv. Delphi techniky. Táto metóda je založená na princípe, že ak sa biodiverzita nedá v teréne jasne a jednoznačne merať, váhy, resp. skóre jednotlivých indikátorov biodiverzity určia špecialisti po vzájomnom dohovore. Index v sebe zahŕňa biologické a štruktúrne indikátory biodiverzity, ktoré je možné získať z databázy inventarizácie lesa (podrobný zoznam je uvedený v Tab.1). Pri tvorbe indexu sa autori snažili rovnomerne rozdeliť váhy medzi jednotlivé indikátory predpokladajúc, že sa na biodiverzite podieľajú viac-menej rovnakou mierou.

Tabuľka 1: Zoznam indikátorov biodiverzity a ich maximálne možné skóre navrhnuté Meersschaut a Vandekerkhove (1998) pre komplexnú kvantifikáciu porastovej diverzity.

<i>Indikátor</i>	<i>Maximálne skóre</i>
ŠTRUKTÚRA PORASTU (=a+b+c+d)	20
a) zápoj	4
b) vek porastu	7
c) počet vrstiev	4
d) priestorové zmiešanie drevín	5
DREVINOVÁ VRSTVA (=e+f+g+h+i)	25
e) počet pôvodných drevinových druhov s výškou $h \geq 2m$	5
f) počet veľkých stromov s $40cm \leq d_{1,3} < 80cm$	5
g) počet veľmi veľkých stromov s $d_{1,3} \geq 80cm$	5
h) počet pôvodných drevinových druhov v zmladení s výškou $h < 2m$	4
i) smerodajná odchýlka hrúbok	6
BYLINNÁ VRSTVA (=j+k+l+m)	25
j) počet cievnatých rastlinných druhov	10
k) stupeň vzácnosti	7
l) počet machov	5
m) celková pokrývnosť	3
MODEROVÉ DREVO (= n+o+p+q+r)	30
Sucháre (= n+o+p)	15
n) kruhová základňa	4

o) počet veľkých suchárov s $d_{1,3} \geq 40\text{cm}$	6
p) smerodajná odchýlka hrúbok	5
Ležanina (= q+r)	15
q) suma dĺžok kmeňov veľkých stromov s priemerom $\geq 40\text{cm}$	7
r) počet hrúbkových tried	8
INDEX BIODIVERZITY (=a+b+c+d+e+f+g+h+i+j+k+l+m+n+o+p+q+r)	100

LLNS index navrhnutý Lähde-om et al. (1999) reprezentuje druhú skupinu indexov, ktoré na kvantifikáciu biodiverzity používajú namerané hodnoty veličín. Index bol navrhnutý na kvantifikáciu vnútroporastovej diverzity a zahŕňa v sebe tieto veličiny: počet stromov podľa druhov drevín, kruhová základňa, zásoba suchárov a ležaniny podľa druhov drevín, výskyt vzácných stromov (stromov starých, veľkých, vzácných druhov), relatívna hustota podrastu, zásoba spráchnivelého dreva. Skladá sa zo 6 čiastkových indexov vyjadrujúcich jednotlivé zložky diverzity:

$$LLNS = I_{LT} + I_{DST} + I_{DFT} + I_{CW} + I_{SP}$$

I_{LT} = index diverzity žijúcich stromov

I_{DST} = index diverzity suchárov, t.j. stojacich odumretých stromov

I_{DFT} = index diverzity ležaniny, t.j. spadnutých odumretých stromov

I_{CW} = index diverzity spráchnivelého dreva

I_{SP} = index diverzity vzácných stromov.

Hodnoty jednotlivých čiastkových indexov sa buď vypočítajú z nelineárnych vzťahov medzi indexom a porastovými parametrami (I_{LT} , I_{DST} , I_{DFT}) alebo sú ich hodnoty dané kategoricky v závislosti od hodnotenej zložky biodiverzity (napr. I_{CW} môže nadobúdať hodnoty 0, 0.5 a 1 podľa množstva spráchnivelého dreva). Index LLNS sa však dá stanoviť aj priamo v teréne pomocou tabuľky, z ktorej sa na základe približných hodnôt sledovaných veličín odčítajú čiastkové skóre jednotlivých zložiek biodiverzity. Výsledná hodnota indexu LLNS je suma všetkých čiastkových skóre.

Ďalší komplexný index nazývaný Habitat Index HI bol tiež vytvorený vo Fínsku. Autori Rautjärvi et al. (2005) používajú tiež pomenovanie habitat index model, keďže index bol vyvinutý ako priestorovo orientovaný model. Vstupy do modelu boli vybraté na základe prác zaoberajúcich sa biodiverzitou lesa v Škandinávii a sú nasledovné: zásoba (VOL), vek porastu (AGE), potenciálna produktivita (BON), zásoba moderového dreva (DWA) a miera prirodzenosti porastu (NAT). Hodnoty jednotlivých veličín sa získavajú z máp, ktoré boli vytvorené z údajov získaných z fínskej národnej inventarizácie lesa. Keďže každá veličina je vyjadrená v iných jednotkách, kvôli porovnaniu sa veličiny najskôr reklasifikovali na diskkrétne hodnoty (skóre). Následne sa každej veličine priradila váha podľa ich predpokladanej dôležitosti pre biodiverzitu tak, aby suma váh bola rovná 1. Finálny tvar Habitat indexu HI je:

$$HI = 0.25 * VOL + 0.25 * AGE + 0.125 * BON + 0.25 * DWA + 0.125 * NAT$$

HI môže nadobúdať hodnoty od 0.375 do 4.375. Pre ľahšiu aplikáciu indexu HI v praxi autori vypočítané hodnoty reklasifikovali na tri stupne biodiverzity 1 až 3, kde stupeň 3 predstavuje najvyššiu biodiverzitu.

4. Ekonomická a finančná kvantifikácia úžitkov biodiverzity – metódy oceňovania biodiverzity

Napriek množstvu medzinárodne schválených dohovorov a zmlúv zaväzujúcich podpísané strany chrániť a zachovávať biodiverzitu sa proces deštrukcie nezastavil, ba podľa niektorých autorov (napr. Pearce a Moran 1994) sa jeho rýchlosť neustále zvyšuje. Jednou z možností, ako zmeniť náhľad politikov a verejnosti na ochranu a trvalo-udržateľné využívanie biodiverzity, je dokumentovať, že takýto prístup má kladnú ekonomickú hodnotu a že táto hodnota môže byť dokonca vyššia ako pri alternatívnom biodiverzitu ohrozujúcom využívaní (Pearce a Moran 1994).

Aj keď v súčasnosti už existuje veľa prác zaoberajúcich sa oceňovaním biodiverzity, v mnohých prípadoch sa v skutočnosti oceňujú biologické zdroje (Pearce 1999 in Nunes a Bergh 2001, Christie et al. 2004). Je to preto, že biologický zdroj (t.j. konkrétny gén, druh, stanovište alebo ekosystém) je často oveľa ľahšie identifikovateľný ako biologická diverzita resp. jej zložky (napr. vzácnosť druhov) (Christie et al. 2004). Navyše, rozdiel medzi biodiverzitou a biologickými zdrojmi nie je vždy zrejmý a niekedy sa významy týchto pojmov navzájom prekrývajú (Nunes and Bergh 2001).

Ako vhodný pomocník pri rozhodovaní o využití prírodných zdrojov sa javí tzv. celkové ekonomické ohodnotenie (total economic valuation) ich prínosov (Pearce a Moran 1994). Celková ekonomická hodnota (total economic value TEV) je suma všetkých hodnôt uvedených v kapitole 2 (obr. 2):

$$TEV = UV + NUV = (DUV + IUV + OV) + (XV + BV).$$

kde:

TEV = celková ekonomická hodnota

UV = úžitkové hodnoty

NUV = neúžitkové hodnoty

DUV = priame úžitkové hodnoty

IUV = nepriame úžitkové hodnoty

OV = výberové hodnoty

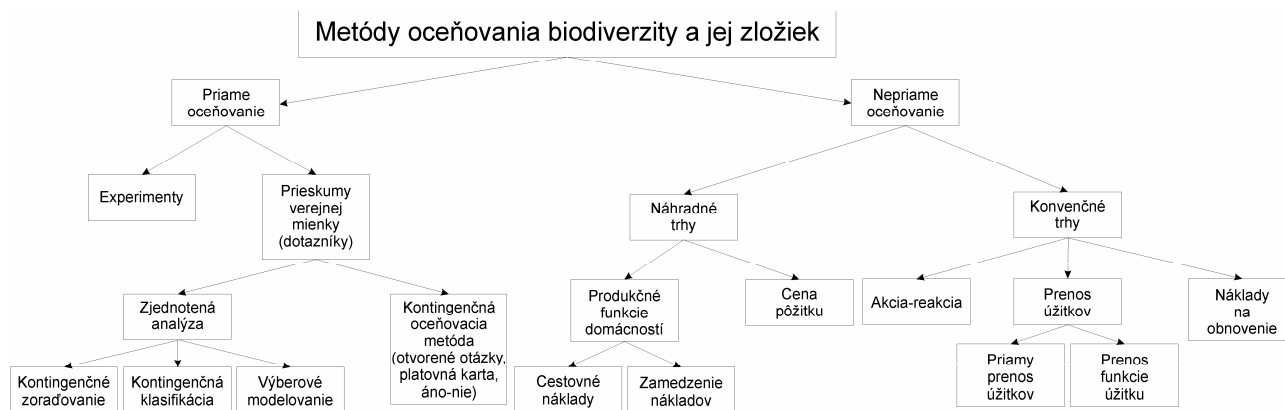
XV = existenčné hodnoty

BV = hodnoty dedičstva

Tu však vyvstáva otázka, ako celkovú ekonomickú hodnotu biodiverzity TEV stanoviť. Pri produktoch, s ktorými sa obchoduje, sa ako ekvivalent TEV používa trhovú cenu. S biologickou diverzitou sa však neobchoduje, resp. sa obchoduje len parciálne s jej niektorými zložkami. Najväčší podiel na hodnote biodiverzity však majú neúžitkové hodnoty, ktoré najčastejšie používaná nákladovo-zisková analýza (cost-benefit analysis CBA) zvyčajne nezahŕňa (Gössling 1999). Z toho dôvodu sa vyvinulo viacero netrhových ohodnocovacích metód, ktorými sa stanovuje ekonomická hodnota jednotlivých komponentov biodiverzity resp. jej celková ekonomická hodnota (Baumgärtner 2002). Najčastejšie používanými sú kontingenčná ohodnocovacia metóda (contingent valuation method), metóda cestovných nákladov (travel cost) (viď. nižšie).

Farber et al. (2006) delia metódy využívajúce sa pri hodnotení ekosystémových služieb (ecosystem services) na konvenčné ekonomické (conventional economic) a nepeňažné. Konvenčné ekonomické hodnotiace metódy podľa použitého prístupu ďalej rozdeľujú na (1) metódy odhaľujúce preferencie (revealed-preferences; napr. travel cost, market methods, hedonic methods, production approaches), (2) metódy, pri ktorých sa preferencie stanovujú (stated-preferences approaches; napr. contingent valuation, conjoint analysis) a (3) metódy nákladové (cost-based; replacement a avoidance costs).

Pearce a Moran (1994) vylišujú dva prístupy oceňovania, a to priamy a nepriamy. Podstatou priameho prístupu je, že sa zisťujú preferencie priamo u verejnosti, kým pri nepriamom prístupe sa preferencie odvodzujú na základe pozorovania aktuálneho diania na trhu.



Obrázok 3 Metódy oceňovania biodiverzity a jej zložiek

Medzi metódy priameho prístupu patria (1) experimenty a (2) prieskumy verejnej mienky. Experimenty sú pokusné výskumy, ktorými sa priamo na mieste zistí odozva verejnosti na určitú zmenu. Napr. ak chceme zistiť, aký potenciál by mala nová rekreačná zóna, je možné ju vytvoriť a sledovať odozvu u ľudí, t.j návštevnosť, zisk zo vstupného, estetický zážitok a pod. Takéto experimenty sa s úspechom použili na maloplošnej úrovni, ale pri veľkoplošnom aplikovaní vznikajú problémy pri ich plánovaní a implementácii.

V rámci prieskumov verejnej mienky sa využíva dvojaký spôsob zisťovania. Buď sa u verejnosti zisťuje poradie preferencií, alebo majú dotazovaní priamo stanoviť hodnotu, ktorú sú ochotní zaplatiť (willing to pay WTP) resp. akceptovať (willing to accept WTA). V prvom prípade sa hovorí o tzv. kontingenčnej klasifikačnej metóde (contingent ranking method), kým druhá metóda sa nazýva kontingenčná oceňovacia metóda (contingent valuation method), ktorá sa s obľubou využíva, lebo je jediným dostupným prostriedkom na ohodnocovanie neúžitkových hodnôt (Pearce a Moran 1994). Robinson (2001) považuje kontingenčnú klasifikačnú metódu za jednu z foriem tzv. zjednotenej analýzy (conjoint analysis). Ďalšie formy sú kontingenčné kategorizovanie (contingent rating) a výberové modelovanie (choice modelling) (Robinson 2001). Keďže princípom týchto metód je priame dotazovanie sa respondentov, niektorí autori ich nazývajú ako techniky stanovenia preferencií (stated preference methods) (Robinson 2001).

Zjednotená analýza (conjoint analysis)

Pri zjednotenej analýze respondenti vyberajú z alebo zoraďujú rôzne scenáre služieb definované rôznymi kombináciami ekologických podmienok a tak relatívne ohodnocujú jednotlivé zložky služby (Farber et al. 2006). Jednou možnosťou je vždy scenár „bez zmeny“ (Robinson 2001). Príkladom môže byť výber z rôznych scenárov mokradí s rôznymi úrovňami protipovodňovej ochrany a výnosov z rybolovu (Farber et al. 2006). Získané údaje sú analyzované pomocou podmieneného polynómového logit regresného modelu, z ktorého sa odvodzujú hodnoty pre jednotlivé služby alebo znaky komodity ako aj agregovaná hodnota komodity (Robinson 2001).

Kontingenčná oceňovacia metóda (contingent valuation method)

Kontingenčná oceňovacia metóda (CV) je hypotetická trhová metóda (Loomis a White 1996) používaná na určenie hodnôt netrhových komodít (Muriithi a Kenyon 2002). Prieskum kontingenčnej metódy je založený na hypotetickom trhu, v rámci ktorého sa definujú tri elementy (Loomis a White 1996):

- (1) popis tovaru alebo služby, ktoré sa budú ponúkať respondentom. V rámci popisu by mali byť zahrnuté informácie o kvalite a spoľahlivosti komodity, o tom, kde a kedy bude daná komodita dostupná, ako a koľko sa za ňu bude platiť, kto bude za ňu zodpovedný (Pearce a Moran 1994), aké sú dôsledky platby resp. neplatby .
- (2) spôsob a frekvencia platby. Zvyčajné spôsoby zahŕňajú daň z príjmu (income tax), platby fondom (trust fund) atď.
- (3) spôsob zisťovania ochoty platiť (WTP) resp. akceptovať (WTA), t.j. aké dotazy sa pri prieskume používajú. Môže ísť o
 - (a) otvorené otázky (open-ended, continuous), t.j. priame dotazy, koľko by boli respondenti ochotní najviac zaplatiť za ponúkanú komoditu
 - (b) výber z viacerých možností, t.j. z viacerých možných hodnôt uvedených na tzv. platobnej karte (payment card)
 - (c) výber medzi možnosťami áno/nie, ak je stanovená presná suma. V tomto prípade sa hovorí o diskretnom (Pearce a Moran 1994) alebo dichotomickom výbere (dichotomous choice) alebo referende (Hanemann et al., 1991 in Loomis a White 1996).

Dichotomický formát dotazov sa z viacerých dôvodov často preferuje a bol odporúčaný aj NOAA panelom (Arrow et al. 1993 in Muriithi a Kenyon 2002). Hlavné dôvody sú, že voľba medzi „ber alebo nechaj“ sa najviac približuje obchodným úkonom ako aj jeho vlastnosti znižovať bias (viď. Pearce a Moran 1994). Novšie štúdie však poukazujú na to, že tento spôsob nemusí byť vždy najvýhodnejší, keďže jeho použitie vedie k vyšším hodnotám ako pri použití iných spôsobov dotazov (Boyle et al. 1996; Ready et al. 1996 in Muriithi a Kenyon 2002). Podľa niektorých autorov, metóda platobnej karty zase svojimi možnosťami uľahčuje respondentom proces ohodnocovania (napr. Mitchell and Carson 1989; Ready et al. 1996 in Muriithi a Kenyon 2002). Tento spôsob však vyžaduje starostlivé vymedzenie jednotlivých možností (Pearce a Moran 1994).

Kontingenčné ohodnocovanie má vďaka svojim vlastnostiam veľký význam pri oceňovaní biodiverzity. CV je jediná metóda schopná peňažného ohodnotenia neúžitkových hodnôt, ktorých ignorovanie spôsobuje systematický bias odhadu celkového úžitku biodiverzity (Nunes et al. 2000). Navyše, pomocou CV je možné ohodnotiť aj potencionálne zmeny prostredia, ktoré môžu nastať (tzv. ex ante hodnotenie) (Nunes et al. 2000). Loomis (1990 in Loomis a White 1996) pomocou opakovaných testov spoľahlivosti (test-retest reliability studies) zistil, že CV hodnoty sú spoľahlivé. Podľa Pearce a Moran-a (1994) sú odhady získané z dobre navrhnutých a riadne vykonaných prieskumov porovnateľné s odhadmi získanými z iných metód.

Informácie získané kontingenčnou oceňovacou metódou sa zvyčajne analyzujú jedným z troch spôsobov:

- (1) analyzujú sa frekvenčné krivky odpovedí.
V prípade otvorených otázok dostaneme súbor s rôznymi hodnotami WTP ochoty platiť, z ktorých sa dajú vypočítať základné štatistiky ako priemer, medián a rozdelenie početností. Priemerné hodnoty WTP predstavujú odhad celkovej hodnoty komodity, kým pomocou frekvenčnej krivky sa dá odhadnúť, aký podiel populácie by si pri určitej cene vybral danú komoditu. Podobne sa môžu analyzovať aj odpovede na dichotomické otázky. Najskôr sa zistí % populácie ochotné zaplatiť určitú sumu a následne sa vzťah medzi podielom respondentov ochotných zaplatiť stanovenú cenu a cenou komodity môže vyjadriť graficky (Pearce a Moran 1994).
- (2) analyzujú sa kontingenčné tabuľky (Cross tabulations) medzi ochotou platiť WTP a socioekonomickými premennými, príp. postojom k prostrediu.
Z jednotlivých údajov respondentov o ochote platiť WTP je možné vypočítať priemernú výšku ochoty platiť WTP pre rozdielne skupiny respondentov definované svojimi socioekonomickými charakteristikami alebo postojmi k prírodnému prostrediu. Kontingenčné tabuľky je možné robiť aj pri dichotomických otázkach, ale len v prípade veľkých výberov, aby sa mohli urobiť štatistické testy rozdielov.

(3) pomocou viacrozmerných štatistických metód sa odvodí oceňovacia funkcia popisujúca vzťah medzi odpoveďami respondentov a socioekonomickými charakteristikami (Pearce a Moran 1994).

Zvyčajný tvar oceňovacej funkcie, tiež nazývanej funkcia dopytu (Robinson 2001) je:

$$WTP_i = f(A_i, E_i, Y_i, M_i, S_i)$$

kde:

WTP_i = ochota platiť za prírodnú komoditu i

A_i = vek respondentov

E_i = úroveň vzdelania respondentov

Y_i = výška príjmu respondentov

M_i = úroveň ekologickej uvedomelosti respondentov

S_i = dostupnosť náhrad (availability of substitutes).

Otvorenými otázkami sa získajú spojité údaje WTP o ochote platiť za komoditu, takže na vysvetlenie variability závislej premennej (WTP) sa môžu použiť modely najmenších štvorcov (ordinary least squares OLS). Predpokladá sa, že ak je R^2 nižšie ako 0.15, potom je dôveryhodnosť výsledkov otázna (Pearce a Moran 1994).

V prípade dichotomických otázok sú odpovede v nespojitom (diskrétnom) tvare, preto sa namiesto OLS musia použiť nespojité výberové modely (discrete choice models), ktoré vysvetľujú pravdepodobnosť, že respondent odpovie na danú otázku „áno“. Väčšina prác používa logit a probit funkcie kvôli jednoduchosti výpočtu (Pearce a Moran 1994).

Účelom týchto analýz je porovnať odpovede s teóriou (očakávaním) a zistiť štatistický vzťah, ktorý platí pre celú skúmanú populáciu.

Napriek svojim prednostiam CV nemusí byť vždy vhodnou metódou, pretože podpora života ekosystému nepatrí medzi veci, s ktorými je verejnosť stotožnená. Navyše, zložitosť vzťahov sťažuje proces tvorby a popisu precízneho a komplexného prieskumu (Nunes et al. 2000). Preto sa používajú aj iné metódy, ktoré Pearce a Moran (1994) súhrnne nazývajú nepriame, pretože sú založené na nepriamom zisťovaní preferencií na základe vzťahov medzi trhovou komoditou a netrhouvou zložkou biodiverzity. Tieto techniky sa však skôr zameriavajú na ohodnocovanie biologických zdrojov ako na samotnú biodiverzitu (biological diversity *per se*) (Pearce a Moran 1994).

Nepriame metódy sa delia na dve skupiny podľa toho, aký trhovú prístup sa využíva. Môže ísť o konvenčný trh (conventional market) alebo náhradný trh (surrogate market) (Pearce a Moran 1994).

V prípade techník náhradného trhu ide o analýzu trhov tých tovarov a služieb, ktoré sú v nejakom vzťahu ku komoditám životného prostredia. Nákupom komodity umiestnenej na trhu vyjadruje nakupujúci svoje priority voči komodite trhovej ako aj komodite životného prostredia. Vďaka tomu, že pri týchto metódach robia ľudia reálne rozhodnutia, sa tieto metódy niekedy preferujú oproti priamym metódam, pri ktorých ide o hypotetické situácie (Pearce a Moran 1994). Princíp náhradného trhu sa využíva pri metóde ceny pôžitku (hedonic price) a produkčných funkciách domácnosti (household production HPF). Princípom produkčných funkcií domácnosti je stanoviť hodnotu prírodného zdroja na základe výdavkov za tovary, ktoré zastupujú alebo dopĺňajú prírodnú komoditu. Napr. izolácia proti hluku zastupuje zníženie hluku pri zdroji. Cestovanie je zase doplnkom rekreačného vyžitia na danej lokalite, pretože na to, aby sme sa mohli rekreačne vyžiť, je potrebné tam docestovať (Pearce a Moran 1994).

Metóda cestovných nákladov (Travel cost)

Metóda cestovných nákladov využíva informácie o financiách a čase, ktoré ľudia vynaložili na to, aby sa dostali na miesto s určitými žiadanými vlastnosťami. Získané informácie slúžia na odhad ochoty platiť (WTP) za poskytnuté úžitky (Pearce a Moran 1994). Metóda sa používa najmä pri hodnotení rekreačných úžitkov (Nunes et al. 2000) tzv. ekoturizmu (Pearce a Moran 1994), pričom

odhad vychádza z tzv. zovšeobecnených cestovných nákladov, ktoré sú tvorené nákladmi na cestovanie, ubytovanie a vstup do rekreačnej oblasti (národného parku, rezervácie) (Nunes et al. 2000). Metóda sa však môže použiť aj na hodnotenie úžitkov plynúcich z ochrany lesa, napr. poskytovanie palivového dreva alebo zásobovanie vodou (Pearce a Moran 1994). V týchto prípadoch sa ako miera hodnoty palivového dreva resp. ako hodnota (proxy value) zlepšeného zásobovania vodou berie čas strávený na cestovanie (Pearce a Moran 1994).

Všeobecná funkcia dopytu po rekreácii v danej oblasti sa môže zapísať nasledovne:

$$V = f(C, X, W)$$

kde:

V = predstavuje počet návštev danej oblasti

C = cestovné náklady

X = socioekonomické veličiny so signifikantným vplyvom na V

W = znaky oblasti (Heide et al. 2005).

Napriek tomu, že metóda cestovných nákladov sa pri ohodnocovaní často využíva (Bockstael et al. 1991 in Nunes et al. 2000), pri jej správnej aplikácii treba myslieť aj na možné úskalnia. Pri oceňovaní treba vždy zahrnúť nielen finančné výdavky, ale aj náklady na čas (time costs), a to jednak čas potrebný na cestu a tiež čas strávený v danej oblasti, ináč môžu byť odhady dopytu a úžitkov vychýlené (Pearce a Moran 1994). Heide et al. (2005) rozoznáva tri druhy cestovných nákladov: (1) vstupné, (2) náklady na cestovanie a (3) náklady na čas strávený cestovaním. Čas má alternatívnu cenu, keďže sa dá využiť aj na iné činnosti, napr. na prácu. Preto sa za vhodnú tieňovú cenu (shadow price) času považuje kritická mzda (marginal wage rate), resp. jej časť (25-50% podľa Cesario 1976 in Pearce a Moran 1994).

Funkcia cestovných nákladov predstavuje dopyt po službách danej lokality a teda uvažuje len s úžitkovými hodnotami, ale nie s existenčnými a výberovými hodnotami. Dopytovou funkciou sa odhaduje počet návštev vybranej lokality na základe cestovných nákladov a socioekonomických veličín (príjem, vek, vzdelanie, pohlavie, rasa a pod.). Dôležitý je správny výber tvaru funkcie. Pearce a Moran (1994) na základe viacerých štúdií navrhujú použiť tzv. semi-logaritmický tvar, t.j. že logaritmus počtu návštev sa dá do vzťahu k cestovným nákladom.

Častým problémom je, že mnohé rekreačné oblasti sú voľne prístupné, resp. vstupné do nich je len symbolické, takže dopyt nie je možné stanoviť bežným spôsobom (Pearce a Moran 1994). Ako ďalší nedostatok sa javí fakt, že metóda nepočíta s možnosťou, že ľudia sa presťahujú k danej rekreačnej lokalite bližšie. V takom prípade je odhadnutá krivka dopytu oproti skutočnej krivke posunutá nižšie a zisk konzumenta je podhodnotený. Podobné problémy môžu nastať v prípadoch, ak cieľom výletu nie je len daná lokalita, ale viac oblastí (tzv. viacúčelové výlety, multi-purpose trips) (Pearce a Moran 1994, Robinson 2001). Hoci Mendelsohn et al. (1992 in Pearce a Moran 1994) uviedli niekoľko spôsobov, ako prerozdeliť náklady medzi všetky navštívené lokality, žiaden z nich nebol ideálny.

Na druhej strane je však metódou cestovných nákladov možné zistiť, ako rozliční ľudia reagujú na rozdielne cestovné náklady, ako sa mení návštevnosť s kvalitatívnou zmenou prostredia a aké reakcie sa dajú očakávať pri zmene podmienok (Pearce a Moran 1994).

Niektoré z hore uvedených ťažkostí aplikácie metódy cestovných nákladov riešia tzv. zonálne modely cestovných nákladov (zonal travel-cost). Tieto dávajú dopyt po rekreačnej oblasti, vyjadrený ako počet výletov na jednotku populácie pôvodnej zóny, do vzťahu k vektoru nezávislých premenných. Zvyčajne je funkcia dopytu vyjadrená nasledovne (Robinson 2001):

$$V_{ij}/N_i = f(TC_{ij}, T_{ij}, Y_i, S_i, Q_j, A_k)$$

kde:

V_{ij} = počet výletov zo zóny i do oblasti j

N_i = populácia zóny i

TC_{ij} = náklady na cestovanie zo zóny i do K oblastí

T_{ij} = čas strávený na cestovanie zo zóny i do oblasti j

Y_i = priemerný príjem v zóne i

S_i = socio-economické charakteristiky zóny i

Q_j = kvalita rekreácie v oblasti j

A_k = miera nákladov a kvality náhradnej oblasti k

Zamedzujúce správanie / zamedzenie nákladov (averting behaviour technique, averting expenditures cost, avoidance cost)

Ekonomickú hodnotu biodiverzity je možné odhadnúť aj na základe nákladov, ktoré konzument musí vynaložiť na zamedzenie alebo zmiernenie nepriaznivých dôsledkov spôsobených stratou úžitkov biodiverzity (Cropper and Freeman 1991 in Nunes et al. 2000, Farber et al. 2006). Napr. úspory nákladov na ošetrovanie vody môžu vyjadrovať hodnotu zásobovania vodou (Farber et al. 2006). Huszar (1989 in Nunes et al. 2000) analyzoval náklady domácností v Novom Mexiku po veternej erózii, ktoré museli vynaložiť na čistenie, údržbu, opravy, a ktoré boli spojené so zníženou produkciou a spotrebou.

Na vykonanie odhadu nahraditeľnosti sú potrebné informácie o zmenách prostredia a k nim pridružených substitučných efektov (Pearce a Moran 1994). Pri aplikácii daného prístupu by malo ísť o perfektných substituentov (kvalita prostredia vs. substitučný tovar), čo sa však nedá vždy dodržať. Problém metódy zamedzenia nákladov spočíva aj v tom, že jedinci môžu reagovať na zmenu prostredia viacerými rozdielnymi formami správania, ktoré závisia napr. od ich príjmu. Preto je potrebné do analýzy zahrnúť všetky možné technické alternatívy a alternatívy správania. Navyše, takéto správanie zvyčajne nastupuje po jednorázovom rozhodnutí, napr. dotýchny si buď kúpi alebo nekúpi dymové poplašné zariadenie. Aby nedošlo k podhodnoteniu úžitkov, musia sa v takom prípade použiť nespojité výberové modely. Napriek tomu, že sa metóda v praxi málo využíva, má vysoký potenciál, pretože je založená na skutočných výdavkoch, a teda jej kritéria majú vysokú platnosť (Pearce a Moran 1994).

Cena pôžitku (Hedonic price)

Pôžitková cena určitého úžitku biodiverzity sa odvodzuje na základe analýzy podobných reálnych trhov (Nunes et al. 2000, Farber et al. 2006), v rámci ktorých sa obchoduje s komoditami, ktoré súvisia s analyzovaným úžitkom. Tento je teda nepriamo zapojený do obchodovania (Pearce a Moran 1994). Napr. hodnota rekreačného parku sa môže určiť na základe trhu s pozemkami v závislosti od jeho veľkosti a dostupnosti vody (Robinson 2001). Rovnako hodnota dobrých pôdnych podmienok sa stanoví podľa trhu s pozemkami a v závislosti od hĺbky ornice (Nunes et al. 2000). Podobne, čistý vzduch a ticho hrajú dôležitú úlohu na trhu s nehnuteľnosťami (Pearce a Moran 1994). Estetická hodnota krajiny sa môže zase odvodiť na základe prepojenia charakteristík krajiny s napr. vlastnosťami kvality vody (Farber et al. 2006).

V rámci tejto metódy Pearce a Moran (1994) rozlišujú dva druhy cien:

- (1) cenu pôžitku (hedonic house land price) na oceňovanie kvality vzduchu, hluku, vlastností okolia (napr. blízkosť parku) a pod.
- (2) rizikóvu prémiiu platu (wage risk premia) ohodnocujúcu zmeny v chorobnosti a úmrtnosti spôsobené nebezpečenstvom z prostredia. Vysoko rizikové povolania dostávajú rizikové prémie, ktoré majú kompenzovať riziko plynúce z vykonávania povolania. S rizikom sa teda obchoduje v rámci pracovného trhu.

Pri aplikácii tejto metódy treba teda v prvom rade stanoviť trhovú komoditu, ku ktorej sa dá priradiť analyzovaný úžitok alebo znak (napr. bývanie a kvalita ovzdušia). V ďalšom kroku sa určí funkčný vzťah medzi trhovou cenou a všetkými relevantnými znakmi trhovej komodity. Za použitia viacnásobnej regresie sa z údajov o hodnotách vlastností a znakov odvodí funkcia ceny pôžitkov, z ktorej získame koeficient ceny pôžitku pre analyzovaný znak (kvalitu ovzdušia). Tento koeficient sa nazýva hraničná implicitná hodnota znaku (marginal implicit price) a stanovuje, koľko musí jedinec dodatočne zaplatiť za rovnaký tovar vyznačujúci sa vyššou hodnotou znaku.

Aby bol odhad hodnoty úžitku správny, je dôležité zvoliť správny tvar funkcie. V podstate môže ísť o lineárny alebo nelineárny vzťah. Zo štúdií vyplýva, že nelineárne, najmä semi-logaritmické a logaritmické funkcie popisujú dáta lepšie ako funkcie lineárne. Pri hľadaní vhodnej funkcie však treba brať do úvahy aj to, či je analyzovaný znak nezávislý od ostatných vlastností komodity. Podľa Pearce a Moran-a (1994) sú iba logaritmická a Box-Cox funkcie schopné vylúčiť závislosť medzi jednotlivými znakmi. Všeobecne je multikolinearita, t.j. vzájomný vzťah medzi jednotlivými znakmi, najväčším problémom tejto metódy. Odstrániť ju je možné buď pomocou štatistických testov, ktoré navrhli Klepper a Leamer (1984 in Pearce a Moran 1994), alebo vyjadrením všetkých informácií týkajúcich sa jednotlivých znakov (napr. v prípade čistého vzduchu všetkých polutantov) jednou náhradnou mierou.

Ďalšie ťažkosti pri aplikácii tohto spôsobu oceňovania sú:

- metóda predpokladá, že ide o ideálny trh (voľný, dobre fungujúci, s fixnou ponukou komodít, konzumenti sú dobre informovaní, mobilní a môžu si vybrať presne tú komoditu, ktorú chcú), ktorý sa môže od reálneho trhu odlišovať (Pearce a Moran 1994)
- nedostatok údajov (napr. z predajov nehnuteľností), na základe ktorých by sa dal vytvoriť a ohodnotiť vektor charakteristík prírodnej komodity (Robinson 2001)
- v cenách pôžitku sú zahrnuté nielen hodnoty súčasných úžitkov, ale aj očakávaných budúcich úžitkov, čo nadsadzuje WTP (Pearce a Moran 1994).

Druhou skupinou v rámci nepriamych metód hodnotenia sú metódy konvenčného trhu, medzi ktoré patria technika akcie-reakcie (dose-response) a metóda nákladov na obnovenie (replacement cost). Tento prístup používa na ocenenie ovplyvnenej prírodnej komodity trhové ceny alebo tieňové ceny, ak trhové ceny neodrážajú vzácnosť komodity. Keď sa v dôsledku zmeny prostredia zmení aj množstvo alebo cena trhových komodít, hodnota zmeny sa môže vyjadriť zmenou v zisku producentov a nárastu konzumentov (Pearce a Moran 1994).

Metóda akcie-reakcie (Dose- response)

Pri tejto technike sa stanovuje vzťah medzi poškodením prostredia (odpoveďou prostredia – response) a príčinou poškodenia tak, že určitá hladina (dávka – dose) príčiny poškodenia sa dá do súvisu so zmenou prostredia, ktorej hodnota sa meria priamo na trhu alebo pomocou tieňových cien. Skutočné poškodenie sa určí z funkcie akcie-reakcie, t.j. závislosti zmeny prostredia od úrovne faktora spôsobujúceho zmenu. Peňažné ohodnotenie poškodenia sa získa prenásobením funkcie jednotkovou cenou fyzického poškodenia. Príkladom použitia je analýza vplyvu znečistenia ovzdušia na zdravie, vegetáciu, pôdnu eróziu a pod. Metóda sa využíva v prípadoch, kedy sú známe vzťahy akcie-reakcie medzi zmenami prostredia a obchodovateľnými komoditami, a preto nie je vhodná na ohodnocovanie neúžitkových hodnôt (Pearce a Moran 1994).

Náklady na obnovenie (Replacement costs)

Metóda je založená na hodnotení straty alebo poškodenia úžitku (služby) pomocou nákladov potrebných na jej nahradenie alebo obnovenie (Pearce a Moran 1994, Farber et al. 2006). Náklady pritom môžu byť definované dvojako: buď ako strata biologickej hodnoty alebo ako dodatočné či mimoriadne ekonomické náklady (Cabeza a Moilanen 2006). Predpokladom metódy je, že tieto náklady predstavujú spodnú hranicu skutočnej hodnoty analyzovaného úžitku (Pearce a Moran 1994), t.j. že úžitok má minimálne takú hodnotu ako náklady na jeho obnovenie (Farber et al. 2006). Keďže odhadnúť takéto náklady je pomerne ľahké, tento prístup má v praxi časté uplatnenie (Pearce a Moran 1994). Informácie o nich sa dajú získať buď priamo pozorovaním skutočných výdavkov pri obnovovaní poškodeného úžitku alebo profesionálnym odhadom nákladov potrebných na obnovu úžitku. Metóda je užitočná napr. na odhad hodnoty protipovodňovej ochrany a regulácie zásobovania vodou zalesnených území ako prirodzených bariér (Pearce a Moran 1994). V prípade

zmien v rámci siete rezervácií sa pomocou tejto metódy určí, aké náklady sú potrebné na vylúčenie (resp. priradenie) danej lokality do siete rezervácií (Cabeza a Moilanen 2006).

Prenos úžitkov (Benefit transfer BT)

Kvôli časovým a finančným obmedzeniam nie je vždy možné podrobne analyzovať a oceňovať každú komoditu na lokalite zvlášť. V takýchto prípadoch sa môže využiť metóda tzv. prenosu prírodných hodnôt (environmental value transfer), nazývaná tiež ako metóda prenosu úžitkov (benefit transfer) (Robinson 2001). Ide v podstate o použitie hodnôt určitých znakov alebo skupín znakov, ktoré boli stanovené pre jednu lokalitu na oceňovanie inej podobnej lokality (Devousges *et al.* 1992 in Robinson 2001).

Metóda prenosu úžitkov sa môže aplikovať dvoma spôsobmi: priamym prenosom úžitkov (direct benefit transfer DBT) alebo prenosom funkcie úžitkov (benefit function transfer BFT). Priamy prenos úžitkov DBT znamená prenos priemerných hodnôt ochoty platiť WTP z ohodnotenej lokality na lokalitu analyzovanú, kým pri prenose funkcie úžitkov BFT ide o prebratie funkcie ponuky alebo dopytu (Robinson 2001).

Podstatou metódy je, že odhad hodnoty prírodných zdrojov na analyzovanej lokalite sa robí tak, aby priemerný štvorec chýb odhadu bol s prihliadnutím na dostupné časové a finančné prostriedky minimálny. Devousges *et al.* (1992 in Robinson 2001) vyjadril tento cieľ nasledovne:

$$\text{Minimalizuj } MSE(\phi) = \text{Var}(\phi) + (\text{Bias}(\phi))^2$$

za podmienky, že $AF = AF^0$ a $AT = AT^0$,

pričom ϕ = odhadovaný úžitok,

AF = dostupné finančné prostriedky a

AT = dostupný čas.

Zo zápisu pre priemerný štvorec chýb vyplýva, že chyba sa skladá z dvoch zložiek. Bias hovorí o správnosti a dôveryhodnosti metódy, kým zložka rozptylu hovorí o spoľahlivosti a presnosti metódy (Robinson 2001).

Metóda prenosu úžitkov sa stala populárna nielen vďaka tomu, že šetrí čas a náklady, ale aj preto, že nie vždy je potrebné poznať presné ocenenie komodity, ale často stačí mať len smernú hodnotu (napr. pri krajinnom plánovaní). Napriek veľkým možnostiam uplatnenia Brouwer (2000 in Robinson 2001) upozorňuje, že zatiaľ nebolo možné testovať prenos hodnôt v praxi a doposiaľ nikto neukázal, za akých podmienok je daná metóda platná. Na základe prieskumu literatúry Robinson (2001) identifikoval základné podmienky na to, aby mala metóda prenosu úžitkov zmysel:

- na oboch lokalitách by mali byť rovnaké: analyzovaná komodita, obe populácie (ich príjem, úroveň vzdelanosti, kultúra), trhy pre odhad hodnoty prírodných komodít, dostupnosť a cena substituentov, relatívne ceny ostatných komodít,
- odhadované hodnoty na lokalite, z ktorej sa hodnoty preberajú, by nemali byť datované, pretože preferencie sa časom môžu zmeniť.

Kvôli overeniu platnosti výsledkov získaných pomocou metódy prenosu úžitkov Loomis (1992), McConnell (1992) a Kirchhoff *et al.* (1997, všetci in Robinson 2001) navrhujú urobiť v analyzovanej oblasti pilotnú štúdiu a z nej získané informácie porovnať s údajmi z lokality, z ktorej sa hodnoty preberajú, a štatisticky testovať rozdiely medzi nimi. Odchýlka medzi dvoma odhadmi predstavuje veľkosť biasu (systematickej chyby) odhadu.

Objektívna funkcia biodiverzity

Iný prístup k oceňovaniu biodiverzity prezentovali vo svojom článku Caparrós a Jacquemont (2003). V rámci hodnotenia výnosov z lesa sledovali autori tri druhy úžitkov: drevo, viazanie uhlíka a biodiverzitu. Všetky tri zložky hodnotili pomocou tzv. účelových funkcií (objective function), ktoré

maximalizujú výnos zo sledovaného úžitku. Sumarizáciou účelových funkcií všetkých troch úžitkov sa získa agregovaná funkcia, ktorá optimalizuje požiadavky spoločnosti.

Na stanovenie výnosu z biodiverzity použili Hartmanovu maximalizačnú funkciu (Hartman 1976 in Caparrós a Jacquemont 2003) v tvare:

$$PV_B = \frac{\int_0^T P_B * B(t) * e^{-r*t} dt}{1 - e^{-r*T}}$$

kde PV_B je súčasná hodnota biodiverzity,
 P_B je tieňová cena biodiverzity,
 B je funkcia hodnoty biodiverzity,
 T je rubná doba,
 r je diskontná sadzba.

Podľa autorov je problémom stanovenie tieňovej ceny P_B ako aj funkcie hodnoty biodiverzity B . Avšak pri funkcii hodnoty biodiverzity sa nepredpokladá, žeby mohla klesať, preto sa zvyčajne hovorí o monotónnej rastúcej funkcii s vekom ($B'(t) \geq 0$).

Literatúra

1. Anonym: Methods for economic valuation. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a1250e/a1250e19.pdf>
2. Baumgärtner S. 2002: Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): *Grundlagen zum Verständnis der Artenvielfalt und seiner Bedeutung und der Maßnahmen, dem Artensterben entgegen zu wirken* (Laufener Seminarbeiträge 2/02). Laufen/Salzach, 2002. p. 73-90.
3. Bräuer I. 2003: Money as an indicator: to make use of economic evaluation for biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 483–491
4. Brown K., Pearce D., Perrings C., Swanson T. 1993: Economics and the Conservation of Global Biological Diversity. Global Environment Facility 12566. Working Paper No. 2, GEF Washington USA, ISBN 1-884122-01-9
5. Bruciamacchie M. 1996: Comparison between indices of species diversity. Munich, 3/96, 14pp.
6. Büchs W. 2003: Biodiversity and agri-environmental indicators—general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 35–78
7. Cabeza M., Moilanen A. 2006: Replacement cost: A practical measure of site value for cost-effective reserve planning. *Biological Conservation* 132: 336-342
8. Caparrós A., Jacquemont F. 2003: Conflicts between biodiversity and carbon sequestration programs: economic and legal implications. *Ecological Economics* 46: 143-157.
9. Charnley S., Fischer A.P., Jones E.T. 2007: Integrating traditional and local ecological knowledge into forest biodiversity conservation in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 246: 14–28
10. Christie M., Warren J., Hanley N., Murphy K., Wright R., Hyde T., Lyons N. 2004: Developing measures for valuing changes in biodiversity: Final Report. DEFRA, London, 134pp.
11. Clark P.J., Evans F.C. 1954: Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35: 445-453
12. Cox F. 1971: Dichtebestimmung und Strukturanalyse von Pflanzenpopulationen mit Hilfe von Abstandsmessungen. Mitt. Bundesforschungsanstalt Forst- und Holzwirtschaft Reinbeck, No. 87, 161 pp.
13. Dudley N., Jeanrenaud J.P. 1998: Needs and Prospects for International Cooperation in Assessing Forest Biodiversity: an Overview from WWF. In *Bachmann P., Köhl M.*

- Päivinen, R.: Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings of the Conference on Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning, 7 – 11 October 1996, held in Monte Verita, Switzerland, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht), p. 31 - 42*
14. Edwards P.J., Abivardi C. 1998: The Value Of Biodiversity: Where Ecology And Economy Blend. *Biological Conservation* 83(3): 239-246
 15. Farber S., Costanza R., Childers D. L., Erickson J., Gross K., Grove M., Hopkinson C. S., Kahn J., Pincetl S., Troy A., Warren P., Wilson M. 2006: Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *Bioscience* 56 (2): 121-133
 16. Feather P., Hellerstein D., Hansen L.R. 1999: Economic Valuation of Environmental Benefits and the Targeting of Conservation Programs: The Case of the CRP. Agricultural Economic Report No. 778, Washington DC, USDA. 56pp.
 17. Ferris-Kaan R., Peace A.J., Humphrey J.W. 1998: Assessing structural diversity in managed forests. In *Bachmann P., Köhl M., Päivinen, R.: Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings of the Conference on Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning, 7 – 11 October 1996, held in Monte Verita, Switzerland, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*
 18. Fisher R.A., Corbet A.S., Williams C.B. 1943: The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12: 42-58
 19. Földner K. 1995: Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66: 235-240
 20. Gadow K. 1993: Zur Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung. *Forst und Holz* 21: 602-606.
 21. Gadow K. 1999: Waldstruktur und Diversität. *AFJZ* 170 (7): 117-121
 22. Gadow K., Hui G. 1999: Modelling forest development. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 213 pp.
 23. Gleichmar W., Gerold D. 1998: Indizes zur Charakterisierung der horizontalen Baumverteilung. *Forstw. Cbl.* 117: 69-80
 24. Gössling S. 1999: Ecotourism: a means to safeguard biodiversity and ecosystem functions? *Ecological Economics* 29: 303–320
 25. Gove J.H., Patil G.P., Taillie Ch. 1996: Diversity Measurements and Comparison with Examples. (In *SZARO, R.C.-JOHNSTON, D.W. : Biodiversity in Managed Landscapes. Theory and Practice, Oxford, University Press*), p. 157 – 175
 26. Heide C. M. van der, Bergh J.C.J.M. van den, Ierland E.C. van, Nunes P.A.L.D. 2005: Measuring the Economic Value of Two Habitat Defragmentation Policy Scenarios for the Veluwe, The Netherlands. Fondazione Eni Enrico Mattei Milano, 57pp., <http://www.feem.it/Feem/Pub/Publications/WPapers/default.htm>
 27. Heip C. 1974: A new index measuring evenness. *Journal of Marine Biological Association* 54: 555 - 57
 28. Heltshe J.F., Forrester N.E. 1983: Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11
 29. Hill M.O. 1973: Diversity and Evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54/2: 427-432
 30. Hofgaard A. 1993: Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *J. Veg. Science*, 4: 601-608.
 31. Holdridge L.R. 1967: Life zone ecology. Tropical Science Center, San José, Costa Rica.
 32. Jaehne S., Dohrenbusch A. 1997: Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. *Forstw. Cbl.* 116: 333-345
 33. Kaennel M. 1998: Biodiversity: a Diversity in Definition. (In *Bachmann P., Köhl M., Päivinen R.: Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings of the Conference on Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning, 7 - 11 October 1996, held in Monte Verita, Switzerland, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*), p. 71 – 82

34. Kint V., Lust N., Ferris R., Olsthoorn A.F.M. 2000: Quantification of Forest Stand Structure Applied to Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Forests. Invest. Agr.: Sist. Recur. For.: Fuera de Serie n.º 1, 17 pp.
35. Krebs C.J. 1989: Ecological methodology. Harper and Row, New York, 471pp.
36. Kuuluvainen T., Penttinen, A., Leinonen K., Nygren M. 1996: Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica*, 30, p. 315-328.
37. Lähde E., Laiho O., Norokorpi Y., Saksa T. 1999: Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management* 115: 213-220
38. Langholz J.A., Lassoie J.P., Lee D., Chapman D. 2000: Economic considerations of privately owned parks. *Ecological Economics* 33: 173–183
39. Larsson T.B. 2001: Biodiversity evaluation tools for European forest. *Ecol. Bull.* 50: 1-237
40. Lexer M.J., Lexer W., Hasenauer H., 2000: The Use of Forest Models for Biodiversity Assessments at the Stand Level. Invest. Agr.: Sist. Recur. For.: Fuera de Serie n.º 1, p. 297–316
41. Loomis J. B., White D.S. 1996: Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 18: 197-206
42. Lübbers P. 1999: Diversitätsindizes und Stichprobenverfahren. Universität Freiburg, 10pp.
43. Margalef R. 1958: Information theory in ecology. *General Systematics* 3: 36-71
44. Meersschaut D. Van Den, Vandekerkhove K. 1998: Development of a stand-scale forest biodiversity index based on the State Forest Inventory. Integrated Tools Proceedings Boise, Idaho, USA, August 16-20. p. 340-349
45. Menhinick C.F. 1964: A comparison of some species – individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology* 45: 859-861
46. Muriithi S., Kenyon W. 2002: Conservation of biodiversity in the Arabuko Sokoke Forest, Kenya. *Biodiversity and Conservation* 11: 1437–1450
47. Neumann M., Starlinger F. 2001: The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management* 145: 91-106
48. Noss R.F. 1990: Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 355-364.
49. Nunes P.A.L.D., Bergh J.C.J.M. van den 2001: Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39: 203–222.
50. Nunes P.A.L.D., Bergh J.C.J.M. van den, Nijkamp P. 2000: Ecological– Economic Analysis and Valuation of Biodiversity. Tinbergen Institute Discussion Paper 2000-100/3. <http://www.tinbergen.nl>
51. O’Hara K.L. 1998: Silviculture for structural diversity: a new look at multiaged systems. *Journal of Forestry* 96(7): 4-10.
52. Pearce D., Moran D. 1994: The Economic Value Of Biodiversity. Iucn, Earthscan London. 172pp.
53. Pielou E.C. 1959: The use of point to plant distances in the study of the pattern of plant populations. *J. Ecol.* 47: 607-613
54. Pielou E.C. 1975: Ecological Diversity. Wiley, New York
55. Pielou E.C. 1977: Mathematical Ecology. Willey, New York
56. Pretzsch H. 1996: Strukturvielfalt als Ergebnis Waldbaulichen Handels. *AFJZ* 167: 213-221
57. Pretzsch H. 1998: Structural diversity as a result of silvicultural operations. *Lesnictví- Forestry*, 44(10): 429-439
58. Ratcliffe P.R., Hall J., Allen J. 1986: Computer predictions of sequential growth changes in commercial forests as an aid to wildlife management, with reference to red deer. *Scottish Forestry*, 40: 79-83.
59. Rautjärvi N., Luquea S., Tomppo E. 2005: Mapping spatial patterns from National Forest Inventory data: a regional conservation planning tool. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* 138: 293-302

60. Robinson J. 2001: A Review Of Techniques To Value Environmental Resources In Coastal Zones. Milestone Report. 22pp. <http://www.coastal.crc.org.au/wetlands/publications.html>
61. Sanders H.L. 1968: Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Natur.*, 102: 243–282
62. Scholes R.J., Kuper W., Biggs R., Mwangi E., Raharimampionona J., Lowry P., Sene E., Ashton P., Blake S., Justice C.O. 2006: Biodiversity. Chapter 7. In: *Africa Environment Outlook 2: Our Environment, Our Wealth*. UNEP Press. p. 226-261.
63. Smith F. 1996: Biological diversity, ecosystem stability and economic development. *Ecological Economics* 16: 191-203
64. Smith E.P., Van Belle G. 1984: Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119 – 129
65. Subade R. F. 2005: Valuing biodiversity conservation in a world heritage site: citizens' non-use values for Tubbataha Reefs National Marine Park, Philippines. EEPSEA Research Report No. 2005-RR4, ISBN 1-55250-165-5, 68pp.
66. Tacconi L., Bennett J. 1995: Economic implications of intergenerational equity for biodiversity conservation. *Ecological Economics* 12: 209-223.
67. Zenner E.K. 1999: Eine neue Methode zur Untersuchung der Dreidimensionalität in Waldbeständen. Universität Freiburg, 11pp.
68. Zenner E.K., Hibbs D.E. 2000: A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management* 129: 75-87

Pod'akovanie

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe v rámci APVT projektu „Hodnotenie verejnoprospešných funkcií lesných a poľnohospodárskych ekosystémov a služieb odvetví“.