

Identifikace modulu:

- KRENEK
- Environmentální ekonomie
- Hospodářská politika a správa – Regionální rozvoj a správa – 4. semestr
- Milan Viturka/Milan Viturka

Cíl:

- Cílem kurzu je zprostředkování přehledných informací o ekonomických aspektech tvorby a ochrany životního prostředí s důrazem na objektivní příčiny selhávání trhu v dané oblasti. Posluchači jsou seznámeni se základními právními normami, nástroji, metodami a přístupy (metoda EIA, EMS, USES) a odpovídajícími strategiemi (včetně konceptu trvale udržitelného rozvoje). Systémový přístup je kromě ekologické politiky ČR prezentován i na příkladě environmentálních akčních programů EU.
- Absolvováním kurzu studenti získáte základní znalosti týkající se vzájemného vztahu ekonomie a ekologie a přístupech k řešení s tím souvisejících problémů na lokální, regionální, nadregionální i globální úrovni.
- Mezipředmětové vazby: Prostorové plánování v ČR a EU, Oceňování nemovitostí a přírodních zdrojů a Strukturální politika EU.

Časový plán:

- Časová náročnost: prezenční část 8 hodin – samostudium 20 hodin – POT 10 hodin.
- Celkový studijní čas: 38 hodin
- Harmonogram předmětu (zařazen do 4. semestru): přednášky – březen až duben, cvičení + odevzdávky elaborátů – květen.

Způsob studia:

- Studijní pomůcky: povinná literatura – DSO, www. MŽP, zdroje dat – MŽP, ČSÚ. Eurostat.
- Vybavení: PC, internet.
- Návod: DSO je nutné chápat jako výchozí materiál, který stimuluje k aktivní práci s dostupnými informačními zdroji. V tomto kontextu je kladen důraz nejen na statické, ale i interpretační a praktické uchopení studované problematiky (např. územní a mezinárodní souvislosti jednotlivých environmentálních faktorů). Rozvoj této aktivity je stimulován adekvátní orientací kontrolních otázek.

Obsah:

- Stručný obsah: DSO má dvě základní části – první je věnována stavu životního prostředí, ekonomických přístupům k problematice životního prostředí a odpovídající legislativě, druhá pak koncepčnímu a institucionálnímu zabezpečení péče o životní prostředí, vybraným nástrojům a opatřením podporujícím prosazování konceptu trvale udržitelného rozvoje a akčním environmentálním programům EU. První část lze chápat jako vstupní metodický rámec pro utřídění roztržitých znalostí studentů a jejich doplnění aktuálními informacemi. Druhá část pak představuje hlubší sondu do dané problematiky včetně mezinárodních souvislostí.

Stručný obsah:

1. Globální problémy životního prostředí a stav životního prostředí v České republice

Text beze změny.

2. Ekonomické přístupy k problematice životního prostředí

Umístit text uvedený pod kapitolou č. 3.

3. Právní úprav ochrany životního prostředí v České republice

Umístit text uvedený pod kapitolou č. 2.

4. Strategické přístupy k řešení environmentálních problémů

Text beze změny.

5. Koncepční a institucionální zabezpečení péče o životní prostředí v České republice

Text beze změny.

6. Trvale udržitelný rozvoj – globální koncept rozvoje lidské společnosti

Text beze změny.

7. Vybrané nástroje a opatření podporující prosazování konceptu TUR

Text beze změny.

8. Integrace ekologické a ekonomické politiky v EU jako příklad pozitivního přístupu k realizaci konceptu TUR

Text beze změny.

Úplný obsah:

1. Globální problémy životního prostředí a stav životního prostředí v České republice

1.1. Globální problémy životního prostředí

1.2. Stav životního prostředí v České republice

2. Ekonomické přístupy k problematice životního prostředí

2.1. Obecný vztah ekonomiky a životního prostředí

2.2. Ekonomické nástroje péče o životní prostředí

3. Právní úprava ochrany životního prostředí v České republice

3.1. Základní a všeobecné právní normy

3.2. Dílčí a související právní normy

4. Strategické přístupy k řešení environmentálních problémů

4.1. Reaktivní přístupy

4.2. Proaktivní přístupy – strategie prevence

5. Koncepční a institucionální zabezpečení péče o životní prostředí v České republice

6. Trvale udržitelný rozvoj – globální koncept rozvoje lidské společnosti

7. Vybrané nástroje a opatření podporující prosazování konceptu TUR

7.1. Posuzování vlivů na životní prostředí

7.2. Územní systémy ekologické stability krajiny

7.3. Další vybrané nástroje a opatření

8. Integrace ekologické a ekonomické politiky v EU jako příklad pozitivního přístupu k realizaci konceptu TUR

8.1. Koncepční představy

8.2. Základní environmentální konsekvence.

8.3. Základní sektorové konsekvence.

Úvod

Environmentální ekonomie (někdy se setkáváme i s obsahově blízkým pojmem ekonomika životního prostředí) se vyvinula do podoby samostatné vědní disciplíny v rámci ekonomické vědy v 70. letech. Zabývá se vztahem mezi ekonomickými činnostmi a životním prostředím (anglicky environment). Vychází z principů neoklasické ekonomie, zdůrazňující vliv vzácnosti na cenu výrobních faktorů a statků. Ke zkoumání vztahů ekonomického rozvoje a životního prostředí přistupuje z antropocentrického hlediska, tj. z hlediska interakcí lidská společnost – životní prostředí člověka. Toto převažující antropocentrické pojetí odráží skutečnost, že na rozdíl od ostatních organismů pouze člověk vědomě využívá přírodních zákonů ve svůj prospěch.

V tomto smyslu byl vývoj environmentální ekonomie do určité míry spjat s vývojem definice pojmu "životní prostředí". Tento vývoj probíhal cestou jeho obsahového rozšiřování od původní ryze ekologické definice životního prostředí jako souboru faktorů nutných k životu organismů, až po současné chápání životního prostředí jako systému složeného z přírodních, sociálních a umělých složek litosféry interakčně spjatých s člověkem a biotou (fauna a flóra). Pod pojmem přírodní složky chápeme objekty vzniklé bez zásahu člověka. Sociálními složkami pak rozumíme vztahy, které vznikají mezi jedinci v určité populaci resp. společenství (lidská společnost, biocenózy). Umělé složky tvoří objekty vzniklé činností člověka. V souladu s aplikací poznání přírodních zákonů ve společenském rozvoji se postupně rozvinula řada vědních oborů resp. disciplín, jejichž komplex lze označit jako vědy o životním prostředí. Tato "komplexní" věda o životním prostředí využívá poznatkovou základnu řady vědních oborů resp. skupin vědních oborů, jako např. ekologie, biologie, geografie a sociologie

Komplikovaný a relativně opožděný rozvoj environmentální ekonomie je provázen řadou nejasností v obsahovém vymezení jejího předmětu, kdy např. někteří autoři redukuje tento předmět pouze na zkoumání ekonomických nástrojů cílených na omezování negativních dopadů ekonomického rozvoje na životní prostředí. Vědní disciplína zkoumající celkové dopady procesů ekonomické reprodukce na životní prostředí je pak označována jako ekologická ekonomie. V našem pojetí vycházíme ze širšího vymezení předmětu environmentální ekonomie jako ekonomické vědní disciplíny, zabývající se zkoumáním obousměrných vztahů mezi ekonomickým rozvojem a životním prostředím člověka.

1. Globální problémy životního prostředí a stav životního prostředí v České republice

1.1. Globální problémy životního prostředí

Historický proces ekonomického rozvoje je přirozeným způsobem svázán s přírodou jak prostřednictvím přírodních vstupů transformovaných procesy ekonomické reprodukce (přírodní zdroje), tak prostřednictvím nevratných výstupů těchto procesů (odpady). Intenzita a struktura daných energomateriálových toků se nachází v přímé úměře s intenzitou a strukturou ovlivňování přírodních jevů a procesů. Počáteční nízký stupeň rozvoje výrobních sil znamenal i nízkou spotřebu přírodních zdrojů a nízkou produkci výrobků a odpadů. V těchto etapách vývoje lidské společnosti byla příroda schopna se s ekologickými vlivy procesů ekonomické reprodukce většinou pomocí autoregulačních mechanismů sama vyrovnat. Trvalejší narušování rovnováhy ekosystémů v souvislosti s ekonomickým rozvojem mělo v tomto období většinou pouze lokální, méně již regionální charakter. Základním znakem prvních pokusů o regulaci interakcí mezi ekonomickým rozvojem a životním prostředím byla jejich jednoznačná orientace na zabezpečení dostupnosti přírodních zdrojů (např. nařízení omezující těžbu dřeva).

S nástupem strojové výroby došlo k trvalému zvyšování produktivity a územní dělby práce s návaznými dopady na rychlé zvyšování spotřeby materiálových i nemateriálových statků v průmyslových zemích. Nový typ společenského rozvoje znamenal rovněž rychlejší růst počtu obyvatelstva. Zvyšování spotřeby přírodních, zejména energetických zdrojů bylo doprovázeno zvyšováním produkce nevratných odpadů. V závislosti na těchto skutečnostech byly vlivy procesů ekonomické reprodukce na životní prostředí stále intenzivnější a nabývaly regionálního příp. nadregionálního charakteru. Objevily se první průkazné souvislosti mezi kvalitou životního prostředí a zdravotním stavem obyvatelstva. Úsilí o regulaci interakcí mezi ekonomickým rozvojem a životním prostředím se začalo orientovat i na omezení produkce odpadů.

Vědeckotechnická revoluce pak znamenala další akceleraci růstu produktivity práce, přičemž územní dělba práce začala nabývat stále více globální charakter. V souladu s tím docházelo a dochází k postupné globalizaci problémů spjatých s narušováním životního prostředí. Výskyt ekologických katastrof se rozšířil prakticky na celý svět. Lze konstatovat, že ve svém historickém vývoji dospělo lidstvo ve 20. století poprvé k poznání potenciálních možností vzniku celosvětové katastrofy, buď prostřednictvím náhlého zničení životního prostředí jadernou válkou, či prostřednictvím jeho postupného zničení všeobecnou nadprahovou kumulací negativních environmentálních vlivů socioekonomického rozvoje. Ekologická politika se tak logicky stala jedním z hlavních okruhů činnosti vlád v rozvinutých zemích a stále více nabývá na významu i v méně rozvinutých zemích.

V další části bude věnována pozornost nejzávažnějším globálním resp. globalizujícím se problémům, vznikajícím pokračujícím společenským rozvojem v oblasti životního prostředí.

Environmentální dopady společenského rozvoje na atmosféru a klima

Prvořadý význam atmosféry pro život lze dokumentovat tím, že člověk přežije bez přísunu vzduchu odpovídajícího složení pouze několik minut, zatímco bez přísunu vody několik dní a potravy několik týdnů. Podstatou negativního ovlivňování atmosféry lidskou činností je vnášení znečišťujících látek (především z průmyslu a dopravy), které má díky vertikálnímu a horizontálnímu proudění za následek globální změny jejího přirozeného

složení, zejména v případě její nejnižší vrstvy – troposféry. Přirozené znečišťování této vrstvy působením přírodních faktorů je umocňováno lidskou činností, zvyšující především množství polévatého prachu a oxidů síry, dusíku a uhlíku. Tuto skutečnost dobře dokumentuje historický vývoj emisí SO₂, který z relativně pomalého růstu z hladiny jen o málo převyšující 10 mil. tun v poslední třetině 19. století na hladinu asi 80 mil. tun kolem roku 1950 přešel do akcelerujícího trendu na současnou úroveň převyšující 300 mil. tun ročního objemu emisí. Patrně nejznámějším důsledkem uvedeného vývoje je vznik tzv. kyselých dešťů, zapříčiněných reakcí oxidů síry a dále dusíku s vodními parami v atmosféře.

Největší pozornost odborníků však přitahují dva problémy, o jejichž globálním působení nevznikají závažnější pochybnosti. První z nich souvisí s emisemi tzv. skleníkových plynů. Vrstvy těchto plynů, mezi něž patří zejména CO₂, chlor - fluor - uhlovodíkové plyny (angl. zkratka CFCs), metan, oxidy dusíku a některé další plyny, propouštějí pouze krátkovlnné složky záření, kdežto dlouhovlnné infračervené složky záření zadržují. Tím vznikající skleníkový efekt způsobuje oteplování klimatu. Názory odborníků ohledně oteplování zemského klimatu lze shrnout v konstatování, že odlišnosti se týkají především toho, zda tento trend je v dominantní míře podmíněn dlouhodobými přirozenými klimatickými cykly nebo antropogenními vlivy. Odhaduje se, že současný obsah CO₂ v atmosféře je asi 3x vyšší než v předindustriální éře. Pokud se objem spalovaných fosilních paliv bude i nadále zvyšovat o 2 % ročně, lze očekávat zdvojnásobení obsahu CO₂ v atmosféře kolem konce první čtvrtiny 21. století. Výsledkem tohoto růstu spolu s růstem emisí dalších skleníkových plynů by mohlo být následné zvýšení průměrné teploty ve středních šířkách asi o 2 - 3° C (na pólech je předpokládán 3 - 4 násobný nárůst spojený s táním ledovců, s návazným zvýšením mořské hladiny ohrožujícím pobřežní města). V této souvislosti jsou diskutovány možné dopady globálního oteplování na snižování biodiverzity a často vyslovovány pochybnosti o možnostech zemědělství přizpůsobit se tomuto vývoji bez vzniku závažných teritoriálních problémů v zásobování obyvatelstva potravinami, umocňovaných předpokládaným vlivem zvýšení teploty mořské hladiny na vyšší četnost bouřek (včetně katastrofických cyklónů).

Druhým z výše uvedených problémů je poškozování stratosférické vrstvy ozónu, chránící Zemi před škodlivým ultrafialovým zářením, zejména emisemi CFCs. Negativní vliv v tomto směru mají i denitrifikační procesy z aplikací organických a anorganických dusíkatých hnojiv, úniky halogenových náplní hasicích přístrojů a pravděpodobně i efekty z vysoko létajících letadel. Závažnost tohoto problému je v perspektivním pohledu zvyšována dlouhodobou životností freonů. Mezi široce diskutované následky patří rostoucí výskyt rakoviny kůže a dále i poškozování kulturních plodin. Pozitivní reakcí světové veřejnosti bylo podepsání tzv. Montrealského protokolu o zákazu výroby CFCs.

Environmentální dopady společenského rozvoje na vodní zdroje

Společenský rozvoj významně ovlivňuje koloběh vody v přírodě a prostřednictvím znečišťování i její kvalitu. Využitelná kapacita vodních zdrojů je v globálním rozměru negativně ovlivňována degradací přirozených vodních rezervoárů a povodí řek a změnami klimatu. V tomto směru jde především o degradaci rostlinného pokryvu v horních částech povodí. Tento proces vede ke zvyšování plošné a stržové eroze, zvyšování intenzity povodňových záplav, snižování zásob vody a návaznému posilování účinků suchých period, zanášení vodních nádrží a snižování kvality vody.

Rostoucí ohrožení kvality vodních zdrojů souvisí s aplikací průmyslových hnojiv a zvláště pesticidů, charakteristických dlouhou dobou nutnou pro jejich chemickou degradaci. Tento problém vykazuje v souladu se srovnatelně rychlejším růstem jejich aplikace v méně rozvinutých zemích stále zřetelnější globální konsekvence. Znečištění z těchto látek se

negativně odráží v kvalitě pitné vody a má dále i záporné vlivy na vodní faunu, zejména rybí populace. Rovněž bodové znečišťování povrchových i podzemních vod z míst koncentrace obyvatelstva a průmyslu vykazuje v méně rozvinutých zemích rostoucí trend, zatímco v rozvinutých zemích má v důsledku realizace opatření redukcí znečištění odpadních vod klesající tendenci.

Známým procesně se stále více globalizujícím důsledkem socioekonomického rozvoje jsou kyselé deště, podmíněné emisí SO_2 a NO_x . Negativní vlivy kyselých dešťů se nejzřetelněji projevují vymíráním rybích populací v jezerech, poškozováním lesů, snižováním zemědělských výnosů a urychlováním koroze a povrchové degradace.

Potenciálně globálního rozsahu může nabýt i stále rostoucí destrukce pobřežních ekosystémů v důsledku znečišťování vod. Uvedený proces má závažné ekonomické důsledky, neboť 60 - 80 % komerčně cenných rybích druhů využívá říčních estuarií, slaných marší či mangrovových bažin v některých úsecích svého životního cyklu.

Výše popsané procesy se vedle nutnosti zabezpečit rostoucí spotřebu vody spjatou s rozvojem lidské společnosti stávají významným rizikovým faktorem, vynucujícím si budování rozsáhlých hydrotechnických děl za účelem jeho potlačování příp. získání dodatečných ekonomických efektů. Budování těchto děl ovšem představuje těžko odhadnutelná environmentální rizika, zejména v tropických oblastech (známé jsou např. negativní dopady výstavby Asuánské přehradě na zemědělskou produkci v Nilské deltě). Dochází tak k vytváření zlověstných kruhů příčin a následků, kdy snaha o odstranění společenských rizik generuje rizika nová, často ekonomicky i environmentálně závažnější než rizika původní.

Environmentální dopady zemědělské výroby

Jedním z nejzávažnějších environmentálních problémů je zrychlující se degradace a ztráty půdy jako nenahraditelného zdroje uspokojování základních potřeb rostoucí populace. Tento všeobecný vývoj je spjat s procesy půdní eroze, ztráty organických živin, desertifikace, salinizace, se zánětem půdy v důsledku urbanizace, snižováním půdní úrodnosti vlivem znečištění ovzduší a vod, vymíráním rostlinných druhů potenciálně využitelných pro zlepšování genetických vlastností kulturních rostlin, stále častějším vznikem vláhových deficitů atd.

Degradace a ztráty půdy se rychle zvyšují zvláště v méně rozvinutých zemích v souvislosti s desertifikací (rozšiřováním pouští) v suchých oblastech a extrémní vodní erozí ve vlhkých oblastech. Ztráty půdního fondu desertifikací se odhadují na 60 tis. km^{-2} ročně. Desertifikace půdy je obvykle způsobena přehnaně intenzívním pastevectvím, zkrácením úhorových period či spotřebou dřevin na palivo. Podle odhadů expertů OSN je riziko desertifikace vysoké až na 20 mil. km^{-2} zemského povrchu, což 2,5x převyšuje rozlohu současných pouští. Potenciální dopady tohoto rizika zvyšuje skutečnost, že jde většinou o chudé oblasti s rychlým demografickým růstem, nacházející se především v západní a dalších oblastech Afriky a v jihozápadní Asii. Ve vlhkých tropických a semitropických oblastech má zejména na příkrých horských svazích katastrofální důsledky eroze půdy v důsledku odlesňování. Z obecného hlediska je vodní i větrná eroze kromě odlesňování často urychlována nevhodnou agrotechnikou, nerespektující erozní nebezpečnost pěstovaných plodin (zde jsou dobře popsány důsledky pěstování kukuřice ve středozápadních státech USA, kde na většině farem roční ztráty půdy erozí při používání tradiční agrotechniky převyšovaly 12 t/ha).

Významné dopady má dále neuvážená realizace zavlažovacích projektů, kdy v důsledku salinizace či alkalizace je ročně znehodnocováno 100 - 150 tis. ha většinou vysoce bonitní půdy. K salinizaci dochází především v nejsušších oblastech, kde se rychlým odpařováním vody na povrchu půdy vytvářejí krusty z vyluhovaných solí. Extrémního

rozsahu dosáhly tyto problémy v Pákistánu, kde bylo takto poškozeno 3/4 výměry zavlažované půdy.

Ztráty půdy v souvislosti s růstem urbanizace a suburbanizace se týkají jak rozvinutých, tak méně rozvinutých zemí. Města jsou často lokalizována na úrodných aluviálních půdách a praktické dopady těchto ztrát se tak zvyšují.

Průmyslová hnojiva mají kromě pozitivních vlivů na zvyšování výnosů i řadu negativních environmentálních vlivů. Zvláště větší dávky dusíkatých hnojiv přispívají k redukci půdní organické hmoty a zhoršují pórovitost a vodní jímavost půdy. Ztráta organické hmoty mj. snižuje fixaci CO₂ a přispívá tak ke zvyšování jeho obsahu v atmosféře. S průmyslovými hnojivy se rovněž do půdy dostávají cizorodé látky, zejména těžké kovy, které se následně stávají součástí potravinových řetězců. Závažnější bývají důsledky aplikace průmyslových hnojiv na hydrosféru – v tomto směru jde zvláště o eutrofizaci povrchových vod a kontaminaci povrchových i podzemních vodních zdrojů. Značná environmentální rizika představuje i aplikace pesticidů, zejména rezistentních. Tyto pesticidy (např. insekticid DDT) jsou z cenových důvodů používány především v méně rozvinutých zemích, zatímco v rozvinutých zemích bylo jejich užívání omezeno resp. v některých případech zakázáno. Na druhé straně se v rozvinutých zemích zvyšuje užití herbicidů v souvislosti s rostoucím využíváním bezorebných technik. Dalším problémem vznikajícím aplikací pesticidů je jejich koncentrace v tkáních predátorů škůdců s následným snižováním jejich stavů či vzrůstající rezistence hmyzích škůdců na řadu pesticidů. Ne zcela doceněnou skutečností je fakt, že moderní velkovýrobní technologie vytvářejí příznivé podmínky pro rozšiřování dříve nevýznamných chorob rostlin. Zvyšující se genetická uniformita pěstovaných plodin má za následek růst zastoupení monokultur s vysokou zranitelností takto založených agrotechnických systémů chorobami a škůdci a z toho vyplývajícím kontinuálním tlakem na růst objemu aplikovaných pesticidů (v současnosti je více než 4/5 světové nabídky potravin odvozeno z 25 rostlinných a živočišných druhů).

Environmentální dopady odlesňování

Rychlé ubývání rozlohy lesů, jehož hlavní příčinou je potřeba rozšiřování zemědělské půdy a dále řešení ekonomických problémů pomocí vývozu dřeva, má značný vliv na vodní a další zdroje, zejména v rovníkovém pásmu s asi polovičním podílem na celkovém objemu pevninských srážek. Tento proces destabilizuje vodní režim, zvyšuje intenzitu eroze a návazných ztrát organické hmoty, vede k vyčerpávání podzemních vodních zdrojů, k intenzifikaci povodňových záplav a k prohlubování vláhových deficitů v suchých periodách roku. Např. v úrodných údolích jižní a jihovýchodní Asie dochází k rychlému odlesňování horských pásem představujících hlavní zdrojnice řek a jestliže tyto trendy budou pokračovat, pak nutně dojde k závažným ekologickým i ekonomickým škodám (přestože pěstování rýže na terasách zabezpečuje relativně účinnou obranu proti vodní erozi). V mnoha tropických lesích jsou půdy, krajinné formy, teplota, rozdělení srážek a distribuce živin v nejisté rovnováze. Jestliže lesní porosty budou vykáceny, pak v důsledku popsaného stavu nejen nevznikne nový les, ale často ani produkčně využitelné pastviny. Bylo mj. zjištěno, že dokonce i v méně křehkých ekosystémech tropických lesů je vysoká diverzita druhů ztracena již po extenzivním dřevorubectví. Vlivem daného procesu dále dochází ke snižování odběru CO₂ z atmosféry a tím k posilování skleníkového efektu, ke snižování okysličení atmosféry a zvyšování prašnosti.

Environmentální a ekonomické důsledky odlesňování jsou řešitelné pokud jsou k dispozici dostatečné finanční zdroje a technické znalosti jako základní předpoklady pro zavádění environmentálně a ekonomicky pozitivních technologií a manažerských praktik. Pokud tyto předpoklady v dané zemi chybějí stávají se vzniklé změny ireverzibilními (nevratnými), s většinou negativními návaznými dopady na ekonomický rozvoj. K tomu je

nutné poznamenat, že stávající programy zalesňování a ekologicky šetrnější management lesů jsou v ekonomické nevýhodě oproti programům zaměřeným na rozvoj zemědělství a těžby dřeva vzhledem k jejich dlouhodobé ekonomické návratnosti. V letech 1981 - 90 tak došlo např. v Brazílii k vykácení cca 300 tis. km⁻² lesa.

Environmentální dopady společenského rozvoje na vymírání druhů

Problém zvyšujících se ztrát rostlinných a živočišných genetických zdrojů je stále více urgentní, přestože již v roce 1973 byla podepsána tzv. Washingtonská konvence o ochraně živočišných a rostlinných druhů. Podle disponibilních odhadů činil k roku 2000 celkový objem ztráty asi 1,5 - 2 mil. druhů tj. 15 - 20 % ze všech. Současné tempo vymírání druhů, podmíněné ztrátou jejich životního prostředí a působením škodlivin antropogenního původu, je v lidské historii bezprecedentní. Asi 1/2 až 2/3 vymírajících druhů souvisí s degradací tropických lesů. Největší podíl tvoří hmyz, bezobratlí a rostlinné druhy (pravděpodobně často i nepoznané člověkem). Potenciální hodnota tohoto mizícího genetického rezervoáru je nesmírná (např. jako nové potravinové zdroje či zdroje pro farmaceutický průmysl). Ohrožené jsou říční i mořské ekosystémy (např. téměř 300 druhů vodních obratlovců). Za jednu z největších genetických ztrát je odborníky pokládáno vymírání poddruhů a variet obilnin. Prakticky nevyčíslitelné jsou mimoekonomické, zejména pak estetické a kulturně psychologické ztráty vymírání rostlinných a živočišných druhů.

Environmentální dopady využívání nukleární energie

Kromě latentního, i když v současnosti málo pravděpodobného ohrožení životního prostředí nukleární válkou, jsou určitá rizika spjata i s mírovým využíváním nukleární energie v jaderných elektrárnách. Tato rizika jsou spojena jak s bezpečností jejich provozu, tak s jejich likvidací a ukládáním radioaktivních odpadů. Příkladem odvrácené katastrofy je havárie na americké jaderné elektrárně Three Miles Island (1979), při které došlo k uvolnění radioaktivních plynů a byla provedena evakuace obyvatelstva v sousedství elektrárny. Katastrofě se ovšem nepodařilo zabránit v bývalém SSSR v jaderné elektrárně Černobyl (1986), kde došlo k obrovským ekonomickým škodám a dosud neuzavřeným ztrátám na lidském potenciálu; z environmentálního hlediska pak především k rozsáhlému radioaktivnímu zamoření vod a půdy. Tato katastrofa vyvolala celosvětovou nedůvěru v jadernou energetiku a prudký nárůst nákladů na zabezpečení bezpečného provozu jaderných elektráren.

Žádný stát nemá zatím uspokojivě vyřešen problém bezpečného ukládání tekutých a pevných radioaktivních odpadů, jejichž objem stále roste (teprve v roce 1985 byla podepsána tzv. Londýnská konvence o radioaktivních odpadech). Během životnosti stávajících jaderných elektráren vznikne podle provedených odhadů několik stovek tisíc tun vysoce radioaktivního vyhořelého jaderného paliva. Navíc při výrobě jaderné energie vznikají miliony m⁻³ nízkoradioaktivních odpadů a dále uranové doly a úpravný produkují další stovky milionů tun těchto odpadů. Typickým rysem radioaktivních odpadů je jejich dlouhodobá nebezpečnost, daná poločasem radioaktivního rozpadu (u některých odpadních produktů je poločas rozpadu až 5x delší než perioda zaznamenané historie).

2.2. Stav životního prostředí v České republice

Současný stav životního prostředí České republiky je výslednicí předhistorického a historického působení abiotických, biotických a společenských činitelů. Přístupujeme-li k jeho zkoumání v kontextu zaznamenané historie je zřejmé, že stav životního prostředí je ve stále větší míře determinován dynamikou společenského vývoje. Z tohoto hlediska je neoddiskutovatelné, že k největším (bohužel však do značné míry negativním) změnám

daného stavu došlo po druhé světové válce. V další části je v tomto smyslu popsán stav hlavních složek životního prostředí – ovzduší, vody, půdy a bioty, které se rozhodují měrou podílejí na utváření krajiny ČR

Ovzduší

Ovzduší je jedním z všeobecně dostupných přírodních zdrojů, jehož stav a složení jsou socioekonomickým rozvojem ovlivňovány převážně negativním způsobem – znečišťováním emisemi látek a energií a zářením. Hlavní příčinou znečišťování ovzduší na území ČR je kromě dopravy výroba el. energie a tepla spalováním fosilních paliv, které je doprovázeno emisemi oxidů síry, dusíku a uhlíku, emisemi tuhých látek, stopových prvků, těžkých organických látek atd. Na znečišťování se dále významně podílejí (v závislosti na užitých technologických postupech) některá odvětví zpracovatelského průmyslu.

Především díky vysoké energetické náročnosti průmyslu patří ČR ve spotřebě energie mezi prvních 20 zemí světa. Tomu odpovídá i její postavení z hlediska produkce emisí. Se spalováním málo kvalitního uhlí souvisí i přední postavení v emisích dalších objemově významných látek a emisích těžkých kovů.

Dlouhodobý trend emisí oxidů síry, považovaných v souladu s absolutním množstvím emisí a následnými ekologickými škodami za jeden z hlavních indikátorů znečištění ovzduší, vykazoval vzestupnou tendenci do počátku 80. let. Po určité následné stagnaci nastoupil sestupný trend, zvýrazněný po roce 1989 v souvislosti s ekonomickou transformací. Za velmi významné faktory lze v tomto směru považovat především odstavení nejvíce amortizovaných bloků tepelných elektráren a dokončení odsíření tepelných elektráren v roce 1998 (v letech 1995 – 2000 se snížily emise SO₂ ze stacionárních zdrojů o více než ¾). Největšími zdroji emisí jsou pochopitelně severočeské elektrárny, mezi něž se vklínají další elektrárny lokalizované v jiných regionech (např. Mělník, Chvaletice, Dětmarovice). Tyto tzv. velké zdroje znečišťování mají zcela dominantní podíl na dálkovém transportu emisí.

Podobný trend jako emise SO₂ vykazovaly i emise CO a CO₂, kdežto v případě emisí NO_x se v důsledku protisměrného působení rozvoje automobilové dopravy celkově sestupný trend změnil ve stagnaci. Znečišťování ovzduší tuhými látkami dosáhlo svého maxima již v 70. letech. V průběhu 80. let a v dalších letech došlo k rozsáhlé instalaci resp. modernizaci odlučovacího zařízení, které emise těchto látek výrazně snížily (např. v letech 1995 – 2000 asi o 85 %).

Výše uvedené trendy potvrzují i údaje o tzv. imisním pozadí, které je sledováno stanicemi vybudovanými ve volné nezátížené krajině v rámci mezinárodního programu monitorování dálkového transportu emisí. Mezi množstvím vypouštěných emisí a úrovní přízemních koncentrací (imisí), které nejvíce ovlivňují zdravotní stav obyvatelstva, není jednoduchý kauzální vztah. Příčinou je složitý proces transportu a rozptylu znečišťujících látek v atmosféře, zvláště s ohledem na tepelné turbulence ovlivňující promíchávání troposférických vrstev atmosféry. Přízemní koncentrace plynných znečišťujících látek mají výrazný sezónní chod (koncentrace v zimní polovině roku bývají až 3x vyšší než ve zbývajících polovině). Poměrně vyrovnaný chod mají koncentrace polévatého prachu, kde vzrůst zimních koncentrací v důsledku vyšší produkce energie je v létě vyrovnáván sekundární prašností.

Ze srovnání regionální úrovně znečištění vyplývá, že nejvíce postižen je severočeský pánevní region (včetně přilehlých oblastí) a dále územní celky pražské a ostravské aglomerace. Pouze v těchto oblastech v současnosti dochází k rozsáhlejšímu překračování přípustných imisních limitů průměrné roční (SO₂ - 60 µg/m⁻³, prašný aerosol - 60 µg/m⁻³, NO₂ - 80 µg/m⁻³) a denní koncentrace u některých z hlavních znečišťujících látek. S nadprůměrně znečištěným ovzduším se dále setkáváme na Sokolovsku a dále na území brněnské, plzeňské, hradecko-pardubické, liberecké a olomoucké aglomerace příp. v některých dalších městech (Trutnov, Hodonín).

Na zhoršování zdravotního stavu obyvatelstva mají největší vliv epizody vysokého znečištění ovzduší, vznikající při inverzních situacích (tyto epizody jsou v severočeské pánevní oblasti, dále v pražské a ostravské aglomeraci monitorovány prostřednictvím automatických signálních systémů). Hodnocení negativních vlivů faktorů životního prostředí na zdravotní stav obyvatelstva není ovšem v důsledku synergického působení sociálních a demografických faktorů (např. tzv. rizikových faktorů, jako je toxikomanie) jednoznačné. Lze předpokládat, že v našich podmínkách se v tomto ohledu nejvíce projevují vazby mezi znečištěným ovzduším a onemocněním dýchacích cest a dále výskytem alergií (podmíněným narušováním imunitního systému). Existují rovněž signály naznačující souvislosti mezi dlouhodobým intenzivním znečištěním ovzduší a výskytem nádorových onemocnění dýchacích cest a genetických poruch. Výše uvedená tvrzení dokumentují dostupné statistické rozbor, které do značné míry potvrzují negativní vlivy znečištěného životního prostředí na ukazatele střední délky života (většina okresů s výrazně podprůměrnou hodnotou těchto ukazatelů patří současně mezi okresy s nejhorší kvalitou ovzduší). Imise z ovzduší způsobují ovšem škody nejen příslušnými negativními vlivy na zdravotní stav obyvatelstva, ale i prostřednictvím depozic v půdě a biotě, čímž se přesouvají z atmosféry do dalších složek životního prostředí.

Voda

Poněkud lepší než v případě znečištění ovzduší (přesto však zatím neuspokojivou) pozici zaujímá ČR v celkové úrovni znečištění povrchových a podzemních vod. Tato skutečnost je podmíněna tím, že v minulosti byl mnohem větší důraz kladen na zajištění zásobování průmyslu a obyvatelstva vodou než na udržení její kvality. Extenzivním rozvojem národního hospodářství byly rovněž vážně narušeny odtokové poměry, což bylo umocněno poškozením lesních porostů imisemi, s návaznými negativními dopady na hydrologické funkce lesa.

Základní parametry přirozených zásob vody na území ČR jsou dány procesy vodního koloběhu, kdy již na počátku oběhového cyklu dochází ke kontaminaci vodních srážek škodlivinami z ovzduší. Režim povrchového odtoku je silně ovlivněn nádržemi, dále odběry a vypouštěním odpadních vod. Pouze asi 10 % významnějších vodních toků má přirozený režim.

Charakteristickým rysem vývoje po roce 1989 je výrazný pokles odběru vody v důsledku zavedení tržních principů do vodního hospodářství, které vyvolaly prudký nárůst cen. ČR se tak prakticky dostala na úroveň měrné spotřeby pitné vody v západoevropských zemích. Rozhodující část pitné vody je vyráběna z méně kvalitních povrchových zdrojů. Kromě subjektivních příčin je tato skutečnost podmíněna i objektivními příčinami, spojenými s územně nerovnoměrným rozmístěním kapacitních zdrojů podzemní vody. Využitelné zdroje podzemní vody jsou soustředěny v křídových a kvartérních sedimentech a neogenních pánvích. Největší zdroje jsou velkoplošně (ovšem nepříliš účinně) chráněny jako chráněné oblasti přirozené akumulace vod – CHOPAV¹. Zásoby podzemních vod jsou na mnoha místech, zejména v severní polovině Čech a na jižní Moravě, kontaminovány chloridy, dusičnany a amoniakem.

Významné zdroje povrchových vod jsou legislativně rovněž chráněny prostřednictvím CHOPAV a dále jako povodí vodárenských toků². K přímé ochraně jímaných zdrojů pitné vody jsou zřízena pásma hygienické ochrany. Na rozdíl od podzemních vod (z nichž je při

¹ Vyhlášené CHOPAV primárně zaměřené na ochranu podzemních vod: Třeboňská pánev, Chebská pánev a Slavkovský les, Severočeská křída, Východočeská křída, Polická pánev, Kvartér řeky Moravy.

² Vyhlášené CHOPAV: Brdy, Novohradské hory, Šumava, Krušné hory, Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Žamberk - Králiky, Žďárské vrchy, Beskydy, Jablunkovsko, Jeseníky, Vsetínské vrchy.

odběru upravováno pouze asi 15 %) je přirozeně veškerá povrchová voda odebíraná pro pitné účely upravována, především čiřením. Obtíže při úpravě povrchových vod působí zejména eutrofizace vodárenských a víceúčelových nádrží a rybníků a rovněž celkově převažující podíl odběrů z mimovodárenských toků, s nevyhovující úrovní hygienického zajištění kvality vody.

Celková kvalita vody v povrchových tocích je kromě faktorů přírodního původu (např. hydrologická bilance a režim povodí) rozhodujícím způsobem ovlivněna vypouštěním odpadních vod antropogenního původu. V tomto ohledu se však již v delším období projevují pozitivní trendy v celkovém množství vypouštěných látek v rámci sledovaných hlavních skupin, které se dále v souladu s redukcí znečišťování u bodových zdrojů prohlubují. Přes tyto skutečnosti však stále celá řada úseků významných říčních toků (okolo 1/3 všech toků) patří kvalitou vody v rámci zavedeného pětistupňového klasifikačního schématu mezi dva nejhorší stupně tj. silně až velmi silně znečištěné toky. Největšími bodovými zdroji znečištění jsou přirozeně největší města vypouštějící komunální odpadní vody, které se rozhodujícím způsobem podílejí na znečišťování vodních toků organickými a nerozpuštěnými látkami. Průmyslové znečišťování determinuje především obsah rozpuštěných anorganických solí. Značný podíl má rovněž obtížně kontrolovatelné plošné znečišťování hydrologické sítě zemědělskou výrobou.

Půda

Zemědělský a lesní půdní fond se podílí na celkové rozloze ČR téměř 88 %. Minulý vývoj byl typický převáděním značných ploch zemědělské půdy v souvislosti s investiční výstavbou, těžební činností a zalesňováním do nezemědělské půdy. V souladu s tím a dále i s prováděním pozemkových úprav se výrazně změnila tvářnost naší krajiny. V horských a podhorských oblastech došlo navíc k samovolnému rozšiřování výměry lesní půdy, zatímco v nížinných oblastech byla značná část rozptýlené zeleně a břehových porostů zlikvidována. Ztráty zemědělské půdy byly dříve řešeny především prostřednictvím tzv. intenzifikačních opatření (rozorávání luk a pastvin, meliorace, rekultivace dočasně neobdělávané půdy), které však často vedly k trvalému narušení ekologické stability krajiny. V důsledku nerespektování objektivních environmentálních i ekonomických souvislostí došlo k rozsáhlé degradaci půdního fondu, s návaznými negativními dopady na přirozenou úrodnost půdy. Lze konstatovat, že právě zemědělství a lesnictví poskytuje řadu zjevných důkazů o neudržitelnosti technokratických představ o dosažení trvalé efektivnosti bez respektování environmentálních souvislostí ekonomického rozvoje.

Degradace půdního fondu má řadu forem. Mechanická degradace vzniká především působením eroze, s přímými a nepřímými negativními dopady zejména na výnosy zemědělských plodin na orné půdě. Vodní erozí je v ČR ohrožena téměř 1/3 výměry zemědělské půdy; nejčastěji poškozuje pahorkatinné a podhorské oblasti a okraje niv. Větrná eroze ohrožuje více než 1/10 výměry zemědělské půdy, především produkčně nejhodnotnější půdy v nížinných oblastech jižní Moravy a Polabí.

V rámci fyzikální a fyzikálně - chemické degradace zaujímá prvořadé postavení zhutňování půd vlivem těžké mechanizace, kterým je postiženo asi 30 % zemědělské půdy, z toho více než 1/3 silně. Tento proces ohrožuje zejména fyzikální vlastnosti celého půdního profilu včetně podorniční vrstvy, mění vodní bilanci a růstové podmínky půdní fauny (negativní ovlivňování výnosů má dlouhodobý charakter). Náchylné k hutnění jsou zvláště vlhké jílovité a jílovitohlinité půdy třetihorních sedimentů, křídových jílu (severní Čechy) a úrodných nivních sedimentů (poříčí Labe, Moravy a Odry). Závažný je i celkový úbytek humusu v našich půdách (cca o 50 %), narušující drobtovitou strukturu půdy nezbytnou pro dobré provzdušnění a vertikální cirkulaci vody v půdě. S úbytkem humusu souvisí i chemická degradace půdy, projevující se poklesem sorpční kapacity půdy (schopnost udržovat různé složky obsažené v půdním roztoku) a její pufrční schopnosti (při oslabení pufrční

schopnosti půdy jsou škodlivé látky ve velkém rozsahu vymývány do povrchových i podzemních vod). Okyselením půd jsou silně ohroženy hlavně nenasyčené půdy severočeských pohoří a pískovců, Chebská a Sokolovská pánev a Beskydy. Silné okyselení lesních půd komplikuje obnovu porostů zničených imisemi.

Degradační procesy jsou urychlovány synergickým působením degradačních faktorů, kdy dochází k překrývání působení dvou i více faktorů. S tímto jevem se lze setkat např. na nivních půdách Polabské nížiny, Dyjsko - svrateckého a Dolnomoravského úvalu a zejména v jihomoravské části flyšového pásma.

Biota

Uvědomění si zodpovědnosti člověka za zachování života na Zemi resp. genofondu lze považovat za klíč k systémovému chápání celé problematiky ochrany životního prostředí. Vzhledem k dlouhému cyklu reprodukce mnohých organismů (např. lesních dřevin) a mnohočetným vzájemným interakcím rostlinných a živočišných druhů na bázi potravních řetězců totiž tento přístup indukuje nejen nutnost realizovat péči o genofond komplexním způsobem, ale i nutnost jejího cílevědomého průběhu v časové dimenzi několika lidských generací.

Převážná většina druhů flóry a fauny obývá v ČR kulturní, od neolitu člověkem transformovanou krajinu. Intenzita této transformace tak do značné míry determinuje výskyt vhodných stanovišť pro jejich reprodukci. Ve spojení s dalšími negativními dopady socioekonomického rozvoje dochází ke stále se zrychlující degradaci genofondu, za jehož hlavní příčiny jsou kromě změn struktury krajiny považovány chemizace, imise, přímé a nepřímé pronásledování a intenzivní sběr a zavádění a invaze nepůvodních druhů.

V rámci flóry jsou v ČR krajinoformujícím prvkem zásadního významu lesní společenstva. Druhově bohatý a zdravý les je základním faktorem ekologické stability krajiny a dále producentem ekonomicky využitelné biomasy. Lze konstatovat, že ekonomický význam mimoprodukčních funkcí lesa (stabilizační – např. půdoochranné funkce, vodohospodářské funkce, rekreační funkce atd.) významně převyšuje hodnotu těženého dřeva. Vývoj lesa je vedle přírodních faktorů ovlivňován řadou antropogenních faktorů, a to jak pozitivně (péče člověka o produkční a mimoprodukční funkce lesa), tak negativně. Z negativních faktorů hrají nejvýznamnější roli imise a depozice škodlivin z ovzduší. Škodliviny v první řadě poškozují asimilační orgány lesních dřevin tj. listy a jehlice. Z fyziologického hlediska reagují lesní dřeviny (a obecně všechny rostliny) stresem, který postupně vede k narušování jejich imunitního systému a tím i k oslabování nebo ztrátě obranyschopnosti. Podle dostupných pramenů je celkové poškození našich lesů, které je považováno za základní bioindikátor ekologické devastace krajiny, nejvyšší v Evropě (zjevně poškozeno je více než 60 % lesních porostů). Nejvýznamnějším faktorem stimulujícím současný vývoj poškození lesa byl přechod k monokulturám jehličnatých lesů v 19. stol., který zvýšil zranitelnost lesních ekosystémů působením nepříznivých biotických i abiotických jevů. Z prostorového hlediska jsou nejvíce postiženy lesní porosty v Krušných horách (rozsah poškození nemá v Evropě obdoby), ve Slavkovském lese a zbývajících severních pohraničních pásmech Lužických hor, Jizerských hor, Krkonoš, Orlických hor, Jeseníků a Beskyd. Vzhledem k dlouhodobým reprodukčním cyklům lesních porostů se stupeň poškození našich lesů v horizontu příštích cca 25 let s největší pravděpodobností ještě zvýší.

Z hlediska vývoje dalších ekosystémů lze za nejvýznamnější negativní faktor označit jednoznačnou preferenci produkčních funkcí na zemědělské půdě, která vedla k nadměrnému narušení ekologické stability krajiny a její biodiverzity (druhové četnosti) jak v souvislosti s redukcí přirozených stanovišť rostlinných a živočišných druhů, tak v souvislosti s kontaminací životního prostředí cizorodými látkami. Podle některých pramenů se zemědělství podílí na ohrožení více než poloviny vyšších cévnatých rostlin a 60 % obratlovců. Na druhé

straně lze konstatovat, že v současnosti nedochází k výraznému překračování hygienických limitů u poživatin rostlinného i živočišného původu.

Stupeň ohrožení genofondu vyjadřují Červené seznamy ohrožených druhů, plnící úlohu varovných prognóz. Územní ochrana je zajišťována sítí maloplošných a velkoplošných chráněných území přírody. Pouze jejich prostřednictvím však nelze záchranu primárního genofondu zajistit. Je totiž možné konstatovat, že v celé řadě chráněných území nejsou podmínky pro přežívání některých druhů rostlin a živočichů o mnoho lepší než ve volné krajině. Velkoplošná chráněná území představují národní parky – Krkonošský NP, NP Šumava, NP Podyjí a NP České Švýcarsko a chráněné krajinné oblasti – CHKO Beskydy, Bílé Karpaty, Blaník, Blanský les, Broumovsko, České středohoří, Český kras, Český ráj, Jeseníky, Jizerské hory, Kokořínsko, Křivoklátsko, Labské pískovce, Litovelské Pomoraví, Lužické hory, Moravský kras, Orlické hory, Pálava, Poodří, Slavkovský les, Šumava, Třeboňsko, Železné hory, Žďárské vrchy. Kromě velkoplošných chráněných oblastí je v ČR zhruba 2000 maloplošných chráněných území.

Shrnutí kapitoly: Mezi environmentální problémy s globální dimenzí se řadí především změny klimatu (globální oteplování), narušování ozónové vrstvy, dálkový transport emisí, desertifikace, vymírání druhů a rizika spjatá s využíváním nukleární energie. Tyto problémy jsou podmíněny rostoucí světovou populací, výrobou a spotřebou a lze konstatovat příčinný vztah mezi globalizací ekonomiky a globalizací poškozování životního prostředí. V této souvislosti nelze zanedbat i příspěvek České republiky, jejíž životní prostředí patřilo v minulém období k nejhorším. Po roce 1989 zde však došlo k pozitivnímu vývoji u většiny ukazatelů znečištění (zejména u plyných škodlivin). V řadě případů je však nutné počítat s dlouhodobým časovým horizontem nápravy dřívějších škod (zdravotní stav lesů).

Autokorekční cvičení:

1. Chlorfluorkarbonové emise způsobují:
 - A. Kyselé deště
 - B. Narušování ozónové vrstvy
 - C. Smog.
2. Desertifikace je:
 - A. Rozšiřování pouští
 - B. Snižování biodiverzity
 - C. Obecný výraz pro degradaci půdního fondu.
3. Emise ze stacionárních zdrojů v ČR po roce 1989:
 - A. Klesají
 - B. Rostou
 - C. Udržují se na přibližně stejné úrovni..
4. Spotřeba vody v ČR po roce 1989:
 - A. Vzrostla
 - B. Poklesla
 - C. Stagnuje.

3. Ekonomické přístupy k problematice životního prostředí

3.1. Obecný vztah ekonomie a životního prostředí

Úvodem je nutné konstatovat, že vztah ekonomiky a životního prostředí je z celé řady důvodů vztahem komplikovaným a v mnoha případech dokonce kontroverzním. Tato skutečnost má své subjektivní, ale i objektivní příčiny. Objektivní příčiny jsou obecně podmíněny gnoseologicky tj. odlišným vývojem poznávacího procesu ekologické a ekonomické vědy. Z pohledu ekonomie je především nutné konstatovat, že řada přírodních procesů a jevů se nachází mimo současné paradigma tržní ekonomie a při jejich "ekonomickém průmětu" tak nutně dochází k tržním selháním. Ze širšího filozofického pohledu jde o logický důsledek antropocentrických paradigmat, vycházejících z představy o lidské nadřazenosti nad přírodou. Z pohledu tržní ekonomie je logické, že trh má nevyhnutelnou tendenci podceňovat volné statky, tj. všeobecně dostupné statky nenabývající hodnoty v ekonomickém slova smyslu (např. sluneční energie, ovzduší). Tato skutečnost obecně podmiňuje resp. podmiňovala jejich jednostranné využívání bez ohledu na zachování jejich kvality. Na druhé straně jsou tyto statky základním předpokladem života resp. pokračování planetárního procesu evolučního vývoje (v některých případech, např. v zemědělství, jsou i rozhodujícím přímým faktorem aktuálního fungování výrobních procesů). Zhoršováním kvality některých z těchto statků jsou tak výše uvedené předpoklady přímo (např. znečišťováním ovzduší) či nepřímo (např. destrukcí ekosystémů s návaznými dopady na změny ve vodním oběhu) narušovány. Původní vysoká kvalita těchto statků se tak stává stále vzácnější a její opětovné zajištění není možné bez vynakládání finančních nákladů. Tímto procesem se tak původně volné statky ve stále větší míře propojují s veřejnými statky, jejichž cena (ekonomická hodnota) však není určována trhem. Trh může být totiž efektivní pouze tehdy, když platí "vylučovací princip", jehož prostřednictvím je neplatící subjekt ze spotřeby automaticky vyloučen. Směna je založena na vlastnických právech, užítky se spotřeby se plně internalizují a spotřeba je rivalitní. Je-li ovšem spotřeba nerivalitní a vyloučení z ní není vhodné nebo je neproveditelné dochází k selhání trhu. Za těchto podmínek platí, že marginální náklady přístupu dalších uživatelů jsou nulové ovšem náklady na poskytování daného statku nulové nejsou a je třeba je plně nebo alespoň zčásti zabezpečit prostřednictvím rozpočtového financování.

Vlastní ekonomický přístup k problematice životního prostředí se opírá o teorii externalit. Z hlediska životního prostředí jde v převážné většině o negativní externality, jejichž "produkce" je ve vyspělých zemích omezována, kromě legislativních nástrojů, zejména prostřednictvím kombinace veřejných výdajů a internalizace vytvářených externalit do nákladů jejich původce. Všeobecně se soudí, že tento postup vede ke zvyšování společenské efektivnosti.

Nalezení rovnováhy ve vztahu ekonomiky a životního prostředí brání rovněž utilitární resp. technokratické doktrinární přístupy k životnímu prostředí, chápající jeho jednotlivé složky pouze jako přírodní zdroje. Ze širšího ekonomického pohledu lze přírodní zdroje členit na ekonomické, tj. přírodní zdroje tvořící součást výrobních faktorů příp. přímo sloužících konečné spotřebě, a neekonomické, tj. ostatní zdroje (z dlouhodobého pohledu má svůj význam i členění přírodních zdrojů na obnovitelné – např. biotické zdroje, vodní a větrná energie a neobnovitelné – především nerostné suroviny). Obě skupiny zdrojů představují přírodní bohatství (přístup z pozice stavových veličin). Je zřejmé, že adekvátní podíl ekonomických zdrojů s dosaženým stupněm společenského rozvoje vzrůstá, což je podmíněno nejen začleňováním stále většího počtu přírodních zdrojů mezi výrobní faktory, ale i antropogenní transformací původních ekosystémů.

Tržně ocenitelná část ekonomických zdrojů je považována za součást národního bohatství (jejich přípustné využívání je vymezeno vlastnickými právy). Je zřejmé, že aplikace

této stavové veličiny znamená ve vztahu k výše uvedené stavové veličině ekonomických přírodních zdrojů další podstatnou redukci ekonomicky akceptované části přírodních zdrojů. Zjednodušeně můžeme konstatovat, že za součást národního bohatství jsou ve výše uvedeném kontextu obvykle pokládány nerostné suroviny, bilanční zásoby podzemních vod, půda, trvalé zemědělské kultury, hospodářská zvířata a lesy. Ekonomické přírodní zdroje lze dále členit podle různých kritérií. Tímto kritériem může být např. užitná hodnota (bonita půdy, obsah užitečné složky v ložiscích surovin, kvalita a vydatnost zdrojů pitné vody, užitkové kategorie zvířat) nebo funkce (funkční využití půdy nebo funkční členění lesů – v ČR lesy hospodářské, ochranné a zvláštní). Velice podrobně jsou členěny zásoby nerostných surovin (geologické zásoby), které se podle hospodářského významu rozdělují na zásoby bilanční, představující ověřené zásoby splňující technickoekonomická kritéria těžby a návazného zpracování a zásoby nebilanční, reprezentované např. nevhodně uloženými ložisky, ložisky s nízkou mocností vrstev či jejich vysokou narušeností, zjevně nesplňujících technickoekonomická kritéria těžby.

Oceňování ekonomických přírodních zdrojů se začalo metodologicky rozvíjet již od 2. pol. 19. století v návaznosti na oceňování půdy jako výrobního faktoru na základě ekonomické renty. Renta obecně označuje výnos vlastníka výrobního faktoru s fixní resp. neelastickou nabídkou. Odvozuje se z hodnoty příslušného produktu – v případě půdy tedy odráží její úrodnost resp. bonitu (základy teorie renty položil počátkem 19. stol. D. Ricardo). Tento přístup byl rozvinut i pro oceňování nerostných surovinových zdrojů, kde cena zdroje obecně vyjadřuje kapitalizovanou hodnotu čistého zisku za dobu jeho exploatace při normativně stanovené úrovni nákladů.

Základním cílem peněžního oceňování přírodních zdrojů je vytvoření předpokladů pro stanovení optimální úrovně jejich využívání. V tomto kontextu zahrnují současné metody oceňování i vyjádření externalit vznikajících v souvislosti s využíváním přírodních zdrojů. Tyto metody tedy usilují o integraci jak tržního, tak mimotržního oceňování přírodních zdrojů. Odráží tak známou skutečnost, že proces ekonomické reprodukce je nevyhnutelně spjat se znehodnocováním životního prostředí. Nejčastější způsoby znehodnocování životního prostředí lze rozdělit do tří základních skupin:

1. Odběr látek z ekosystémů

Jde o nejstarší způsob znehodnocování, jehož typickým příkladem je kácení lesů za účelem získání zemědělské půdy resp. okamžitého zisku. Vysoká intenzita tohoto jevu vedla již ve středověku k vydání prvních regulačních opatření.

2. Vnášení látek a energií do ekosystémů

Jde v podstatě o odpadní látky a energie znečišťující půdu, vodstvo a ovzduší. Tyto odpady narušují ekosystémy nejen svoji kvantitou, ale i svými odlišnými kvalitativními charakteristikami od látek přirozeného původu, omezujícími intenzitu procesu jejich likvidace přirozenými rozkladnými procesy. Hlavními formami narušování životního prostředí vnášením energií jsou elektromagnetické a radioaktivní záření, akustické vlnění a vibrace.

3. Jiné způsoby znehodnocování

Nejčastějším příkladem jsou následky stavební a těžební činnosti, které v řadě případů znamenají nejen zánik původních ekosystémů, ale i celkovou devastaci území.

Škody ze znehodnocování životního prostředí mohou mít finančně vyčíslitelný charakter - ekonomické škody nebo nevyčíslitelný charakter - mimoekonomické škody. Environmentální ekonomie přirozeně soustřeďuje svoji pozornost na ekonomické škody, které jsou členěny na ekonomické ztráty a kompenzační náklady. Ekonomické ztráty způsobené znehodnocováním životního prostředí představují především hodnoty, které nebyly vytvořeny v důsledku onemocnění pracovních sil příp. poklesu jejich výkonnosti způsobených špatným stavem životního prostředí. Patří sem dále ztráty způsobené poškozením dalších výrobních faktorů, např. zemědělské půdy a lesních porostů. Kompenzační resp. dodatkové náklady jsou

náklady, které je nutné vynaložit (obvykle "ex post") na odstranění nebo zmírnění negativních důsledků znehodnocování životního prostředí – např. dodatečné náklady na úpravu pitné vody. Patří sem i takové náklady, které předcházejí některým důsledkům znehodnocování životního prostředí, avšak neodstraňují jeho příčiny. Klasickým příkladem těchto "nákladů vyhnutí se" jsou dodatkové náklady na ochranné nátěry ocelových konstrukcí vystavených agresivním účinkům znečištěného ovzduší. Z celkového pohledu tedy škody ze znehodnocování životního prostředí představují záporný efekt reprodukčního procesu. Na rozdíl od kompenzačních nákladů jsou náklady na zamezení znehodnocování životního prostředí vynakládány z větší části jednorázově a předem (tj. "ex ante") s cílem odstranit příčiny či výrazně potlačit intenzitu znehodnocování životního prostředí. Nejvýznamnější složkou těchto nákladů jsou investice na ochranu životního prostředí. Spolu s ekonomickými škodami představují ekologickou zátěž ekonomického reprodukčního procesu.

Koncentrovaným výrazem stávající makroekonomické reflexe ochrany životního prostředí je přístup z pozice ekonomického optima kvality životního prostředí. Základní souvislosti tohoto přístupu lze výstižně znázornit pomocí modelu, kde na ose x je zachycena úroveň znehodnocování životního prostředí a na ose y náklady. Ekologickou zátěž ekonomického reprodukčního procesu v tomto modelu vyjadřuje součtová křivka, představující agregaci hodnot křivky ekonomických škod ze znehodnocování životního prostředí (rostoucí křivka škod odráží skutečnost, že vyššímu stupni znehodnocování životního prostředí odpovídají vyšší škody s tím spojené) a hodnot křivky nákladů na zamezení znehodnocování životního prostředí (klesající křivka nákladů na zamezení odráží fakt, že kvalitnějšího životního prostředí lze dosáhnout za cenu rostoucích nákladů). Makroekonomické optimum kvality životního prostředí se pak nachází v nejnižším bodě součtové křivky tj. na úrovni nejnižších nákladů (minimální ekologická zátěž procesu ekonomické reprodukce). Mimoekonomické požadavky na kvalitu životního prostředí posouvají původní ekonomické optimum směrem k nižší úrovni jeho znehodnocování. Vyšší kvalita životního prostředí může být ovšem dosažena pouze za cenu vzrůstu ekologické zátěže ekonomického reprodukčního procesu a proto je tzv. společenské optimum kvality životního prostředí výsledkem konfrontace mimoekonomických požadavků s ekonomickými možnostmi.

Z modelu lze vyvozovat, že ekonomické optimum kvality životního prostředí je třeba považovat za maximálně přípustnou úroveň znehodnocování životního prostředí. Při nižší úrovni kvality životního prostředí by totiž docházelo k růstu společenských nákladů a ekonomických ztrát, tj. k celkovému zvyšování ekologické zátěže ekonomiky podobně jako při vyšší úrovni kvality životního prostředí. V její struktuře by však převládaly ekonomické škody ze znehodnocování životního prostředí. Úspory na nákladech na zamezení se tedy vždy projeví ve větších škodách ze znehodnocování životního prostředí. Stanovení konkrétních parametrů optimalizačního modelu je však zatím vzhledem k nedostatečné úrovni informační základny obtížné a proto je daný model užitečný především jako teoretické východisko pro makroekonomické úvahy.

Praktická interpretace ekonomického optima kvality životního prostředí se odvíjí od politických konsekvencí vztahu ekonomického rozvoje a ochrany životního prostředí. Ohledně nejrozvinutějších zemí s dlouhodobou tradicí ekologické politiky však lze konstatovat, že tohoto optima nejenom dosahují, ale v některých případech se přibližují optimu společenskému.

Většina zemí prošla v poválečném vývoji 5 charakteristickými fázemi výše uvedeného vztahu:

1. fáze – pre-environmentální národohospodářská politika
2. fáze – environmentální probuzení společnosti
3. fáze – diskuse o ekologické politice

4. fáze – realizace parciálních opatření ekologické politiky

5. fáze – systémově koncipovaná ekologická politika.

Potřeba integrace ekonomické a ekologické politiky je logickým důsledkem uvědomění si hranic dalšího zatěžování životního prostředí a relativnosti hodnot konzumní společnosti. Růst HDP přestává být v řadě nejvyspělejších zemí považován za jednoznačné synonymum blahobytu. Tato skutečnost je podmíněna významnými posuny v hodnotové orientaci obyvatelstva, směřujícími k širšímu chápání životní úrovně prostřednictvím zvýraznění role nemateriálních statků, v jejichž rámci zaujímá čelné postavení kvalita životního prostředí (post-materialismus). Teoretickým odrazem společenského vývoje jsou snahy o konstrukci komplexnějších ukazatelů míry vytvořeného produktu. Jejich nejznámějším představitelem je míra tzv. čistého ekonomického blahobytu (net economic welfare), obsahující pouze spotřební a investiční položky přímo přispívající k růstu celkového blahobytu. Kromě připočítatelných položek hodnoty volného času a tzv. šedé ekonomiky se při konstrukci tohoto ukazatele považují za hlavní odečitatelnou položku škody na životním prostředí (z hlediska ukazatele tvorby HDP se vyskytuje řada paradoxů, např. náklady na odstranění poškození životního prostředí jsou započítávány jako růstová položka, přičemž zjevně nejde o položku přispívající k růstu materiálně chápané životní úrovně). Z provedených propočtů je zřejmé, že hodnota čistého ekonomického blahobytu roste pomaleji než hodnota čistého domácího resp. národního produktu.

Vztah ekonomického rozvoje a kvality životního prostředí je komplikován především tím, že dosažení vyšší kvality životního prostředí než kvality relevantní ekonomickému optimu může být spojeno se snížením úrovně plnění tradičních makroekonomických cílů. Výše uvedené skutečnosti vedou odpůrce ekologické orientace tržní ekonomiky k vyslovování názoru, že "neproduktivní" investice na ochranu životního prostředí představují určitou brzdu ekonomického růstu. Proti tomu lze ovšem namítnout, že investice do ochrany životního prostředí jsou pro výrobce příslušných technologií činnostmi produktivními, které navíc mohou vyvolat pozitivní externality (např. investice do ČOV u významných producentů znečištěných odpadních vod mohou snížit celkové náklady na výrobu pitné vody pro obyvatelstvo). Požadavky na ochranu životního prostředí v některých případech rovněž stimulují technologické změny snižující výrobní náklady. Během recese v SRN počátkem 70. let se zkoumalo, zda státní ekologická politika nebyla realizována na úkor produktivních investic. Většina posuzovatelů tehdy došla k závěru, že ekologické investice naopak přispěly ke zvýšení míry produktivních investic.

Nejvyspělejší země se postupně propracovaly k názoru, že makroekonomická politika jednostranně preferující produkci materiálních statků je dlouhodobě nákladnější než politika usilující o určitou optimalizaci vztahů mezi makroekonomickými cíli a kvalitou životního prostředí. Na druhé straně nelze nechávat, že v rozvojových zemích řešících obrovské problémy chudoby je ochrana životního prostředí pokládána za luxus, který si tyto země nemohou dovolit. Tento objektivně vynucený postoj umocňuje současné globální environmentální problémy a prudce zhoršuje životní prostředí v těchto zemích. Celkově můžeme učinit závěr, že dlouhodobý ekonomický růst a ochrana životního prostředí se vzájemně determinují a hledání odpovídajícího konsensu (včetně konsensu mezi rozvinutými a rozvojovými zeměmi) je tak nepochybně jedním z hlavních úkolů dalšího rozvoje lidské civilizace.

Poměrně značně diskutovaným problémem je i vztah mezi ochranou životního prostředí a úrovní zaměstnanosti. Nelze rozhodně popřít, že podpora ochrany životního prostředí vede ke změnám spotřebitelské poptávky (stimulace spotřebitelských preferencí ekologicky šetrnějších výrobků, administrativní opatření namířená proti ekologicky škodlivým výrobkům a pod.) s návaznými dopady na zaměstnanost v důsledku zvýšení nákladů příp. i bankrotů nepřizpůsobivých podniků. Disponibilní studie se SRN uvádějí, že

v dlouhodobějším pohledu je takto postiženo asi 10 % průmyslu (především hutnictví, petrochemie, průmysl papíru a celulózy a některé obory textilního průmyslu). Nejvíce postiženy však bývají zpravidla podniky, které ztrácejí konkurenceschopnost i z jiných důvodů. Na druhé straně vzrůstá poptávka po ekologicky šetrných (čistých) technologiích a ekologických službách s pozitivními vlivy na zaměstnanost. Příslušná salda kladných a záporných vlivů ochrany životního prostředí nebyla zatím hodnověrně vyčíslena. Lze však konstatovat, že ochrana životního prostředí představuje stále významnější nástroj ovlivňování optimální alokace výrobních zdrojů (alespoň v nejrozvinutějších zemích). V některých případech ovšem dochází i k zablokování řady významných investic v důsledku politických tlaků, spojeném s „umrtvením“ relativně významného počtu potenciálních pracovních příležitostí (např. v souvislosti s útlumem programů rozvoje jaderné energetiky, neúměrným prodlužováním schvalovacího řízení velkých liniových staveb a pod.).

Pokud hodnotíme vztah ochrany životního prostředí a cenové stability není pochyb o tom, že aplikace nástrojů ekologické politiky se projevuje zvyšováním míry inflace. Zvýšené náklady se totiž nutně přelévají do zvýšení cen finálních výrobků. Zvláště v oborech nejvíce zatěžujících životní prostředí jsou tak indukovány nezanedbatelné cenové efekty. Tyto efekty se např. v případě zvýšení cen energie promítají i do ostatních výrobních i nevýrobních aktivit. Zajímavým zjištěním jsou výsledky ankety uskutečněné v SRN, kde více než 1/4 podnikatelů soudí, že díky zpřísněným požadavkům na ochranu životního prostředí (stimulujícím úsilí o racionalizaci spotřeby energie a surovin) dosáhly celkového snížení nákladů.

Posledním problémovým okruhem spjatým s vlivem ochrany životního prostředí na základní makroekonomické agregáty, je její vztah k platební bilanci. Tato otázka je úzce svázána s vlivem ekologické politiky na tvorbu cen. Obecně jistě platí, že pokud se ekologická opatření promítnou do zvýšení nákladů exportních oborů, dojde k určitému snížení konkurenceschopnosti těchto oborů na světovém trhu. Soudí se však, že u velké většiny exportních oborů mají opatření na zvýšení ochrany životního prostředí pouze minimální dopady. Mnohem významněji zde působí jiné vlivy, zejména mzdové náklady, kvalita zboží a protekcionismus. Dále je nutné zdůraznit, že vyspělé země určují ekologický standard výrobků a tím na druhé straně vytvářejí nepříznivé klima pro import výrobků nedosahujících příslušného standardu. Exportní politika založená na "ekologickém dumpingu" se v těchto souvislostech jeví jako krátkozraká a jejím důsledkem může být i postupná ztráta konkurenceschopnosti na vyspělých trzích. Z toho lze rovněž vyvozovat, že ekologický "goodwill" výrobců zřejmě bude ve stále větší míře spoluvytvářet jejich celkovou "image".

Uvedené skutečnosti lze z hlediska vztahu ekonomické a ekologické politiky shrnout do konstatování, že tento vztah musí být postaven na racionálních základech, umožňujících aby šlo o vztah nikoliv konfrontační, ale komplementární. Dosažení tohoto cíle ovšem znamená nejen integraci ekologických cílů na makroekonomické úrovni, ale i jejich realistickou implementaci v konkrétních procesech ekonomické reprodukce na mikroekonomické úrovni.

Environmentální vlivy činnosti mikroekonomických subjektů můžeme teoreticky propojit s relevantními makroekonomickými konsekvencemi, na základě již zmíněného přístupu z pozice ekonomického optima kvality životního prostředí a znázornit pomocí odpovídajícího modelu mikroekonomického optima kvality životního prostředí. Na ose x bude v tomto případě zachycena úroveň resp. stupeň znehodnocování životního prostředí daným ekonomickým subjektem (konkretizovaný např. prostřednictvím objemu vypouštěných emisí škodlivých látek) a na ose y odpovídající náklady. Základní rozdílnost makroekonomického a mikroekonomického pohledu na optimum kvality životního prostředí je dána tím, že (abstrahujeme-li od dobrovolné internalizace negativních externalit daným subjektem) převážná část ekonomických škod spjatých ze znehodnocováním životního

prostředí daným subjektem nemá pro něj primární význam neboť je přenášena na jiné subjekty. Proto při absenci jakékoliv ekologické politiky by odpovídající křivka ekonomických škod ze znehodnocování životního prostředí zahrnovala pouze škody přímo se dotýkající daného ekonomického subjektu – křivka subjektivních škod. Subjekt by měl dále zájem vynakládat pouze takové náklady na zamezení znehodnocování životního prostředí, které jsou relevantní jeho subjektivně posuzovanému ekonomickému optimu kvality životního prostředí – křivka subjektivních nákladů na zamezení. Vlastní mikroekonomické optimum kvality životního prostředí resp. vlastní ekologická zátěž ekonomického reprodukčního procesu by se tedy nacházelo v nejnižším bodě (úroveň nejnižších nákladů) součtové křivky subjektivních škod a křivky subjektivních nákladů na zamezení. K tomu, aby daný subjekt vynakládal takové náklady na zamezení znehodnocování životního prostředí, které by ve vztahu k jeho produkci negativních externalit zabezpečovaly cílové dosažení společenského optima kvality životního prostředí resp. alespoň stavu k tomuto optimu směřujícímu je nutná existence legislativně podložené ekologické politiky. Tato politika prostřednictvím užití administrativních a ekonomických nástrojů nutí znehodnocovatele životního prostředí tyto své původně nekontrolované negativní efekty kontrolovat a následně redukovat (z pohledu daného modelu jde o křivku celkových ekonomických škod ze znehodnocování životního prostředí způsobených daným subjektem sobě i ostatním) a přibližovat se tak hodnotě společenského optima jejich vlivu na kvalitu životního prostředí ve smyslu ekonomického pohledu všech dotčených subjektů.

Kromě základních nástrojů ekologické politiky, které z pozice znehodnocovatele životního prostředí představují nedobrovolné akce na snížení produkce negativních externalit se především v nejvyspělejších zemích setkáváme i s dobrovolnými akcemi ekonomických subjektů na ochranu životního prostředí. Tyto akce se realizují na základě dohod mezi dotčenými stranami. Mezi potřebné předpoklady jejich realizace se obvykle řadí dobré vymezení vlastnických vztahů, nízká úroveň nákladů na jednání a jasná identifikace dotčených stran. Dalším významným nástrojem ekologické politiky, integrujícím vysoce odborné přístupy do správního řízení, je posuzování vlivu vybraných investic a dalších aktivit na životní prostředí.

Obecně lze konstatovat, že metody usilující o integraci tržního i mimotržního oceňování přírodních zdrojů v jistém smyslu navazují na neoklasickou školu ekonomie, která chápe cenu jako vyjádření preferencí spotřebitelů, jinak řečeno cena je chápána jako výsledek ochoty spotřebitelů platit za určitý statek nebo službu. Pokud tyto preference nejsou jednoznačně determinovány trhem, je nutné pro jejich přibližnou kvantifikaci využít speciálních metod. Ve zvlášť obtížných případech limitujících aplikaci objektivně založených metod se v poslední době rozšířily metody založené na ochotě platit (willingness to pay) a ochotě prodat (willingness to sell).

Metoda "ochoty platit" vychází z toho, že ocenění daného statku lze dosáhnout dotazováním na cenu, kterou by spotřebitel byl ochoten za něj zaplatit. Pro ověření objektivity zjištěných informací jsou dané výsledky porovnávány s výsledky získanými na základě metody "ochoty prodat", kdy jsou spotřebitelé dotazováni na cenu, kterou by se nechali odškodnit za ztrátu daného statku. Získané výsledky ovšem do značné míry zpochybňují vypovídací schopnost těchto metodických postupů (provedená ocenění na základě metody "ochoty prodat" několikanásobně převyšují adekvátní výsledky získané na základě metody "ochoty platit"). Konkrétní aplikace obou metod vychází ze dvou hlavních přístupů. První přístup je založen na analýze preferencí ve vztahu ke statkům úzce spojeným se životním prostředím. Je široce využíván zejména při oceňování vlivů znečištění ovzduší, hluku či krajinných charakteristik na cenu nemovitostí – metoda hedonických cen. Z cenových rozdílů indukovaných těmito vlivy jsou odvozovány adekvátní hodnotové ukazatele, zohledňující vyšší ceny environmentálně lépe situovaných nemovitostí (environmentální kvality lokality

jsou kupujícími vnímány jako doplňková složka ceny). Další významnou oblastí použití je vyjadřování hodnoty rekreačních oblastí na základě cestovních nákladů návštěvníků – metoda cestovních nákladů. Tato metoda odhaduje hodnotu výše uvedených statků na základě informací o objemu peněz a času vynaložených turisty na dosažení dané lokality. Jinou metodou používanou pro vyjádření preferencí spotřebitelů je metoda defenzivního chování (averting behaviour method), odhadující hodnotu environmentální kvality na základě informací o finančních dopadech spojených s odvrácením nepříznivých efektů znečištění (odvíjejících se např. ze zvýšené nemocnosti). Specifickým příkladem je aplikace metody výrobních faktorů zohledňující poznání, že pro řadu výrobních aktivit je kvalita jednotlivých složek životního prostředí významným výrobním faktorem (např. kvalita vody). Pro tyto aktivity má zlepšení životního prostředí pozitivní vliv na výrobní náklady. Použitím této metody lze tak ve vhodných případech identifikovat hodnotu environmentálních statků bez složité kvantifikace adekvátních preferencí spotřebitelů. Druhý přístup je založen na hypotetických preferencích, netýkajících se reálného rozhodování spotřebitelů (např. zjišťování hodnoty, kterou lidé přisuzují přežití určitého druhu organismu nebo určitým charakteristikám životního prostředí). Příslušná metoda označovaná jako metoda podmíněného oceňování (contingent valuation method) je aplikována na základě přímých, alternativně orientovaných terénních šetření pomocí dotazníků (jednoznačně orientované dotazy v kombinaci s dotazy na preferenci alternativních řešení). Nevýhodou metody je její značná subjektivnost, na druhé straně je jedinou metodou umožňující oceňování "neužitečných" statků.

Z hlediska praktické politiky pokládají protagonisté neoklasické školy ekonomie státní intervence za prospěšné pouze v případech selhávání trhu, za jejichž hlavní příčinu považují nedostatky ve vymezení vlastnických práv. A právě přírodní zdroje jsou jednou z oblastí, kde tato práva nelze v řadě případů přesně vymezit, či je nelze vymezit vůbec. Toto konstatování je pokládáno za základní teoretickou premisu státní ekologické politiky, jejímž ekonomickým základem je přiřazení co možno neobjektivněji stanovené rigidní ceny jednotlivým složkám životního prostředí, nutící uživatele k jejich racionálnímu využívání³. O její nutnosti pak byly vyspělé země definitivně přesvědčeny vzrůstajícími a globalizujícími se rozpory mezi ekonomickým rozvojem a kvalitou životního prostředí. Teoretickou reflexí tohoto vývoje je idea tzv. trvale udržitelného rozvoje – sustainable development, zohledňující jak užitnou, tak tzv. "vnitřní" hodnotu přírody, jež je nezávislá na individuálních preferencích spotřebitelů. V tomto kontextu má Světová úmluva o ochraně biodiverzity ve své preambuli uvedeno, že lidé uznávají vnitřní hodnotu přírody, která je na nich nezávislá. Tato hodnota je dána bohatstvím a rozmanitostí přírodních druhů živých organismů (včetně jejich genetických zdrojů), ekosystémů i jednotlivých složek neživé přírody tj. litosféry, hydrosféry a atmosféry.

Metodika komplexního oceňování přírodních zdrojů, odrážející jejich optimální a udržitelné využívání, není zatím propracována na potřebné úrovni. Řada autorů (např. D. Pearce) uvádí, že "komplexní hodnota" přírodních zdrojů představuje součet přímé užitné hodnoty (použijeme-li jako demonstrační příklad les jde o hodnotu vytěženého dřeva), nepřímé užitné hodnoty (půdoochranné, vodohospodářské a rekreační funkce lesa), potenciální užitné hodnoty (potenciální využití lesních bylin jako surovin pro farmaceutický průmysl) a vnitřní hodnoty. Je zřejmé, že teoretická i praktická náročnost ocenění vzrůstá v souladu s pořadím uvedených komponent (vnitřní hodnotu považují mnozí odborníci za „nedoceníitelnou“).

Základním faktorem determinujícím vypovídací schopnost metod komplexního peněžního oceňování přírodních zdrojů prostředí vůbec je otázka kvantitativního vyjádření

³ V politické oblasti je vzhledem k užívané praxi v ČR dávana přednost přívlastku „ekologický“ před „environmentální“, ačkoliv druhý pojem je věcně oprávněnější.

dopadů různých ekonomických aktivit na kvalitu životního prostředí a s tím spojených ekonomických škod. Teoretické přístupy k odhadům ekonomických škod spjatých s poškozováním resp. znehodnocováním životního prostředí lze členit do dvou skupin:

1. První skupinu tvoří přístupy založené na stavovém pojetí a vycházející z kategorie národního bohatství. Na základě kvantifikace ekonomické hodnoty jeho dílčích složek a důsledků znehodnocování životního prostředí (např. srovnáním ocenění složek nebo prvků nacházejících se v neznehodnoceném a znehodnoceném životním prostředí) lze dojít k odhadu celkového snížení ekonomické hodnoty tj. k vyčíslení (kvalifikovanému odhadu) environmentálních ekonomických škod.

2. Druhý, častěji používaný přístup zohledňuje časový aspekt a vyjadřuje tak škody v podobě tokových veličin. K jejich kvantifikaci lze dospět buď na základě konkretizace škod v naturálních jednotkách a jejich následného převodu na peněžní jednotky (příkladem je vyčíslování environmentálních škod na zemědělské rostlinné výrobě) nebo přímým vyjádřením škod v peněžních jednotkách, prostřednictvím porovnání evidovaných nákladů a výnosů v podmínkách neznehodnoceného a znehodnoceného životního prostředí.

Hlavními objektivními bariérami řešení výše uvedeného problému je synergismus environmentálních vlivů ekonomických aktivit, dlouhodobost a kumulace jejich účinků. Proto se s oceňováním environmentálních ekonomických škod setkáváme především v dílčích, věcně a prostorově často izolovaných případech. Tyto skutečnosti přirozeně limitují i aplikovatelnost návazných metod výběru mezi různými alternativami využití zdrojů, např. prostřednictvím metody analýzy nákladů a užitků (cost - benefit analysis). Lze tedy konstatovat, že na stávající úrovni poznání je aplikace metod komplexního peněžního oceňování přírodních zdrojů (stavové veličiny) resp. dopadů socioekonomického rozvoje na vývoj kvality životního prostředí (tokové veličiny) nejistou a spekulativní záležitostí, která nemůže nahradit proces politického rozhodování. Na druhé straně je ovšem stále více zřejmé, že jejich další rozvoj je jedním ze základních předpokladů nastoupení trendu trvale udržitelného rozvoje, neboť peněžní ocenění je nezastupitelnou informací pro rozhodování o využití přírodních zdrojů. Informuje o jejich vzácnosti a je bariérou proti jejich neomezenému využívání a znehodnocování. Vstup těchto peněžních charakteristik do peněžních ukazatelů ekonomického rozvoje je rovněž nezbytným předpokladem jejich objektivní interpretace jako indikátorů trvale udržitelného rozvoje.

Rostoucí potřeba integrovat ekonomické a ekologické resp. environmentální aspekty rozhodovacího procesu tak vede k celkové potřebě rozpracovat systém ekologických indikátorů. Tyto indikátory by měly být založeny na mezinárodním a vědeckém konsensu, který by umožnil jejich pozdější transformaci na mezinárodní standardy. V rámci OECD jsou v současnosti rozvíjeny tři hlavní typy ekologických indikátorů:

a) Indikátory využitelné pro hodnocení kapacity přírodního prostředí.

V daném směru jde především o optimalizaci souboru indikátorů charakterizujících intenzitu a dynamiku populačního tlaku na životní prostředí resp. přírodní zdroje (ukazatelé vztahované k hustotě obyvatelstva, sídelní struktuře, procesu demografické reprodukce, úrovni sociálního a zdravotního zabezpečení obyvatelstva, vzdělanostní úrovni, životnímu stylu atd.) a indikátorů charakterizujících intenzitu a dynamiku ekonomického tlaku na životní prostředí resp. přírodní zdroje (ukazatelé vztahované k úrovni domácího produktu, úrovni zadlužení, kupní síle obyvatelstva, sektorové struktuře ekonomiky, využití půdy, těžbě nerostných surovin, spotřebě primárních energetických zdrojů, spotřebě vody, spotřebě průmyslových hnojiv a pesticidů, k úrovni cestovního ruchu a rozvoje infrastruktury atd.).

b) Indikátory umožňující začlenit ekologické (environmentální) aspekty do odvětvových politik.

V této souvislosti jde o proces optimalizace souboru indikátorů charakterizujících kvalitu ekonomického a sociálního rozvoje z hlediska životního prostředí (úroveň ekologické

stability krajiny, struktura produkce a spotřeby energetických zdrojů, objem a struktura plyných emisí, úroveň znečišťování povrchových a podzemních vod, podíl půdy ohrožené působením degradačních činitelů, zdravotní stav lesů, relativní výměra chráněných oblastí přírody, podíl ohrožených druhů zvířat a rostlin, měrná produkce odpadů a podíl recyklovaných odpadů, podíl veřejné dopravy, úroveň výdajů na ochranu životního prostředí atd.).

c) Indikátory umožňující inkorporaci environmentálních aspektů prostřednictvím "zeleného účetnictví".

Identifikace těchto indikátorů znamená nalézt optimální postup inkorporace nákladů a výdajů přímo a nepřímo spjatých s tvorbou a ochranou životního prostředí do účetních rozvah podnikatelských subjektů.

3.2. Ekonomické nástroje péče o životní prostředí

Výchozím základem řešení environmentálních problémů je aplikace makroekonomických nástrojů, jejichž prostřednictvím orgány státní správy prosazují stanovené cíle ekologické politiky. Tyto legislativně ukotvené nástroje jsou obvykle členěny do dvou skupin – administrativní a ekonomické nástroje, jejichž vzájemný vztah by měl mít komplementární povahu. Mezi administrativní nástroje patří především direktivně prosazované příkazy a zákazy cílené na dodržování přípustné míry znehodnocování životního prostředí stanovené právními normami (viz dále), vycházející zejména z emisních a hygienických limitů, přímé stanovení povinností pro provozovatele zdrojů znečišťování, závazně stanovené správní postupy včetně územně plánovací dokumentace, dozorová činnost inspekčních orgánů atd. Tyto nástroje mají z hlediska jejich působení přímou povahu a v řadě případů jsou tak nezastupitelné. Nevýhodou je, kromě určité subjektivnosti v jejich aplikaci, relativně značná finanční náročnost na státní zdroje podmíněná nutností odpovídajícího institucionálního zabezpečení. Tento nedostatek do určité míry odstraňují nepřímo působící ekonomické nástroje, které ovšem na druhé straně nemohou pokrýt všechny oblasti environmentální problematiky. Z vývojového hlediska je možné konstatovat, že význam ekonomických nástrojů se v rozvinutých zemích stále zvyšuje, čímž je zabezpečen kontinuální tlak na redukci negativních vlivů ekonomického rozvoje na životní prostředí. Jednotlivé druhy ekonomických nástrojů jsou dále podrobněji specifikovány v rámci dvou dílčích skupin: nástroje negativní stimulace, tj. nástroje postihující znečišťovatele životního prostředí, a nástroje pozitivní stimulace, tj. nástroje účelové podpory realizace opatření na úseku péče a ochrany životního prostředí.

Nástroje negativní stimulace

Ve většině zemí, včetně ČR, jsou nejvýznamnějším nástrojem negativní stimulace poplatky. Umožňují diferencovaný ekonomický postih znečišťovatelů na základě principu "platí znečišťovatel" (polluter pays principle) a limitují čerpání přírodních zdrojů. Tímto způsobem jsou tak do nákladů příslušných ekonomických subjektů v určité míře promítány tj. internalizovány jím produkované negativní externality.

Poplatky mohou plnit celou řadu funkcí, z nichž za nejdůležitější je považována funkce motivační, cílená na změnu vztahu ekonomických subjektů k životnímu prostředí. Z dalších funkcí lze uvést především funkci fiskální (zajišťování finančních prostředků pro nástroje pozitivní stimulace) a funkci selektivní (zohlednění míry škodlivosti působení jednotlivých znečišťujících látek prostřednictvím výše poplatků). Podstatou motivační funkce poplatků je skutečnost, že úměrně s úrovní sazeb poplatků se ochrana životního prostředí stává pro podnikovou sféru ekonomicky efektivní, čímž jsou podniky motivovány k ekologickému chování. Zásadní otázkou je stanovení těchto sazeb na úrovni odpovídající

nákladům na zamezení znehodnocování životního prostředí, sledující dosažení rovnováhy marginálních nákladů a výnosů⁴. Příliš nízké sazby poplatků omezují jejich motivační působení, neboť jsou tak i nadále fakticky zvýhodňováni znečišťovatelé před ekologicky se chovajícími podnikatelskými subjekty. Za hlavní problémy spojené s aplikací poplatků lze považovat:

a) Přesné stanovení ekvivalentu nákladů

Jde především o případy, kdy existují různé ekvivalenty nákladů, odvíjející se od použité technologie a velikosti zdroje znečišťování (např. náklady na likvidaci znečišťování odpadových vod jsou u malých zdrojů výrazně vyšší než u velkých). Řešením je zprůměrování těchto nákladů či stanovení několika sazeb.

b) Stanovení poplatků v případě neexistence ekvivalentních nákladů (škodlivinu nelze účinně likvidovat)

Řešením je využití doplňkových kritérií, vycházejících např. ze selektivní funkce poplatků (porovnání s jinými podobně působícími škodlivinami).

c) Specifikace škodlivin

Poplatky mohou být stanoveny pouze na konkrétní znečišťující látky splňující dvě základní kritéria – významnost z hlediska znečišťování a technická možnost měření resp. jiného způsobu kvantifikace emisí.

d) Využití poplatků

Neopomenutelnou stránkou poplatkových systémů je optimalizace využití jejich výnosů, zvláště z hlediska určení zda poplatky budou ponechány na lokální či regionální úrovni nebo budou odváděny do centralizovaných fondů.

Placení poplatků nezbavuje znečišťovatele odpovědnosti za způsobené škody, vyplývající z obecně závazných právních předpisů.

V případě **poplatků za znečišťování ovzduší** je v ČR stanoveno 9 základních škodlivin a další škodliviny jsou pro daný účel rozděleny do 2 skupin podle míry škodlivosti pro životní prostředí. Dále uvedené sazby poplatků se kromě nezaplatněných mobilních zdrojů znečišťování netýkají malých zdrojů.

Sazby poplatků pro velké a střední zdroje znečišťování ovzduší:

1. Hlavní zpoplatněné znečišťující látky

Znečišťující látka	Sazba v Kč/t
<i>Tuhé emise</i>	3000
<i>Těkavé organické látky</i>	2000
<i>Oxid siřičitý</i>	1000
<i>Oxidy dusíku</i>	800
<i>Oxid uhelnatý</i>	600
<i>Těžké kovy a jejich sloučeniny</i>	20000
<i>Amoniak</i>	1000
<i>Polycyklické aromatické uhlovodíky</i>	20000
<i>Metan</i>	1000

2. Ostatní zpoplatněné znečišťující látky

Znečišťující látka	
<i>Třída I. (azbest, benzen, berylium)</i>	20000

⁴ V praxi jde o dosažení nákladové úrovně potřebné pro odstranění dominantního podílu produkovaných škodlivin resp. minimalizaci degradace ekosystémů (např. účinnost moderních odsířovacích technologií se pohybuje kolem 90 %).

3. U hořících částí uhelných dolů a lomů nebo skládek a výsypek je sazba poplatků 200 Kč za 1 m^{-2} hořící plochy.

Pokud provozovatel prokazatelně zahájil u zdroje znečišťování práce na snížení emisí zpoplatněných škodlivin (alespoň o 15 %), odkládá se mu placení poplatků ve výši 60 % po dobu realizace opatření. Použití odpovídající částky je účelově vázáno na financování daného opatření. Dokončí-li provozovatel tyto práce v souladu se stanovenými podmínkami rozhodne orgán ochrany ovzduší o prominutí povinnosti poplatky doplatit. Pokud daný znečišťovatel nesplní stanovený přípustný limit je poplatek zvýšen o přírážku ve výši 50 % základního poplatku. Na rozdíl od základních poplatků, které jsou zahrnovány do nákladů, musí být přírážka hrazena ze zisku. Výrobci a dovozci látek a výrobků poškozujících nebo ohrožujících ozónovou vrstvu jsou povinni platit poplatek za vyrobené, vyskladněné nebo dovezené látky včetně látek obsažených ve výrobku ve výši 400 Kč za 1 kg látek (stanoveny výjimky). Za hlavní nedostatky současného systému poplatků za znečišťování ovzduší v ČR lze považovat problémy s jednoznačným stanovením stimulační funkce poplatků, týkající se zejména oxidu siřičitého.

Při stanovování sazeb dalšího druhu poplatků – **poplatků za vypouštění odpadních vod** jsou základním vodítkem následující ukazatele: organické látky (chemická spotřeba kyslíku ChSK) – rozmezí sazby 8 až 16 Kč/kg, nerozpuštěné látky – 2,0 Kč/kg, rozpuštěné anorganické soli – 0,5 Kč/kg, fosfor celkový – 70 Kč/kg, dusík amoniakální – 40 Kč/kg, dusík anorganický – 30 Kč/kg, AOX (organicky vázané halogeny) – 300 Kč/kg, Hg – 20000 Kč/kg, Cd – 4000 Kč/kg. Výši poplatků stanovují podniky příslušného povodí (Labe, Odra, Ohře, Morava, Vltava) na základě dohody s uživatelem. K základní sazbě lze přičlenit přírážku, která je závislá na míře zhoršení jakosti vody ve vodním toku a její výše je určována podle koncentrace znečišťujících látek. Z hlediska podnikového hospodaření je základní sazba poplatku nákladovou položkou, kdežto přírážka musí být hrazena ze zisku. V případě, že znečišťovatel zahájil realizaci příslušných opatření na snížení znečišťování odpadních vod, může mu být přiznán odklad (příp. prominutí části poplatků) platby poplatků ve výši 80 %. Tato částka zůstává u znečišťovatele jako zdroj financování dané akce. Sazby poplatků (úplat) za odběr podzemní vody činí 2 Kč/m^3 pro zásobování pitnou vodou.

Placení poplatků (a rovněž i za úplat za odběr povrchové a podzemní vody) probíhá buď přímo mezi správou povodí a konečným uživatelem nebo je mezi správou povodí a konečného uživatele vsunut podnik zabývající se dodávkami, odkanalizováním a čištěním odpadních vod, který si od svých odběratelů za své služby účtuje tzv. vodné a stočné a návazně provádí ekonomické vyúčtování se správou povodí. Hlavní problémy dosavadního poplatkového systému souvisí zejména s neexistující možností decentralizace poplatků.

V případě odpadů byl poplatkový systém realizován až od roku 1992. Plátcem poplatků za uložení odpadu je právnická nebo fyzická osoba provozující skládku s tím, že tento poplatek zohledňuje v rámci cen účtovaných ukladateli odpadů. Výše poplatků se odvíjí od množství a kategorií ukládaných odpadů. Základní sazba je kompenzačním poplatkem pro obec, na jejímž katastru leží daná skládka. Riziková sazba je příjmem SFŽP (současná právní úprava počítá s plynulým nárůstem sazeb v mezidobí časových úseků 2004 – 2006 a 2006 – 2008). Provozovatel skládky je povinen vytvářet finanční rezervu na rekultivaci a asanaci skládky po ukončení jejího provozu (zahrnuje se do nákladů). Za hlavní problém uplatňované poplatkové soustavy lze označit stimulaci producentů nebezpečných odpadů k jejich většímu využití jako druhotné suroviny.

Sazby poplatků za uložení odpadů na skládkách v letech 2002-4 (2009 a dále) v Kč/t^{-1}

Kategorie odpadu:	Základní sazba:	Riziková sazba:
<i>komunální + ostatní odpad</i>	200 (500)	-
<i>nebezpečný odpad</i>	1100 (1700)	2000 (4500)

Provozovatel skládky je povinen vytvářet finanční rezervu na rekultivaci, zajištění péče o skládku a asanaci po ukončení jejího provozu. Za hlavní problém uplatňované poplatkové soustavy lze označit stimulaci producentů nebezpečných odpadů k jejich většímu využívání jako druhotné suroviny.

Mezi poplatky lze dále řadit **úhrady z těžby nerostů**. Tato úhrada může činit nejvýše 10 % z tržní ceny vydobytých nerostů a výnos z těchto úhrad je z 25 % příjmem státního rozpočtu a ze 75 % příjmem rozpočtu místně příslušných obcí. Kromě této úhrady platí těžební organizace rovněž roční úhrady z dobývacích prostorů ve výši 10 tis. Kč na každý i započatý km² (v malých dobývacích prostorech do 2 ha činí roční úhrada 2 tis. Kč), které se prostřednictvím obvodních báňských úřadů převádějí do rozpočtů místně příslušných obcí.

Jednorázovým druhem poplatků jsou **odvody za trvalé odnětí zemědělské a lesnické půdy** původnímu účelu. Opakovaný charakter pak mají adekvátní poplatky za dočasné odnětí půdy, placené po dobu záboru. Část odvodu za odnětí zemědělské nebo lesnické půdy ve výši 40 % je příjmem příslušných obcí, zbytek je příjmem SFŽP.

Dalším nástrojem negativní stimulace jsou **platby**, které v podstatě představují ceny placené spotřebitelem resp. uživatelem. Environmentální dimenzi nabývají v případech, kdy do konstrukce ceny vstupují položky sledující omezování čerpání určitých přírodních zdrojů a s ním souvisejících činností. Obecně se tato dimenze může projevat u cen nerostných surovin, vody, pozemků, cen účtovaných uživatelům skládek a u jiných způsobů likvidace odpadů. V tomto kontextu často dochází ke směřování plateb a poplatků. V ČR jsou v tomto směru platby zahrnovány v úplatcích resp. cenách za odběr povrchové a podzemní vody. Při jejich stanovování je totiž určitým způsobem zohledněno i to, že odběrem vody z jejího přirozeného prostředí je životní prostředí poškozováno. Podobné environmentální zohlednění v případě nerostných surovin a likvidace odpadů nabývá charakter poplatků.

Výše naznačené problémy souvisí mj. s nevyjasněností dopadů zakomponování environmentální dimenze do cen nerostných surovin vzhledem k existenci stabilního základu poptávky (cenově indukované snižování odebíraných objemů přírodních zdrojů má své objektivní hranice dané minimální potřebností). U plateb za služby pak v této souvislosti může neúměrné environmentálně podmíněné zvyšování plateb vést k rozvoji "ekologické kriminality", což je zvláště akutní v případě likvidace odpadů ("černé skládky", nezákonné způsoby likvidace kapalných odpadů atd.). V příznivějším případě pak dochází k volbě ekonomicky nikoliv však environmentálně příznivější varianty – např. k upřednostňování skládkování před drahým spalováním odpadů. Je tedy zřejmé, že intervence státu cílená na "objektivizaci" cen přírodních zdrojů je značně komplikovanou záležitostí a v řadě případů, především v podmínkách transformujících se ekonomik s dosud plně nerozvinutými resp. nestabilizovanými trhy přírodních zdrojů, je nutné upřednostňovat administrativní nástroje s důrazem na inspekční činnost a co největší odbornost správních řízení.

Specifické postavení v rámci ekonomických nástrojů mají **pokuty** jako nástroj jednoznačně sankčního zaměření, používající se v taxativně vymezených případech porušení ustanovení právních norem na ochranu životního prostředí (kromě pokut příp. již zmíněných přírůžek k poplatkům jsou používány i administrativní sankční nástroje, jako je opatření k nápravě, omezení či zastavení provozu, trestní odpovědnost za škodu či způsobenou ekologickou újmu). Finanční prostředky získané z pokut jsou příjmem centrálních rozpočtů, případně nižších rozpočtů (především obcí). Obvykle pouze částečně je zajištěna jejich

účelová vázanost prostřednictvím zpětného vynaložení na ochranu životního prostředí. Z hlediska plátce je účinnost pokut umocňována skutečností, že musí být hrazeny ze zisku.

Uplatnění *cel* jako nástroje negativní stimulace je v praxi značně omezené. Možnost vybírání dovozního cla v případě dovozu ekologicky škodlivých výrobků je limitováno vázaností celní politiky na mezinárodní dohody v rámci WTO. Podobně, i když v menší míře, je omezena i možnost stanovování vývozních cel, vztahujících se v první řadě k vývozu nerostných surovin a výrobků silně zatěžujících životní prostředí. Nástroje celní politiky je teoreticky možné využít i jako nástroje pozitivní stimulace, např. formou celních úlev na dovoz výrobků s vynikajícími ekologickými parametry či komponent pro ekologicky šetrné technologie. I v tomto případě je však třeba užití těchto opatření zohledňovat z hlediska mezinárodních závazků a dohod.

Nástroje pozitivní stimulace

Tradičním a nejvýznamnějším nástrojem pozitivní stimulace jsou podpory investičních a neinvestičních akcí na úseku péče a ochrany životního prostředí, udělované jako dotace, subvence a granty z veřejných rozpočtů – ze státního rozpočtu, z rozpočtů státních fondů a rozpočtů regionálních a obecních úřadů veřejné správy. Tyto podpory jsou systémově propojené a v tomto smyslu navazují i na ostatní ekonomické nástroje, které mj. přispívají k tvorbě jejich příjmové základny. Z toho vyplývá nutnost účinné koordinace, aby nedocházelo k protichůdnému působení nástrojů pozitivní a negativní stimulace.

Z hlediska strukturální dynamiky těchto výdajů na řešení environmentálních problémů lze za základní trend považovat objemový přesun výdajů od dotací ze státního rozpočtu k ostatním zdrojům, kde má dominující podíl zprivatizovaná podniková sféra, zdrojově zajišťovaná prostřednictvím kapitálového a finančního trhu. Dynamika ekologických výdajů dokumentuje pozitivní změny v přístupu k životnímu prostředí, podpořené přijatou legislativou. Od roku 1990 se tyto výdaje zvýšily ze 6 mld. Kč až na cca 34 – 40 mld. Kč (2.0 až 2,4 % HDP) na konci 90 let. Současná poněkud nižší úroveň výdajů odpovídá splnění řady investičně náročných cílů (např. odsíření tepelných elektráren). Podobné trendy byly v minulosti zaznamenány i v nejrozvinutějších zemích. Z časového posuvu adekvátního procesu v ČR mj. vyplývá, že srovnávání výše našich ekologických výdajů se současnými výdaji v těchto zemích, které je někdy používáno k argumentaci o nadměrných výdajích na životní prostředí, je zavádějící. Ze strukturálního pohledu bylo téměř 60 % investic vynaloženo na zlepšení kvality ovzduší, druhé místo zaujímá oblast kvality vod.

V rámci veřejných rozpočtů má na vykazování ekologických výdajů v ČR stále největší podíl státní rozpočet. Je však pravděpodobné, že tyto výdaje již dosahují svého maxima a v dalším vývoji se budou snižovat. Významný objem dotací sledujících podporu ekologických akcí je uvolňován i prostřednictvím MPO (podpora ekologických investic v hornictví, např. sanace těžby uranu).

Na druhé straně se zvyšuje úloha SFŽP, což koresponduje s vývojem příjmů z poplatků za znečišťování životního prostředí. SFŽP podporuje ochranu všech složek životního prostředí a dále prevenci vzniku a nakládání s odpady, monitoring životního prostředí a zavádění ekologicky šetrných výrobků a technologií. Na rozdíl od státního rozpočtu jsou prostředky se SFŽP poskytovány víceméně plošně a bez výraznějších priorit.

Systémové dotace a účelové subvence vynakládané ze státního rozpočtu a dále SFŽP do jisté míry indikují i pozitivní vývojové trendy ekologických výdajů z rozpočtu obcí (finanční spoluúčast obcí na realizovaných opatřeních). Za doplňkové zdroje pak lze označit zahraniční pomoc (významná zejména v počátečním období transformace) a dále zahraniční a tuzemské zdroje grantového charakteru na podporu ekologického výzkumu a osvěty.

Zvláštní roli v rámci veřejných ekologických výdajů hraje FNM, z jehož prostředků je dotován státní rozpočet i SFŽP (tyto finanční toky logicky vykazují klesající tendenci).

Vlastní činnost FNM na úseku životního prostředí se dotýká závažného problému tzv. starých ekologických škod – podle disponibilních odhadů jejich výše převyšuje hranici 100 mld. Kč. Na závažnost problému likvidace starých ekologických škod v podstatě upozornil státní orgány příchod zahraničních investorů, kteří odmítli investovat do výrobních kapacit významně zatížených těmito škodami. FNM může poskytnout prostředky na ekologické závady týkající se znečištění podzemních vod a půdy a na likvidaci resp. zabezpečení skládek nebezpečných odpadů. Nezbytným předpokladem pro uzavření příslušné smlouvy mezi nabyvatelem a FNM je ekologický audit na náklady žadatele, který musí rovněž uhradit náklady na detailní průzkum.

Z perspektivního hlediska je nutné i nadále počítat s významnými environmentálními výdaji spojenými s našim vstupem do EU. Odhad celkových investičních výdajů činí asi 280 mld. Kč, z nichž nejvíce připadne na ochranu vod – zejména výstavbu ČOV a kanalizace a dále na investice spojené se zaváděním směrnice o integrované prevenci znečišťování (IPPC).

Další významný nástroj z hlediska péče a ochrany životního prostředí představují daně. V řadě hospodářsky vyspělých zemí jsou daně dokonce považovány za nejvýznamnější perspektivní nástroj realizace ekologické politiky. Jednostranně kladený důraz na ekologizaci daňové soustavy však nebere plně v úvahu, že hlavním posláním daní je zabezpečení příjmů veřejných rozpočtů a systémová podpora komplexně pojímané vládní politiky v souladu s hlavními principy daňové politiky, tzn. dostatečností a elasticitou daňového výnosu, stabilitou daňového systému a jeho únosností, adresností a jednoduchostí.

Z pohledu užitého třídění ekonomických nástrojů na nástroje pozitivní a negativní stimulace daňová soustava obvykle zahrnuje řadu prvků, které nelze úhrnně přiřadit pouze k jedné z obou skupin.

V České republice byla nová daňová soustava, která je kompatibilní s obdobnými soustavami uplatňovanými v zemích EU, zavedena k 1.1. 1993. V další části je podán stručný výčet "environmentálně pozitivních momentů" jednotlivých daňových zákonů:

1. Zákon č. 586/1992 Sb. o daních z příjmů ve znění pozdějších předpisů.

Za ve výše uvedeném smyslu pozitivní ustanovení tohoto zákona lze v současnosti považovat zejména:

- a) Osvobození od daně (po dobu 5 let) pro následující činnosti – příjmy z provozu malých vodních elektráren do výkonu 1 MW, větrných elektráren, tepelných čerpadel, solárních zařízení, zařízení na výrobu bioplynu a biologicky degradovatelných látek (v souladu se zvláštním předpisem) a využívání geotermální energie.
- b) Možnost odečíst od daňového základu hodnoty darů určených mj. na environmentální účely do výše stanovených limitů.
- c) Možnost odečíst od daňového základu 15 % vstupní ceny zařízení na čištění a úpravu vod a třídících a úpravárenských zařízení na zhodnocení druhotných surovin.
- d) Možnost zahrnout do výdajů náklady na provoz vlastního zařízení k ochraně životního prostředí a vybrané druhy rezerv (např. rezervy na pěstební činnost v lesním hospodářství, rezervy na sanaci pozemků dotčených těžbou).
- e) Nemožnost zahrnutí přírůžek k poplatkům za znečišťování vody a ovzduší a pokut do výdajů.

2. Zákon č. 588/1992 Sb. o dani z přidané hodnoty ve znění pozdějších předpisů.

Environmentálně příznivým současným ustanovením je zařazení řady v daném smyslu šetrných výrobků do okruhu komodit se sníženou sazbou 5 % (základní sazba činí nyní 22 %), např. malé ČOV, bioplyn, bionafta, biologické přípravky k čištění odpadních vod, vodou ředitelné nátěrové hmoty, ekobrikety, výrobky vyrobené alespoň ze 70 procent z recyklovaného papíru nebo z jiných recyklovaných vláknitých surovin, malé vodní a větrné

turbíny, absorpční tepelná čerpadla, solární zařízení, automobilové katalyzátory, průtokoměry a termostatické regulátory, zářivky a výbojky, elektromobily⁵.

3. Zákon č. 587/1992 Sb. o spotřebních daních ve znění pozdějších předpisů.

Působení zákona o spotřebních daních lze kladně hodnotit zvláště s ohledem na vysoké zdanění uhlovodíkových paliv (cena pohonných hmot je významným faktorem ovlivňujícím rozvoj individuální automobilové dopravy). Dani naopak nepodléhá bionafta (s limitovaným podílem minerální složky) a bioplyn. Relativně nízkou sazbou daně jsou zatíženy stlačené a zkvalněné plyny. Negativním momentem je zvláště nezahrnutí biologicky obtížně degradovatelných minerálních olejů a maziv do okruhu komodit podléhajících dani.

4. Zákon č. 338/1992 Sb. o dani z nemovitostí ve znění pozdějších předpisů.

Tato zákonná úprava vykazuje celou řadu ekologicky pozitivních momentů:

- a) Vyjmutí pozemků s ochrannými lesy a lesy zvláštního určení a vodních ploch (s výjimkou rybníků s intenzivním chovem ryb) a dále vodovodů, kanalizací a ČOV z daňové povinnosti.
- b) Daňové osvobození pozemků a staveb sloužících výlučně zájmům ochrany životního prostředí.
- c) Daňové osvobození pozemků zvláště chráněných podle předpisů o ochraně přírody (v NP a CHKO pozemky zařazené do I. zóny) a pozemků v I. stupni hygienické ochrany vod, rekultivovaných a některých dalších ekologicky funkčních pozemků.
- d) Možnost daňových úlev u pozemků, jejichž hospodářské využití je omezeno z důvodu vysokého imisního zatížení, poddolování, ochrany přírody a vodních zdrojů, lázeňské a památkové ochrany a dále trvalých kultur a travních porostů s podstatně horší bonitou pozemků ve srovnání s ostatními pozemky v daném katastru.
- e) Možnost daňových úlev u staveb, jejichž využití je omezeno s ohledem na poddolování či při změně vytápění z pevných paliv na vytápění plynem, elektřinou nebo systémem využívajícím obnovitelných zdrojů energie a při snížení tepelné náročnosti budov.
- f) Zvýšení sazby daně u staveb umístěných v NP a I. zónách CHKO.

5. Zákon č. 16/1993 Sb. o silniční dani ve znění pozdějších předpisů.

V současném znění zákona je pozitivním momentem zejména osvobození silničních vozidel používaných pro hromadnou dopravu osob.

Z hlediska perspektivních možností rozšiřování environmentálně pozitivních momentů v daňové soustavě ČR nelze pravděpodobně v blízkém období počítat se systémově významnějšími změnami. To platí v první řadě o dani z příjmů, kde se jakákoliv daňová zvýhodnění dostávají do konfliktu s požadavkem spravedlnosti a věcné stabilizace. Z dlouhodobějším pohledu poskytuje určité potenciální možnosti daň z přidané hodnoty, kde lze v rámci procesu sblížení daňových sazeb využít environmentálních kritérií pro konstrukci optimalizovaného modelu konvergence. Jako prioritní cíl ekologické politiky lze ovšem označit spíše zachování co největšího podílu environmentálně pozitivních momentů v daňové soustavě.

Posledním významnějším nástrojem pozitivní stimulace je v našem členění **úvěrová politika**. Realizace ekologických investic v podnikatelské sféře je závislá na získávání finančních prostředků na finančním a kapitálovém trhu. Použití úvěrů ve srovnání s dotacemi zpravidla (a to nejen v soukromém sektoru) zvyšuje zájem příjemce prostředků na efektivnosti takto financovaných akcí. Z těchto důvodů je úvěrová politika potenciálně významným faktorem realizace ekologické politiky, kterou může pozitivně ovlivnit takovými nástroji jako je poskytování zvýhodněných úvěrů a půjček, úhrada úroků a záruky za úvěry na vybrané environmentálně nejprínosnější akce.

V rámci ČR využívá tzv. měkké úvěry s nižší úrokovou mírou pro zajištění akcí přispívajících ke zlepšení životního prostředí běžně ve své činnosti SFŽP a okrajově,

⁵ V souvislosti s plánovanou reformou veřejných financí však zřejmě dojde k odstranění daňového zvýhodnění ekologicky šetrných výrobků.

vzhledem k jinému zaměření hlavní činnosti, i Českomoravská záruční a rozvojová banka a Podpůrný rolnický a lesnický garanční fond. Ostatní uvedené nástroje jsou používány výrazně selektivně, neboť jejich aplikace je doprovázena značným tlakem na výdaje státního rozpočtu. Významnější použití státních prostředků k úhradě úrokových nákladů týkajících se dané oblasti není zatím, zejména s ohledem na jiné stanovené priority, příliš reálné.

Ochota komerčních peněžních ústavů k poskytování výhodných úvěrů na financování environmentálních akcí je zatím minimální a v tomto směru nelze zřejmě v bližší budoucnosti očekávat relevantní změnu jejich chování, která by naše komerční ústavy přiblížila podobným ústavům v rozvinutějších, především skandinávských zemích.

Ekonomické nástroje z pohledu mikroekonomické sféry

Zpřísněná legislativa na ochranu životního prostředí, spojená s intenzivním tlakem na internalizaci resp. průmět negativních externalit v mikroekonomické sféře, indukovala významné změny v chování podniků vzhledem k životnímu prostředí (tento proces je zvláště dynamický v ČR a ostatních postkomunistických zemích, kde odpovídajících změn v chování podniků má být dosaženo přibližně v pětinašobně kratším období než tomu bylo v rozvinutých západoevropských zemích).

Pokud jde o ČR bylo zatím ekonomicky nejnáročnějším úkolem dosažení stanovených hodnot emisních limitů v časovém horizontu do konce roku 1998. Jako určitý problém se v současnosti jeví intenzita stimulačního účinku zavedených poplatků pro realizaci adekvátních technických opatření na snížení emisí zejména v případě středních a malých podniků s relativně vysokou produkcí emisí (a tedy s nutností výstavby účinných čistících zařízení pro dosažení emisních limitů). V tomto kontextu jsou posilovány nástroje pozitivní stimulace.

V případě stimulace opatření na snížení znečišťování odpadních vod lze na základě disponibilních informací konstatovat, že již stávající ekonomické nástroje negativního i pozitivního charakteru v zásadě tuto funkci plní. Nicméně, vzhledem k potřebnému objemu a územnímu rozsahu nutných investic počítá v této oblasti ČR po vstupu do EU s přechodným obdobím.

Reálná výše poplatků a vzájemná provázanost zákonů na ochranu životního prostředí jsou účinným nástrojem stimulačním ekologické chování podnikové sféry. Dosavadní vývoj v rozvinutých zemích dokládá postupný přechod od internalizace nákladů na ochranu životního prostředí prostřednictvím administrativních nástrojů k internalizaci těchto nákladů prostřednictvím ekonomických nástrojů, v jejichž rámci hrají zatím rozhodující roli poplatky. Tyto nástroje explicitně mění náklady a výnosy variant, které podnikatelské subjekty i jednotlivci posuzují. Internalizace environmentálních nákladů je nicméně určitou abstrakcí, která se na podnikové úrovni konkretizuje v běžném účetnictví nákladů. Z formálního hlediska jde o identifikaci environmentálních nákladů v rámci tradičních účetních postupů.

Kvalitní a přesné účetnictví environmentálních nákladů je řadou odborníků považováno za nejefektivnější cestu ke změně chování podnikové sféry k problematice životního prostředí. Mnohé podniky již ve svém účetnictví běžně vyčíslují externí environmentální náklady. Širší aplikaci těchto konceptů však zatím brání řada bariér, spočívajících především v absenci jednotných aplikovatelných technik pro ocenění environmentálních statků a dalších potřebných informací a rozdílech v ekonomické výkonnosti jednotlivých zemí. Konceptuální řešení těchto problémů představuje tzv. účetnictví plných nákladů, které úzce souvisí s analýzami životního cyklu. Oba metodické přístupy se snaží kvantifikovat environmentální vlivy během celé životnosti produktu resp. aktivity. Účetnictví plných nákladů se přirozeně snaží o vyjádření v peněžních jednotkách, kdežto analýza životního cyklu se přednostně orientuje na jednotky fyzikální povahy. Jako takových lze obou přístupů využít pro účely prevence znehodnocování životního prostředí

včetně adekvátního vlivu investic. Analýzy životního cyklu jsou obvykle členěny do tří skupin:

- a) Analýza životního cyklu (life cycle analysis) – systémově orientovaný přístup hodnotící environmentální vlivy spojené s produktem, procesem nebo operací během celého časového řetězce, tj. od získání surovin až ke konečné likvidaci výrobku či jeho transformaci na jiný výrobek. Je často užívána k posouzení environmentálních vlivů alternativních produktů.
- b) Posouzení životního cyklu (life cycle assessment) – rozšíření analýzy životního cyklu o cílené posouzení potenciálních environmentálních problémů a možností zlepšení.
- c) Analýza nákladů životního cyklu (life cycle cost analysis) – zavádí peněžní vyjádření do analýzy životního cyklu cestou přiřazování nákladů ke konečnému vlivu, který byl kvantifikován v analýze životního cyklu.

Na přístup uvedený pod bodem c) navazují účetní přístupy členěné na:

- a) Účetnictví plných nákladů (full-costs accounting) – účetní metoda usilující o kvantifikaci přímých (kapitálové náklady a náklady spojené s podmíněnou realizací regulačních opatření) a nepřímých (pokuty, auditing a pod.) nákladů a dále nehmotných nákladů (odpovědnost za škody, goodwill) produktů a aktivit.
- b) Odhad celkových nákladů (total costs assessment) – metoda cílená na finanční ocenění životního cyklu a výsledků dosažených úspor v prevenci znečišťování nebo v souvislosti s realizací investic.
- c) Oceňování plných nákladů (full-costs pricing) – analytické rozšíření účetnictví plných nákladů. Zatímco účetnictví plných nákladů počítá s běžně kvantifikovatelnou peněžní hodnotou environmentálních vlivů, oceňování plných nákladů usiluje o takové určení ceny produktů a služeb, které by odráželo odhad komplexních environmentálních nákladů.

Při popisu metodik interpretace environmentálních nákladů v podnikových účetních systémech je nutné učinit zmínku o makroekonomických souvislostech. Tyto souvislosti vyplývají z legislativního ukotvení statistického výkaznictví, jehož konečným produktem je systém národních účtů. Přes jeho jednoznačné přínosy pro hodnocení celkových trendů socioekonomického rozvoje nejsou stávající systémy národních účtů schopny kvantifikovat jeho environmentální konsekvence. Na druhé straně by ovšem zahrnutí odpovídajících ukazatelů (nehledě ke známým obtížím s jejich kvantifikací) mohlo negativně ovlivnit vypovídací schopnost hlavních ukazatelů. Tento problém řeší metoda tzv. satelitních účtů doplňujících hlavní ekonomické údaje o sféru veřejných služeb a životního prostředí. Hlavními protagonisty satelitních účtů jsou Statistický úřad OSN a Nizozemský statistický úřad. Základním cílem satelitních účtů životního prostředí je identifikace a kvantifikace vazeb mezi ekonomickými aktivitami společnosti a úrovní životního prostředí ve fyzikálních jednotkách spolu s návazným vyjádřením adekvátních dodatečných finančních toků (pro tento účel je využívána např. matice interakcí mezi systémem národních účtů a satelitním účtem životního prostředí nebo metoda tzv. defenzivních výdajů, "očisťujících" makroekonomický agregát HDP od environmentálních nákladů).

Jiným přístupem k řešení problematiky environmentálních interakcí ekonomického rozvoje jsou materiálové a energetické bilance. Cílem těchto bilancí je analyzovat průběh materiálových a energetických toků zpracovatelských procesů a poskytnout tak potřebné informace (zvláště pro účely optimalizace tvorby odpadů), odvíjející se od vstupů a výstupů jako měřítko úrovně zhodnocovacího procesu.

Problém optimalizace využívání přírodních zdrojů je podstatou další metody tzv. zdrojových účtů, rozpracované zejména Norským statistickým úřadem. Jejím základem je podrobná inventarizace zdrojů. Hlavními materiálovými zdrojovými účty jsou účet rezerv, účet čerpání (těžba) a zpracování a účet spotřeby. U ostatních zdrojů přírodního prostředí je v souladu se specifikou zdroje (voda, ovzduší, půda a pod.) použito soustavy individualizovaných účtů. Všeobecnější variantou je systém účtů národního majetku

propagovaný Francouzským statistickým úřadem. Tento přístup zahrnuje i statky, které jsou získávány z přírodního prostředí v nekvantifikovatelné formě. I zde je však dodržována klasická účetní filozofie tj. vyjádření počátečních a koncových stavů.

Důležitým signálem o změně přístupu podnikové sféry k otázkám životního prostředí je skutečnost, že se tyto otázky v ekonomicky rozvinutých zemích ve stále větší míře prosazují i do náplně řídicí činnosti – vznikají systémy ekologického managementu (EMS). Na mezinárodní úrovni vznikla v posledních letech řada dokumentů, stanovujících obecné zásady tvorby a posuzování EMS jako součásti systému podnikového řízení. Základní podmínkou zavedení EMS je fungující informační soustava a účetnictví odrážející skutečné náklady na ochranu životního prostředí a čerpání přírodních zdrojů a energie. Prvním z nich byla Podnikatelská charta pro trvale udržitelný rozvoj vyhlášená mezinárodní obchodní komorou (ICC) v roce 1991. Tato charta definuje 16 principů EMS:

1. Podnikové priority

Uznat EMS za jednu z nejvyšších priorit společnosti a klíčový nástroj pro řízení podniku ekologicky šetrným způsobem.

2. Integrované řízení

Plně integrovat tuto ekologickou politiku, programy a postupy do činnosti podniku jako základní prvek managementu na všech stupních řízení.

3. Proces zdokonalování

Neustále zdokonalovat podnikovou politiku, programy a efektivnost při ochraně životního prostředí v souladu s technickým rozvojem, vědeckým poznáním, potřebami spotřebitelů a očekáváním veřejnosti a vycházet přitom z právních předpisů. Zavést do praxe jednotná mezinárodní kritéria ochrany životního prostředí.

4. Vzdělávání zaměstnanců

Vzdělávat, školit a motivovat zaměstnance tak, aby své činnosti prováděli ekologicky šetrným způsobem.

5. Předběžné posouzení

Posoudit vlivy na životní prostředí ještě před zahájením nové činnosti nebo projektu a před zrušením zařízení nebo opuštěním lokality.

6. Výrobky a služby

Vyvíjet a poskytovat výrobky nebo služby, které nemají negativní vliv na životní prostředí a jsou bezpečné při použití k němuž jsou určeny a efektivní z hlediska spotřeby energie a přírodních zdrojů, a které lze recyklovat nebo bezpečně likvidovat.

7. Rady zákazníkům

Poskytovat rady a je-li to relevantní vzdělávat zákazníky, distributory a veřejnost jak bezpečně používat, přepravovat, skladovat (a po použití likvidovat) dodávané výrobky; aplikovat podobné úvahy i na poskytování služeb.

8. Zařízení a provoz

Vyvíjet, projektovat a provozovat zařízení resp. činnosti s ohledem na efektivní využití energie a materiálů, trvale udržitelné využívání obnovitelných zdrojů, minimalizaci negativních vlivů na životní prostředí a tvorby odpadů a jejich bezpečné a odpovědné zneškodňování.

9. Výzkum

Provádět nebo podporovat výzkum vlivů surovin, výrobků, postupů, emisí a odpadů spojených s provozem podniku na životní prostředí a metod pro minimalizaci těchto negativních vlivů.

10. Preventivní přístup

Modifikovat výrobu, prodej a užití výrobků nebo služeb či realizace činností v souladu s vědeckými a technickými informacemi, aby se předcházelo závažným či nevratným poškozením životního prostředí.

11. Smluvní partneři a dodavatelé

Podporovat přijetí těchto principů partnery podniku, povzbuzovat je a v případě potřeby vyžadovat zlepšení jejich postupů tak, aby byly v souladu s politikou podniku. Podporovat širší přijetí těchto principů mezi dodavateli.

12. Připravenost na mimořádné události

Tam, kde existují významná rizika, vyvinout a udržovat plány řešení mimořádných událostí a spolupracovat s pohotovostními službami, odpovědnými úřady a místní komunitou s ohledem na možné vlivy přesahující hranice podniku.

13. Transfer technologií

Prispívat k transferu ekologicky šetrných technologií a metod řízení v rámci průmyslových odvětví i ve veřejném sektoru.

14. Příspěvek ke společnému úsilí

Prispívat k rozvoji veřejné politiky a podnikatelských, vládních a mezivládních programů a vzdělávacích iniciativ, zvyšujících všeobecné povědomí o životním prostředí a jeho ochraně.

15. Otevřenost k otázkám vyvolávajícím znepokojení

Podporovat otevřenost a dialog se zaměstnanci a veřejností, informovat je o potenciálních nebezpečích spojených s provozem, užíváním výrobků a služeb a odpady, včetně mezinárodních a globálních souvislostí.

16. Dodržování předpisů a podávání informací

Měřit účinnost ochrany životního prostředí, provádět pravidelné ekologické audity a vyhodnocování dodržování požadavků vyplývajících z ochrany životního prostředí, právních předpisů a těchto principů. Periodicky poskytovat odpovídající informace správní radě podniku, akcionářům, zaměstnancům, úřadům a veřejnosti.

Zavádění EMS v ČR (označovaného často jako systém ekologicky orientovaného řízení podniku) je podporováno Českým ekologickým manažerským centrem, které je sdružením podniků a podnikatelů respektujících význam řešení environmentálních problémů v rozvoji svých aktivit. Centrum především zabezpečuje transfer informací potřebných pro dosažení ekologických a přitom ekonomicky efektivních řešení (eko-efektivnost) a vytváří tak odborné zázemí pro Českou podnikatelskou radu pro trvale udržitelný rozvoj (člen mezinárodní sítě pro ekologický management NEM). Mezinárodní zaměření příslušných aktivit je mj. orientováno na vyvracení argumentů o ekologickém dumpingu českých vývozců. Za významné faktory, které budou v daném smyslu ovlivňovat chování českých průmyslových podniků lze označit zejména:

- rostoucí ekologické vědomí zákazníků a spotřebitelů,
- harmonizaci české environmentální legislativy s legislativou Evropské unie,
- rostoucí ceny energií a materiálových vstupů výroby,
- sílící tlak na odpovědnost výrobce za celý životní cyklus svých výrobků.

Pro zavádění EMS jako integrovaného systému péče o všechny složky životního prostředí z hlediska vlivu podnikových aktivit je možné využít následujících postupů:

a) ESAP - Environmental Self-Assessment jako obecně platný postup k sebehodnocení podniku na úseku ochrany životního prostředí; je považován za přípravnou etapu k zavedení EMS,

b) národní normy – např. britská norma BS 7750 stanovující požadavky na zavedení a prověrky EMAS (Environmental Management and Audit Scheme),

c) mezinárodní normy řady ISO 14 000, stanovující základní požadavky na EMS zejména v těch oblastech, které může podnik ovlivnit,

d) nařízení Rady EU č. 1836 z roku 1993 stanovující požadavky na zavedení, provádění a kontrolu dobrovolně realizovaného EMS.

V ČR byl v roce 1998 schválen Národní program zavedení systému řízení podniků a auditu z hlediska ochrany životního prostředí (Program EMAS). Lze očekávat, že dobrovolná certifikace EMS podniku na základě výše uvedených postupů bude, podobně jako certifikace podle norem jakosti řady ISO 9000, pozitivně ovlivňovat komparativní výhody podniků usilujících nejen o nápravu, ale i prevenci negativních vlivů výroby na životní prostředí. Toto úsilí je podporováno i avizovanou snahou EU o vybudování otevřeného trhu, v jehož rámci budou působením konkurenčních procesů zohledněny i náklady na ochranu životního prostředí a trvale udržitelné využívání přírodních zdrojů. Stávající zkušenosti zemí EU se zaváděním EMS ukazují, že jde o vhodný nástroj především pro větší podniky. Problémy s jeho zaváděním v malých a středních podnicích (SMEs) by mohly být v určité míře substituovány cestou zabezpečení vhodných informací pro spotřebitele, zejména prostřednictvím informačních kampaní.

Shrnutí kapitoly:

Kapitola popisuje vztah ekonomie a životního prostředí z pohledu jeho systémové optimalizace. Důraz je položen na tomto cíli odpovídající ekonomické nástroje, členěné na nástroje negativní (zejména poplatky za znečišťování ovzduší a vod) a pozitivní (zejména výdaje z veřejných rozpočtů včetně SFŽP, environmentálně pozitivní momenty v daňových zákonech ČR) stimulační. Pozornost je věnována i některým specifickým otázkám, např. metodám mimotržního oceňování cen environmentálních statků (metoda ochoty platit a ochoty prodat) a dopadům ekologické politiky v mikroekonomické sféře (zavádění ekologických manažerských systémů – Podnikatelská charta trvale udržitelného rozvoje, environmentální normy).

Autokorekční cvičení:

1. Pojem externalita označuje:
 - A. Užítky a náklady přenášené bez náhrady od jejich původců na další subjekty
 - B. Vnější faktory ovlivňující lokální kvalitu životního prostředí
 - C. Náklady a užítky generované veřejným sektorem ekonomiky.
2. Tzv. kompenzační náklady mají charakter:
 - A. Preventivních nákladů
 - B. Dodatkových nákladů
 - C. Poplatků za znečišťování životního prostředí.
3. Metoda ochoty platit se vztahuje k:
 - A. Ceně, kterou by byli spotřebitelé ochotni zaplatit za kvalitu nějakého statku
 - B. Ceně, kterou by se spotřebitelé nechali odškodnit za ztrátu kvality nějakého statku
 - C. Dohodovacímu řízení o výši poplatků za znečišťování.
4. Mezi hlavní zpoplatněné škodliviny v ČR patří:
 - A. Tuhé emise
 - B. Fluor
 - C. Metan.
5. Analýza životního cyklu zahrnuje:
 - A. Výrobu a oběh výrobku
 - B. Oběh a likvidaci výrobku
 - C. Výrobu, oběh a likvidaci výrobku.
6. K zavádění EMS slouží:
 - A. Norma ISO 9000

- B. Norma ISO 14 000
- C. Tzv. ecolabelling.
- 7. Na kreslete grafy popisující makroekonomické a mikroekonomické optimum kvality životního prostředí

4. Právní úprava ochrany životního prostředí v České republice

Právní úprava tvoří základní nástroj ochrany životního prostředí. Příslušné právní normy lze z obsahového hlediska členit na :

- a) základní právní normy, týkající se všeobecné úpravy vztahů ve společnosti,
- b) všeobecné právní normy, týkající se životního prostředí jako celku,
- c) dílčí právní normy, týkající se jednotlivých složek životního prostředí,
- d) související právní normy, týkající se životního prostředí v některých svých aspektech.

V územním pojetí může jít o právní normy platné v rámci celé republiky nebo v rámci nižších územních celků (např. obecní vyhlášky).

Z hlediska minulého vývoje právních norem v dané oblasti lze konstatovat, že do značné míry odrážel narůstající rozsah environmentálních problémů. Ucelená vnitřně provázaná soustava právních norem však byla vytvořena až po roce 1989. Tato soustava je postupně harmonizována s odpovídajícími právními normami EU.

4.1. Základní a všeobecné právní normy

Základní právní normu představuje Ústava ČR, která vstoupila v platnost 1.1.1993. V článku č. 7 je uvedena povinnost státu dbát o šetrné využívání přírodních zdrojů a ochranu přírodního bohatství. Součástí ústavy je i Listina základních lidských práv a svobod, přijatá v roce 1991. V ní je uvedeno, že:

- 1. každý má právo na příznivé životní prostředí,
- 2. každý má právo na včasné a úplné informace o stavu životního prostředí a přírodních zdrojů,
- 3. při výkonu svých práv nikdo nesmí ohrožovat ani poškozovat životní prostředí, přírodní zdroje, druhové bohatství přírody a kulturní památky nad míru stanovenou zákonem.

Nejvýznamnější všeobecnou právní normou je zákon č. 17/1992 Sb. o životním prostředí, definující základní pojmy a zásady ochrany životního prostředí a z nich vyplývající povinnosti právnických a fyzických osob. Mezi základní zásady podle uvedeného zákona patří:

- zákaz přetěžování území lidskou činností nad míru únosného zatížení tj. způsobem, při kterém dochází k poškozování složek životního prostředí, funkcí ekosystémů nebo ekologické stability,
- stanovení mezních hodnot přípustného znečištění životního prostředí tak, aby nebylo ohrožováno zdraví lidí, další živé organismy a ostatní složky životního prostředí,
- zásada předběžné opatrnosti znamenající, že v případě ohrožení životního prostředí nesmí být pochybnosti o tom, zda ke znehodnocení životního prostředí skutečně dojde důvodem pro odklad preventivních opatření,
- právo každého na pravdivé a přiměřené informace o stavu a vývoji životního prostředí,
- možnost každého domáhat se u příslušných orgánů svých práv vyplývajících z právních norem na ochranu životního prostředí.

Základní povinnosti jsou v zákoně vymezeny takto:

- předcházet znečišťování nebo poškozování životního prostředí a v tomto smyslu minimalizovat negativní důsledky své činnosti,
- využívat území a přírodní zdroje pouze po zhodnocení vlivu této činnosti na životní prostředí,
- zajistit, aby technologie, výrobky a materiály uváděné do výroby, oběhu či spotřeby splňovaly podmínky ochrany životního prostředí,
- zabezpečit sledování negativních vlivů své činnosti na životní prostředí na vlastní náklady a znát jeho možné důsledky,
- poskytovat informace o svém působení na životní prostředí,
- při zjištění ohrožení nebo poškození životního prostředí učinit nezbytná opatření cílená na odvrácení hrozby nebo zmírnění následků a svá zjištění neprodleně ohlásit orgánům státní správy.

Zákon určuje i odpovědnost za porušení povinností při ochraně životního prostředí. Každý kdo poškozováním životního prostředí způsobil ekologickou újmu je povinen obnovit přirozené funkce ekosystému. Není-li to možné či účelné je povinen ekologickou újmu nahradit jiným způsobem včetně peněžní náhrady. Za poškozování životního prostředí mohou příslušné orgány státní správy uložit právníckým a fyzickým osobám pokutu:

- a) až do výše 1 mil. Kč když porušením právních norem byla způsobena ekologická újma,
- b) až do výše 0,5 mil. Kč když nebyla učiněna opatření k nápravě nebo upozorněny orgány státní správy při ohrožení životního prostředí.

V případech, kdy hrozí závažné poškození životního prostředí nebo k němu již došlo, mohou příslušné orgány státní správy rozhodnout o zastavení či omezení činnosti na dobu až 30 dnů a zároveň navrhnout opatření k nápravě.

Významnou právní normou je Zákon. o posuzování vlivů na životní prostředí č. 100/2001 Sb, týkající se hodnocení vlivů připravovaných staveb, činností, technologií, rozvojových koncepcí resp. programů a výrobků ve výše uvedeném kontextu, ve kterém je upraven postup fyzických a právníckých osob, správních úřadů a územních samosprávných celků (obcí a krajů). Posuzují se vlivy na obyvatelstvo a vlivy na životní prostředí zahrnující vlivy na živočichy a rostliny, ekosystémy, půdu, horninové prostředí, vodu, ovzduší, klima a krajinu, přírodní zdroje, hmotný majetek a kulturní památky a na jejich vzájemné působení a souvislosti. Záměry, stavby a technologie jejichž odpovídající vlivy jsou posuzovány jsou specifikovány v příloze zákona (kategorie I – záměry vždy vyžadující posouzení, kategorie II – záměry vyžadující zjišťovací řízení). Zákon upravuje i způsob projednávání záměrů, jejichž vlivy přesahují státní hranice.

Posuzování vlivů podléhají zejména stavby, činnosti a technologie v oblasti zemědělství a lesního hospodářství, těžebního a energetického průmyslu, kovoprůmyslu (metalurgický průmysl, povrchová úprava kovů, vyjmenované obory strojírenského a elektrotechnického průmyslu), dřevařského a papírenského průmyslu, chemického průmyslu, zařízení pro skladování, spalování a ukládání nebezpečných odpadů, stavebního průmyslu, potravinářského a textilního průmyslu, sklářského a polygrafického průmyslu, výstavby průmyslových a obchodních zón, výstavby silnic a dálnic, železnic, letišť, přehrad a vodních nádrží, zařízení pro odběr vod, zařízení pro nakládání s komunálním odpadem, čistíren odpadních vod a kanalizace, odkališť a kalových polí, kafilérií a některých dalších menších aktivit.

Zákonem č. 282/1991 Sb. o České inspekci životního prostředí a její působnosti v ochraně lesa byla zřízena ČIŽP jako orgán státní správy, dozírající na dodržování právních předpisů a vydaných pravomocných rozhodnutí právníckými a fyzickými osobami. Zákon specifikuje působnost ČIŽP v ochraně lesa; v dalších složkách životního prostředí je její působnost kodifikována příslušnými dílčími zákony.

Zákon č. 388/1991 Sb. o Státním fondu životního prostředí České republiky (ve znění pozdějších předpisů) zřizuje SFŽP jako tzv. jinou státní organizaci. Správcem fondu je MŽP ČR. Jeho příjmy tvoří zejména:

- a) úplaty za vypouštění odpadních vod do vod povrchových,
- b) poplatky za vypouštění škodlivých látek do ovzduší,
- c) poplatky podle zákona o odpadech,
- d) odvody za odnětí půdy ze zemědělského půdního fondu ve výši 60 % jejich celkového objemu,
- e) úplaty za odběry podzemní vody,
- f) úhrady za vydobyté nerosty (primárně odváděné do státního rozpočtu),
- g) pokuty za porušení předpisů a opatření k ochraně životního prostředí,
- h) další příjmy (dotace, úvěry, sponzorské dary atd.).

Prostředky fondu lze použít na:

- a) podporu investičních a neinvestičních akcí souvisejících s ochranou a zlepšováním životního prostředí,
- b) podporu programů výzkumu, vývoje, výroby a zavádění vhodných technologií v oblasti životního prostředí,
- c) podporu činností souvisejících s ekologickými funkcemi vodních toků a vodních ploch,
- d) podporu monitorování složek životního prostředí a ekologických procesů,
- e) podporu výchovných akcí a rozšiřování informací o životním prostředí,
- f) jiné účely (úhrada půjček, úhrada nákladů činnosti fondu).

Významným zákonem je rovněž zákon č. 123/1998 Sb. o právu na informace o životním prostředí (ve znění zákona č. 132/2000 Sb.).

4.2. Dílčí a související právní normy

Ochrana přírody

Základní právní normou je zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny (ve znění pozdějších předpisů). Účelem této, na rozdíl od předchozích právních úprav, komplexní normy je přispívat k udržení a obnově přírodní rovnováhy v krajině, k ochraně rozmanitosti forem života a k šetrnému hospodaření s přírodními zdroji. V tomto kontextu jsou podrobně upraveny následující otázky:

- a) základní povinnosti při obecné ochraně přírody, zejména ve vztahu k ekologické stabilitě krajiny a významným krajinným prvkům včetně jejich registrace,
- b) obecná ochrana rostlin a živočichů,
- c) ochrana dřevin s důrazem na regulaci zásahů do dřevinných společenství včetně náhradní výsadby,
- d) ochrana jeskyň, paleontologických nálezů a krajinného rázu,
- e) kategorizace zvláště chráněných území na národní parky a chráněné krajinné oblasti (uvedeny v příloze), národní přírodní rezervace, přírodní rezervace, národní přírodní památky a přírodní památky,
- f) ochrana a péče o jednotlivé kategorie zvláště chráněných území (ZCHÚ),
- g) ochrana památných stromů, zvláště chráněných druhů rostlin, živočichů a nerostů,
- h) omezení vlastnických práv, finanční příspěvky při ochraně přírody, přístup do krajiny, účast veřejnosti a právo na informace v ochraně přírody,
- i) specifikace orgánů ochrany přírody (obce, vyšší jednotky územní správy, správy národních parků a chráněných krajinných oblastí, ČIŽP, MŽP ČR) a jejich působnost v ochraně přírody,
- j) správní řízení ve věcech ochrany přírody.

K výše uvedenému zákonu byla vydána prováděcí vyhláška č. 395/1992 Sb. Tato vyhláška se podrobněji zabývá územním systémem ekologické stability krajiny, ochranou významných krajinných prvků a dřevin, náležitostmi plánu péče o vybraná zvláště chráněná území, vedením ústředního seznamu ochrany přírody (přiloženy jsou seznamy zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů a seznamy národních přírodních rezervací, přírodních rezervací a národních přírodních památek) a některými dalšími otázkami.

Z dalších významných zákonů lze uvést zákon č. 16/1997 Sb. o podmínkách dovozu a vývozu ohrožených druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a dalších opatření k ochraně těchto druhů.

Ovzduší

Složku ovzduší upravuje zákon č. 86/2002 o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů. Tento zákon stanoví:

- práva a povinnosti osob a působnost správních úřadů při ochraně vnějšího ovzduší před vnášením znečišťujících látek lidskou činností a při zacházení s regulovanými látkami, které poškozují ozónovou vrstvu Země a s výrobky, které takové látky obsahují,
- podmínky pro další snižování množství vypouštěných znečišťujících látek působících nepříznivým účinkem na život a zdraví lidí a zvířat, na životní prostředí nebo na hmotný majetek,
- nástroje ke snižování množství látek ovlivňujících klimatický systém Země,
- opatření ke snižování světelného znečištění ovzduší.

Zákon dále rozděluje zdroje znečišťování ovzduší na mobilní a stacionární, které se podle míry svého vlivu na kvalitu ovzduší dále člení na kategorie zvláště velké (výkon nad 50 MW), velké (5 až 50 MW), střední (0,2 až 5 MW) a malé (provozovatelé prvních tří skupin zdrojů znečišťování jsou povinni o nich vést příslušnou provozní evidenci a zpřístupňovat příslušné informace pověřeným orgánům i veřejnosti). Provozovatelé všech zdrojů znečišťování platí poplatky, o jejichž výši rozhoduje orgán kraje nebo orgán obce (malé zdroje). Poplatky jsou příjmem SFŽP, u malých zdrojů pak příjmem obce. Celkový přehled o znečišťování ovzduší poskytuje registr emisí a zdrojů znečišťování. Přípustnou úroveň znečišťování ovzduší určují především hodnoty emisních a imisních limitů pro jednotlivé znečišťující látky nebo jejich stanovené skupiny. V tomto kontextu jsou povinně zpracovávány národní a krajské programy snižování emisí. Zvláštní pozornost je věnována územím (zóny a aglomerace), ve kterých dochází k překračování hodnoty jednoho nebo více imisních limitů nebo cílového imisního limitu pro ozón. Tato území jsou příslušným prováděcím předpisem vymežována jako oblasti se zvláštní ochranou ovzduší. Zákon rovněž upravuje řešení smogových situací (stav mimořádně znečištěného ovzduší, kdy jeho úroveň překročí zvláštní imisní limit, při jehož překročení hrozí riziko poškození lidského zdraví nebo ekosystému – varovný limit) prostřednictvím regulačních opatření směřujících k omezení emisí ze stacionárních zdrojů. Oblasti se zhoršenou kvalitou ovzduší jsou vybaveny smogovým varovným a regulačním systémem včetně seznamu stacionárních zdrojů podléhajících regulaci. Zákon dále zakazuje resp. omezuje výrobu, dodávání na trh a dovoz látek narušujících ozónovou vrstvu v souladu s Montrealským protokolem (regulované látky) a upravuje způsob jejich označování.

Provozovatelé, který neplní povinnosti stanovené tímto zákonem nebo zvláštními právními předpisy upravujícími povinnosti při ochraně ovzduší, uloží orgán ochrany ovzduší opatření ke zjednání nápravy příp. pokutu až do výše 10 mil. Kč. Správní činnosti na úseku ochrany ovzduší, ozónové vrstvy a klimatického systému Země vykonávají tyto orgány ochrany ovzduší: Ministerstvo životního prostředí, Ministerstvo zdravotnictví, Česká inspekce životního prostředí, Česká obchodní inspekce, celní úřady, krajské úřady, obecní úřady obcí s rozšířenou přenesenou působností a dále ostatní obce.

Voda

Základní právní normou je zákon č. 254/2001 Sb. o vodách (vodní zákon). Tento zákon upravuje zejména:

- právní vztahy k povrchovým a podzemním vodám a to v zájmu zajištění trvale udržitelného užívání těchto vod, bezpečnosti vodních děl a ochrany před účinky povodní a sucha,
- nakládání s povrchovými a podzemními vodami s důrazem na jejich ochranu a zabezpečení jejich hospodárného a účelného využívání,
- vypouštění odpadních a zvláštních např. důlních vod do povrchových a podzemních vod a do veřejných kanalizací (při povolování vypouštění těchto vod je vodohospodářský orgán vázán stanovenými ukazateli přípustného stupně znečištění vody a zdravotními předpisy, při vypouštění do veřejných kanalizací je tento stupeň stanoven v kanalizačním řádu),
- pravomoci vodohospodářských orgánů ohledně zřizování vodohospodářských děl a dalších činností a povinnosti správců těchto děl,
- ochranu přirozené akumulace vod a vodních zdrojů, v jejímž zájmu jsou vymezovány chráněné oblasti přirozené akumulace vod, ochranná pásma a vodárenské toky a povodí,
- zásobování vodou z veřejných vodovodů,
- ochranu před povodněmi (povodňové plány, stupně povodňové aktivity),
- úplaty ve vodním hospodářství (povinnost platit úplaty za odběr vody příslušnému správci vznikají při překročení úrovně odběru 6000 m^{-3} za rok),
- sankční postihy (pokuty za nedovolené vypouštění odpadních nebo důlních vod se stanoví ve výši od 10 tis. do 10 mil. Kč).

Při povolování vypouštění odpadních vod do vod povrchových stanoví vodoprávní úřad nejvýše přípustné hodnoty znečištění (znečišťovatel je povinen platit, jestliže objem jím vypouštěných odpadních vod překročí za kalendářní rok $30\,000 \text{ m}^{-3}$). Poplatky za znečištěné odpadní vody jsou příjmem SFŽP a poplatky za skutečný odběr podzemní vody jsou rovným dílem rozděleny mezi státní rozpočet a SFŽP). Při využívání veřejných vodovodů a kanalizací (vodné, stočné) zákon zdůrazňuje, že povrchové a podzemní vody nejsou předmětem vlastnictví a nejsou součástí ani příslušenstvím pozemku. Dále klade důraz na plánování v oblasti vod, které je soustavnou koncepční činností zajišťovanou státem (plánem hlavních povodí České republiky – povodí Labe, Vltavy, Moravy a Odry, plány oblastí povodí). Jako nástroj plošné územní ochrany jsou vyhlášovány chráněné oblasti přirozené akumulace vod, ochranná pásma vodních zdrojů I. stupně (ochrana bezprostředního okolí jímacího místa) a II. stupně a tzv. citlivé a zranitelné oblasti se zvýšeným důrazem na ochranu jakosti povrchových vod.

Odpady

Oblast odpadů byla dříve prakticky právně neupravena. Po roce 1989 byl proto přijat celý komplex právních norem, z nichž v současnosti je platným základním zákonem zákon č. **185/2001 Sb.** o odpadech. Zákon stanovuje pravidla pro předcházení vzniku odpadů a nakládání s nimi, odpovídající práva a povinnosti právnických a fyzických osob při nakládání s odpady a působnosti orgánů veřejné správy. Odpady jsou zařazovány do jednotlivých kategorií v souladu s katalogem odpadů, podrobně stanoveným prováděcím předpisem MŽP. Při nakládání s odpady je každý povinen chránit zdraví obyvatelstva a životní prostředí a přitom vytvářet předpoklady pro využívání a zneškodňování odpadů. Původce odpadů musí kromě placení poplatků za ukládání odpadů (poplatky jsou z části příjmem obcí a dále SFŽP) vést evidenci odpadů, zařazovat odpady podle katalogu odpadů, kontrolovat nebezpečné

vlastnosti odpadů (definovaných v příloze zákona), přiměřeně využívat vzniklé odpady jako druhotné suroviny a zajistit jejich zneškodňování v případech, kdy to není možné. V případě komunálního odpadu, na něž se nevztahují povinnosti původce, se za původce odpadu považuje obec, která ve své samostatné působnosti vydává závazné vyhlášky vztahující se na sběr, třídění, využívání a zneškodňování těchto odpadů. Zároveň jsou původci odpadů a dále MŽP a kraje povinni zpracovávat plány odpadového hospodářství. Provozovatelé zařízení ke zneškodňování odpadů jsou mj. povinni zneškodňovat odpady podle schváleného provozního řádu a u skládek zabezpečit jejich asanaci po ukončení provozu. Dovoz, tranzit a vývoz vybraných odpadů je možný pouze se souhlasem MŽP (červený seznam). Vyhláškou MŽP je dále stanoven tzv. zelený seznam odpadů, které jsou považovány za volně obchodovatelné zboží, a žlutý seznam, kde je při dovozu vyžadována oznamovací povinnost (tato povinnost se vztahuje i na odpady nezařazené do žádného seznamu). Výrobci a dovozci zboží nesmějí uvádět na trh výrobky, jejichž obaly či produkované odpady nelze zneškodnit způsobem zabezpečujícím nepřekročení únosné míry znečištění životního prostředí (od 1.1. 2001 je zakázána výroba a dovoz obalů zhotovených z PVC). Zákon rovněž stanovuje povinnost právnických a fyzických osob platit poplatky za ukládání odpadů. V případě neplnění povinností uložených zákonem může příslušný správní orgán uložit pokutu až do výše 10 mil. Kč (v případě porušení povinností v nakládání s nebezpečnými odpady).

Významnou právní normou je dále zákon č. 477/2001 Sb. o obalech.

Půda

Základní právní normu představuje zákon č. 231/1999 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu. Zákon zdůrazňuje nenahraditelnou roli zemědělského půdního fondu (ZPF) jako základního přírodního bohatství ČR a jedné z hlavních složek životního prostředí. V zájmu produkčních a ekologických funkcí ZPF zákon upravuje zejména:

- podmínky, za kterých lze realizovat změny kultur a hospodaření na ZPF; nově je zavedena povinnost vlastníků půdy chránit ji před vnášením cizorodých látek do potravinových řetězců,
- zásady a způsoby ochrany ZPF; akcentována je nutnost prioritního používání nezemědělské půdy pro rozvoj nezemědělských aktivit a v případě záboru zemědělské půdy jeho podmíněnost souhlasným stanoviskem orgánů ochrany ZPF (pověřené obecní úřady, správy národních parků, MŽP ČR příp. zvláštní orgány MO ČR ve vojenských újezdech),
- nutné podmínky spjaté s odnětím půdy ze ZPF a poplatky (odvody) za toto odnětí; v příloze zákona je uveden sazebník odvodů za odnětí půdy ze ZPF pro stanovené klimatické regiony a hlavní půdní jednotky (stimulující investora k záboru půdy nižší bonity) a specifikace faktorů životního prostředí zvyšujících základní sazby a důvody ke snížení základních sazeb,
- působnost orgánů ochrany ZPF (např. v případě odnětí půdy ze ZPF rozhodují pověřené obecní úřady o výměrách do 1 ha),
- sankce (pokuty) za nedodržování zákonných ustanovení.

Významnou právní normou je dále Vyhláška MŽP ČR č. 13/1994 Sb., uvádějící kritéria pro provádění změn kultur na zemědělské půdě, hodnoty maximálního a přípustného obsahu rizikových resp. vybraných škodlivých látek v půdě, postupy k zajištění ochrany ZPF při pořizování a realizaci územně plánovací dokumentace a podkladů, postupy k zajištění ochrany ZPF při stanovování dobývacích prostorů, při zpracovávání dokumentace staveb a při zpracovávání návrhů komunikačních tras.

Ostatní složky a související právní normy

S ochranou životního prostředí souvisí dále právní předpisy o lesích, z nichž lze uvést především zákon č. 289/1995 Sb. o lesích, stanovující předpoklady pro zachování lesa, péči o

les a obnovu lesa jako součásti národního bohatství (nenahraditelná složka životního prostředí), pro plnění všech jeho funkcí a pro podporu trvale udržitelného hospodaření v něm. Významnou roli hraje rovněž zákon č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství – horní zákon (ve znění pozdějších předpisů) a vyhláška MŽP ČR č. 364/1992 Sb. o chráněných ložiskových územích.

Souvisejících právních norem je celá řada. Především považují za potřebné uvést zákon č. 258/2000 Sb. o ochraně zdraví, zákon č. 422/2002 o územním plánování a stavebním řádu – stavební zákon a zákon č. 20/1987 Sb. o státní památkové péči (ve znění pozdějších předpisů). Z dalších souvisejících právních norem jde o daňové zákony, zákony sloužící pro účely zřizování orgánů státní správy a vymezení jejich kompetencí, zákony upravující podnikatelskou činnost, trestní zákoník a další.

Shrnutí kapitoly:

Kapitola shrnuje současnou legislativu v oblasti životního prostředí, která byla komplexně vypracována až po roce 1989 a v dalším průběhu byly harmonizována s obdobnými právními předpisy platnými v EU. Tato legislativa je členěna na všeobecné zákony – zejména zákon o životním prostředí a zákon o posuzování vlivů na životní prostředí a dílčí resp. složkové zákony – zejména zákony týkající se ochrany krajiny, ovzduší, vod, odpadů a půdy. Stručně jsou prezentovány i zákony týkající se ostatních složek životního prostředí a dále vybrané související právní normy.

Autokorekční cvičení:

1. Mezi všeobecné právní normy v oblasti životního prostředí nepatří:
 - A. Zákon o České inspekci životního prostředí
 - B. Zákon o posuzování vlivů na životní prostředí
 - C. Zákon o ochraně zemědělského půdního fondu.
2. Hodnoty přípustného znečišťování životního prostředí definují zejména:
 - A. Emisní a imisní limity
 - B. Konkrétní výsledky zjištěné v rámci posuzování vlivů na životní prostředí
 - C. Obecní vyhlášky.
3. Poplatky dle zákona o ovzduší neplatí:
 - A. Provozovatelé malých zdrojů znečišťování
 - B. Provozovatelé zdrojů znečišťování vlastněných orgány státní správy a samosprávy
 - C. Provozovatelé mobilních zdrojů znečišťování.
4. Přípustné hodnoty znečištění vod stanoví:
 - A. Místně příslušná obec
 - B. SFŽP
 - C. Příslušný vodohospodářský orgán.
5. Původci komunálního odpadu z pohledu zákona o odpadech jsou:
 - A. Pouze obce
 - B. Obce a podnikatelé (pokud jsou původci odpadů)
 - C. Občané.
6. Výše poplatků (odvodů) za zábor ZPF jsou úměrné především:
 - A. Poloze pozemků vzhledem k sídlům
 - B. Míře poškození půdy depozicemi škodlivin
 - C. Bonitě půdy.

5. Strategické přístupy k řešení environmentálních problémů

5.1. Reaktivní přístupy

Počáteční strategie řešení problematiky znehodnocování životního prostředí byly založeny na reaktivních přístupech, tj. orientovaly se na zmírnění příp. likvidaci environmentálních následků produkce odpadních látek. Podle použitého způsobu lze v zásadě členit na strategii cílenou na zředování odpadních látek, strategii cílenou na zachycování odpadních látek a strategii kontroly a řízení produkce odpadních látek.

Zředování odpadních látek

Jde o nejstarší a nejjednodušší, na druhé straně ovšem i o environmentálně nejméně efektivní strategický přístup. Jeho cílem je dosažení co nejmenší koncentrace vypouštěných odpadních látek v příslušných složkách resp. segmentech životního prostředí. Vzhledem k tomu byly typickými oblastmi jeho aplikace emise odpadních látek do ovzduší a vypouštění odpadních vod. V případě emisí bylo zamýšleného cíle dosahováno výstavbou vysokých komínů, aby byl zabezpečen co nejrychlejší a nejrozsáhlejší rozptyl emitovaných látek. Tento způsob "řešení" byl před přijetím moderních zákonů na ochranu ovzduší přirozeně legální. Jeho výsledkem byl rychlý vzestup dálkových transportů emisí v závislosti na rychlosti a směru větru, známý především jako problém kyselých dešťů. Podobným případem je zředování odpadních vod ve vodních tocích, kde ovšem od počátku vystávaly určité bariéry dané nedostatečnou vodností toků resp. extrémní nevyrovnaností jejich hydrologického režimu. Tyto bariéry se týkaly větších koncentrací vysoce znečištěných odpadních vod značně převyšujících samočisticí schopnosti vodních toků. Při použití této strategie není přirozeně množství odpadních látek nijak ovlivněno, výsledkem je pouze snížení jejich koncentrace v jednotlivých segmentech životního prostředí, které jsou tak méně exponovány škodlivinami. Využívá se tedy asimilačních schopností ekosystémů vyrovnávat se pomocí autoregulačních mechanismů s narušením jejich rovnováhy. Biologická degradace škodlivých látek na látky méně škodlivé může být ovšem účinná pouze u látek přírodní povahy. Umělé látky resp. jejich rezidua se v přírodě hromadí a vstupují do potravinových řetězců a jejich negativní dopady se tak přenášejí i na člověka jako původce znečišťování (viz např. těžké kovy, PCB). Existují tedy výrazné kvantitativní a kvalitativní bariéry účinnosti této strategie, která proto v současnosti dominuje pouze v méně rozvinutých zemích.

Zachycování odpadních látek

Základním rozdílem této strategie od strategie zředování je použití speciálních technologických zařízení zařazovaných na místě, odkud jsou odpadní látky vypouštěny do životního prostředí. Z tohoto důvodu jsou tyto technologie označovány jako koncové technologie ("end-of-pipe technology"). Konstrukce koncových technologických zařízení závisí na skupenství odpadních látek a jejich charakteru. Obecně se koncové technologie člení na technologická zařízení k čištění odpadních plynů (včetně zařízení na zachycování tuhých částic) a technologická zařízení k čištění odpadních vod.

Čištění odpadních plynů

Technologická zařízení používaná pro čištění odpadních plynů se obecně označují jako odlučovače. Nejdříve byly vyvinuty odlučovače tuhých částic. Mechanické odlučovače obvykle využívají rozdílů mezi hustotou tuhých částic a hustotou nosného plynu nebo rozdílů ve velikosti odlučovaných částic a molekul nosného plynu. Nejjednodušším příkladem jsou

lapače prachu a prašné komory. Čištěný plyn je v nich veden tak, aby docházelo k častým změnám jeho směru. Při těchto změnách se těžší částice pohybují díky setrvačnosti v původním směru a dochází tak k jejich odlučování. Účinnost těchto zařízení tj. poměr mezi hmotností zachycených částic a jejich hmotností v přiváděném plynu nepřesahuje 50 %. Pokročilejším technologickým zařízením jsou cyklóny, do kterých se čištěný plyn přivádí takovou rychlostí, aby došlo k jeho rotaci při níž působením odstředivých sil dochází k odlučování tuhých částic. Účinnost cyklónů se pohybuje mezi 70 - 80 % a je jí možné ještě zvýšit zapojováním cyklónů do baterií.

Druhý výše uvedený princip je využíván prostřednictvím různých druhů filtrů. Z nich nejrozšířenější jsou tkaninové filtry, jejichž účinnost dosahuje až 99 %. Při odlučování velmi jemných částic se používají keramické filtry. Oproti předchozím zařízením je ovšem použití filtrů podstatně více limitováno provozními charakteristikami dané výrobní technologie. Filtry a mechanické odlučovače se spolu s provozně náročnými odsávacími vzduchotechnickými zařízeními využívají rovněž pro odprášení provozů vápenek a cementáren a dále i hutních, těžebních a úpravárenských provozů. Problémy spojené s jejich použitím do značné míry řeší moderní technologie mlžení. Při této technologii se rozprášením vody vytvoří vodní aerosol, který prachové částice za pomoci stlačeného vzduchu sráží na materiál, ze kterého se vytvořily. Prokázaná účinnost zařízení činí až 98 % a na rozdíl od starších technologií zde nevzniká problém ukládání zachyceného prachu.

Druhou skupinu technologických zařízení na odlučování tuhých látek představují elektrostatické odlučovače, které jsou založeny na ionizaci plynu při jeho průchodu silným elektrostatickým polem. Ionizací vznikají kladně a záporně nabitě částice, které jsou přitahovány k opačně nabitě elektrodě, kde se usazují. Elektrostatické odlučovače dosahují účinnosti až 99 % a je možné je použít i při vysokých teplotách plynů. Jejich nevýhodou jsou především relativně vysoké investiční náklady.

Podstatně složitějším problémem než odlučování tuhých částic je odlučování plyných škodlivin. Odpovídající technologická zařízení mohou být založena buď na fyzikálních principech, sledujících separaci škodlivin nebo na chemických principech, sledujících chemickou přeměnu škodlivin na kvalitativně jiné látky.

K prvnímu principu náleží absorpce, adsorpce a kondenzace. Absorpce využívá odlišné rozpustnosti emitovaných látek v absorpční látce umístěné v absorpční věži. Účinnost absorpce závisí na rozdílu v rozpustnosti odstraňovaných a nosných látek a teplotě (vyšší teplota snižuje účinnost absorpce). Nejznámějším příkladem aplikace principu absorpce jsou odsiřovací technologie, využívající jako absorpční látky vápenec (nejčastějším postupem je tzv. mokrá vápencová vypírka, při které jako konečný produkt vzniká sádrovec, využívaný ve stavebnictví).

Adsorpce využívá rozdílné schopnosti emitovaných látek zachycovat se na povrchu tuhých pórovitých látek. Účinnost adsorpce je podmíněna podobnými faktory jako v případě absorpce. Adsorbovanou látku lze stejně jako v případě absorpce odstranit z adsorbentu zvýšením teploty. Při aplikaci posledního uvedeného postupu – kondenzace je pak využíváno rozdílu v bodě varu. Jestliže bod varu odstraňované látky je zřetelně odlišný od ostatních látek, lze tuto látku ochlazením plynu odloučit.

Nejznámějším příkladem aplikace chemického principu je spalování. Používá se zejména k odstraňování vysoce škodlivých organických látek, které se spálením přemění na méně škodlivé látky (oxid uhličitý, dusík atd.). Spalování většinou probíhá při vyšších teplotách mezi 600 - 1000 ° C a obvykle se při něm využívá zemního plynu. Nevýhodou spalování je, že vzniklé zplodiny zůstanou v odpadním plynu. Dodatečným přínosem je pak podstatné snížení hmotnosti odpadu a produkce odpadního tepla, využitelného zejména pro vytápění či výrobu el. energie.

Čištění odpadních vod

Vzhledem k tomu, že způsob čištění odpadních vod ve významné míře závisí na charakteru a složení obsažených znečišťujících látek, je pro zabezpečení dostatečné účinnosti čištění důležitá co největší separace odpadních vod. V tomto smyslu jsou odpadní vody členěny na:

- vody z povrchových srážek (dešťové a sněhové vody),
- splaškové (obsahující splašky z kuchyní, koupelen, WC atd.),
- infekční (odpadní vody z nemocnic a dalších zařízení, obsahující choroboplodné zárodky a vyžadující proto zvláštní způsob čištění – dezinfekci před jejich vypouštěním do veřejné kanalizace),
- průmyslové (technologické odpadní vody z průmyslu a dále k nim přiřazované odpadní vody ze zemědělství),
- ostatní (odpadní vody, jež se do veřejné kanalizace dostávají v důsledku nepředvídatelných událostí).

Při čištění odpadních vod je využíváno mechanických, biologických a fyzikálně-chemických procesů. Při mechanickém čištění odpadních vod se z nich odstraňují tuhé nerozpustné látky prostřednictvím různých způsobů filtrace a sedimentace. Prvním článkem čistícího procesu jsou obvykle česle, zachycující větší plovoucí předměty. Za nimi jsou zařazeny lapače šterku a písku s horizontálním nebo vertikálním průtokem, jejichž účelem je zachytit co největší podíl minerálních látek. U větších ČOV bývají v mechanickém resp. prvním stupni čištění zařazeny i lapáky tuků a olejů, které jsou konstruovány jako nádrže s minimálním prouděním vody na povrchu, kde se tak přítomné tuky a oleje hromadí a následně sbírají. Jemnější tuhé částice jsou zachycovány v usazovacích nádržích. Zde probíhající sedimentační proces – sedimentace zrnitého kalu je označována jako primární sedimentace (jako sekundární je označována sedimentace vločkového kalu biologických částic vznikajících při biologickém čištění v dosazovacích nádržích).

Odpadní voda ztavená tuhých částic přechází do druhého, biologického stupně čištění, kde je čištěna pomocí biologických procesů. Jejich podstatou je odstraňování organických látek prostřednictvím směsné kultury mikroorganismů. Podle povahy mikroorganismů probíhá rozklad organických látek buď aerobně – za přístupu kyslíku nebo anaerobně – bez přístupu kyslíku. Nejpoužívanějším aerobním způsobem čištění odpadních vod je aktivace, kdy odpadní vody přicházejí do styku s tzv. aktivovaným kalem obsahujícím aerobní mikroorganismy. Tyto mikroorganismy při svém metabolismu přeměňují organické látky především na oxid uhličitý a vodu. Jejich rozmnožováním se množství kalu zvyšuje a přebytečný kal je odváděn na kalová pole, kde je odvodňován. Při anaerobním způsobu rozkladu organických látek vzniká především metan a oxid uhličitý. Jeho výhodou je nižší spotřeba energie (nemusí být dodáván kyslík), nižší produkce kalu a vznik bioplynu; provozní nádrže však musí být vyhřívány. Aerobní způsob převládá při čištění městských odpadních vod. U průmyslových a zejména zemědělských odpadních vod se používá spíše anaerobních způsobů čištění. Často se zde rovněž využívá kombinace mechanického a biologického čištění v biologických pískových filtrech obsahujících mikroorganismy v adsorbční vrstvě vznikající na povrchu pískových zrn.

Vzhledem k relativně značným investičním a provozním nákladům ČOV se ve větší míře začínají využívat přírodní způsoby čištění odpadních vod ve vegetačních čistírnách a biologických nádržích. Tyto způsoby čištění mají i řadu dalších předností (např. poutání části dusíku a fosforu, zachování plné funkčnosti při kolísavém průtoku). Z významnějších nedostatků jde zejména o nižší čistící účinek v zimním období a kapacitní omezení, předurčující použití těchto způsobů pro menší zdroje znečišťování, např. malé obce. Z vegetačních čistíren se používají zvláště půdní filtry a vegetační kořenové čistírny osazené vlhkomilnými a mokřadními porosty. Biologické nádrže jsou, kromě samostatného použití, využívány především pro dočišťování umělými způsoby vyčištěných odpadních vod. Z

dalších účinných a navíc ekonomicky efektivních způsobů čištění odpadních vod lze poukázat na závlahu odpadními vodami.

V odpadních vodách zejména průmyslového původu se často nachází řada látek, které nejsou mechanickými a biologickými postupy odstranitelné (např. chloridy, fosfáty, sírany, fenoly, hořčík, vápník, rtuť). V těchto případech je nutné použít čistírenských postupů, založených na fyzikálně-chemických procesech. Z těchto procesů se používá zejména koagulace (čiření), při kterém se obvykle do vody vnáší vločky síranu hlinitého, na nichž se znečišťující látky zachycují a následně sedimentují. Koagulace se používá pro odstraňování toxických nebo bionedegradovatelných látek. Další používané procesy vycházejí z adsorpce (jako adsorbent je často používán koks a škvára) a využívají se především v případech, kdy je možné zachycené znečišťující látky dále využívat. K odstraňování toxických fenolů se používá extrakce, založená na přidávání extrakčního rozpouštědla nemísícího se s vodou (podmínkou je velká rozpustnost znečišťující látky). S dalších procesů jsou využívány např. iontové výměny, destilace, membránové, elektrostatické a radiačně-chemické procesy. V rámci třetího stupně čištění jsou fyzikálně-chemické procesy využívány především pro odstraňování fosforu (technologický postup je založen na dávkování hlinité či železité nebo železnaté soli do odpadní vody, které tvoří s fosforečnany málo rozpustné sedimentující soli). Pro odstraňování dusíku jsou využívány i biologické procesy (např. aktivace nitrifikačních bakterií využívajících pro svůj růst oxidace amoniaku na dusitany a dále dusičnany).

Městské kanalizační vody se skládají z vod splaškových a dešťových, které jsou buď společně odváděny k ČOV nebo jsou odváděny oddílnou soustavou s návazným čištěním splaškových vod. Průmyslové (i infekční) odpadní vody mají být zásadně čištěny společně s městskými odpadními vodami. Jejich splašková složka bývá obvykle přímo odváděna do veřejné kanalizace. U dešťové složky je nutné posoudit, zda její složení neodporuje kanalizačnímu řádu. Silně znečištěné technologické vody je nutné před vypuštěním do veřejné kanalizace předčistit v samostatných ČOV, využívajících v závislosti na povaze znečištění různých, zejména fyzikálně-chemických procesů.

Nakládání s tuhými odpady

Tuhé odpady, které již nelze žádným způsobem využít je nutné buď ekologicky šetrným způsobem zlikvidovat nebo uložit. V závislosti na složení odpadů se k těmto účelům využívá především skládkování, kompostování a spalování.

Nejstarším způsobem ukládání tuhých odpadů je skládkování, které je i v současnosti nejrozšířenější formou nakládání s komunálními a průmyslovými odpady. Skládkování je ve srovnání s výše uvedenými způsoby likvidace odpadů investičně podstatně méně náročné, na druhé straně je však značně náročné na zábor ploch. V rámci konkrétních úvah o skládkování tuhých odpadů je výchozím kritériem jejich složení, podle kterého lze v zásadě odpady rozdělovat na nebezpečné a ostatní (netoxické odpady inertních vlastností, které vzájemně nereagují a působením atmosférických vlivů neuvolňují nežádoucí látky do ekosystémů). V současnosti je oficiálně ve vyspělých zemích odpad ukládán pouze na tzv. řízené skládky, které jsou charakterizovány dodržováním určitého technologického postupu při ukládání odpadů a rovněž určitých pravidel při lokalizaci a výstavbě skládky.

Při výběru lokalizace skládky jsou zvažovány především geologické (ochrana ložisek nerostných surovin), hydrogeologické (potenciální možnosti šíření kontaminovaných vod ze skládky) a hydrologické (možnost podmáčení či zatopení skládky) podmínky. Skládky nelze lokalizovat v lesích a v přílišné blízkosti od lidských sídel a inženýrských sítí. Při výstavbě skládky je nutné zabezpečit co největší nepropustnost na styku s podložím, vybudování odvodňovací drenáže příp. odvádění a jímání plynů (metan). Závazný technologický postup při skládkování zahrnuje zejména rozhrnování a hutnění odpadů po vrstvách a jeho překrývání zeminou s cílem vytváření vhodných podmínek pro rekultivaci skládky po ukončení jejího provozu. Významným způsobem ekonomické a především

ekologicky optimalizace skládkování je zavádění systému tříděného sběru průmyslových a komunálních odpadů. Řada především průmyslových odpadů je před uložením na skládky různým způsobem upravována s cílem snížení ekologických rizik resp. snížení objemu odpadů. V této souvislosti jde především o odpady produkované ve formě tekutého kalu, které jsou upravovány tzv. solidifikací, založené na zpevňování materiálu jeho vpravením do matrice vytvořené inertní látkou. V tomto případě je cílem snížení rizik spjatých se skládkováním. Podobný cíl sleduje i vitrifikace (zeskelnění) elektrárenských popílků. V průběhu vitrifikace je popílek během tavení smíšen se skleněnými odpadními střepi, které vytvářejí základní matici. Pro zmenšování objemu odpadů se využívá řady postupů, jako je např. drcení či lisování odpadů.

S problematikou tuhých odpadů úzce souvisí i řešení problémů tekutých odpadů, zejména z těžebního, hutního a chemického průmyslu, které jsou v této formě často transportovány a následně přechodně ukládány v odkalištích. Tato odkaliště jsou postupně, v závislosti na provozních podmínkách a složení odpadů, odvodňována a převáděna na skládky tuhých odpadů jako konečné formy skládkování.

Kompostování se používá pro odpady obsahující v dominantní míře organické látky, např. pro zemědělské a domovní odpady a čistírenské kaly. Jde v podstatě o biochemický rozklad odpadů, jehož výsledkem je kvalitní humus využitelný zejména v zemědělství. Kompostování se provádí v kompostárnách, příp. na okrajích polí. Doba rozkladu závisí na použité technologii. Jeho velkou výhodou je možnost zpracování tekutých odpadů (keжды). Kompostování představuje přirozený biologický způsob likvidace odpadů, při kterém dochází, podobně jako u nejčastěji používaného způsobu biologické likvidace odpadů – hnojení statkovými hnojivy, k návratu odpadních látek do přírodních látkových cyklů. Výhodou kompostování je i značné snížení objemu odpadů, na druhé straně je třeba mít na zřeteli možnost kontaminace potravinových řetězců toxickými látkami.

Spalování je nejčastěji používaným termickým způsobem zneškodňování odpadů. Předpokladem jeho úspěšného použití je odpovídající složení odpadů (z hlediska obsahu vody, spalitelných látek, popelovin, síry a těžkých kovů), určitá úroveň výhřevnosti a dále vlastnosti reziduálního popela, zvláště s ohledem na jeho vyluhovatelnost. Při toxikologickém hodnocení tohoto způsobu likvidace odpadů je nutné vyhodnotit vliv prašnosti a plyných emisí na zdraví člověka. V závislosti na výše uvedených okolnostech musí být každá spalovna vybavena odpovídajícím zařízením na čištění spalin (1. stupeň představuje zařazení elektrostatického odlučovače, 2. stupeň jeho kombinaci s absorberem a případný 3. stupeň tvoří adsorbéry zachycující jedovaté dioxiny). Výhodou spalování je především značné snížení hmotnosti i objemu likvidovaného odpadu, čímž v závislosti na kapacitě spaloven dochází k redukci tlaku na skládkovací plochy. Největší nevýhodou je investiční náročnost a relativně vysoké provozní náklady.

Strategie kontroly a řízení znečištění

Strategie kontroly a řízení znečištění se od strategií zředování a zachycování znečišťujících látek odlišuje především tím, že vychází z předem stanovených limitních hodnot vypouštění (emise) a koncentrace (imise) škodlivých látek a prostřednictvím kontroly jejich dodržování usiluje o regulaci znečišťování životního prostředí. Předpokládá tedy vytvoření uceleného a provázaného systému odpovídajících právních norem. Stanovení emisních a imisních limitů škodlivin vychází z antropocentrického přístupu, tj. tyto limity jsou odvozovány z účinků posuzovaných škodlivin na zdraví člověka. Tyto účinky jsou zjišťovány experimentálně na zvířatech a následně extrapolovány na člověka (v omezeném počtu případů je lze verifikovat na základě ekologických havárií v průmyslových provozech příp. sledování zdravotních důsledků smogových situací). Mezi nejdůležitější stanovované míry těchto účinků patří:

- absolutní smrtelná dávka nebo-li letální dávka tj. nejnižší množství dané látky, při jejímž požití dojde k smrti všech testovaných zvířat,
- minimální smrtelná dávka nebo-li minimální letální dávka tj. nejnižší množství dané látky, při jejímž požití dojde ke smrti jednoho jedince z vybraného souboru testovaných zvířat,
- střední smrtelná dávka nebo-li střední letální dávka tj. množství dané látky, při jejímž požití dojde ke smrti poloviny z vybraného souboru testovaných zvířat.

Na základě popsaných měr lze analogicky definovat i míry koncentrace zkoumaných škodlivin ve vybrané složce životního prostředí. Ze stanovených letálních dávek a koncentrací jsou pak odvozovány různé prakticky užívané míry, např. nejvyšší přípustná koncentrace škodlivin v ovzduší. Příslušné hodnoty jsou udávány v mikrogramech na m^{-3} a při jejich dodržování resp. nepřekračování nedochází k patologickým změnám v organismu člověka ani v případě jeho dlouhodobé expozice ve vztahu k daným škodlivinám. Podobně jsou stanovovány i nejvyšší přípustné koncentrace škodlivin v pracovním prostředí. Tyto limitní hodnoty jsou obvykle vyšší než limitní hodnoty koncentrace škodlivin v ovzduší, neboť počítají pouze s expozicí lidí v produktivním věku během pracovní doby.

Zkoumání toxických účinků chemických látek na člověka má poměrně dlouhou historii. Z hlediska podmíněné tvorby dlouhodobých rizik pro rozvoj lidské populace se od druhé poloviny 20. století klade zvýšený důraz na zkoumání vlivů chemických látek na změny základního kódu desoxyribonukleinové kyseliny (DNA) – mutagenita, dále na zhoubné bujení buněk – karcinogenita a na poškozování vývoje plodu – teratogenita. Nekontrolované úniky průmyslově vyráběných syntetických chemických látek do životního prostředí se nezdá stávat příčinou epidemií otrav (např. v italském Sevesu). V tomto směru je známá např. nemoc Minamata (vzniklá v Japonsku kontaminací potravin organickými sloučeninami rtuti) či nemoc ITAI-ITAI (vyvolávaná expozicí kadmiiem). Zvláště v oblastech, kde došlo k větším havarijním únikům chemických látek se šíří hysterická obava lidí z chemických látek – chemofobie. Ve všeobecném pohledu se však lidé nejvíce obávají teratogenních a karcinogenních vlivů chemických látek. V zájmu objektivity je ovšem nutné poznamenat, že zdravotní stav lidí je v rozhodující míře ohrožován především způsobem jejich života (konzumace energeticky bohaté stravy při současném snižování tělesné aktivity, omezování rozmanitosti přijímané potravy, autoagresivní návyky, jako je kouření a konzumace alkoholu a drog atd.).

Zavedení strategie kontroly a řízení znečištění bylo podmíněno nárůstem plošného rozsahu znehodnocování životního prostředí, které začalo negativně ovlivňovat mezinárodní vztahy. Významnou roli sehrály i vědecky podložené argumenty o globální dimenzi environmentálních problémů (narušování ozónové vrstvy, kyselá dešť, podmíněnost klimatických změn vlivy ekonomického rozvoje atd.). Současně došlo k rychlému růstu významu ekologické politiky, opírající se o nově koncipovanou legislativu v oblasti ochrany a péče o životní prostředí. V mnoha zemích byly od počátku 70. let 20. stol. přijímány programy na omezování znečišťování životního prostředí. Země sdružené v OECD pak již v roce 1972 přijaly princip "platí znečišťovatel" jako základní předpoklad účinné kontroly znečišťování (v roce 1975 byl tento princip akceptován v rámci tehdejšího Evropského společenství). Členské země EU realizovaly řadu programů boje proti znečišťování jednotlivých složek životního prostředí, zejména vody a ovzduší. Přijaté legislativní normy a programy kromě pozitivních vlivů na úroveň životního prostředí rovněž přispěly k rozvoji průmyslových oborů zabývajících se výrobou zařízení na ochranu životního prostředí.

Přestože strategie kontroly a řízení znečištění nepochybně přispěla k řešení řady environmentálních problémů vznikajících v rozvinutých zemích, nelze ji považovat za optimální. Toto konstatování vychází ze základních omezení všech reaktivních způsobů řešení environmentálních problémů "ex post" tj. až po vzniku škodlivin resp. odpadních látek. Nesplnění původně optimistických očekávání spjatých s aplikací strategie kontroly a řízení

znečištění lze dokumentovat na příkladě USA, které na jejím základě založily počátkem 70. let minulého století první velký program na ozdravení životního prostředí. V rámci tohoto programu, jehož realizace byla řízena pracovníky Úřadu pro životní prostředí (Environmental Protection Agency – EPA), byla přijata řada nových zákonů a vytvořeno mnoho nových institucí na federální, zemské i regionální a lokální úrovni. Očekávaného cíle tzn. podstatného snížení obsahu sledovaných škodlivin v jednotlivých složkách životního prostředí však nebylo, až na výjimky, dosaženo. I přes pozitivnější výsledky dosažené aplikací daného strategického přístupu v USA v pozdějších letech lze konstatovat, že v naprosté většině případů nebylo dosažení výrazného snížení koncentrací škodlivých látek zabezpečeno aplikací strategie kontroly a řízení, nýbrž aplikací proaktivní strategie prevence (např. snížení koncentrace Pb, PCB). Podstatou této strategie je přijetí takových opatření, jejichž důsledkem je zamezení či minimalizace vzniku daných škodlivin. Tento závěr EPA publikovala v roce 1989 ve své zprávě "Znečišťování životního prostředí a politika prevence". Nutnost přechodu od strategie kontroly a řízení znečišťování ke strategii prevence znečišťování je zdůvodňována především ekonomickými bariérami zvyšování účinnosti koncových technologií a problémy spjatými s likvidací škodlivin zachycených těmito technologiemi (např. kaly z ČOV jsou, abstrahujeme-li od často používaného způsobu jejich „likvidace“ vypouštěním do vodních toků, buď spalovány s následnou emisí škodlivých látek do ovzduší nebo používány jako organické hnojivo, což je nezbytně spojeno i s následným přechodem škodlivých látek do potravinových řetězců).

5.2. Proaktivní přístupy – strategie prevence

Hlavním rysem strategie prevence na úseku ochrany životního prostředí je trvalé úsilí o maximální zabránění vzniku škodlivin. V těch oblastech, kde ji lze účinně aplikovat má kromě vyšších environmentálních přínosů i výrazné ekonomické přednosti, neboť je levnější než aplikace koncových technologií – z obecného pohledu jde o zavádění principu tzv. ekoeфекtivnosti (tyto efekty prevence jsou všeobecně známy i z jiných oblastí lidské činnosti, např. z lékařství). Její aplikace ovšem přirozeně neznamená úplné zavržení koncových technologií, neboť jde o dlouhodobý koncept, který bude na jednotlivé úseky lidské činnosti rozšiřován na základě vědeckotechnického rozvoje.

S aplikací principu prevence je spjata používání tzv. bezodpadových a recyklačních technologií. Pojem bezodpadové technologie byl definován jako takový způsob výroby, při kterém jsou maximálně racionálně a komplexně využívány suroviny a energie v cyklu přírodní surovinové zdroje – výroba – spotřeba – druhotné surovinové zdroje. Z procesního hlediska jde o nahrazení jednosměrných pochodů cyklickými pochody, odpovídajícími přírodním látkovým koloběžkám. V praxi je přirozeně zavádění plně bezodpadových technologií těžko realizovatelné a je spíše považováno za cíl, ke kterému je možné se přiblížit zaváděním maloodpadových technologií tj. technologií, u kterých došlo vhodnou inovací původního výrobního procesu k výraznému snížení množství produkovaných odpadů (např. uzavřené systémy cirkulace technologických vod a pod.).

Významnou otázkou je využití odpadů jako druhotných surovinových zdrojů. Vedle klasických druhotných surovin jako jsou skleněné střepty, použitý papír a textilie či železný šrot jsou nalézány nové možnosti využití odpadů prostřednictvím rozvoje recyklačních technologií. Recyklační technologie je definována jako soubor na sebe navazujících procesů a operací, jejichž cílem je využití výrobních i spotřebitelských odpadů. Lze rozlišovat recyklaci v užším slova smyslu, orientovanou na vracení odpadů do výrobního procesu v jehož rámci vznikl (tzv. vratný odpad, týkající se klasických druhotných surovin) a všeobecnou recyklaci, kde jde v podstatě o nalezení použití odpadu v jiných oborech lidské činnosti (včetně

specifických technologií jako např. technologie orientované na rekuperaci freonů a halonů z ledniček a hasicích přístrojů).

V rámci ČR má např. značný význam recyklace elektrárenských popílků a popelů, z jejichž roční produkce se využívá pouze o něco více než 10 % a zbytek je skladován (pro srovnání v Nizozemsku se využívá až 85 % těchto odpadů). Tyto odpady lze využít jako náhrady cementu a drobného kameniva v maltách a betonech. Ekonomicky perspektivní je i využití popílku jako přísad do surovinových směsí pro výrobu cementářských slínek. V ČR je v daném směru rozšířena výroba plynosilikátů na bázi popílku a vápna. Z jiných možností využití elektrárenských popelů a popílků lze ještě uvést výrobu lehčeného kameniva. Možnosti využití těchto odpadů jako levného vápenatého hnojiva jsou komplikovány možnými průniky obsažených těžkých kovů do potravinových řetězců a negativního ovlivnění fyzikálně-chemických vlastností půdního prostředí.

V závislosti na vztahu recyklačních technologií vůči producentům odpadů a uživatelům druhotných surovin je můžeme členit na:

- recyklační technologie přímo realizované producentem odpadu, který jej využívá jako druhotné suroviny,
- recyklační technologie realizované uživatelem druhotné suroviny, který není producentem příslušného odpadu,
- recyklační technologie jako samostatný výrobní proces, při kterém se produkovaná druhotná surovina stává zbožím.

Disponibilní údaje za ČR ukazují, že asi 70 % recyklačních technologií realizují uživatelé druhotných surovin, 20 % realizují samostatné podnikatelské subjekty a pouze 10 % producenti recyklovaných odpadů (malý podíl této skupiny je hlavní rozdíl oproti situaci v nejrozvinutějších zemích). Vzhledem k tomu, že intenzita zavádění recyklačních technologií je do značné míry podmíněna dostupností informací o vyvinutých technologiích a zdrojích využitelných odpadů, byly ve vyspělých zemích vybudovány odpovídající informační systémy. Z mezinárodně nejznámějších informačních zdrojů je možné uvést Compendium maloodpadových a bezodpadových technologií (Compendium of Low and Non-Waste Technology, vydávané Evropskou hospodářskou komisí a obsahující praktické příklady aplikací těchto technologií v zemích EU) a informační publikaci Maloodpadové a bezodpadové technologie, vydávanou UNEP (United Nations Environmental Program) při OSN.

Při hodnocení praktické aplikovatelnosti maloodpadových a recyklačních technologií, orientované na výběr nejlepší dostupné technologie je běžně používána analýza nákladů a výnosů. Tato analýza zahrnuje celou řadu faktorů, které lze členit na ekonomické, technologické, ekologické a sociální. V tomto ohledu jsou zajímavé výsledky analýz jednotkových nákladů na odstraňování komunálních odpadů provedené v USA, kde v řadě případů bylo jako nejlevnější způsob řešení shledáno použití recyklační technologie.

Zavádění maloodpadových a recyklačních technologií bylo ve svých počátcích do určité míry zatíženo myšlenkovými přístupy z pozice reaktivních strategií, kdy důraz byl kladen na výstavbu velkých technologických celků umožňujících komplexní zpracování vznikajících odpadů, což ovšem na druhé straně často vedlo k neúměrnému nárůstu spotřeby energie z důvodu realizace řady separačních a koncentračních procesů. Přestože v určitých případech lze touto cestou dosáhnout splnění vytyčených cílů je zřejmé, že v souladu s principem prevence je třeba nejprve prozkoumat možnosti odpovídající redukce případně substituce energetických a materiálových vstupů a teprve návazně aplikaci recyklačních technologií. Tento přístup je procesně označován jako zavádění tzv. čistých technologií, usilujících nejen o využití vzniklých odpadů, ale především o co největší zabránění jejich vzniku. Jeho aplikace je v zemích EU dotována z vytvořených účelových fondů, zvláště v případech tzv. demonstračních projektů.

Kromě principu prevence jsou v rámci strategie prevence uplatňovány i princip opatrnosti a princip integrace. Princip opatrnosti znamená, že nestačí předcházet vzniku pouze těch vlivů, jejichž negativní působení na životní prostředí a zdravotní stav obyvatelstva jsou známy, ale je třeba trvale zkoumat a sledovat i ty vlivy, jejichž negativní působení není zřejmé. V této souvislosti jde zejména o potenciální možnosti transformace environmentálně neškodných látek na látky škodlivé v rámci procesu jejich dopravování či sekundárních přeměn nebo v důsledku synergických či katalytických procesů. Princip tak odráží trvalou nejistotu o dlouhodobém působení vypouštěných látek v různých ekosystémech. Princip integrace znamená, že vlivy na životní prostředí a související opatření se musí zkoumat ve vzájemných souvislostech nebo-li musí být posuzovány integrovaně. Jako podpůrný argument lze uvést např. již vzpomenutý příklad energeticky náročného rozvoje recyklačních technologií. V širším pohledu můžeme princip integrace chápat jako nutnost vzájemného, environmentálně cíleného provázání národních příp. nadnárodních koncepcí rezortních politik. V daném případě jde zejména o provázanost ekologické politiky s energetickou, dopravní a zemědělskou politikou, která je dále podrobněji komentována s důrazem na situaci v ČR.

A. Energetická politika

Výroba energie patří do skupiny environmentálně nejvíce zátěžových výrob. Tento fakt je v ČR umocňován nepříznivou strukturou spotřeby primárních energetických zdrojů, v níž pevná paliva mají okolo 60 % podíl. Bilance spotřeby pevných, kapalných a plyných paliv, vodní a jaderné energie přirozeně výrazně ovlivňuje úroveň životního prostředí a to jak na makroekonomické, tak zejména na regionální úrovni. Intenzita vzájemných vazeb mezi spotřebou energie a stavem životního prostředí je, kromě struktury spotřeby energetických zdrojů, přirozeně nejvíce determinována objemem spotřebované energie vyjadřovaným na makroekonomické úrovni interaktivním ukazatelem energetické náročnosti tvorby HDP v PPS (v paritě kupní síly). Z pohledu integrace energetické a ekologické politiky tento ukazatel vypovídá o tom, do jaké míry jsou negativní externality spjaté s výrobou energie "substituovány" společenskými přínosy z vyprodukovaných statků (produkční účinnost spotřeby energie). Podle disponibilních odhadů je energetická náročnost tvorby HDP v PPS v ČR více než 2x vyšší než v ekonomicky nejvyspělejších zemích.

Za první krok konstituování moderní energetické politiky ČR lze považovat podstatné odstranění dotací cen energie, provedené v roce 1991 v rámci celkové cenové liberalizace. Odpovídající nárůst nákladů vytvořil předpoklady účinného tlaku na podnikatelské subjekty ve směru zvyšování efektivnosti ve využívání jednotlivých energetických zdrojů. Energetická politika ČR nicméně dosud nemá žádoucí integrativní charakter a nevytváří tak reálný účinný tlak na ekologicky příznivou restrukturalizaci spotřeby energetických zdrojů. Jako vhodný nástroj ekonomické stimulace působící ve směru dosažení vyšší úrovně integrace cílů energetické a ekologické politiky se jeví zvýšení zatím nedostatečné podpory realizace technických opatření na zlepšení využívání energie, zajišťované k tomuto účelu zřízenou Českou energetickou agenturou. Z hlediska obecnějších představ o cestách vedoucích k výraznějšímu zvyšování efektivnosti ve využívání energetických zdrojů ve vyspělých průmyslových zemích lze uvést názory Prof. Weizsäckera ze SRN, který v tomto ohledu navrhuje:

- vypracování standardů efektivnosti energetického hospodaření pro elektrárny a provoz automobilů,
- podniknutí kroků směřujících ke stanovení ročních kvót pro zvyšování makroekonomické energetické efektivnosti,
- zavedení daně z energie v rámci tzv. ekologické daňové reformy.

B. Dopravní politika

Doprava je se životním prostředím spjata celou řadou vazeb, které můžeme v zásadě členit na vazby spojené s provozem dopravních prostředků a vazby spojené s lokalizací dopravních cest. V rámci první skupiny vazeb jsou za environmentálně neškodlivější vlivy považovány plynné emise, produkované především silniční dopravou (oxid uhelnatý, oxidy dusíku, uhlovodíky, oxidy síry atd.). Ve většině rozvinutých zemí je doprava největším znečišťovatelem ovzduší. Z dalších negativních vlivů pak jde především o urbanistické a psychologické vlivy tzv. dopravního překrvení, hluk a vibrace a odpady (zejména použité motorové oleje). Možnosti státní regulace rozvoje dopravy jsou značně omezené. Ve vyspělých zemích jsou obvykle cílené na ovlivňování dělby přepravní práce ve prospěch energeticky a environmentálně méně náročných druhů resp. forem dopravy (veřejná hromadná doprava). Na nadnárodní úrovni je celková racionalita provozu silničních vozidel obecně usměrňována stanovovanými normami spotřeby (např. normy EHK). Z přímých ekonomických nástrojů se v ČR uplatňují zejména provozní dotace veřejné dopravy jak ze státního rozpočtu (železniční a v menší míře autobusová doprava), tak z místních rozpočtů (městská hromadná doprava, autobusová doprava). Prostorová alokace těchto dotací zohledňuje požadavky dopravní obslužnosti území, jejíž zachování lze chápat i jako snahu o regulaci živelného rozvoje individuální dopravy (jak ukazují zkušenosti z nejvyspělejších zemí je obnova veřejné dopravy po předchozí rezignaci státu na regulaci individuální dopravy mimořádně obtížným a finančně nákladným problémem).

Environmentálně citlivou záležitostí je rovněž rozvoj dopravních sítí, zejména ve vztahu k narušování funkčních a prostorových vazeb v ekosystémech a celkovému charakteru krajiny. Dopravní politika ČR klade důraz především na rozvoj expresní silniční a železniční sítě. Výrazný rozvoj rovněž zaznamenává potrubní (zvláště plynovodní) síť. Podle přijatého usnesení vlády má celkový rozsah dálniční sítě dosáhnout 1050 km a síť rychlostních čtyřproudových silnic 900 km. Environmentálně nejvíce kontroverzní je navržená trasa dálnice D 8 Praha – Ústí n. L. – hranice SRN, s jejíž trasou přes CHKO České středohoří však MŽP vyslovilo souhlas. Z tohoto hlediska je podstatně příznivěji posuzován vládou schválený záměr výstavby 4 rychlostních tranzitních železničních koridorů, neboť by měl přispět ke zvýšení konkurenceschopnosti ekologicky šetrnější železniční dopravy. Tento záměr koresponduje s podobnými záměry EU, kde je značný důraz kladen na rozsáhlou výstavbu sítě vysokorychlostních železnic.

C. Zemědělská politika

Zemědělství má spolu s lesnictvím všeobecně největší podíl na antropogenní transformaci krajiny a významně tak ovlivňuje její ekologickou stabilitu. Na rozdíl od dopravy a energetiky má zemědělská výroba výrazný ambivalentní vztah k životnímu prostředí, kdy na jedné straně patří mezi jeho významné znehodnocovatele a na druhé straně je tímto znehodnocováním poškozováno.

Transformace českého zemědělství po roce 1989 spojená s podstatným omezením produkce, zaměstnanosti a přerozdělování měla mj. za následek výrazný pokles energetických vstupů (produkční dopady poklesu spotřeby průmyslových hnojiv mj. do značné míry potvrzují oprávněnost tvrzení o přehnojování půd v období tzv. socialistické zemědělské velkovýroby). Za významnou komponentu environmentálně příznivého rozvoje zemědělské výroby lze považovat koncepční podporu optimalizace funkčního využití krajiny prostřednictvím účelových dotací na zatravňování, chov skotu na maso a údržbu trvalých travních porostů, s pozitivními vlivy na vodohospodářské funkce krajiny a její biodiverzitu. Výhledově by ovšem měl být položen větší důraz i na podporu tvorby resp. obnovy územních systémů ekologické stability krajiny v intenzivně obhospodařovaných zemědělských oblastech a ochranu půdního fondu před působením degradačních činitelů. Všeobecně je možné konstatovat, že specifické společenské a environmentální vazby zemědělské výroby vyvolávají intenzivní potřebu uplatňování dlouhodobé strategie jejího rozvoje zohledňující

nejen ekonomická, ale i environmentální a energetická kritéria. V tomto kontextu je účelné chápat energetickou komponentu této strategie jako spojovací článek mezi ekonomickými a environmentálními cíli zemědělské politiky. Sílící orientaci zemědělské výroby na produkci energetických zdrojů lze z makroekonomického pohledu považovat za jeden ze společensky nejefektivnějších způsobů koncepční stimulace dalšího rozvoje zemědělské výroby. V tomto směru byl na Ministerstvu zemědělství ČR zpracován tzv. oleoprogram, na jehož základě je finančně podporována výroba ekologicky šetrné bionafty a biomazadel z řepky. Významné přínosy vznikají dále v souvislosti s rostoucím energetickým využíváním odpadů ze živočišné výroby pro výrobu bioplynu, roste i podíl spotřeby obilnin a řepkové slámy jako obnovitelných zdrojů energie (využití zemědělských odpadů lze chápat i jako určitý stimul rozvoje hospodářsky marginálních venkovských území, neboť jeho prostřednictvím dochází k redukci odčerpávání zde vytvářených důchodů ve formě plateb za externí dodávky energie).

Závěrem kapitoly je účelné poznamenat, že strategie prevence znečišťování je všeobecně považována za prakticky nástroj aplikace principu trvale udržitelného rozvoje. Tato aplikace je spojena především s hledáním způsobů jak omezit plýtvání přírodními surovinami a energií. Tyto způsoby byly UNEP OSN označeny společným názvem "čistší produkce" (cleaner production), která představuje takový koncepční a procedurální přístup k výrobě, kdy všechny fáze výrobního procesu a životního cyklu výrobků jsou neustále prověřovány s cílem zabránění vzniku krátkodobého či dlouhodobého poškození zdraví člověka a životního prostředí.

Shrnutí kapitoly:

Kapitola podrobně specifikuje jednotlivé strategické přístupy užívané pro řešení environmentálních problémů v členění na reaktivní (strategie zředování odpadních látek, strategie zachycování odpadních látek, strategie kontroly a řízení znečištění) a proaktivní přístupy. V tomto kontextu jsou popsány základní druhy koncových technologií a dále technologií naplňujících výchozí principy proaktivních přístupů. Zvláštní pozornost je věnována principu integrace jako institucionálního nástroje zefektivnění ekologické politiky, který je konkretizován na příkladech integrace ekologické politiky s energetickou, dopravní a zemědělskou politikou v rámci ČR.

Autokorekční cvičení:

1. Strategie zředování odpadních látek je primárně založena na:
 - A. Využití samočisticích schopností jednotlivých složek životního prostředí
 - B. Snižování koncentrace znečišťujících látek v jednotlivých složkách životního prostředí
 - C. Snižování emisí znečišťujících látek.
2. Koncové technologie na čištění odpadních plynů jsou založeny na:
 - A. Biotechnologiích
 - B. Fyzikálních a chemických principech
 - C. Pouze na chemických principech.
3. Z dále uvedených kritérií vyberte ty, která jsou důležitá pro lokalizaci skládek:
 - A. Geologická kritéria
 - B. Botanická kritéria
 - C. Hydrologická kritéria.
4. Mezi technologie slučitelné s uplatňováním strategie prevence nepatří:

- A. Recyklace
 - B. Elektrostatické odlučovače
 - C. Maloodpadové technologie.
5. Z environmentálního hlediska je dávana přednost:
- A. Realizaci recyklačních technologií producentem odpadů
 - B. Realizaci recyklačních technologií uživatelem odpadů
 - C. Realizaci recyklačních technologií subjektem bez přímých vazeb na produkci či využití odpadů.

6. Konceptní a institucionální zabezpečení péče o životní prostředí v České republice

První polistopadová koncepce státní ekologické politiky vznikla společným úsilím bývalého Federálního výboru pro životní prostředí a obou tehdejších republikových ministerstev již v roce 1990. Tato koncepce vycházela z následujících hlavních premis:

- vysoký stupeň devastace životního prostředí, jehož zlepšení vyžaduje značnou koncentraci úsilí celé společnosti včetně finančních zdrojů,
- odpovědnost státu za kvalitu životního prostředí,
- základní význam samosprávných orgánů na úseku péče o životní prostředí,
- nutnost mezinárodní spolupráce v řešení ekologických problémů.

Jako základní cíl státní ekologické politiky byla stanovena obnova dynamické rovnováhy mezi společnostmi a životním prostředím za účelem vytvoření potřebných předpokladů pro pozitivní fyzický a duševní rozvoj člověka a pro co největší zachování bohatství přírody. Jako hlavní dílčí cíle byly stanoveny ochrana lidského zdraví a pocitu pohody, zachování bohatství přírody, ochrana kulturních a ekonomických hodnot před nepříznivými vlivy prostředí a ochrana životodárných systémů planetární biosféry. Z hlediska volby celkové strategie byla zdůrazněna nutnost vhodné kombinace reaktivních a proaktivních způsobů řešení environmentálních problémů do doby podstatného omezení intenzity znečišťování. Obecnější zaměření měl Program ozdravení životního prostředí České republiky (Duhový program) zpracovaný MŽP ČR v roce 1991.

Nesporným (a poněkud nedoceneným) přínosem výše uvedených koncepcí a programů bylo především vytvoření podmínek pro přijetí soustavy moderních zákonů na ochranu životního prostředí a zahájení realizace konkrétních opatření a akcí na zlepšení stavu životního prostředí. Následující složitý politický a ekonomický vývoj přirozeně komplikoval realizaci původních představ. Po vzniku samostatné České republiky tak vznikla potřeba zpracování nové koncepce zohledňující i mezinárodní dimenzi dané problematiky. Tato koncepce byla několikrát přepracována a základní dokument označený jako Státní politika životního prostředí byl proto přijat až v roce 1995. Za její primárním východiskem byla stanovena odpovědnost současné generace vůči budoucím generacím za zachování resp. předání základních životních hodnot (dokument na rozdíl od obdobných dokumentů rozvinutých zemí výslovně nezakotvuje princip trvale udržitelného rozvoje). V souladu s tím byl kladen důraz na racionální a efektivní využívání přírodních zdrojů se zřetelem na jejich obnovu a recyklaci, na omezování znečištění na úroveň, kdy nedochází k závažným poškozením lidského zdraví a přírody, na ochranu biodiverzity a na komplementární vztah ekonomiky a životního prostředí. Současně byl vytyčen cíl přibližování ČR k mezinárodně akceptovaným principům ochrany životního prostředí. Z perspektivního pohledu státní politika v oblasti životního prostředí a z ní vycházející programy (např. Národní program na ozdravení ovzduší ČR, Národní program zadržování vody v krajině ČR, Program revitalizace

říčních systémů či společný program MŽP a MZe Péče o krajinu) směřovala k tomu, aby se kvalita základních složek životního prostředí okolo roku 2005 dostala na úroveň zemí EU.

Aktuální Státní politika životního prostředí (SPŽP), respektující princip trvale udržitelného rozvoje, je základním koncepčním dokumentem, ze kterého vycházejí podrobné programy zpracováváné pro jednotlivé složky životního prostředí (např. Státní program ochrany přírody a krajiny ČR). Je rovněž základem pro integraci politiky životního prostředí do sektorových politik. Její zpracování vycházelo ze zprávy Hodnocení efektivnosti systému ochrany životního prostředí v ČR, vypracované OECD. V další části jsou uvedeny hlavní principy zakotvené ve Státní politice životního prostředí ČR:

1. Princip předběžné opatrnosti.

Uplatňuje se ve formě zákazu resp. přijetí preventivních opatření v případech, kdy na základě současných znalostí nelze s jistotou stanovit vliv dané činnosti a jejích produktů na lidské zdraví a životní prostředí.

2. Princip prevence

Vychází ze skutečnosti, že včasné provedení opatření, které zabrání ohrožení nebo poškození životního prostředí je prakticky vždy účinnější a levnější než pozdější náprava vzniklých škod.

3. Princip snižování rizika již u zdroje

Aplikace vychází ze skutečnosti, že obvykle nejúčinněji a nejlevněji lze minimalizovat negativní vlivy přímo u jejich zdrojů.

4. Princip ekonomické odpovědnosti

Ekonomickou odpovědnost za znečišťování má původce, který nese náklady spojené se znečišťováním a náhradou způsobených škod.

5. Princip sdílené a diferenciované odpovědnosti

Odpovědnost za stav životního prostředí má nejen státní administrativa, ale také samosprávné orgány, ekonomické subjekty a občané.

6. Princip subsidiarity

Rozhodovací pravomoc a kompetence by měly být na co nejnížší možné odborně způsobilé úrovni rozhodování, která je nejbližší danému problému a občanům.

7. Princip integrace

Stanoví, že požadavky na ochranu životního prostředí se musí promítat do všech relevantních sektorových politik a rozvojových programů i do všech hospodářských činností.

8. Princip nejlepší dostupné techniky (BAT)

Je považován za výchozí kritérium pro stanovení environmentálních parametrů, jejichž dodržování bude předmětem povolování výrobních činností (BAT bude definováno environmentálními parametry, nikoliv přímým určením vlastní technologie).

9. Princip nákladově efektivních řešení

Znamená hledání možností minimalizace nákladů na splnění stanovených cílů resp. opatření.

10. Princip substituce

Aplikace tohoto principu znamená, že činnosti mající negativní environmentální dopady jsou ekonomicky znevýhodněny vůči ostatním činnostem s cílem náhrady nebezpečných a škodlivých látek.

Nezbytným předpokladem realizace příslušných koncepčních záměrů, dodržování platné legislativy a obecného fungování dané činnosti formou správních rozhodnutí je

institucionální zabezpečení péče o životní prostředí. Jeho základním článkem jsou instituce veřejné správy, tj. státní správy a samosprávy.

Ústředním orgánem státní správy v ČR v dané oblasti je Ministerstvo životního prostředí, které vzniklo až k 1. lednu roku 1990. Je orgánem vrchního státního dozoru ve věcech životního prostředí a ústředním orgánem ve věcech ochrany přírody a krajiny, ochrany ovzduší, ochrany horninového prostředí, ochrany zemědělského a lesního půdního fondu, ochrany přirozené akumulace vod, vodních zdrojů a ochrany jakosti povrchových a podzemních vod, pro odpadové hospodářství, pro výkon státní geologické služby a geologické práce a pro posuzování vlivů činností a jejich důsledků na životní prostředí.

Podřízeným orgánem MŽP s celorepublikovou působností je Česká inspekce životního prostředí, která plní zákonem vymezené kontrolní funkce na úseku ochrany ovzduší, vod, lesa, přírody a krajiny a odpadového hospodářství, tj. dozírá na dodržování příslušných právních předpisů a rozhodnutí správních orgánů podle nich vydávaných. Je vybaveno poměrně rozsáhlými pravomocemi (ukládání poplatků a pokut a sankcí za ohrožování nebo poškozování životního prostředí až po zastavení výroby). ČIŽP se člení na ústředí a oblastní inspektoráty.

Stejnou územní působnost má i Státní fond životního prostředí, který obhospodařuje účelové prostředky na ochranu a péči o životní prostředí. O alokaci těchto prostředků rozhoduje ministr životního prostředí na základě doporučení Rady fondu.

Na nižším územním stupni vykonávají základní státní správu v životním prostředí krajské úřady a dále (od 1. 1. 2003) obce s přenesenou působností 3. stupně. Vzhledem k povaze správního rozhodování ve sféře životního prostředí jde o agendy s vysokou odbornou náročností na zjišťování skutkového stavu. Kraje zpracovávají v samostatné působnosti následující programy: koncepce odpadového hospodářství, prognózy a koncepce strategie ochrany přírody a koncepce ochrany ovzduší (ve spolupráci s MŽP). Dalšími regionálními orgány státní správy jsou správy národních parků a chráněných krajinných oblastí. Tyto orgány jsou primárně orientované na ochranu přírody a krajiny. Správy národních parků mimoto vykonávají i státní správu na úseku lesního hospodářství, ochrany zemědělského půdního fondu, rybářství a myslivosti.

Orgány dalších pověřených obcí realizují výkon státní správy v tzv. přenesené působnosti v rozsahu stanoveném zvláštními předpisy, na jejichž základě provádějí prvoinstanční činnost. V zásadě jde o nepřiliš odborně náročné agendy.

V rámci samosprávné působnosti obce (úměrně ke své velikosti) zabezpečují realizaci konkrétních akcí v ochraně a péči o životní prostředí, počínaje čistotou obce, zabezpečováním likvidace komunálních odpadů a odváděním a čištěním odpadních vod. Na úseku životního prostředí nabývá stále většího významu princip participace, jehož podstatou je informovanost obyvatelstva obce, dialog všech zúčastněných stran při posuzování možných variant řešení dané environmentální problematiky a spolupráce při realizaci konkrétních opatření.

Vedle výše uvedených institucí plní určité úlohy související s péčí o životní prostředí i další centrální orgány, zejména Ministerstvo financí (rozhodování o použití prostředků státního rozpočtu), Ministerstvo průmyslu a obchodu, Ministerstvo zemědělství a Fond národního majetku (spoluúčast na likvidaci starých ekologických zátěží). Významnou roli hraje i spolupráce MŽP s Ministerstvem zdravotnictví (Akční plán zdraví a životního prostředí).

Ne zcela transparentní je na daném úseku situace v podnikové sféře, kde jsou pouze v některých případech za účelem kvalitního plnění legislativně zakotvených povinností zřizovány specializované útvary životního prostředí resp. funkce podnikového ekologa. Rozšíření těchto aktivit lze pokládat za jeden ze zvlášť významných předpokladů splnění vytýčených cílů Státní politiky životního prostředí.

Významným stimulem rozvoje participativní demokracie je (i přes určitou kontroverznost) činnost nevládních ekologických hnutí. Na tomto úseku se v rozvinutých zemích i v ČR realizuje poměrně značný počet spolupracujících organizací, vytvářejících široké názorové spektrum a usilujících o ovlivňování decizní sféry a hodnotových postojů obyvatelstva. V rámci českých organizací patří k nejznámějším následující:

- Český svaz ochránců přírody (založen 1979)

Jde o v rámci ČR nejpočetnější a nejorganizovanější profesionálně orientovanou neziskovou organizaci v dané oblasti, sdružující více než 8 tis. členů. Činnost ČSOP se soustřeďuje na ochranu přírody a genofondu, ekologickou výchovu a poradenství. Vydává časopisy Nika a Veronika. Je členem Světového svazu ochrany přírody (IUCN).

- Greenpeace

Je součástí nejznámější světové organizace patřící mezi nevládní hnutí, založené v roce 1971. Její akce se vyznačují širokou publicitou – kampaně proti jaderným zbraním a technologiím, proti znečištění ovzduší a mezinárodnímu obchodu s toxickými odpady a kampaně na podporu používání ekologicky šetrných technologií.

- Hnutí "Duha"

Založeno v roce 1989. Její akce vycházejí z teze o neudržitelnosti současného vývoje společnosti a nezbytnosti zásadních změn životního stylu. Duha organizuje protestní a petiční akce a snaží se rovněž o osvětové působení. Vydává časopis Sedmá generace.

- Děti Země

Hnutí se soustřeďuje např. na propagaci alternativních zdrojů energie, boj proti znečištění ovzduší (zejména působením freonů) a environmentálně kontraverzním dopravním projektům. Vydává časopis Akce.

- Společnost pro trvale udržitelné žití (STUŽ)

Je organizována na vysoce profesionálním základě. Rozvíjí vlastní výzkumné programy cílené na hledání cest k udržitelnému rozvoji, při jejichž realizaci využívá četných zahraničních kontaktů.

- Klub ekologické výchovy

Orientuje se na podporu programů ekologické výchovy, zejména pro žáky ZŠ.

- Zelený kříž

Je dobrovolným seskupením samostatných nevládních organizací (Mezinárodní zelený kříž), orientované na vzájemnou výměnu informací a zkušeností.

- Rezekvítek

Je občanským sdružením pro mimoškolní ekologickou výchovu dětí a ochranu přírody.

Shrnutí kapitoly:

Kapitola podává informace o obsahovém zaměření Státní politiky životního prostředí v ČR, s důrazem na aktuální politiku. Uvádí hlavní principy této politiky (princip předběžné opatrnosti, princip prevence, princip snižování rizika již u zdroje, princip ekonomické odpovědnosti, princip sdílené a diferenciované odpovědnosti, princip subsidiarity, princip integrace, princip nejlepší dostupné techniky, princip nákladově efektivních řešení a princip substituce) a stručně definuje působnost jednotlivých orgánů veřejné správy v oblasti životního prostředí. Podává rovněž informace o nejvýznamnějších nevládních organizacích působících v ČR.

Autokorekční cvičení:

1. Mezi principy Státní politiky životního prostředí ČR nepatří:
 - A. Princip prevence
 - B. Princip preference reaktivních technologií
 - C. Princip nejlepší dostupné techniky.
2. MŽP je ústředním orgánem státní správy v oblasti:
 - A. Ochrany přírody a krajiny
 - B. Těžby nerostných surovin
 - C. Výkonu státní geologické služby.
3. Mezi povinnosti krajských úřadů v oblasti životního prostředí patří:
 - A. Zabezpečování likvidace komunálních odpadů
 - B. Zpracovávání koncepcí odpadového hospodářství
 - C. Správa poplatků za znečišťování vod.
4. Hlavním úkolem ČIŽP je:
 - A. Kontrola dodržování zákonů a předpisů v oblasti životního prostředí
 - B. Provádění environmentálních auditů a posuzování vlivů na životní prostředí
 - C. Monitorování stavu životního prostředí.

7. Trvale udržitelný rozvoj – globální koncept rozvoje lidské společnosti

Zhruba od konce 50. let jsme svědky stále intenzivnějších diskusí o udržitelnosti modelů ekonomického růstu založených na rostoucích surovinových a energetických vstupech a s tím spojeným nárůstem produkce odpadů. V roce 1960 byla sepsána charta OECD, která vyzvala reprezentace sdružených ekonomicky nejrozvinutějších zemí k podporování trvale udržitelného růstu. O 10 let později Výbor pro životní prostředí OECD zveřejnil závěr, že trvale udržitelného ekonomického rozvoje nelze dosáhnout bez zachování odpovídající základny přírodních zdrojů a stabilizované ekologické bilance.

Rozvojové limity vznikající v souvislosti s omezeností přírodních zdrojů a zhoršováním kvality jednotlivých složek životního prostředí lze překonávat pouze za cenu zvyšujících se nákladů. O celkovém rozsahu těchto nákladů však panuje značná nejistota, která se přirozeně přenáší i do nejistoty o objektivitě cen spotřebovávaných přírodních a environmentálních statků, které odrážejí preference spotřebitelů pouze dílčím způsobem, tj. dochází zde k selháním trhu. Navíc specifickým rysem řady environmentálních nákladů a užitků je jejich nadčasovost, neboť jejich vynakládání se přenáší i na budoucí generace. Zachování preferencí pouze současných generací tak nutně omezuje možnosti volby budoucích generací. Výše uvedené teze odrážejí podstatu odmítavých stanovisek k udržitelnosti ekonomického rozvoje nezohledňujícího jeho environmentální konsekvence. Vzhledem k výše naznačeným skutečnostem, kdy celá řada důležitých environmentálních funkcí nemůže být ohodnocena tržními cenami ani nemůže být plně definováno vlastnictví je zřejmé, že v dané oblasti musí hrát stát klíčovou a trvalou roli.

Z hlediska výše uvedené problematiky vzbudily značný zájem britská studie "Plán na přežití" a dále práce tzv. Římského klubu zpracovaná pod vedením Prof. Meadowse "Limity růstu" z roku 1972. V této práci dospěl autorský kolektiv na základě kvantifikace vztahů mezi počtem obyvatelstva, průmyslovou a zemědělskou výrobou, zásobami a čerpáním přírodních zdrojů a znečišťováním životního prostředí k závěru, že pokud nenastanou podstatnější změny stávajících trendů dojde v průběhu budoucího století k zastavení růstu obyvatelstva a průmyslové výroby. Práce byla značně kritizována zejména z hlediska zanedbání úlohy vědecko-technického pokroku a přílišné obecnosti použitého extrapolacího modelu (reakcí na kritiku bylo zpracování studie "Strategie pro zítřek"). Přesto však dosáhla svého účelu –

probuzení zájmu veřejnosti a vlád průmyslových zemí o problematiku životního prostředí. Vznikla celá řada hnutí na ochranu životního prostředí. Návazně byly položeny základy ekologické politiky.

Původní protiklad mezi ekonomickými a environmentálními zájmy byl v dalším vývoji do určité míry potlačen prostřednictvím koncepční integrace ekonomických a ekologických kritérií společenského rozvoje. Tento přístup odráží významná studie Světové komise pro životní prostředí a rozvoj OSN, vedené tehdejší premiérkou norské vlády G. H. Brundtlandovou, "Naše společná budoucnost", jejíž výsledky byly shrnuty v tzv. Tokijské deklaraci z roku 1987. Hlavním přínosem této práce je podrobné rozvedení praktických souvislostí aplikace principů trvale udržitelného rozvoje (TUR; tento termín se zřejmě poprvé objevil ve zprávě IUCN "World Conservation Strategy" z roku 1980)⁶. Trvale udržitelný rozvoj zde byl definován jako takový rozvoj, při kterém uspokojování potřeb současných generací neohrožuje uspokojování potřeb generací budoucích. Komise identifikovala 8 zásad – předpokladů realizace TUR:

1. Oživení hospodářského růstu

Tato zásada zdůrazňuje roli chudoby v příčinné souvislosti se znehodnocováním životního prostředí. Interpretuje tedy ekonomický růst jako primární předpoklad řešení světových problémů, včetně problémů environmentálních. V této oblasti dochází k častým nedorozuměním mezi ekonomy a ekology, zejména v důsledku zaměňování pojmu primární za univerzální (univerzální cíle společenského rozvoje nezahrnují pouze životní úroveň, ale i např. dlouhý a zdravý život, přístup ke vzdělání, politickou svobodu a osvobození od násilí).

2. Změna kvality růstu

Tato zásada předpokládá rozšíření hodnotících kritérií ekonomického růstu o environmentální a sociální kritéria. Původní otázka zda podporovat ekonomický růst či nikoliv se tak mění v otázku jakou kvalitu ekonomického růstu chceme podporovat. To do značné míry koresponduje s tzv. Londýnskou ekonomickou školou, která odmítá názor neoklasické školy o možnosti dokonalé substituce přírodního a člověkem vytvořeného kapitálu a klade důraz na komplementární vztah člověkem vytvořeného a přírodního kapitálu.

3. Uchování a obohacení báze přírodních zdrojů

Tato zásada zdůrazňuje orientaci na snižování relativní spotřeby přírodních zdrojů. Společenský rozvoj by neměl znamenat újmu příštích generací (měl by být zachováván princip mezigenerační rovnosti z hlediska možností využívání přírodních zdrojů). Hlavními předpoklady naplnění této zásady jsou ochrana ekosystémů a biologické diverzity a zajištění trvale udržitelného využívání obnovitelných zdrojů při jejich současném preferování před neobnovitelnými zdroji, jejichž životnost by měla být prodlužována (např. recyklacemi).

4. Zajištění udržitelné úrovně populace

Za dlouhodobý cíl je pokládáno dosažení dynamické rovnováhy mezi růstem populace a disponibilními zdroji (to mj. znamená věnovat větší pozornost územním kapacitám únosnosti). Tato zásada se primárně týká především rozvojových zemí, kde je třeba provádět odpovídající demografickou politiku jako jednu z priorit koncepčního usměrňování společenského rozvoje (rychlý demografický růst omezuje šance na vyřešení ostatních problémů tohoto rozvoje a tedy i možnosti výhledového přechodu k TUR).

5. Nová orientace techniky

V tomto směru je zdůrazněna role rozvinutých zemí v zavádění ekologicky šetrných technologií a výrobků a nutnost vytvoření vhodných institucionalizovaných mechanismů

⁶ Termín trvale udržitelný rozvoj je často kritizován jako nejasný, umožňující tak široké spektrum interpretací. To je ovšem do značné míry podmíněno jeho častým zaměňováním s pojmy "trvale udržitelný růst" a "trvale udržitelné využívání". Přitom pojem trvale udržitelný růst je rozporný, neboť nic fyzického nemůže růst do nekonečna. Termín trvale udržitelné využívání je pak použitelný pouze ve vztahu k obnovitelným přírodním zdrojům.

podpory tohoto procesu na národní i mezinárodní úrovni (v tomto ohledu je za zvlášť významné považováno zavedení mechanismů preventivního posuzování environmentálních dopadů nových výrobků, technologií a investic).

6. Integrace ekonomických a ekologických aspektů

Tato zásada vychází z potřeby komplementárního posuzování ekonomických a ekologických resp. environmentálních cílů v rámci hospodářské politiky, včetně zohlednění odpovídajících mezinárodních souvislostí. Realizace této zásady je podmíněna dalším rozvojem metodologie hodnocení environmentálních nákladů a výnosů.

7. Reforma mezinárodních hospodářských vztahů

V tomto kontextu musí být odpovídající pozornost věnována obchodním, kapitálovým a technologickým tokům a jejich slučitelnosti s požadavky ochrany a péče o životní prostředí a přírodní zdroje. Zásadní význam mají především analýzy vlivů liberalizace světového obchodu na životní prostředí

8. Posílení mezinárodní spolupráce

Zásada zdůrazňuje nutnost přiznání vyšší priority monitorování, hodnocení a výzkumu životního prostředí a přírodních zdrojů. V této souvislosti zaujímá zvláštní postavení systémově cílená mezinárodní harmonizace právních norem na ochranu životního prostředí.⁷

V roce 1993 byla úsilím UNEP, IUCN, a WWF myšlenka TUR dále rozpracována v akčním dokumentu "Pečujeme o Zemi"⁸. Tento dokument lze spolu se studií "Naše společná budoucnost" pokládat i za součást přípravy 3. světové konference o životním prostředí, která se konala v Rio de Janeiru v roce 1992.

První mezinárodní konference o životním prostředí byla uspořádána pod záštitou OSN v roce 1972 ve Stockholmu. Na této konferenci byla mj. přijata Deklarace o životním prostředí, Akční program a návrh na zřízení Programu OSN pro životní prostředí (UNEP). Hlavním cílem UNEP, který je soustavně naplňován, je podpora rozvoje mezinárodní spolupráce v oblasti ochrany životního prostředí. Významným závěrem Stockholmské konference bylo i vytvoření zásad spolupráce s ostatními institucemi OSN (např. v rámci UNESCO působí světový kongres Člověk a biosféra – MAB, v jehož rámci byly např. v ČR vyhlášeny čtyři biosférické rezervace: Křivoklátsko, Pálava, Třeboňsko a Bílé Karpaty).

Programy OSN týkající se péče a ochrany životního prostředí jsou v Evropě podporovány činností Evropské hospodářské komise OSN, která v roce 1979 přijala Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice států. Součástí této úmluvy je Kooperativní program monitorování a vyhodnocování dálkového přenosu látek znečišťujících

⁷ Potřebu změny mezinárodních hospodářských vztahů výstižně dokumentují následující závěry E. Reese a M. Wackernagela (upraveno): „V důsledku otevřenosti světové ekonomiky mohou rozvinuté země překračovat své kapacity únosnosti, tj. ekologickou rovnováhu mezi populací a přírodním prostředím, importem přírodních produktů. Tento import ovšem znamená vývoz ekologické degradace do rozvojových zemí. Tyto země nemohou často světovému trhu nabídnout více než zemědělskou, rybářskou a lesnickou produkci. Důsledkem je intenzifikace produkce určené na export a následné ohrožení tradiční domácí produkce. Rozvojové země se tak stávají stále více závislé na výnosech z exportu, z nichž však obvykle značná část musí pokrýt splátky za půjčky na rozvoj exportních odvětví. Rostoucí dluhy a tlak na snižování cen exportních komodit v důsledku konkurence přispívají k přenosu bohatství a udržitelného rozvoje na bohaté země, kdežto v chudých zemích tento vývoj způsobuje degradaci přírodních zdrojů a životního prostředí. Následná likvidace kapitálu chudých zemí omezuje perspektivní možnosti zavádění environmentálně vhodných forem ekonomického rozvoje. Na druhé straně tak dochází k tzv. bumerangovému efektu, kdy degradace životního prostředí rozvojových zemí umocňuje globální znehodnocování životního prostředí. Z toho vyplývá důležitý závěr, že globalizaci ekonomiky nelze posuzovat odtrženě od globalizace životního prostředí“

⁸ Mezinárodní nevládní organizace IUCN vede Červenou knihu ohrožených druhů rostlin a živočichů. Zpracovala Strategii ochrany přírody, jejíž akční programy jsou financovány Světovým fondem na ochranu přírody (WWF).

ovzduší v Evropě (EMEP) jako základní systém, monitorující zejména SO₂. Návazně byl většinou evropských zemí podepsán Protokol o snížení emisí síry a jejich toků přes hranice a Protokol o kontrole emisí oxidů dusíku.

Druhá mezinárodní konference o životním prostředí byla uspořádána v roce 1982 v keňském Nairobi. Na této konferenci byla přijata Světová charta ochrany přírody. Konference indukovala rozvoj ekologických aktivit v jednotlivých členských zemích OSN i na mezinárodní úrovni (např. v rámci EHK OSN se v roce 1984 konala Konference o příčinách a předcházení škod na lesních a vodních zdrojích v důsledku znečištění ovzduší v Evropě).

Konference v Riu de Janeiru si stanovila ambiciózní cíl – zpracovat celosvětový plán aplikace TUR v praxi. Přípravný výbor konference soustředil svoji pozornost na dva globální problémy životního prostředí: odlesňování Země a s tím související snižování biodiverzity a klimatické změny indukované vypouštěním tzv. skleníkových plynů. Původně předpokládané vytvoření právně závazné Charty Země bylo nahrazeno Deklarací, podrobně rozpracovanou v akčním plánu TUR – Agendě 21. Mimo to byly přijaty specializované dokumenty týkající se principů hospodaření v lesích, biodiverzity, klimatických změn a některých právních otázek souvisejících s ochranou životního prostředí. Hlavní přijatý dokument Agenda 21 je členěn na čtyři tematicky zaměřené sekce:

Sekce I se zabývá sociálními a ekonomickými aspekty TUR. Dílčí kapitoly jsou věnovány mezinárodní spolupráci, problémům chudoby, kritice špatných spotřebních návyků a nevhodně vedených výrobních postupů, demografickému vývoji, problematice bydlení a integraci environmentálních aspektů do rozhodovacích procesů. Zdůrazněn je význam národních programů na odstranění chudoby jako základní podmínky přechodu rozvojových zemí k TUR a potřeba změny nevhodných spotřebních a výrobních návyků v rozvinutých zemích, které neúnosně vyčerpávají přírodní zdroje a nadměrně zatěžují ekosystémy odpady.

Sekce II je orientována na problematiku managementu a zachování přírodních zdrojů. V uvedeném kontextu se jednotlivé kapitoly zabývají atmosférou, anorganickými a organickými surovinami, odlesňováním, desertifikací, ochranou horských oblastí, zemědělstvím, biodiverzitou, biotechnologiemi, oceány a jejich zdroji, zdroji pitné vody, toxickými chemikáliemi, nebezpečnými průmyslovými odpady, tuhými odpady a radioaktivními odpady. Zdůrazněna je nutnost revize dosavadního managementu přírodních zdrojů ve vztahu k začlenění principů TUR a zásadní význam národních zalesňovacích programů. Pozornost je rovněž věnována tzv. alternativnímu zemědělství a zdravotní nezávadnosti potravin.

Sekce III je zaměřena především na význam mezinárodních organizací. Obsahuje dílčí kapitoly věnované organizacím žen, mládeže, původního obyvatelstva, nevládním organizacím, místním správám, pracovním organizacím a odborům, průmyslovým, zemědělským a obchodním organizacím. Hlavní důraz je kladen na posílení vlivu jednotlivých skupin organizací a jejich začlenění do rozhodovacích procesů s ohledem na prosazování záměrů TUR.

Sekce IV je zaměřena na nástroje, které by měly být nápomocné realizaci TUR. Jednotlivé kapitoly jsou věnovány finančním zdrojům a mechanismům, ekologicky šetrným technologiím, vědě a výchově, mezinárodním právním a institucionálním nástrojům a informačnímu zabezpečení. Největší důraz je položen na začlenění Agendy 21 do národních politik a programů a s tím související potřebě založení pomocného fondu zabezpečujícího transfer finančních prostředků z rozvinutých do rozvojových zemí.

Třetí mezinárodní konference o životním prostředí dokumentovala, i přes prohlubující se rozpory mezi rozvinutými a rozvojovými zeměmi, celosvětovou shodu o nutnosti bezodkladného řešení environmentálních problémů a potřebě stimulace změn v hodnotové orientaci obyvatelstva v podmínkách stále více se globalizujícího světa. Lze konstatovat, že byl položen základní kámen k postupné implementaci principů TUR.

V roce 2002 se v africkém Johannesburgu konala čtvrtá mezinárodní konference o životním prostředí (Světový summit o udržitelném rozvoji), který měl úzce navázat na předchozí konferenci v Riu de Janeiro. V souladu s předchozími záměry zde nebyla otevřena otázka dalších negociací ohledně Agendy 21, ale konference se měla zaměřit na kritické hodnocení její realizace včetně posouzení klíčových problémů jejího zavádění do praxe. Její příprava byla poznamenána neochotou řady významných zemí k přijetí nových závazků směřujících k prosazování principů trvale udržitelného rozvoje. Tímto vývojem byla zejména komplikována jednání o implementačním plánu. V tomto směru bylo úspěchu dosaženo v oblasti zemědělství a rybolovu (schválený návrh na vytvoření nových ochranných pásem pro mořskou flóru a faunu do r. 2015) a dále v oblasti vod, méně již v otázce boje proti snižování biodiverzity a zajišťování zdravotní péče (kontroverzní otázka ochrany patentů a autorských práv) a likvidace chudoby v rozvojových zemích. Výraznějšího pokroku nebylo, především díky USA, dosaženo v oblasti energetiky (zvyšování podílu obnovitelných zdrojů a úspor energie) a ratifikace Kjótského protokolu k Rámcové úmluvě OSN o změně klimatu, spojeného se závazky na snížení produkce emisí. Hlavním výsledkem konference je přijetí Implementačního plánu a málo konkrétní Johannesburgské deklarace o udržitelném rozvoji.

V rámci Evropské unie byly její kompetence v oblasti životního prostředí prvně zakotveny v článku 130 smlouvy o EHS. Odpovědným orgánem je Generální ředitelství XI pro životní prostředí, nukleární bezpečnost a ochranu před katastrofami. Při Evropském parlamentu působí Výbor pro ochranu životního prostředí, zdraví a spotřebitelů. Základními právními formami používanými pro prosazování společné politiky jsou v EU vyhlášky (jsou závazné a nevyžadují speciální transformaci do národních právních norem) a direktivy (pro jejich aplikaci je ovšem vyžadováno přijetí příslušných zákonů v členských zemích; v oblasti životního prostředí jsou zdaleka nejužívanějším prostředkem realizace společné politiky). V souvislosti s akceptováním konceptu TUR vzrůstají výdaje na environmentálně zaměřené projekty dotované ze strukturálních fondů. Zvýšila se rovněž prestiž Evropské agentury pro životní prostředí, působící především v oblasti informací o stavu životního prostředí a koordinace výzkumu, což dokumentuje např. přijetí Strategie udržitelného rozvoje Evropského společenství v roce 2001.

Shrnutí kapitoly:

Kapitola je zaměřena na světové akce cílené na vytváření předpokladů pro prosazení principů trvale udržitelného rozvoje lidské společnosti. Přináší základní informace o uspořádaných světových ekologických summitech pod záštitou OSN a s nimi souvisejících okolnostech a aktivitách (s důrazem na třetí ekologický summit konaný v Riu de Janeiro). Uvedeny jsou rovněž nejnovější aktivity cílené na zlepšování kvality životního prostředí (např. aktivity EU, Kjótský protokol).

Autokorekční cvičení:

1. Studie „Naše společná budoucnost“ byla zpracována pod záštitou:
 - A. OSN
 - B. EU
 - C. WWF.
2. Podle výše uvedené studie by změna kvality růstu měla být dosažena:
 - A. Prostřednictvím celosvětové unifikace stanovení emisních a imisních limitů
 - B. Vytvořením podmínek pro dokonalou substituci přírodních a člověkem vytvořených statků

- C. Integrací ekonomických, sociálních a environmentálních kritérií společenského rozvoje.
- 3. Světový ekologický summit konaný v Riu de Janeiro přijal dokument:
 - A. Světová charta ochrany přírody
 - B. Agenda 21
 - C. Protokol o dobrovolném závazku na snížení emisí.
- 4. Tzv. Kjótský protokol se týká:
 - A. Snížování emisí
 - B. Zachování biodiverzity
 - C. Rozvoje recyklačních technologií.

8. Vybrané nástroje a opatření podporující prosazování konceptu TUR

7.1. Posuzování vlivů na životní prostředí

Posuzování vlivů na životní prostředí lze považovat za řízení, jehož účelem je určit všechny pravděpodobné změny, ke kterým může dojít u důležitých environmentálních veličin v souvislosti s realizací nějakého plánovaného záměru. Jeho výsledkem je písemný dokument s uvedenými předpokládanými environmentálními vlivy a celkové stanovisko k dané činnosti. Používaný metodický postup je označován zkratkou E.I.A. z anglického Environmental Impact Assessment.

Metoda E.I.A. byla vypracována a legislativně prvně zakotvena na přelomu 70. let 20. stol. v USA, kde se v podstatě vyvinula cestou rozšíření analýzy nákladů a výnosů, používané pro hodnocení efektivnosti alokace veřejných prostředků do různých technických projektů, o mimopenežní kritéria. Základní dokument E.I.A. musel obsahovat následující vyhodnocení:

- pravděpodobné vlivy zamýšlené akce na životní prostředí,
- nevyhnutelné negativní dopady akce,
- možné náhradní varianty akce,
- vztah mezi krátkodobými a dlouhodobými vlivy akce,
- nároky akce na nenahraditelné zdroje.

Později bylo do posuzování zahrnuto i hodnocení sociálních vlivů, analýza ekologického rizika (u nových technologií a nebezpečných výrob) a mezinárodních a globálních environmentálních dopadů dané akce.

K mezinárodnímu rozšíření metody E.I.A. přispěla zejména 1. Mezinárodní konference OSN o životním prostředí. V Evropě byla Radou ES vydána směrnice o jejím provádění, na jejímž základě byla v roce 1988 metoda uzákoněna ve všech členských zemích. Z ostatních zemí mimo USA byla E.I.A. nejdříve zavedena v Kanadě, později v Japonsku, Austrálii a dalších zemích. V ČR resp. bývalé ČSFR byla zavedena v roce 1992.

V praxi se provádění E.I.A. obecně člení na 4 etapy:

1. Předběžné šetření (screening) – cílem je posouzení nutnosti aplikace metody (není-li tato aplikace legislativně přesně vymezena) a možností variantního řešení plánovaného záměru a dále zabezpečení informovanosti zainteresované veřejnosti.
2. Stanovení rozsahu (scoping) – určení těch atributů životního prostředí, které budou realizací plánovaného záměru významně ovlivněny (např. v USA se pro tento účel využívá příručka obsahující 49 atributů).
3. Zhodnocení dopadů (assessment) – cílem je definitivní výběr atributů životního prostředí prokazatelně ovlivněných realizací plánovaného záměru, určení velikosti tohoto ovlivnění a sumarizace předpokládaných změn za účelem stanovení celkového dopadu. Pro daný účel jsou používány následující výzkumné metody:

- a) metoda ad hoc – jde o popisnou metodu nezabývající se kauzálními vztahy,
- b) metoda překládání vrstev – jejím základem jsou jednotlivé vrstvy zobrazující vždy změnu jednoho atributu v rámci zkoumaného území, celkové dopady jsou vyhodnoceny překládáním těchto vrstev (předností je ucelená informace o prostorových dopadech interpretovaná často prostřednictvím geografických informačních systémů, někdy však na úkor vyhodnocení kauzálních vazeb),
- c) indexová metoda – metoda vychází ze zobecněných poznatků o environmentálních dopadech plánovaných záměrů určitého typu (jde především o standardní akce s detailními znalostmi kauzálních vztahů, jejichž četnost je přirozeně limitovaná),
- d) maticová metoda – jde o praktické rozšíření předchozí metody v rámci stanovených souborů projektových činností (např. projekty čerpacích stanic PHM),
- e) síťová metoda – rovněž tato metoda vychází z praktických zkušeností, jejichž kontinuální vyhodnocování umožňuje interpretovat komplexní environmentální vlivy plánovaných záměrů prostřednictvím sítí, reflektujících poslušnost a rozdílnost těchto vlivů v systému vazeb příčina a následek,
- f) metody CA (computer analyses) – simulační počítačové metody integrující maticovou a síťovou metodu v procesu tvorby modelů vztahů příčina a následek.

4. Sepsání požadovaných zpráv (reporting) – obsah a počet předkládaných dokumentů je specifikován příslušnými zákonnými předpisy.

Používání E.I.A. v ČR je v souladu s příslušnými směrnici platnými v zemích EU právně kodifikováno v zákoně č. 17/92 Sb. a především v zákoně č. 100/2001 Sb. Posuzování aktivit podle E.I.A. je v pravomoci MŽP ČR, méně významné aktivity pak v pravomoci krajů. Navrhovatelé odpovídajících akcí (především investoři) musí pomocí této metody prokázat, že jimi plánované záměry ve významné míře neohrozí životní prostředí resp. jejich environmentální dopady v daném území nepřekročí únosnou míru. Projednávání podle E.I.A. sestává z následujících kroků:

1. Oznámení

Oznámení předkládá realizátor akce příslušným orgánům státní správy (viz výše). Oznámení musí obsahovat stručnou prezentaci základních údajů o navrhované akci včetně popisu technického a technologického řešení, základní údaje o stavu životního prostředí v dotčeném území a vlivech akce na životní prostředí (vstupy a výstupy) a vyjádření územně příslušného stavebního úřadu o souladu navrhované akce se schválenou územně plánovací dokumentací. Případné zjišťovací řízení (posouzení zda danou akci je třeba podrobit E.I.A.) je cíleno na upřesnění informací, které je vhodné uvést do dokumentace vlivů záměru na životní prostředí včetně případného návrhu variant řešení (zjišťovací řízení musí být ukončeno do 30 dnů ode dne zveřejnění oznámení).

2. Dokumentace

Podrobnou dokumentaci může zpracovat pouze osoba s osvědčením MŽP ČR o odborné způsobilosti. Tvoří přílohu k oznámení a musí obsahovat:

- požadované základní údaje (uvedené pro jednotlivé varianty),
- podrobné údaje o přímých vlivech (podle jednotlivých variant) na životní prostředí v členění na vstupy a výstupy,
- komplexní popis a zhodnocení vlivů na životní prostředí (popis navržených variant, popis jednotlivých složek životního prostředí koncentrovaný na nejvíce ovlivněné složky, komplexní popis předpokládaných vlivů na životní prostředí včetně odhadů významnosti – vlivy na obyvatelstvo, ekosystémy, antropogenní systémy, strukturu a funkční využití území, ostatní vlivy, velkoplošné krajinné vlivy, popis opatření navržených k prevenci, minimalizaci či kompenzaci účinků na životní prostředí, popis bezpečnostních rizik, nástin programu monitorování, uvedení konkrétních metod užitých pro vyhodnocení výhledových

vlivů akce na životní prostředí, nedostatky v podkladech, shrnutí a závěr). Příslušný orgán zašle dokumentaci dotčeným orgánům státní správy (např. hygienická služba, orgány ochrany přírody, vodohospodářské orgány) a dotčené obci resp. obcím. K účasti na projednání dokumentace jsou oprávněny i občanské iniciativy a sdružení.

3. Posudek

Zpracování posudku zajistí příslušný orgán na základě předložené dokumentace a vyjádření dotčených orgánů a veřejnosti, obvykle ve lhůtě 60 dnů od doručení příslušných podkladů. Posudek mohou zpracovat pouze oprávněné osoby. Posudek vyhodnotí zejména:

- úplnost dokumentace a správnost uvedených údajů,
- vyjádření zainteresovaných subjektů,
- úplnost zjištění všech záporných i kladných vlivů navrhované akce,
- použité hodnotící metody a informace,
- návrh technického řešení omezení negativních vlivů ve vztahu k dosaženému stupni poznání,
- varianty řešení,
- návrh opatření nebo podmínek pro vyloučení nebo snížení nepříznivých environmentálních vlivů.

4. Veřejné projednání

Příslušný orgán je povinen zajistit veřejné projednání posudku, jehož konání musí oznámit všem zainteresovaným subjektům. O výsledcích veřejného projednávání se zpracovává protokol.

5. Stanovisko

Na základě posudku a protokolu vydá příslušný orgán stanovisko, které je předpokladem pro zahájení navazujícího povolovacího správního rozhodnutí (stavebné řízení). Ve stanovisku se především vyhodnotí průběh posuzovacího procesu a stanovisko orgánu k realizaci záměru.

Obecně lze konstatovat, že implementace E.I.A. do správního řízení není v ČR dosud uspokojivě vyřešena (proti stanovisku E.I.A. tak není možnost odvolání, na druhé straně nemá z hlediska správního řízení závazný charakter). Ze strany investorů je často poukazováno na časovou a finanční náročnost E.I.A., na druhé straně je stále více oceňován fakt, že kladný výsledek E.I.A. zvyšuje pravděpodobnost úspěšné realizace plánovaného záměru.

Zdrojovou součástí E.I.A. u staveb s velkoplošnými vlivy na životní prostředí, jejichž nejvýznamnějším představitelem jsou liniové stavby, tvoří krajinářské vyhodnocení. Vzhledem k jeho komplexnímu a syntetizujícímu zaměření (z hlediska výše uvedených metod jde o příklad metody překládání vrstev) je účelné uvést jeho základní charakteristiky, vycházející z doporučení MŽP ČR.

Základem krajinářského vyhodnocení je analýza území v němž má být liniová stavba umístěna, orientovaná na environmentální a urbanistické složky území. Na ni navazuje syntéza, odvíjející se z dílčích syntéz. Doporučený metodický postup vyhodnocení území sestává z následujících kroků:

1. Vymezení zájmového území.
2. Výběr mapových podkladů (zákl. měřítko 1 : 50 tis.).
3. Analýza územních složek:
 - geomorfologie = hlavní typy reliéfu podle výškové členitosti a převládající sklonitosti (mapa č.1),
 - geologie = nerostné bohatství (vyhrazená a nevyhrazená ložiska, těžební prostory, poddolovaná území), seismické vlivy, území ohrožená sesuvy (mapa č. 2),
 - voda = vodní toky a vodní plochy (mapa č. 3),

- ochrana vodních zdrojů = ochranná pásma vodních zdrojů, CHOPAV, ochranná pásma přírodních léčivých vod, vodárenské toky (mapa č. 4),
- prvky ekologické kostry krajiny = zvláště chráněná území NP, CHKO, NPR, PR, NPP, PP, významné krajinné prvky tj. ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotné části krajiny – např. lesy či rašeliniště, lokality s výskytem chráněných rostlin a živočichů, přírodní krajinné dominanty (mapa č. 5),
- územní systém ekologické stability (ÚSES) = regionální ÚSES (mapa č. 6),
- lesní ekosystémy = kategorie podle ekostabilizační funkce (mapa č. 7): kategorie 1 (lesy ochranné, část hospodářských lesů reprezentujících významné segmenty lesních geobiocenóz, lesy zvláštního určení pro ochranu vodních zdrojů, ochranu léčivých zdrojů a lázeňské lesy, mírně poškozené exhalační lesy, lesy 1. zóny NP a CHKO), kategorie 2 (převážná část hospodářských lesů, lesy zvláštního určení – max. středně poškozené exhalační lesy, lesy výzkumné, lesy důležité z obranného příp. rekreačního hlediska, obory a bažantnice, dále lesy 2. a 3. zóny NP a CHKO), kategorie 3 (hospodářské lesy určené k rekonstrukci z důvodu nevhodné druhové skladby, lesy zvláštního určení – středně až silně poškozené jehličnaté lesy), kategorie 4 (zahrnuje lesy ranných stadií ekologické sukcese v oblastech s výraznými imisními škodami),
- zemědělská půdy = genetické půdní typy, současný stav využití ZPF (mapa č. 8),
- archeologické lokality a historické stavby = areály s výskytem archeologických nalezišť, kulturní a stavební památky, architektonické dominanty (mapa č. 9),
- sídelní struktura = hranice sídelních intravilánů, průmyslová výroba, těžba surovin, skládky odpadů, sportovní a rekreační areály, zahrádkářské kolonie (mapa č. 10),
- doprava = dopravní infrastruktura (mapa č. 11).

4. Dílčí syntézy.

- a) environmentální = ekologické hodnoty území, integrující informace map č. 3 - 8, výsledkem je stanovení 3 typů zón (dílčí syntetická mapa č. 1):
 - zóna 1 maximálně důležitých hodnot nutných z hlediska zachování ekologické stability a přírodních zdrojů,
 - zóna 2 důležitých ekologických hodnot s důrazem na ochranu ekologické stability a přírodních zdrojů, lokalizace investic je možná za předpokladu realizace mimořádných technicko-ekonomických opatření,
 - zóna 3 relativně nejméně důležitých ekologických hodnot, lokalizace liniových staveb je obecně přípustná.
- b) urbanistická = urbanistické hodnoty území, integrující informace map č. 2 a 9 - 11, výsledkem je stanovení 3 typů zón (dílčí syntetická mapa č. 2):
 - zóna 1 maximálně důležitých urbanistických funkcí s vysokými nároky na ochranu,
 - zóna 2 důležitých urbanistických funkcí, území možných kompromisů – lokalizace je možná za předpokladu zachování stávajících důležitých funkcí,
 - zóna 3 relativně nejméně důležitých urbanistických funkcí, lokalizace liniových staveb je obecně přípustná.

5. Výsledná syntéza.

Vzniká na základě dílčích syntéz (doplněných mapou č. 1). Náplní závěrečné mapy je rozčlenění zájmového území do 3 zón:

- zóna 1 = území s nejvyšší ochranou, jde o území s významnými ekologickými funkcemi (jejichž ztráta je nenahraditelná) a dále o silně urbanizovaná území,
- zóna 2 = území možných kompromisů, jde o území s nutnou ochranou ekologických a urbanistických hodnot, kde případná lokalizace liniových staveb je determinována plným respektováním těchto hodnot,
- zóna 3 = území možných zásahů, lokalizace liniových staveb je obecně přípustná.

8.2. Územní systémy ekologické stability krajiny

Specifikace a vytváření územních systémů ekologické stability krajiny úzce souvisí s prostorovým plánováním, jehož cílem je formulovat základní ekonomické, sociální a environmentální cíle rozvoje územních celků, identifikovat hlavní činnosti ovlivňující tento rozvoj a stanovit způsoby usměrňování těchto činností. Přes rozdílnosti v pojetí prostorového plánování existující mezi jednotlivými zeměmi lze konstatovat, že jeho nosnou součástí je především územní plánování, usměrňující a koordinující v souladu s legislativně podrobně konkretizovanými postupy různorodé zájmy subjektů veřejné správy, podnikatelských subjektů a občanů vztahující se k rozvoji daného území. V tomto kontextu lze za jeho hlavní cíl pokládat regulaci prostorového a funkčního využití území. V našich podmínkách jsou jeho hlavními nástroji územně plánovací podklady (servis), územně plánovací dokumentace (koncepce) a územní rozhodnutí (operativa).

Územně plánovací podklady tvoří především urbanistické studie (podklad pro rozhodování o rozvoji území s komplikovanými územně technickými a urbanistickými podmínkami), územní generely (podrobné podklady vztažené k rozvoji jednotlivých složek území) a územně technické podklady (účelové soubory aktualizovaných údajů o stavu a podmínkách rozvoje území). Územně plánovací dokumentace se člení na následující kategorie: územní prognózy (prověřující možnosti dlouhodobého rozvoje území), územní plány (základní kategorie územně plánovací dokumentace, obsahově zaměřená zejména na funkční vymezení ploch a stanovení zásad organizace území ve vymezeném časovém horizontu), územní projekty (zajišťující účelnou koordinaci územně a časově soustředěných investičních akcí). Z prostorového hlediska se územně plánovací dokumentace pořizuje především pro obce a tzv. velké územní celky. Z hlediska závaznosti obsahuje územně plánovací dokumentace závazné (základní zásady uspořádání území a limity jeho využívání vyhlášené obecně závazným právním předpisem) a směrné části řešení. Územní rozhodnutí, vydávané až na určité výjimky stavebním úřadem, se vztahuje k umístění staveb, změnám ve využití území, vymezení chráněného území nebo pásma a stavebním uzávěrám. Je aktem ukončujícím územní řízení (navazující v legislativně specifikovaných případech na E.I.A.), iniciované návrhovatelem dané akce.

Územní plánování prochází v ČR a ostatních transformujících se zemích komplikovaným vývojem, vyvolaným nutností jeho adaptace na podmínky tržní ekonomiky. Mezi jednoznačně pozitivními prvky tohoto vývoje zaujímá v ČR přední postavení inkorporace systémového pojetí ekologické stability v územně plánovací dokumentaci, která významně rozšířila možnosti praktického naplňování cílů ekologické politiky. Z kvalitativně nového důrazu položeného na obecnou ochranu přírody vyplynuly dvě nové územní kategorie ochrany přírody – územní systémy ekologické stability (USES) a významné krajinné prvky (VKP).

Přírodovědná východiska ÚSES vycházejí z pojetí kulturní krajiny jako mozaiky ekosystémů do různé míry ovlivněných činností člověka. Trvalá udržitelnost produkčních schopností krajiny a její biodiverzity závisí na ekologické stabilitě krajiny. Tuto stabilitu lze ve stávající kulturní krajině pozitivně ovlivňovat zejména snižováním destabilizujících vlivů (prostřednictvím ekologické politiky) a dále vytvářením ÚSES (prostřednictvím územního plánování). Hlavními cíli tvorby ÚSES je udržování a podpora přirozeného genofondu krajiny, indukování příznivého vlivů na ekologicky méně stabilní části krajiny, podpora polyfunkčního využívání krajiny a uchování VKP. Nejvýznamnějším obecným funkčním projevem ekologické stability je ekologická rovnováha tzn. trvale se udržující resp. obnovující stav ekosystémů. Základní význam pro zajištění ekologické stability mají ekologicky významné segmenty krajiny s vyšší ekologickou stabilitou (členěné na významné krajinné prvky – obvykle jeden typ společenstva s výměrou do 10 ha, významné krajinné celky – více

typů společenstev s obvyklou výměrou 10 až 1000 ha, významné krajinné oblasti – rozlehlá území s výměrou zpravidla přesahující 1000 ha, významná liniová společenstva – specifické fyziognomické formace kulturní krajiny s převahou přechodných okrajových biocenóz). Aktuální soubor ekologicky významných segmentů krajiny tvoří kostru ekologické stability (KES). Její doplňování o další skladební části je podstatou vytváření ÚSES.

Základem vymezování KES a navrhování ÚSES je biogeografická diferenciací krajiny v geobiocenologickém pojetí (geobiocenóza je suchozemské společenstvo rostlin, živočichů a mikroorganismů). Pracovní postup vychází ze srovnání potenciálního přírodního stavu geobiocenóz a aktuálního stavu geobiocenóz. Potenciální přírodní stav geobiocenóz představuje objektivní východisko hodnocení biotických změn, včetně změn antropogenního původu. Typologické procedury směřují k vymezování typů geobiocenů, tj. souboru původních a návazně změněných geobiocenóz, a skupin typů geobiocenů (STG), sdružujících plochy s obdobnými podmínkami výhledového využívání bez ohledu na stávající stav. STG jsou označovány názvy hlavních dřevin původních lesních geobiocenóz jako klimaxových stádií přirozeného vývoje ekosystémů. Nadstavbovými typologizačními jednotkami jsou vegetační stupně (v ČR 8 stupňů od dubového po klečový) a ekologické řady – trofické řady vyjadřující podmínky dané obsahem živin a aciditou půdy (4 základní trofické řady) a hydrické řady vyjadřující vlhkostní režim půd (6 hydrických řad). Současný stav geobiocenóz v krajině je posuzován prostřednictvím hodnocení aktuálního stavu jejich vegetační složky. Při typizaci současného stavu vegetace jsou brány v úvahu rozdíly v jejím druhovém složení, základní funkční a ekologické vlastnosti a intenzita antropogenně podmíněných vlivů. Hlavním cílem hodnocení je získání potřebných informací pro vymezení ekologicky významných segmentů krajiny, vyžadujících zvýšenou péči a ochranu.

Na základě srovnání obou předchozích kroků specifikovaných v příslušných podrobných tematických mapových podkladech můžeme určit intenzitu antropogenního ovlivnění a relativní stupeň ekologické stability pro různé typy aktuální vegetace. V ČR je používána 5ti stupňová klasifikace ekologické stability, řadící do nejvyššího 5. stupně lesy s přirozenou a přírodě blízkou dřevinnou skladbou, přírodní vodní plochy a toky s plně vyvinutými vodními a pobřežními společenstvy, zachovalé mokřady, přírodní subalpínská luční společenstva a nenarušená skalní společenstva; do 4. stupně polokulturní lesy, přirozená liniová společenstva, narušená skalní společenstva, vodní plochy a toky s přírodě blízkou úpravou břehů a dna, přírodě blízké mokřady, přirozená lada a přirozené louky a pastviny; do 3. stupně se středním významem pro ekologickou stabilitu kulturní lesy, přírodě blízká liniová společenstva, silně narušená skalní společenstva, upravené vodní plochy a toky, přírodě blízká lada, maloplošné zahrady a sady, polokulturní louky a pastviny; do 2. stupně silně degradované až devastované lesy, ruderální liniová společenstva, umělé vodní plochy a toky se středně znečištěnou vodou, ruderální lada, zahrádkářské kolonie, velkoplošné sady, kulturní louky a pastviny a maloplošné vinice; do 1. stupně umělé vodní plochy a toky se silně znečištěnou vodou, velkoplošné sady na orné půdě, velkoplošné vinice a ornou půdu; zastavěné plochy pak mají nulový význam pro ekologickou stabilitu. Ekologicky významné segmenty krajiny, nacházející se především v hospodářsky málo využívané krajině, jsou primárními součástmi KES. Protože v hospodářsky intenzivně využívané krajině je zachováno pouze málo přírodě blízkých společenstev s vyšší ekologickou stabilitou, je nutné do KES zahrnout i území s ekologicky méně stabilními společenstvy (např. parky). Trvalá existence KES je zajišťována cestou legislativní ochrany jejích součástí (chráněná území, registrace VKP).

Ekologicky významné segmenty krajiny tvoří skladební části ÚSES, které jsou funkčně členěny na biocentra, biokoridory a interakční prvky. Na rozdíl od KES jsou ÚSES tvořeny jak v současnosti existujícími, tak navrhovanými skladebními částmi, tj. prostřednictvím jeho komplexního dobudování lze cílově zabezpečit dosažení ekologické

rovnováhy krajiny. Podle biogeografického významu (stupeň biodiverzity, unikátnost a reprezentativnost společenstev, výskyt vzácných a ohrožených druhů) jsou skladební části ÚSES členěny na místní, regionální, nadregionální a dále provinciální, ve vazbě na Evropskou ekologickou síť EECONET (v ČR např. údolí Dyje v NP Podyjí a rezervace Prameny Úpy v Krkonošském NP), a biosférické (v ČR lze za součást tohoto biocentra označit pouze NPR Modravské slatě v NP Šumava). Biocentra svými ekologickými podmínkami a velikostí (stanovené minimální parametry podle uvedených hierarchických stupňů) umožňují resp. výhledově by měly umožňovat trvalou existenci druhů a společenstev přirozeného genofondu krajiny. Jako optimálně funkční jsou označována biocentra s přírodními a přirozenými společenstvy s vysokým stupněm ekologické stability na celé ploše. Takový musí být cílový stav všech biocenter zařazených do ÚSES. Podle vzniku a vývoje ekosystémů tvořících biocentra rozlišujeme biocentra přírodní (totožné s potenciálními přírodními ekosystémy) a antropicky podmíněná (přírodě blízké ekosystémy, jejichž vznik a existence jsou antropogenně podmíněny). Biokoridory jsou ekologicky významné segmenty krajiny propojující jednotlivá biocentra a umožňující tak migraci a vzájemné kontakty organismů. Na rozdíl od biocenter nemusí umožňovat trvalou existenci všech druhů zastoupených společenstev. Jejich funkčnost je podmíněna zejména prostorovými parametry a ekologickými podmínkami a odvíjí se od biocenter, která spojují. Rozlišujeme biokoridory souvislé a přerušované (rozdělené propustnými bariérami). Na místní úrovni jsou skladebními součástmi ÚSES i interakční prvky – ekologicky významné krajinné prvky a liniová společenstva v podstatné míře ovlivňující fungování ekosystémů kulturní krajiny tím, že zprostředkovávají pozitivní působení biocenter a biokoridorů na okolní ekologicky méně stabilní části krajiny (např. remízky, sady, aleje atd.). Právním předpisem pro vymezení a tvorbu ÚSES, které je považováno za veřejný zájem, je zákon na ochranu přírody a krajiny a příslušná prováděcí vyhláška. Významným ustanovením tohoto zákona je registrace VKP, která spadá do kompetence pověřených obecních úřadů, vykonávajících v přenesené působnosti státní správu (tato působnost se obecně týká především pořizování územně plánovací dokumentace a vykonávání pravomocí stavebního úřadu). Pro realizaci plánů a projektů ÚSES je nezbytný souhlas vlastníka pozemků⁹.

Operativní péče o krajinu, jejímž prostorově a funkčně optimalizačním nástrojem je vymezení a tvorba skladebních součástí ÚSES, je nepochybně jedním z nezbytných předpokladů přechodu společnosti k TUR. Jejím ústředním pojmem je biologická diverzita resp. rozmanitost, která kromě ekologické stability krajiny úzce souvisí s její obytností a rekreační atraktivitou. Prostřednictvím vytváření systému ekologických sítí (ekologické infrastruktury) lze překonat omezení tradičních přístupů k ochraně krajiny cestou vymezení chráněných území, která v intenzivně obhospodařované kulturní krajině mají často izolované postavení a nemohou tak plnit své poslání. Mezinárodní akceptování tohoto přístupu dokládá např. koncept Evropské ekologické sítě (European Ecological Network).

Procesy a jevy v krajině je účelné rozčlenit do 3 základních systémů, vymezených podle míry jejich závislosti na základních charakteristikách přírodního a společenského prostředí:

1. Primární krajinný systém – je tvořen prostorově-funkčními jevy a procesy řídicími se ryze přírodními zákony. Výsledkem jejich působení je primární krajinná struktura.
2. Sekundární krajinný systém – je tvořen prostorově-funkčními jevy a procesy vycházejícími ze společenských zákonů, jejichž projevy jsou modifikovány přírodními zákony. Výsledkem jejich různorodého interakčního působení je sekundární krajinná struktura.

⁹ Schválení ÚPD (jejíž součástí je i ÚSES) může pro vlastníka znamenat jistá omezení jeho práv ve formě uloženého věcného břemene, které však musí být kompenzováno. V odůvodněných případech lze využít institutu vyvlastnění.

3. Terciární krajinný systém – představuje prostorově-funkční vyjádření lidských představ vycházejících z vnímané reality a řídících se psychologickými a sociologickými zákonitostmi. Vstup tohoto systému do krajiny v ní vytváří terciární krajinnou strukturu.

Cílem prostorového plánování krajiny je aby tato krajina byla zdravá (respektování základů primární krajinné struktury), ekonomicky výnosná (respektování základů sekundární krajinné struktury) a krásná (respektování základů terciární krajinné struktury). Primární krajinná struktura je nositelem základních potenciálů, od nichž se odvíjí charakter a intenzita energomateriálových toků, majících zásadní význam pro prvovýrobní aktivity (na druhé straně tato struktura vytváří i přímé či nepřímé bariéry ekonomického a sociálního využívání krajiny). Posláním ÚSES je chránit základní hodnoty dochované primární krajinné struktury a umožnit jejich trvalý rozvoj.

Problematika druhotné krajinné struktury logicky tvoří hlavní náplň současné metodologie územního plánování. Pro trvalou udržitelnost těchto struktur je nutné uchovat alespoň minimální míru ekologické stability generované primárním krajinným systémem. Tento cíl lze zabezpečit respektováním přírodních limitů primární krajinné struktury a vhodnou prostorovou organizací ekologicky stabilizujících významných segmentů krajiny. Zákonitosti sekundárního krajinného systému se spolu se zákonitostmi terciárního krajinného systému metodologicky projevují uplatňováním kritérií aktuálního stavu krajiny a minimálních prostorových parametrů ÚSES.

Terciární krajinná struktura je základem kulturního dědictví krajiny. Metodologické projevy jejich zákonitostí se vztahují především na společenské limity a záměry, vytvářené na základě politického a společenského konsensu (architektura, usměrňování estetických a kompozičních vztahů v krajině).

Při vymezování ÚSES se vychází z předpokladu, že nejde o vytváření nových krajinných struktur, ale o obnovu nezbytného minima subsystémů primární a sekundární krajinné struktury. Ve většině případů je účelné před zpracováním územně plánovací dokumentace (ÚPD) pořídit první etapu plánu ÚSES – generel ÚSES. Generel vychází z bilance KES a je podkladem pro zpracování plánu a navazujících projektů ÚSES, zpracování vodohospodářských a jiných dokumentů ochrany a obnovy krajiny, provádění pozemkových úprav a zpracování lesních hospodářských plánů. Implementace ÚSES obecně zahrnuje 4 etapy: vymezení, průběžná ochrana ÚSES jako funkčního veřejného zájmu, realizace chybějících skladebních částí a průběžná kontrola stavu a vývoje společenstev. Pro vymezení a ochranu slouží plány ÚSES, pro realizaci chybějících částí projekty ÚSES a pro kontrolu funkčnosti hodnocení ÚSES. Pro účely postupného vymezování slouží 5 základních prostorově funkčních kategorií:

- kritérium rozmanitosti potenciálních ekosystémů – jde o ryze přírodovědné kritérium založené na biogeografické diferenciaci krajiny,
- kritérium prostorových vztahů potenciálních ekosystémů – jde rovněž o přírodovědné kritérium, kdy na základě příbuznosti společenstev jsou vymezovány primární prostory biokoridorů různých typů,
- kritérium nezbytných prostorových parametrů – jde v podstatě o společenský zájem modifikované přírodovědné kritérium, cílené na zjištění minimálních parametrů funkčnosti biocenter a biokoridorů a vlastností interakčních prvků,
- kritérium aktuálního stavu krajiny – toto kritérium je orientováno na identifikaci zachovalých fragmentů ÚSES a možností jejich využití ve funkčním rámci předchozích kritérií (maximalizace využití KES),
- kritérium společenských limitů a záměrů – jde v podstatě o prostorový průmět všech předpokládaných zájmů společnosti v krajině významných pro ÚSES (minimalizace potenciálních střetů zájmů ve využívání území).

Nejvýznamnějším věcným rozdílem plánu ÚSES oproti generelu ÚSES je začlenění výše uvedeného 5. kritéria tj. jde zde v podstatě o optimalizaci ÚSES v rámci standardního řešení ÚPD formou objektivizovaného autorského návrhu. Příslušné textové a mapové dokumenty tak vyjadřují nejen obecné limity a zájmy hájené státní správou a zpracované v generelu, ale i záměry a zájmy na nichž se shodly příslušné samosprávné orgány. Obecnou závaznost získává ÚSES v procesu schvalování ÚPD, návrhu komplexních pozemkových úprav a lesních hospodářských plánů. Cílovou podobou prostorově funkční optimalizace ÚSES je plán místního ÚSES, neboť v jeho rámci jsou interpretovány resp. predestinovány podrobné územní vazby k pozemkové struktuře a tedy i ke konkrétním vlastníkům pozemků. V rámci plánu místních ÚSES je nezbytné rámcově vymezit nadregionální středoevropské vztahy (biocentra a biokoridory příslušného hierarchického významu) podle generelu nadregionálního ÚSES a promítnout vztahy na regionální úrovni (biocentra a biokoridory regionálního významu) podle generelu regionálního ÚSES ČR. Nižší hierarchická soustava tak zahrnuje všechny skladební prvky vyšší hierarchické úrovně. Plán místního ÚSES musí mít následující náležitosti:

1. Mapa výsledného plánu místního ÚSES obsahující zákresy biogeografické diferenciace, zvláště chráněných území (části KES registrované nebo navržené jako VKP), biocenter a biokoridorů (s vyznačením hierarchického stupně), částí KES ležících mimo ÚSES a interakčních prvků.
2. Tabulková část, obsahující příslušné charakteristiky za každou vymezenou skladební část ÚSES.
3. Průvodní zpráva, obsahující kromě popisných částí i způsob schválení odborné náplně orgánem ochrany přírody příp. znění příslušné vyhlášky.

Realizačním dokumentem jednotlivých schválených skladebních částí ÚSES je projekt ÚSES. Tento projekt je periodicky doplňovaným dokumentem, odvíjejícím se od funkční způsobilosti jednotlivých skladebních částí ÚSES. Má dvě nezbytné součásti. základní dokumentaci a změny a doplňky. Projekt ÚSES obsahuje ve všech realizačních etapách následující základní části :

- identifikační, ve vazbě na plán ÚSES,
- majetkoprávní, obsahující kromě vlastnických údajů i cílový stav majetkoprávních řešení včetně jeho finančních nároků,
- biologická, obsahující biologické resp. biogeografické popisné charakteristiky,
- realizační, obsahující plán péče včetně finančních nákladů a způsobu jejich úhrady (obdobu plánů péče o zvlášť chráněná území) a soubor realizačních opatření, asanační management a regulační management.

8.3. Další vybrané nástroje a opatření

Vytváření předpokladů pro přechod k TUR nepochybně vyžaduje i implementaci adekvátního souboru kontrolních a regulačních mechanismů, rozšiřujících působnost a zvyšujících účinnost klasických mechanismů. V tomto rámci nabývá stále větší význam environmentální audit (environmental auditing). Na rozdíl od výše popsané metody E.I.A. je environmentální audit orientován především na prověřování aktuálního stavu systému péče a ochrany životního prostředí, zejména v průmyslu ¹⁰. V tomto směru je tedy zaměřen na

¹⁰ Původně byl environmentální audit orientován na revizi E.I.A., tj. měl charakter kontrolního kroku hodnotícího do jaké míry odpovídá posudek vypracovaný v rámci E.I.A. skutečnému stavu. Tuto funkci plní i nadále, avšak jde o menší část jeho aplikací.

průběžnou kontrolu činnosti příslušných podnikových orgánů. Za hlavní cíle environmentálního auditu lze považovat:

- zajištění souladu mezi prakticky používanými postupy na úseku péče a ochrany životního prostředí a požadavky příslušné legislativy,
- funkční optimalizaci podnikové kontroly odpovídajícího úseku řízení,
- nalezení nových možností zlepšování péče o životní prostředí.

V praxi jsou rozeznávány dva typy environmentálního auditu – vnitřní a vnější. Vnitřní audit objednává vlastník podniku a audit slouží pro vnitřní potřebu podniku a má proto neveřejný charakter. Naproti tomu vnější audit je organizován externě (např. při soudních sporech) a má veřejnou povahu. Postup provádění auditu závisí na velikosti a charakteru daného podnikatelského subjektu a obvykle se člení na 3. stadia:

1. Přípravně stadium – jeho cílem je vytyčit cíle auditu a strategii jejich dosažení (plán auditu), sestavit auditorskou skupinu, připravit podrobné dotazníkové šetření a určit jeho respondenty.
2. Vlastní audit – jde v podstatě o sběr informací, zejména revizi všech příslušných dokumentů (týkajících se např. odpadového hospodářství a placení poplatků za znečišťování jednotlivých složek životního prostředí), kontrolu realizace vyhlášených programů, kontrolu dodržování pracovní disciplíny, získání názorů pracovníků na různých stupních řízení na danou problematiku a fyzickou inspekci.
3. Závěrečné stadium – sestává z prověření komplexnosti a správnosti získaných informací, jejich vyhodnocení a sepsání závěrečné zprávy (obsahující především vyhodnocení plnění právních norem a předpisů, srovnání s odpovídajícími subjekty působícími v daném regionu a návrhy na zlepšení stavu ve formě časového plánu s udáním priorit).

Environmentální audit je prováděn periodicky s obvyklým cyklem 3 až 5 let, zejména v podnicích příslušejících mezi významné znečišťovatele životního prostředí. Zodpovědné provádění auditu přispívá ke zlepšování image firmy a podporuje ekologické uvědomění jejich pracovníků. Ve vyspělých zemích se rovněž stává součástí žádostí o úvěr.

Z hlediska motivace podniků pro širší aplikaci environmentálně příznivých výrobních postupů a přístupů je potřebné implementovat nástroje účelně propojující stranu nabídky a poptávky. Používaným nástrojem environmentálně cíleného ovlivňování spotřebitelské poptávky je především označování ekologické vhodnosti výrobků (ecolabelling). Jeho podstatou je označování výrobků, které jsou z ekologického hlediska nezávadné resp. minimálně závadné stanovenou etiketou, získávanou výrobcí na základě právně definovaného postupu. Zavádění ecolabellingu podporuje nejen zvýšenou orientaci na ekologicky vhodné výrobky, ale i v závislosti na způsobu hodnocení na ekologicky vhodné výrobní postupy. Udělením etikety vzniká pro výrobce povinnost ekologického ručení za nezávadnost výrobku po dobu na níž byla udělena (většinou 2 až 3 roky). Nejstarší systém ecolabellingu existuje v SRN, kde byl zaveden již v roce 1978. Podobné označování provádí řada dalších vyspělých zemí. Zkušenosti z těchto zemí ukazují, že spotřebitelé jsou ochotni akceptovat i vyšší cenu ekologicky vhodných výrobků (v rozsahu do 10 % oproti tradičním výrobkům). Pozornost však musí být věnována opatřením proti zneužívání systému "černými pasažéry". V ČR byl v daném směru MŽP vyhlášen Národní program označování výrobků ochrannou známkou "Ekologicky šetrný výrobek". Byla zřízena Rada pro ekologicky šetrné výrobky, která je stálým odborným a poradním orgánem ministra. Nejzávažnějším stávajícím nedostatkem je zřejmě poměrně malá informovanost veřejnosti o těchto otázkách.

Dalším, v současnosti v nejrozvinutějších zemích diskutovaným či v řadě zemí (EU) již zaváděným nástrojem je tzv. ekologická daňová reforma. Základním principem této reformy je zpoplatnění těch faktorů ekonomického rozvoje, které rozhodujícím způsobem zvyšují zatížení životního prostředí. V tomto ohledu jsou uváděny především těžba fosilních paliv a výroba energie z nich (uhlíková či uhlíkově-energetická daň), jaderná energie a další přírodní zdroje, jejichž exploatací je životní prostředí nejvíce poškozováno. Teoretickým východiskem reformy je koncept tzv. Pigouovy daně, usilující o plnou internalizaci nákladů externalit. Aplikace ekologické daňové reformy, proklamovaná např. německým odborníkem Prof. Weiszsäckerem, vychází z principu celkové výnosové neutrality tj. koordinovaného snižování stávajících daní, zatěžujících podnikatelskou činnost a obyvatelstvo, a dále z dlouhodobosti její realizace, reflektující dlouhodobou pružnost cen odpovídajících komodit. Za hlavní námitky odpůrců této reformy lze považovat:

1. Námitky z hlediska fiskální politiky – ekologické daně postupně zničí základ, ze kterého jsou vyměřovány. Možným způsobem řešení je kombinované využívání ekologických a tradičních daní.
2. Námitky z hlediska ekonomické politiky – ekologické daně zvýší cenu základních výrobních faktorů a vyvolají tak inflační tlaky. K tomu lze poznamenat, že v případě zachování výnosové neutrality bude její dopad diferencovaný (zatížena budou především energeticky a surovinově náročná odvětví). Před jejím zavedením je ovšem nutné provést rozbor jejich dopadů na ekonomiku a navrhnout způsoby jejich adekvátní eliminace.
3. Námitky z hlediska mezinárodní koordinace – realizace reformy významně ovlivní konkurenceschopnost na světovém trhu. V realizátorských zemích budou tak vyvolány tlaky na restrukturalizaci průmyslu směrem k nižší spotřebě surovin a energií, což ovšem na druhé straně povede k urychlení technologického pokroku v těchto zemích.
4. Námitky z hlediska obecné politiky – realizace reformy je politicky riskantní záležitostí. Je zřejmé, že její zahájení je možné pouze v podmínkách širokého a dlouhodobého konsensu schopného zabezpečit její nezpochybnování při volebních kampaních. Podmínkou jeho dosažení je zajištění podrobné informovanosti široké veřejnosti o jejím smyslu a dopadech.

Závěrem je učiněna stručná poznámka o často plně nedoceneném nástroji podporujícím přechod k TUR – změnám v postojích obyvatelstva. Současné postoje obyvatelstva přirozeně zahrnují jak prvky příznivé pro TUR, tak prvky působící v tomto ohledu nepříznivě. Z první skupiny jde především o rostoucí zájem určitých vrstev obyvatelstva a části podnikatelské sféry o realizaci principů TUR, podporovaný často i pragmaticky orientovanými zájmy na udržení resp. zlepšení kvality životního prostředí (např. odpor místních komunit k technokraticky pojatým investičním projektům). Z druhé skupiny jde především o preferenci krátkodobých a utilitárních hledisek v postojích obyvatelstva a podnikatelské sféry a nedostatečnou vůli ke kompromisním řešením. Pro environmentálně pozitivní změny v postojích obyvatelstva má zásadní význam realizace aktuálních projektů akcentujících principy TUR a cílené ovlivňování ekologického vědomí všech skupin obyvatelstva. Je zřejmé, že pouze skloubením vnitřních a vnějších "hnacích sil" lze postupně naplňovat významnou myšlenku TUR o potřebě jednoty globálního myšlení a lokálního jednání.

Shrnutí kapitoly:

V kapitole jsou prezentovány vybrané nástroje naplňující principy trvale udržitelného rozvoje. V první části je představena metodika posuzování vlivu zejména investičních záměrů na životní prostředí. Jsou uvedeny jednotlivé kroky praktického postupu (oznámení,

dokumentace, posudek, veřejné projednání, stanovisko) v podmínkách ČR. Jako speciální součást posuzování vlivů velkých staveb je uveden metodický postup krajinářského vyhodnocení. Ve druhé části jsou uvedena základní přírodovědná východiska (biocentra, biokoridory) územního systému ekologické stability krajiny a urbanistické zásady výstavby chybějících částí ÚSES jako významného nástroje udržování příp. zvyšování ekologické stability. Třetí část je věnována problematice provádění environmentálních auditů (opatření na straně nabídky) a ecolabellingu (opatření na straně poptávky) jako vybraných nástrojů koncepční integrace ekonomických a environmentálních kritérií.

Autokorekční cvičení:

1. Termín „scoping“ představuje:
 - A. Posouzení nutnosti aplikace metody E.I.A.
 - B. Určení atributů životního prostředí, které budou plánovanou akcí významně ovlivněny
 - C. Výběr výzkumných metod pro realizaci E.I.A.
2. Mezi dotčené osoby v rámci realizace metody E.I.A. v ČR vždy patří:
 - A. Občané obce, na jejímž katastru bude plánovaná akce realizována
 - B. Samosprávný orgán obce, na jejímž katastru bude plánovaná akce realizována
 - C. Všichni občané ČR, kteří projeví písemný zájem zúčastnit se veřejného projednání dané plánované akce.
3. Kostru ekologické stability tvoří:
 - A. Ekologicky významné segmenty krajiny
 - B. Pouze ekosystémy s nejvyšší ekologickou stabilitou.
 - C. Pouze legislativně chráněná území.
4. Hierarchicky nejvyšší skladební součásti ÚSES jsou označovány jako:
 - A. Provinciální
 - B. Nadregionální
 - C. Biosférické.
5. Systém ecolabellingu v ČR používá ochranné známky:
 - A. Biovýrobek
 - B. Ekologicky šetrný výrobek
 - C. Ekologický výrobek.

9. Integrace ekologické a ekonomické politiky v EU jako příklad pozitivního přístupu k realizaci konceptu TUR

9.1. Koncepční představy

V EU jsou v oblasti životního prostředí zpracovávány tzv. akční plány, které představují základní koncepční nástroj v dané oblasti společných resp. sdílených politik. Ačkoliv v současnosti je v platnosti již 6. akční plán na období 2001 – 2010 „Environment 2010: Our future, our choice“, jehož vnitřně provázané prioritní oblasti zahrnují opatření k řešení otázek změn klimatu, opatření týkající se přírody a biodiverzity, opatření týkající se řešení vztahů životního prostředí a zdraví, opatření týkající se využívání přírodních zdrojů a

hospodaření s odpady a opatření týkající se mezinárodních otázek, budeme se v další části věnovat koncepčním východiskům vedoucím ke zpracování 5. Environmentálního akčního programu EU "Towards Sustainability" (5. EAP), který je z mnoha důvodů pokládán za východisko moderních koncepčních dokumentů směřujících k postupnému prosazování principů TUR. Významným důvodem zvoleného postupu je i skutečnost, že v roce 1992 byla shledána potřeba důkladné analýzy jeho ekonomických vlivů a v této souvislosti byly rozpracovány inspirativní koncepce integrace environmentální (ekologické) a ekonomické politiky, přednostně orientované na:

1. Využití tržních sil pro podporu TUR.
2. Integraci environmentálních hledisek v rozvoji sektorových politik, zejména ve vztahu k energetice, dopravě, průmyslu, zemědělství a turistice.
3. Využití výhod tržního mechanismu při zlepšování ekonomické výkonnosti a environmentální efektivity.
4. Širší využívání čistých technologií.

Základním problémem integrace ekonomické a environmentální politiky je nalezení nástrojů, jejichž aplikace by současně stimulovala rozvoj ekonomiky a zabezpečila plnění vytýčených cílů ochrany životního prostředí v duchu tzv. win-win strategií. V tomto směru byly vypracovány tři scénáře:

1. Referenční scénář (The reference scenario – REF), znamenající v podstatě pokračování dosavadní politiky a sloužící jako srovnávací základna pro ostatní scénáře. V rámci zkoumaných 6 zemí (SRN, Francie, Itálie, V. Británie, Španělsko a Nizozemí) scénář počítal s průměrným růstem HDP 1,9 % v 90. letech a 2,4 % v letech 2000 až 2010. Z dalších východisek lze uvést: nezavedení nových environmentálních daní a zachování emisních poplatků na úrovni roku 1993, nezahrnutí potenciálních vlivů reformy Společné zemědělské politiky EU (CAP), zahrnutí nových norem specifikujících obsahové složení ropných produktů, zohlednění příslušných direktiv EU, zvláště Direktivy o velkých tepelných elektrárnách.

2. "Potrubní" scénář (The policy-in-the-pipeline scenario – PIP), implementující kromě zpřísněných opatření tradičního řídicího a kontrolního přístupu (normy a emisní limity) i některé další environmentální nástroje, především uhlíkově-energetickou daň (UED, selektivně realizováno). Z dalších východisek lze uvést: zahrnutí reformy CAP, zpřísnění standardů kvality paliv a emisních limitů pro stacionární i mobilní zdroje, zavedení kontroly emisí těkavých organických látek (TOL, realizováno), urychlení výstavby ČOV v souladu s naplňováním cílů Urban Waste Water Treatment Directive a implementace "Obalové direktivy" (Packaging Directive, realizováno), zabezpečení daňové neutrality cestou substituce daňových odvodů v rámci UED snížením osobních daní z příjmů a daní korporací a dále plateb sociálního pojištění a pojištění placeného zaměstnavateli a daňovými podporami úspor energie v průmyslu a domácnostech.

3. Integrovaný scénář (The integrated scenario – INT), usilující o cílenou integraci ekonomické a environmentální politiky prostřednictvím implementace řady environmentálně cílených opatření do sektorových politik při současném zohlednění jejich ekonomických dopadů. Důraz je kladen na výběr nákladově efektivních kombinací opatření cílených na internalizaci externalit spojený s využitím tržních mechanismů. Tento přístup by měl zabezpečit dosažení žádoucích environmentálních standardů s vynaložením co nejmenších zdrojů při současném vytvoření prostředí podporujícího technologické inovace a větší flexibilitu ve výběru možných řešení. Za hlavní prvky scénáře INT jsou pokládány:

- účelné zdanění energie cílené na internalizaci vybraných externalit (uhlíková daň – UD, zvyšování sazeb DPH),
- zavedení obchodovatelných povolení pro emise SO₂ a NO_x ze stacionárních zdrojů,

- internalizace environmentálních a sociálních nákladů dopravy prostřednictvím zdanění pohonných hmot, zpoplatnění užívání silničních komunikací a zavedení obchodovatelných emisních povolení pro vozidla,
- užití ekonomických nástrojů v odpadovém hospodářství,
- plná implementace reformy CAP.

V rámci scénáře INT byly analyzovány 2 varianty: tzv. základní varianta INT předpokládající, že výnosy z daní budou využity na veřejné výdaje na ochranu životního prostředí a kompenzace spotřebitelům ve formě redukce osobních daní z příjmů a varianta INT+ předpokládající, že daňové zatížení bude zohledněno ve formě celkové redukce sociálního pojištění placeného zaměstnavateli.

Srovnání výše uvedených scénářů je založeno jak na měření environmentálních přínosů v rámci vybraných indikátorů interpretovaných ve fyzikálních jednotkách, tak na měření ekonomických přínosů vycházejícího z peněžních jednotek. Tento přístup odpovídá současnému stavu poznání, které neumožňuje jejich společné syntetické vyjádření v peněžních jednotkách (odhady vycházející z peněžních jednotek však byly použity pro kvantifikaci žádoucí úrovně environmentálních poplatků a daní). Z celkového pohledu je možné konstatovat, že aplikace REF by nepochybně znamenala další nárůst zatížení životního prostředí. Environmentální nástroje zahrnuté v PIP a INT by přinesly vyšší ceny energií a přírodních zdrojů (vazby na inflaci), změny v relativních cenách produkčních faktorů s návaznými dopady na strukturální změny ekonomiky (vazby na ekonomický růst a zaměstnanost), rozvoj tzv. čistých a koncových technologií (vazby na rozvoj investiční aktivity) a změny ve struktuře spotřeby (vazby na obchodní bilanci a životní úroveň). Aplikace scénáře PIP by sice přinesla zlepšení stavu některých složek životního prostředí, ovšem za cenu určitého snížení přírůstků HDP oproti REF. Zadaným podmínkám řešení problému tj. dosažení celkově pozitivního vztahu mezi ekonomickým rozvojem a zlepšováním životního prostředí neboli eko-efektivnosti vyhovuje pouze scénář INT, zajišťující podstatné environmentální přínosy bez omezování ekonomického růstu. Aplikace scénáře INT by za cenu vyšší inflace generovala vyšší růst HDP i zaměstnanosti ve srovnání s REF i PIP. Tento modelový předpoklad vychází z rozsáhlého využití nákladově efektivních tržních mechanismů (zkušenosti z vyspělých zemí ukazují, že pokles nákladů oproti aplikaci tradičních řídicích a kontrolních přístupů může všeobecně dosáhnout úrovně vyšší než 10 %), respektujících požadavek vyrovnání úrovně dodatečných marginálních nákladů na redukci environmentálních škod a úrovně odpovídajících dodatečných marginálních výnosů. Dosažení výše uvedených cílů je ovšem podmíněno překonáním řady praktických problémů, z nichž lze uvést např. zabezpečení rovnováhy mezi náklady a výnosy v rámci všech sektorů ekonomiky, zohlednění mezisektorových transferů odpovídajících výnosů a separaci příslušných nákladů podle typů environmentálních problémů (např. investice na úsporu energie budou v INT podníceny především UD, ale jejich výnosy se budou realizovat i ve formě nižších emisí SO₂ a NO₂ a proto by nebylo správné přiřazovat všechny tyto výnosy nákladům na snižování emisí CO₂). Významným problémem spojeným se zavedením systému obchodovatelných povolení je jeho aplikace v environmentálně nejvíce devastovaných oblastech, kde by mohl přispět k určité fixaci daného stavu. Z hlediska přístupu z pozice environmentálních indikátorů se vyšší nákladová efektivnost INT ve srovnání s REF i PIP logicky projevuje vyššími pozitivními změnami příslušných hodnot environmentálních indikátorů na jednotku vynaložených nákladů. Obecně lze tak konstatovat, že aplikace scénáře INT představuje výchozí krok směrem k TUR.

9.2. Základní environmentální konsekvence

Podle provedených analýz by aplikace scénáře REF znamenala rostoucí ohrožení životního prostředí, zejména v souvislosti s růstem produkce pevných odpadů, hustoty městské dopravy, znečištění vod a využívání vodních zdrojů a emisí CO₂. Naproti tomu aplikace scénáře PIP by znamenala významné snížení úrovně negativních environmentálních vlivů, spjatých zejména s emisemi SO₂, TOL a dioxinů, užitím pesticidů, znečištěním vod, úniky ropných látek a produkcí pevných odpadů. Není však pravděpodobné, že by byly vytvořeny potřebné ekonomické stimuly pro definitivní obrat k TUR. Tohoto vývoje však lze dosáhnout aplikací scénáře INT, jehož prostřednictvím by environmentální přínosy scénáře PIP byly dále prohloubeny zejména ve vztahu k procesům okyselení, regionálního ozónového znečišťování, znečišťování povrchových vod a produkce pevných odpadů. Za klíčové oblasti, ve kterých je zásadní zlepšení málo pravděpodobné, jsou označeny emise CO₂, biodiverzita a intenzita využívání vodních zdrojů.

V další části jsou výše naznačené představy konkretizovány podle hlavních skupin environmentálních problémů:

1. Klimatické změny

V rámci 5. EAP jsou jako klíčové environmentální indikátory uvedeny emise CO₂ a emise CH₄. Z potenciálních indikátorů připadají v úvahu spotřeba chlor-fluor-uhlíkových směsí (freonů) a příbuzných látek (halonů) a dále emise N₂O. Ve vztahu k vytýčenému cíli EU je po roce 2000 v rámci scénáře PIP předpokládán zřetelný nárůst emisí CO₂ a s určitým nárůstem se počítá i v INT. Tato negativní perspektivní extrapolace zohledňuje stávající úroveň technicko-ekonomických charakteristik koncových technologií (disponibilitou je kapitálově náročný přesun k obnovitelným či nukleárním zdrojům energie) spolu s "kontraproduktivními" vývojovými trendy v dopravě. Hlavní prioritou 6. EAP je v souladu s realizací Kjótského protokolu dosáhnout do roku 2012 snížení emisí skleníkových plynů o 8 % oproti úrovni roku 1992 (v reakci na tento závazek byl zaveden Evropský program pro změny klimatu). Z hlediska emisí metanu je počítáno s trvale uspokojivým vývojem. Ohledně emisí N₂O je hlavní příspěvek očekáván od snížení intenzity aplikace průmyslových hnojiv v souladu s postupem reformy CAP.

2. Okyselení a kvalita ovzduší

Za klíčové indikátory jsou považovány emise SO₂, NO_x, těkavých organických látek a čpavku. Významnost těchto indikátorů nelze spolehlivě stanovit z důvodu jejich synergického působení jak v atmosféře, tak v procesech ovlivňování lidské populace a přírodního prostředí (depozice SO₂, NO_x a NH₃). V tomto ohledu je v poslední době v EU zdůrazňována mnohonásobnost působení NO_x a v souladu s tím i jejich determinující význam pro regionální vývoj kvality ovzduší. Jako hlavní cíle 5. EAP byly stanoveny redukce emisí SO₂ (pozitivní vývoj potvrzuje 6. akční program), etapová stabilizace emisí NO_x a redukce TOL.

Podle provedených výpočtů nemůže být splnění těchto cílů zabezpečeno prostřednictvím scénáře REF. Při aplikaci scénáře PIP by byla zabezpečena podstatná redukce SO₂ a TOL, mírná redukce resp. stabilizace emisí čpavku, avšak pouze dočasná stabilizace emisí NO_x. Trvalou redukcí emisí NO_x lze zabezpečit pouze prostřednictvím aplikace scénáře INT, předpokládajícího zavedení systému obchodovatelných emisních povolení. Tento systém umožňuje aby znečišťovatel, který nenaplní svůj povolený emisní limit tj. výrazně redukuje své emise pod stanovenou mez, mohl odpovídající nevyužitou část prodat na trhu s tím, že kupující tak získá dodatečné (časově však omezené) právo na emise ve výši nakoupeného povolení. Pro použití tohoto nástroje však zatím nebyly v EU vytvořeny všechny odpovídající předpoklady).

3. Toxické látky

Environmentální dopady toxických látek jsou umocňovány jejich rezistencí a akumulací v ekosystémech a tedy dlouhodobostí jejich působení na životní prostředí a zdraví obyvatelstva. Jako indikátory těchto vlivů jsou používány emise dioxinů, depozice Cd a změny v objemech prodeje pesticidů. Problémem je především obtížná kontrola intenzity aplikace pesticidů z důvodu jejího plošného charakteru, znemožňujícího užití koncových technologií.

Hlavním stanoveným cílem 5. EAP byla redukce úletů těžkých kovů (Cd, Hg, Pb). Prolongace scénáře REF by, kromě vzestupných trendů zatížení životního prostředí těžkými kovy a pesticidy, znamenala dramatický vzestup emisí dioxinů v důsledku rozvoje výstavby spaloven komunálních odpadů, podmíněného rostoucími objemy produkovaných odpadů. PIP předpokládá výraznou redukci tvorby komunálních odpadů, pokles emisí dioxinů a mírnou redukci zatížení životního prostředí Cd. Environmentálně pozitivní vliv PIP je v případě aplikace scénáře INT umocňován prakticky pouze výraznější redukcí objemů prodeje pesticidů. 6. akční program obecně konstatuje, že došlo k výraznému snížení emisí toxických látek.

4. Příroda a biodiverzita

Přímé indikátory nejsou v EU zavedeny. Používá se proto nepřímých indikátorů, reflektujících změny ve využití půdy a v intenzitě znečišťování půdy a vody:

- změny výměry lesů ponechaných přirozenému vývoji (úměrné zvýšení biodiverzity s rostoucí výměrou),
- změny výměry jehličnatých lesů (vzhledem k monokulturnímu charakteru těchto lesů znamená zvyšování jejich výměry snižování biodiverzity),
- změny v objemech aplikovaných hnojiv a pesticidů.

Hlavní vliv na zmenšování a fragmentaci přirozených stanovišť a tedy i na snižování biodiverzity má zemědělská a lesnická výroba tj. odpovídající politiky nabývají v této oblasti spolu s územní ochranou přírody zásadního významu (program ochrany a správy oblastí zvláštního významu – Natura 2000, LIFE, direktiva o přirozených stanovištích – Habitat Directive).

Aplikace scénáře REF by prakticky znamenala (s výjimkou aplikace pesticidů) stagnaci ve vývoji hodnot výše uvedených nepřímých indikátorů. Přínosem scénáře PIP je především snížení intenzity aplikace agrochemikálií, které by bylo aplikací INT dále prohloubeno, spolu s jeho pozitivními vlivy na biodiverzitu.

5. Kvalita vody

V tomto ohledu jsou za klíčové pokládány dva indikátory:

- obsah dusičnanů ve vztahu ke kvalitě pitné vody (používaný zejména pro hodnocení kvality podzemních vod),
- ukazatel chemické spotřeby kyslíku (používaný jako indikátor organického znečištění povrchových vod).

Řada dalších parametrů kvality vody (např. kvalita užitkové vody, ochrana podzemních vod před nebezpečnými látkami, ochrana povrchových vod před látkami podporujícími rozvoj eutrofizačních procesů) byla významně zlepšena neinvestičními i investičními opatřeními přijatými v souvislosti s plněním cílů 4. EAP (vyhlášen v roce 1987). V této oblasti byla přijata řada direktiv EU (týkajících se např. dusičnanů, pitné vody, vodních zdrojů a čištění odpadních vod; nedávno byla přijata Rámcová směrnice o vodě rozšiřující ochranu vod na všechny vodní plochy) a dále mezinárodních konvencí cílených na prevenci znečišťování SV Atlantiku, Severního a Středozemního moře a Rýna.

Provedené výpočty poukazují na neudržitelnost scénáře REF, determinovanou předpokládaným výrazným vzestupem hodnot ukazatele chemické spotřeby kyslíku. Aplikace scénářů PIP a INT počítá s podstatně vyšším poklesem obsahu dusičnanů v pitné vodě a především se značným poklesem hodnot ukazatele chemické spotřeby kyslíku, přičemž

předpokládaný pokles je v případě INT v důsledku vlivů indukovaných větším zvýšením plateb resp. poplatků za využívání vodních zdrojů a vypouštění odpadních vod k časovému horizontu roku 2010 téměř dvojnásobný.

6. Vodní zdroje

V případě vodních zdrojů je v EU zdůrazňována bilanční vyváženost jejich čerpání, zejména v případě podzemních zdrojů (jejich přetěžování negativně ovlivňuje i vodní režim povrchových toků a půdy). Z těchto důvodů je za hlavní indikátor považována intenzita využívání podzemních vod tj. poměr mezi objemem čerpaných vod a objemem podzemního přítoku. Odpovídajícím cílem 5. EAP je prevence nadměrného využívání vodních zdrojů, cílená na opatření na straně nabídky (v souladu s tím INT usiluje o odstranění všech subvencí do vodního hospodářství, aby ceny vody odrážely marginální náklady spojené s využíváním vodních zdrojů). O závažnosti tohoto úkolu svědčí skutečnost, že všechny scénáře počítají s rostoucím využitím vodních zdrojů. V případě scénáře REF je předpokládán trvale sílící tlak v rámci celého uvažovaného období, zatímco v případě obou dalších scénářů se počítá s reálným nebezpečím prosazení tohoto trendu až na období po roce 2000.

7. Pevné a nebezpečné odpady

Ze souboru možných indikátorů jsou za nejvhodnější z hlediska hodnocení efektů přijatých opatření považovány produkce komunálních odpadů, nebezpečných průmyslových odpadů, ostatních průmyslových odpadů, intenzita využití vyřazených pneumatik a intenzita využití vyřazených vozidel. Řešení těchto problémů se soustřeďuje na minimalizaci odpadů, opětovné využití a recyklaci odpadů, minimalizaci dálkového transportu odpadů v souladu s principem likvidace odpadů v co největší blízkosti od jejich zdrojů a prevenci nekontrolovaného či ilegálního ukládání odpadů. Příslušná opatření jsou cílena na prosazování následující hierarchie ve způsobech nakládání s odpady:

1. Minimalizace odpadů.
2. Opětovné využití a recyklace odpadů.
3. Úprava odpadů.
4. Skladování odpadů.

Perspektivní pozornost příslušných orgánů a institucí EU bude orientována především na separovaný sběr komunálních odpadů, využití vyřazených pneumatik (cílem je dosažení 80 až 90 % podílu granulace a regenerace), využití vyřazených vozidel (zavedení recyklačních standardů) a likvidaci stavebního, zdravotního, elektrického a elektronického odpadu (cílem je skládkování méně než 20 % objemu daných odpadů).

Nezměněný přístup k problematice odpadů (aplikace scénáře REF) by znamenal pokračování stávajících trendů zvyšování produkce odpadů, zejména nebezpečných průmyslových odpadů. Přijetí scénáře PIP by pozitivně ovlivnilo zejména podíl environmentálně příznivějších způsobů likvidace vyřazených pneumatik a v menší míře i vyřazených vozidel a dále produkci komunálních odpadů. Největším nedostatkem PIP je nízká míra pozitivního vlivu na produkci průmyslových odpadů. Tento nedostatek odstraňuje aplikace scénáře INT, především v důsledku stimulace rozvoje recyklačních technologií (perspektivním cílem je dosažení 40 % podílu recyklovaných odpadů).

8. Městské životní prostředí

Výběr indikátorů odráží historický posun hlavních faktorů environmentální devastace měst od spalování fosilních paliv k intenzivní silniční dopravě. Jako hlavní environmentální indikátory jsou tak v EU používány dopravou generované emise NO_x a TOL (plošně ovlivňující kvalitu životního prostředí měst) a intenzita silničních dopravních proudů, (determinující úroveň hluku, narušenosti urbanistického prostředí a funkčních vazeb). Příslušné direktivy EU obsahují imisní limity pro NO_x (50 a 135 mikrogramů/ m^{-3}), Pb (roční limitní hodnota 2 mikrogramy/ m^{-3}) a dále SO_2 a rozptýlený prach (40 - 60 mikrogramů/ m^{-3}).

Monitorovány jsou i další látky (kromě TOL jde o O₃, CO, příp. další těžké kovy) a hluk (např. expozice obyvatelstva hlukem nad 65 dB-A).

Z hlediska posuzovaných scénářů lze konstatovat, že aplikace REF i PIP by prakticky znamenala téměř shodné pokračování dosavadních růstových trendů intenzity silniční dopravy. V závislosti na přísnějších emisních limitech pro jednotlivé skupiny vozidel PIP na rozdíl od REF zabezpečuje pokles imisí NO_x. V případě TOL je pokles u PIP výraznější než u REF, nicméně ve srovnání s INT je v dlouhodobém časovém horizontu výrazně nižší. Stejná situace je v daném ohledu i v případě NO_x. Tento rozdíl je podmíněn podstatně nižšími růstovými trendy intenzity dopravy, předpokládanými u scénáře INT v návaznosti na zavedení specifických opatření (zejména obchodovatelných emisních povolení a stimulace rozvoje veřejné dopravy).

9. Pobřežní zóny

Vybraným indikátorem je objem úniků ropných látek do mořského prostředí (ropné látky představují nejvážnější aktuální ohrožení zejména pobřežních ekosystémů). Z přijatých mezinárodních konvencí řešících danou problematiku lze uvést Konvenci o znečišťování moří z roku 1973 (MARPOL). Monitorovány jsou rovněž vlivy rostoucí koncentrace obyvatelstva a turistiky na pobřežní ekosystémy. Neudržitelnost současného stavu dokládají provedené projekce v rámci scénáře REF, které indikují rostoucí objemy úniků ropných látek v celém sledovaném časovém horizontu. Oba další scénáře počítají se snižováním těchto objemů, přičemž tento proces je v případě INT výraznější.

9.3. Základní sektorové konsekvence

Při posuzování jednotlivých scénářů byla značná pozornost věnována jejich implikacím v rámci hlavních sektorů, tj. energetice, dopravě, zpracovatelském průmyslu, zemědělství a turistice. Provedené výpočty se vesměs vztahují na 6 nejvýznamnějších zemí EU, uvedených na počátku kapitoly a časové období let 1990 - 2010.

1. Energetický sektor

Předpokládaný vývoj poptávky po primárních energetických zdrojích je podán v tabulce. Nižší růst celkové poptávky podle PIP ve srovnání s REF je zejména podmíněn zavedením UED s návaznými dopady na růst cen energetických zdrojů (zvláště uhlí). Nejnižší nárůst poptávky u INT odpovídá předpokládané nejvyšší průměrné úrovni cen energetických zdrojů, které by však měly být značně diferencovány. Vliv ve výše uvedeném ohledu mají rovněž opatření na úseku řízení poptávky cílené na úspory energie. Konečná spotřebitelská poptávka poroste poněkud vyšším tempem než primární poptávka v důsledku zvyšování účinnosti využití primárních energetických zdrojů. Charakteristickým rysem INT je předpokládaná vyšší úroveň cen v sektorech konečného užití ve srovnání se sektory primárního užití (podle PIP by měly ceny nejvíce vzrůst v sektoru průmyslu a nejméně v sektoru dopravy).

Indexy primární energetické poptávky v roce 2010 (1990 = 100)

scénář	celková poptávka	pevná paliva	zemní plyn	ropa	jader. a vod. energie
REF	122	100	163	119	120
PIP	116	84	158	115	123
INT	111	79	155	105	126

Společným rysem všech scénářů je nejvyšší vzestup poptávky v případě zemního plynu, daný jak předpokládaným vzestupem poptávky konečných spotřebitelů, tak vrůstajícím podílem výroby elektřiny na bázi zemního plynu (ze 7 % v roce 1990 na přibližně 15 % v roce 2010). Výstavba plynových elektráren s paroplynovým cyklem je v současnosti v EU kapitálově nejméně nákladná – 650 ECU/kW instalovaného výkonu ve srovnání s 950 ECU/kW u elektráren spalujících ropu, 1050 ECU/kW u uhelných elektráren a 2000 ECU/kW u jaderných elektráren. V případě cenově výhodných dodávek zemního plynu mohou plynové elektrárny vyrábět elektřinu za cenu nižší než 0,04 ECU/kWh. Oproti uhelným elektrárnám je jejich další provozní výhodou vyšší účinnost – 45 ku 36 %.

Opačný trend je předpokládán v případě pevných paliv, kde se počítá se stagnací (REF) nebo poklesem poptávky v souladu s poklesem poptávky konečných spotřebitelů. Provedené prognózy ovšem poukazují na skutečnost, že počátkem příštího století se uhlí vzhledem k předpokládanému příznivému cenovému vývoji opět stane nejlevnější nabídkou energetického zdroje. Klíčovým parametrem ovlivňujícím stávající konkurenceschopnost uhelných elektráren je vybavenost koncovými technologiemi, závisící na jejich životnosti – je-li životnost elektrárny nižší než 10 let a využití její kapacity nepřevyšuje 30 % není instalace těchto technologií efektivní (náklady odlučovacích technologií činí v průměru 160 ECU/kW a u denitrifikačních technologií pak 120 ECU/kW).

Pokud jde o jadernou energii počítají všechny scénáře se stagnací příslušných kapacit (nové kapacity pravděpodobně vybuduje pouze Francie, zcela nepravděpodobná pak je jejich výstavba v Itálii, Španělsku a Nizozemí). Za hlavní důvody, které vedly k omezení resp. zastavení výstavby nových jaderných elektráren lze označit rostoucí problémy spjaté s jejich bezpečností a relativně příznivý vývoj cen ropy od poloviny 80. let. Jednou z nejdůležitějších otázek energetické budoucnosti EU je vyřešení náhrady starých jaderných elektráren představujících asi 2/3 jejich celkové kapacity, které musí být odstaveny mezi roky 2000 až 2020.

Další výstavba jaderných elektráren je oproti ostatním elektrárnám znevýhodňována trvale se zvyšujícími náklady na snížení rizik spojených s úniky radioaktivních látek. Tyto náklady nyní tvoří 10 až 20 % celkových investičních nákladů (bez nákladů na vybudování úložišť radioaktivních látek). Výrobní cena elektřiny tak dosahuje úrovně 0,06 ECU/kWh a v tomto kontextu jaderné elektrárny nejsou nejefektivnější variantou její výroby.

Pokud jde o obnovitelné energetické zdroje (OEZ) přímá a nepřímá opatření na podporu jejich využití (ve zkoumaných členských zemích EU nejsou významnější rezervy ve využívání vodní energie a tato skupina zdrojů tak zde zahrnuje energii z odpadů a biomasy, solární a větrnou energii) zrelativňují výchozí předpoklady o nižší potřebě investic u PIP a zejména INT v důsledku kapitálově náročné výstavby zdrojů na bázi OEZ. Zpracované prognózy počítají se vzestupem podílu OEZ až na 12 % v roce 2010 (cíl uvedený v 6. akčním programu; počítá se rovněž s 18 % podílem kombinované výroby energie a tepla). Výrobní náklady el. energie z OEZ se v případě odpadů pohybují okolo 0,05 ECU/kWh, u biomasy 0,065 ECU/kWh a větru 0,075 ECU/kWh. Využití solární energie je v tomto směru nekonkurenceschopné – průměrné výrobní náklady převyšují 0,5 ECU/kWh. Plné zahrnutí externích nákladů by tyto náklady významněji zvýšilo pouze v případě odpadů, tj. externí náklady jsou v případě OEZ výrazně nižší než u klasických technologií.

U ropy se vzestup poptávky bude koncentrovat na střední frakci (topný olej, motorová nafta, letecká paliva), zatímco podíl benzínu a těžkých topných olejů (TTO) bude klesat. Růst spotřeby bude determinován poptávkou konečných spotřebitelů, zatímco poptávka energetického sektoru se bude snižovat. Nové investice se budou především týkat výstavby krakovacích jednotek zabezpečujících vyšší využití zbytků po destilaci a tím i zvýšení konkurenceschopnosti ropného průmyslu. Další investice jsou významně spjaté s aplikací

scénářů PIP a INT, předpokládajících implementaci opatření limitujících obsah síry v palivech (hydro-odsiřovací jednotky, zvyšující náklady asi o 24 ECU/t zpracovávané ropy).

2. Dopravní sektor

Provedené analýzy ukazují na značný nárůst environmentálních, urbanistických a sociálních problémů v případě extrapolace stávajících vývojových trendů. Podle REF by ve sledovaném období mělo dojít k nárůstu osobní dopavy (v osobokilometrech – oskm) o 55 % a nákladní dopavy (v tunokilometrech – tkm) o 70 %. Ekonomické náklady spjaté s tvorbou negativních externalit jsou ve zkoumaných zemích odhadovány až na 4 % HDP. Významnou roli v této oblasti hraje řada všeobecně působících procesů, jako je globalizace ekonomiky a procesy urbanistického rozvoje (suburbanizace). Z hlediska výstavby dopravní infrastruktury byly v zemích EU prokázány souvislosti mezi realizovanými investicemi do výstavby kvalitních silničních komunikací a tím indukovanou dodatečnou poptávkou, kdy 10 % nárůst investic je doprovázen směrovým zvýšením intenzity silniční dopavy o 3,5 %. Lze konstatovat, že kromě pozitivních vlivů na snížení měrných emisí v důsledku schválených emisních standardů by realizace scénáře REF ovlivnila ekonomicky nejzávažnější negativní externality spojené s přetížením (překrvením) silničních komunikací pouze okrajovým způsobem.

Ve srovnání s REF by aplikace scénáře PIP znamenala snížení tempa rozvoje osobní dopavy v oskm o necelá 4 % a nákladní dopavy v tkm pouze o 0,3 %. Hlavní užitý nástroj tj. UED by přes své cenové dopady vyvolal snížení tempa růstu spotřeby energie v dopravě pouze o necelých 7 %. Další pozitivní environmentální dopady by bylo možné očekávat od zavedení nových limitů obsahu síry v motorové naftě, podpory výroby biopaliv a rozvoje technologií redukcí emisí TOL. Podobně jako REF i PIP má minimální vliv na omezování překrvení silničních komunikací. V souladu s tím je v případě aplikace PIP očekáván jen malý vliv na přesun poptávky směrem k hromadné osobní dopravě. Pokud jde o rozvoj infrastruktury nevznikají zde významnější potřeby dodatečných investic (běžné systémy hromadné dopavy vykazují v EU asi 50 % vytížení).

Naproti tomu aplikace scénáře INT by ve srovnání s REF znamenala redukcí růstových trendů o 14 % u oskm (letecká doprava o 25 % a automobilová o 19 %) a 4 % u tkm (vliv INT na vývoj nákladní dopavy je limitován méně elasticou poptávkou). Tento vývoj by byl doprovázen podstatnými změnami v dělbě přepravní práce (nárůst oskm u autobusové dopavy o 31 % a železniční dopavy o 27 %; nárůst tkm u žel. dopavy o 6 % a námořní dopavy o 5 %). Environmentálně a urbanisticky pozitivní přesuny ve prospěch hromadné osobní i nákladní dopavy lépe vyjadřují adekvátní propočty růstových trendů vyjádřených ve vozokilometrech, jejichž redukce by v případě osobní silniční dopavy byla 1,17x výraznější oproti údaji v oskm a u nákladní silniční dopavy 1,15x výraznější oproti údaji v tkm. V této souvislosti je ovšem nutné poznamenat, že i přes uvedené skutečnosti dojde vzhledem k celkovému absolutnímu nárůstu objemu dopavy ke zvýšení spotřeby energie v dopravním sektoru v období 1990 - 2010 asi o 1/2.

Realizace scénáře INT je v první řadě podmíněna implementací cenových opatření sledujících plnou internalizaci externalit prostřednictvím adekvátního daňově stimulovaného zvýšení cen pohonných hmot a poplatků za užívání silničních komunikací. Způsob realizace těchto opatření by měl sestávat ze dvou navazujících kroků:

1. Plné zahrnutí environmentálních nákladů dopavy a části nákladů spjatých s překrvením do cen pohonných hmot do roku 2000,
2. Návazné zahrnutí zbylého podílu externalit vznikajících překrvením v urbanizovaných oblastech prostřednictvím poplatků za užívání silničních komunikací.

Zkušenosti z různými systémy poplatků za užívání silnic nejsou zatím jednoznačné. Nejnižších nákladů bylo v tomto ohledu dosaženo při fixních poplatkových režimech, jako je

uživatelský územní licenční systém, efektivně ovlivňujících tvorbu dopravních proudů směřujících do centrálních městských zón. Dalším používaným opatřením je zavedení registračních poplatků pro nově přihlášená vozidla, územně progresivní poplatky za parkování, vymezení klidových zón atd.

Z hlediska opatření cílených na regulaci poptávky je v INT zdůrazňován zejména jejich adekvátní průmět do územně-plánovací dokumentace a význam lokálních a regionálních iniciativ. V rámci opatření na straně nabídky je pak kladen důraz na přesun investičních priorit ve prospěch hromadné, především kolejové dopravy (provedené kalkulace prokazují, že 10 % nárůst investic do zkvalitnění žel. dopravy přinese 4,5 % nárůst počtu pasažérů). Uvedený přesun anticipuje působení efektů indukovaných výše specifikovanými cenovými opatřeními.

Rovněž v rámci ekonomických nástrojů cílených na regulaci rozvoje dopravního sektoru se počítá s výhledovým uplatněním tržních nástrojů po vzoru USA. Stávající americký systém obchodovatelných povolení pro dopravní emise vychází z progresivního systému emisních standardů nutícího výrobce dopravních prostředků alokovat finanční zdroje do výzkumu odpovídajících koncových technologií. Za účelem stimulace tohoto procesu stát nabízí výrobcům automobilů s nižšími emisemi než je žádáno příslušné obchodovatelné kredity. Ušetřený objem emisí ve stanoveném období tzn. rozdíl mezi standardizovanými a skutečnými objemy emisí může daný výrobce prodat výrobcem nespĺňujícím emisní požadavky (pro výrobce, který nespĺpracuje na výzkumu je spoléhání na nákup těchto kreditů riskantní, neboť zvyšuje jeho závislost na konkurentech).

3. Průmyslový sektor

Analýza vlivu jednotlivých scénářů na průmyslový sektor (přesněji na sektor zpracovatelského průmyslu) je logicky koncentrována na odvětví resp. skupiny odvětví, která se nejvíce podílejí na znehodnocování životního prostředí – výroba železných a neželezných kovů, výroba stavebních hmot, sklářská a keramická výroba, chemická výroba, papírenská a polygrafická výroba, textilní a oděvní výroba resp. odvětví, u kterých se počítá s významnými environmentálně generovanými efekty – výroba dopravních prostředků a výroba elektrických zařízení.

Podle modelových propočtů provedených v rámci vybraných zemí by měla celková výroba zpracovatelského průmyslu podle REF dosáhnout v období 1992 až 2010 průměrného ročního růstu 2,6 %. Nejrychlejší tempa růstu by měla zaznamenat především environmentálně "přátelská" odvětví resp. obory přesné mechaniky, měřicí a spojové techniky, spotřební elektroniky a kancelářského zařízení a dále pak výroba umělých hmot a gumárenská výroba.

Z dále uvedené tabulky vyplývá, že environmentálně problémová odvětví patří mezi středně (s výjimkou papírenské a polygrafické výroby a výše specifikované části chemického průmyslu) až pomalu resp. záporně rostoucí odvětví (k této druhé skupině náleží i podrobněji zde nezkoumané odvětví potravinářské výroby).

Růstové charakteristiky vybraných odvětví zpracovatelského průmyslu podle REF (průměrná roční změna v % v období 1992-2010)

odvětví	výroba	prodej	výrobní ceny	zaměstnanost
želez. a ostatní kovy	-1,90	2,49	1,77	-1,30
stavební hmoty, sklo, keramika	2,64	2,72	2,48	0,28
chemická výroba	2,73	3,10	2,07	-0,41
papír, polygrafická výroba	2,92	2,86	2,69	-0,10

textilní a oděvní výroba	1,77	2,28	1,48	-0,76
výroba dopravních prostředků	2,97	3,05	2,78	-0,95
výroba elektrických zařízení	2,98	3,12	2,55	0,14

Zpřísnění emisních standardů a environmentální úprava daňového systému v PIP by se modelově projevily především určitým vzestupem průměrných nákladů a tedy i cen finálních výrobků. Tyto změny by však ovlivnily růstové trendy výroby a zaměstnanosti pouze nevýznamným způsobem

K podstatnějším změnám by vedla aplikace kvalitativně nového přístupu předpokládaného ve scénáři INT, konkrétně jde především o indukované všeobecné změny produkčních a spotřebních schématů. Inflační efekt INT by byl ve srovnání s PIP více než dvojnásobný. Zejména vyšší ceny v energetickém a dopravním sektoru by vedly ke zvýšení rozpočtových omezení spotřebitelů ve vztahu k jiným skupinám zboží a úrovni úspor, které by ovšem na druhé straně byly vyrovnávány prostřednictvím kompenzací daňového zatížení občanů resp. podnikatelské sféry. Na úseku zaměstnanosti by mohlo být vytvořeno asi 0,5 mil. nových pracovních příležitostí, které by však nenahradily jejich celkový úbytek stanovený podle REF. Kromě již diskutovaných opatření je naznačený vývoj podmíněn i zavedením dílčích speciálních opatření. V tomto ohledu lze uvést např. zavedení poplatků zatěžujících produkty s vysokou cenovou elasticitou poptávky, pro které existují "environmentálně přátelské" substituty (např. nerecyklovatelné obalové materiály). Dalším příkladem je zavedení speciálních daní z organických rozpouštědel resp. ředidel, cílených na snížení jejich používání při výrobě či spotřebě řady produktů (tyto produkty generují asi 1/3 celkového objemu emisí TOL). Ve výše uvedeném kontextu byla v EU přijata Směrnice o integrované prevenci a omezování znečišťování – IPPC, která hraje významnou roli při hodnocení vlivu průmyslových zařízení na životní prostředí (její úplná implementace je podmíněna dostupností všech referenčních dokumentů o nejlepších dostupných technikách – BAT). Značný důraz je v této souvislosti kladen na zavádění EMS (EMAS) a environmentálních auditů (vytváření i nového registru škodlivých emisí – European Pollutant emission register).

V další části jsou komentovány potenciální dopady PIP a INT podle vybraných odvětví resp. skupin odvětví zpracovatelského průmyslu:

A. Výroba železných a neželezných kovů

Výroba železa a oceli je fondově značně náročná při nízké úrovni výnosů – průměrný hrubý provozní přebytek (zisk + kapitálové náklady) dosahuje v EU druhé nejnížší úrovně. To činí toto odvětví značně zranitelné, neboť i mírné zvýšení marginálních nákladů (rezultující např. se zvýšením ochrany životního prostředí) může významně snížit jeho globální konkurenceschopnost. Obrannou strategií výrobců z EU je zvyšující se orientace na produkci výrobků s vyšší přidanou hodnotou (nové kovové slitiny, lehké plechy či antikorozi ocele). Z neželezných kovů je environmentálně nejvíce problémová energeticky vysoce náročná primární výroba hliníku z bauxitu, doprovázená tvorbou odpadů fluorovodíkových elektrolytických sloučenin a odpadních kalů. Technologický rozvoj se soustřeďuje na výrobu odlitků, "tažených" výrobků a Al-Li slitin). Ostatní neželezné kovy (Cu, Zn, Pb) se v EU více než z 1/2 vyrábějí z druhotných surovin. Lze konstatovat, že hlavní bariéry implementace čistých technologií generované nejistou návratností vložených prostředků jsou pro výrobu železných i neželezných kovů společné. Intenzita negativního ovlivnění odvětví aplikací PIP je vůbec nejvyšší. Tyto negativní dopady by se v případě aplikace INT dále prohloubily. Ve srovnání s PIP by byly ovšem generovány výraznější změny v energetické efektivnosti, související i s podstatným nárůstem podílu využití druhotných surovin (doprovázené nárůstem investic do výstavby minihutí)

B. Výroba stavebních hmot, sklářská a keramická výroba

V rámci skupiny je vysoce energeticky náročná především výroba cementu. Na druhé straně jsou cementářské pece využívány pro spalování odpadů. Spotřebu energie ve sklářských pecích lze úspěšně redukovat zvýšeným využíváním druhotných surovin (podíl recyklovaného obalového skla se v zemích EU pohybuje okolo 50 % a tabulového skla okolo 20 %). Perspektivy odvětví jsou všeobecně hodnoceny jako dobré a to nejen vzhledem k nižší globální konkurenci, ale především v souvislosti s rozvojem výroby pokročilých keramických materiálů (využívaných např. v katalyzátorech), speciálních skel (termická skla s UV či IR filtry) a skleněných vláken (telekomunikační kabely). Aplikace PIP by se významněji projevila pouze vzestupem výrobních cen, který by měl pozitivně působit na rozvoj recyklačních technologií. Naproti tomu aplikace INT by zabezpečila tomuto odvětví v rámci vybraného souboru výlučné postavení, generované výraznými pozitivními efekty na růst produkce a zaměstnanosti. Kromě nových materiálů by předpokládané zvýšení poptávky bylo stimulováno i environmentálně příznivou substitucí plastů a papíru obalovým sklem.

C. Chemická výroba

Chemická výroba kromě svých všeobecně známých negativních dopadů na kvalitu ovzduší a vody produkuje podstatnou část nebezpečných odpadů a produktů, které lze jen obtížně recyklovat. Lze konstatovat, že na úseku chemického průmyslu bylo v EU v uplynulých letech ohledně redukce tvorby negativních externalit vyvinuto neobyčejné úsilí (vývoj nových výrobků, investice do čistých a koncových technologií). Tento proces by byl podle scénářů PIP resp. INT dále urychlen a současně by byl stimulován vývoj nových výrobků s vyšší přidanou hodnotou, především termoplastů (substituce kovových materiálů) a kompozitů. Cenové vlivy indukované PIP by se měly nejzávažněji projevit v oborech základní chemie, s návaznými dopady na pokles tempa růstu produkce ve srovnání s REF. V případě aplikace INT by dopad zvýšení cen byl méně závažný, což je podmíněno předpokládanou vyšší intenzitou zavádění úsporných a recyklačních technologií a dále nárůstem koncentrace výroby. Pokles spotřeby agrochemikálií (reforma CAP) a dalších výrobků by měl být vyrovnáván rostoucí poptávkou po chemických specialitách, takže výsledný vliv INT na růstové charakteristiky je kalkulován jako neutrální. Na druhé straně se ovšem počítá se snížením podílu výrobců z EU na domácím trhu ve prospěch zahraniční konkurence.

D. Papírenská výroba

Negativní vliv papírenské výroby na životní prostředí je spojen především se znečišťováním vod odpady z bělicích procedur, obsahujících mj. chlórové substance. Negativní environmentální vlivy má i výroba z recyklovaných surovin ve spojitosti s procesy odstraňování tiskařské černě (v zemích EU se v průměru znovu využije asi 40 % papírového odpadu). Investiční aktivita se v posledním období soustřeďuje na aplikaci čistých technologií, které jsou upřednostňovány před investicemi do koncových technologií. Zajímavým zjištěním je, že zakládání lesních plantáží zabezpečujících základní surovinové vstupy bylo v řadě případů shledáno z pozice eko-efektivnosti jako lepší řešení než zvyšování podílu recyklovaného papíru v těchto vstupech. Zvýšení výrobních cen indukované aplikací scénáře PIP by ovšem pravděpodobně mělo za následek počáteční zvýšení podílu recyklovaných surovin. Podstatným způsobem by se rovněž zvýšily investice na ochranu životního prostředí. Vliv PIP na vývoj poptávky by však byl málo významný. V případě aplikace INT by byl indukován další nárůst úrovně výrobních cen. Důsledkem by byl výrazný pokles poptávky (podmíněný i výrobkovými substitucemi ve prospěch výrobků z textilu a dalším růstem podílu elektronicky uchovávaných informací) i zaměstnanosti.

E. Textilní a oděvní výroba

Nejvýraznějším negativním environmentálním vlivem je opět znečišťování vod (úprava surovin a hotových výrobků). Dosavadní vývoj daného odvětví v EU byl determinován životní nutností přizpůsobit se konkurenčním tlakům zejména asijských výrobců, takže vytýčené hlavní investiční priority problematiku životního prostředí vesměs

ignorovaly. Tento vývoj má i své objektivní příčiny spočívající především v dominantním podílu malých výrobců na celkové produkci (cca 70 % podniků má méně než 20 zaměstnanců). Za významný a nákladově nenáročný nástroj zlepšení stávajícího stavu je všeobecně pokládána důsledně kontrolovaná aplikace ekolabellingu. Aplikace PIP by nepřinesla významnější změny oproti REF. Do určité míry by však, zejména díky rozvoji podnikových vodních hospodářství, působila na stabilizaci zaměstnanosti. Naproti tomu aplikace INT by znamenala významný nárůst výrobních cen (zejména v souvislosti s razantním zvýšením poplatků za vypouštění odpadních vod), jehož důsledkem by byla podstatná redukce růstového tempa výroby a snížení zaměstnanosti.

F. Výroba dopravních zařízení

Výroba dopravních zařízení vykazuje podle REF spolu s výrobou elektrických zařízení v rámci daného souboru odvětví nejvyšší tempa růstu výroby, doprovázená i poměrně rychlým růstem cen. Hlavním ovlivňujícím faktorem implementovaným v PIP je zavedení přísnějších emisních limitů, které by se spolu s opatřeními na stimulaci dílčího přesunu poptávky k prostředkům hromadné dopravy mělo projevit i určitým poklesem růstu výroby a rovněž mírným poklesem zaměstnanosti. Podstatně větší změny by byly indukovány zavedením INT. Na druhé straně by se pravděpodobně významně zvýšilo využití nových materiálů s vyšší přidanou hodnotou (např. katalyzátorové náplně či kompozity v letecké dopravě) a elektroniky, generující zvýšení podílu materiálových vstupů na úkor pracovních vstupů. Ve zkoumaném období by tak došlo k určitému celkovému snížení poptávky.

G. Výroba elektrických zařízení

Výroba elektrických zařízení je spolu s odvětvím výroby stavebních hmot, sklářské a keramické výroby jediným odvětvím v rámci vybraného souboru, u kterého je podle REF počítáno s růstem zaměstnanosti. Výroba elektrických zařízení rovněž vykazuje nejvyšší předpokládaná tempa růstu výroby a prodeje. Z globálního hlediska lze konstatovat silné postavení výrobců z EU na světových trzích. Předpokládaný dopad PIP na zvýšení cen by tak prakticky měl za následek pouze výrazné snížení přírůstku pracovních příležitostí. Podstatně výraznější dopady na výrobu by byly spojeny s aplikací scénáře INT, která by zřejmě vedla k určitému snížení tržního podílu výrobců z EU. Na druhé straně by přinesla i řadu pozitivních efektů, zejména v podobě podstatného zvýšení užití nových resp. pokročilých materiálů (v současnosti činí jejich podíl v daném odvětví asi 25 %). Celkově lze nicméně konstatovat, že pozitivní efekty na úseku výrobní poptávky by byly pravděpodobně překryty poklesem spotřebitelské poptávky. Výše uvedené změny by se rovněž projevíly snižováním růstových trendů zaměstnanosti, která by se tak na konci sledovaného období přiblížila výchozí úrovni.

4. Zemědělský sektor

Analýzy vývoje zemědělského sektoru (zahrnujícího zde i lesnictví) se v EU nutně musí odvíjet od definice principů společné zemědělské politiky – CAP. Direktivně určené ceny v rámci CAP jsou považovány za víceméně konstantní, podobně jako daňové odvody a produkční kvóty. Zachovány budou i programy ovlivňování nabídky prostřednictvím vyčleňování půdy z obdělávání (limitováno odpovídající výměrou z konce 80. let), podpory odchodu farmářů do důchodu a dobrovolné programy hospodaření v environmentálně citlivých oblastech. Na úseku lesní výroby EU nemá vytvořenu společnou politiku, počítá se však s pokračováním limitované podpory výsadby lesů, produkce biomasy a kontroly půdní eroze a lesních požárů.

Podstatou REF je zachování kontinuity vývojových trendů produkce jednotlivých komodit při zohlednění následujících všeobecných trendů:

- růst výnosů a užitkovosti podmíněný zlepšováním genetických charakteristik,
- cenově a technologicky podmíněné zvyšování účinnosti aplikace hnojiv a pesticidů,

- dosavadní trendy změn ve struktuře poptávky (např. růst poptávky po bílém masu na úkor červeného masa),
- pokračující stárnutí farmářské populace a rychlejší růst mezd v nezemědělských sektorech ekonomiky.

Tyto trendy by podle provedených propočtů měly mít za následek relativně silný srovnatelný pokles příjmů pracovníků v zemědělském sektoru, které byly v roce 1990 přímo subvencovány v rozsahu asi 9 %. Pokud jde o environmentální dopady scénáře REF lze prakticky očekávat významnější pozitivní efekty pouze od snižování emisí metanu (zejména v závislosti na snižování stavů skotu). Dominujícím jevem tak bude zachování negativních trendů, týkajících se environmentálně nejzávažnějších škod generovaných rozvojem zemědělské výroby – redukce přirozených stanovišť a zhoršování vodní bilance.

Základní strukturální trendy vývoje zemědělské a lesnické výroby v období 1990 - 2010 podle REF (12 členských zemí EU)

výrazný pokles významové pozice	výrazný nárůst významové pozice
brambory	olejniny
víno	brojleři
olivy	ovoce
pícniny na o.p.	prasata
vejce	silážní kukuřice
obilniny	
listnaté lesy	

Na rozdíl od REF scénář PIP odráží reformní změny CAP z roku 1992, jejichž podstatou je snížení úlohy direktivně stanovovaných cen (v souladu se záměry PIP je tak v současnosti z ročního rozpočtu CAP přibližně 1/2 určena na přímé platby zemědělcům a pouze 1/4 na dotace cen agrárních produktů). Jeho klíčovými prvky jsou:

- zřetelný pokles cen zemědělských produktů cílený na zvýšení konkurenceschopnosti,
- přímé kompenzační platby farmářům (nespojené s úrovní produkce) a podmiňované vyčleněním části půdy z obdělávání (snížení nabídky),
- implementace opatření na podporu extenzifikace chovu skotu a ovcí,
- zachování klíčových kvót (např. mléčných kvót),
- implementace agro-environmentálních opatření posilujících úlohu již zavedených podpor (např. výsadby lesů a rozvoje ekologického zemědělství) a dodatečných opatření stimulačních předčasný odchod farmářů do důchodu a uvolňování půdy z intenzivního obdělávání.

Scénář PIP rovněž respektuje opatření přijatá mimo zemědělský sektor (direktivy EU, zavedení kategorie environmentálně citlivých oblastí atd.).

Podle modelových propočtů by v časovém horizontu let 1990 až 2010 aplikace PIP, kromě výrobních odvětví resp. oborů uvedených v tabulce podle REF (s výjimkou listnatých lesů se zde indukovaným opačným tj. růstovým trendem), vedla k výraznějšímu zhoršení významové pozice chovu ovcí a koz a chovu skotu a rovněž k zásadní změně vývojového trendu u olejnin (z výrazného nárůstu na výrazný pokles významové pozice, s následným předpokladem jejího postupného zlepšování v souvislosti s růstem produkce bionafty po roce 2000). Na druhé straně by, kromě některých skupin indikovaných u REF (chov prasat a brojlerů, silážní kukuřice, ovoce), došlo k výraznému zlepšení významové pozice v případě jehličnatých lesů a občasných pastvin (louky).

Vývojové změny podmíněné aplikací scénáře PIP působí na pokles stavu pracovních sil v zemědělství podobným způsobem jako REF, ovšem při zachování příjmové hladiny (jako výhodný se PIP jeví především z pohledu technicky podprůměrně vybavených malých farem).

Z environmentálního pohledu ani aplikace PIP nepovede k potřebné celkové redukci nejzávažnějších negativních vlivů zemědělského sektoru na životní prostředí. Převažující dílejší zlepšení oproti REF se tak týkají zejména těch negativních externalit, v jejichž celkové produkci má zemědělský sektor pouze nevýrazný podíl (kvalita ovzduší, acidifikace).

Jádrem aplikace INT je přesun zdrojů CAP jak od přímých cenových intervencí, tak od důchodových intervencí směrem ke komplexní podpoře agro-environmentálních opatření, kdy jejich definování a manažerské řízení alokace příslušných finančních zdrojů bude prováděno na regionální úrovni. Aplikace INT by tak stimulovala pokles zemědělských cen v EU na úroveň blízkou světovým cenám. Podle předpokládaného modelu by se o příslušné podpory farmáři ucházeli na základě vlastních nabídek, koncipovaných na základě deklarovaných agro-environmentálních cílů. Ze souboru hlavních opatření INT lze uvést:

- zvýšení či zavedení daňových úlev farmářům při zlepšení způsobů nakládání s odpady a zvýšení efektivnosti využívání vody v zavlažovacích systémech,
- odstranění dotací na pěstování plodin a chov hospodářských zvířat a podpory vyčleňování půdy z obdělávání v souladu s dohodami WTO,
- podpora aplikace nejlepších dostupných eko-efektivních agrotechnik včetně zlepšení poradenských služeb farmářům,
- podpora širšího výrobního zaměření výroby,
- zavedení obchodovatelných povolení na využívání vodních zdrojů v rámci povodí a akumulčních oblastí významných zdrojů podzemních vod.

Aplikace scénáře INT by ve shodě s REF i PIP znamenala významové zhoršení pozice pěstování vína, oliv, obilnin, brambor a vajec, ve shodě s PIP pak chovu ovcí a koz a skotu a mimo to by došlo i k razantnímu poklesu produkce rýže. Na druhé straně by ve shodě s REF i PIP došlo k výraznému zlepšení významové pozice produkce silážní kukuřice, brojlerů, ovoce a prasat, ve shodě s REF ke zlepšení pozice olejnin, ve shodě s PIP k posílení pozice jehličnatých lesů a mimo to by došlo i k posílení významové pozice listnatých lesů a pícnin na orné půdě. Charakteristickým rysem INT ve srovnání s REF i PIP je podstatný nárůst intenzity vývojových změn.

Z celkového hlediska by aplikace scénáře INT znamenala urychlení procesu ubývání pracovních sil v zemědělství (roční průměr 3,5 %) a zřejmě i regionálně diferenciováný reálný pokles farmářských příjmů. Na druhé straně by přinesla nesporné pozitivní efekty pro spotřebitele (podle provedených výpočtů by došlo až k 50 % snížení reálných cen potravin) a k zlepšení životního prostředí, zejména ve vztahu k přírodním ekosystémům (stabilizace přírodních stanovišť) a k vodním zdrojům (zlepšení kvantitativních a kvalitativních ukazatelů).

5. Turistický sektor

Význam dalšího rozvoje turistického sektoru v zemích EU umocňuje skutečnost, že Evropa má ve světovém měřítku nejvýznamnější postavení jak z hlediska pasivního, tak z hlediska aktivního mezinárodního turistického ruchu. Pro období 1990 až 2010 je v této oblasti podle REF předpokládán průměrný roční růst vztažený k počtu turistických cest 3,4 %. Podobným způsobem by se měla celkově vyvíjet i domácí turistika. Jako hlavní strukturální trendy byly identifikovány zvyšující se věk turistů a zvyšující se podíl individuální turistiky. Z hlediska hlavních typů aktivit na úseku mezinárodního dovolenkového turistického ruchu zaujímá první pořadí přímořská turistika, následována městskou a venkovskou turistikou, návštěvami příbuzných a přátel a horskou turistikou. Ve výhledu do roku 2010 se počítá s nejrychlejším rozvojem venkovské a dále městské turistiky. Pokud jde o použitý dopravní prostředek dominantní podíl zaujímají automobilová a s mírným odstupem následující letecká doprava. Podíl autobusové a železniční dopravy činí cca 10 % (v domácí turistice pak dominuje automobilová doprava s podílem cca 90 %,

následována s velkým odstupem autobusovou a železniční dopravou a leteckou dopravou se zcela okrajovým významem).

Aplikace scénáře PIP reflektuje rostoucí význam oboustranných vazeb mezi rozvojem turistického ruchu a znehodnocováním životního prostředí, ohrožujících především rozvoj přímořské a horské turistiky. Scénář zohledňuje vlivy směrnic a opatření přijatých jak na úrovni celé EU (např. Akční plán na podporu turistiky), tak na úrovni národních vlád resp. regionů (týkajících se např. integrace principů trvale udržitelné turistiky, podpory rozvoje nových typů turistických aktivit resp. tzv. Alpská konvence). Celkově je však předpokládán pouze omezený vliv aplikace PIP na globální růstové trendy rozvoje turistického ruchu a jím generované vlivy na kvalitu životního prostředí. Toto konstatování odráží zejména skutečnost, že příslušné vládní politiky jsou zaměřeny na udržení tempa rozvoje turistiky prostřednictvím opatření cílených na rozvoj nových turistických středisek a prodloužení turistické sezóny, tzn. na udržení ekonomického postavení turistického sektoru v podmínkách rostoucí konkurence s případným přesunutím environmentálního tlaku na nové lokality.

Klíčovým elementem INT je definice únosné kapacity turistických míst, posuzované jak z environmentálního hlediska – maximální počet ubytovaných návštěvníků daného turistického střediska nepřevyšující kritickou hodnotu zatížení životního prostředí, tak z ekonomického hlediska – maximální počet ubytovaných návštěvníků nepřevyšující kritickou hodnotu udržení kvality poskytovaných služeb. Výsledná únosná kapacita je pak zjišťována prostřednictvím optimalizačního modelu. Vzhledem k diferenciaci podmínek jednotlivých turistických lokalit jde o individualizovanou hodnotu, kterou nelze generalizovat. Opatření na implementaci konceptu únosné kapacity jsou v rámci INT členěna do čtyř skupin:

a) poptávkově orientovaná opatření

- řízení návštěvnosti (stimulace mimosezónní návštěvnosti),
- chování návštěvníků (informační zabezpečení aktivních i pasivních účastníků turistického ruchu),
- zvyšování atraktivity hromadné dopravy.

b) nabídkově orientovaná opatření

- územně plánovací opatření a další regulační opatření (zónování území, regulace výstavby, aplikace E.I.A., ekoturistika),
- podpora výstavby infrastruktury hromadné dopravy,
- podnikatelské iniciativy komerčních operátorů vlastnicích exkluzivní rekreační areály.

c) cenová a daňová opatření

- cenová a fiskální opatření v územním plánování a regulaci výstavby,
- podpora rozvoje lokální infrastruktury a diverzifikace ekonomiky z daňových výnosů a místních poplatků,
- ostatní opatření (např. granty, cílená cenová diferenciaci).

d) obchodovatelná povolení

- na základě stanovené únosné kapacity schválené návrhy rozvojových aktivit jsou distribuovány mezi vhodné manažerské subjekty, které tato "rozvojová povolení" mohou nabízet na trhu.

Aplikace INT by ve sledovaném období přinesla výrazné snížení objemu pevných odpadů vznikajících v souvislosti s turistickým ruchem a poněkud nižší snížení příslušné spotřeby vody oproti REF a PIP. Spolu s ušetřením ploch pro rozvoj turistické infrastruktury by tak byly generovány úspory, které by umožnily realizovat investičně méně náročný koncept rozvoje turistického sektoru při zachování konkurenceschopnosti.

Závěrem lze konstatovat, že v současném vývoji sledovaných sektorů ekonomiky v EU se nejvíce projevují elementy scénáře PIP, následovány elementy REF. V určitých regionech (severoevropské členské země) se však setkáváme i se zřetelnými projevy aplikace

vybraných elementů INT. Výhledové možnosti všeobecného prosazení scénáře INT lze tak považovat za otevřené, i když odvislé od vyřešení kardinálních problémů dalšího vývoje EU (optimalizace rozhodovacích procedur a jejich efektivita po rozšíření EU).

Shrnutí kapitoly:

Kapitola je orientována na otázky společné ekologické politiky v EU, jejímž základním dokumentem jsou tzv. akční programy (v současnosti 6. akční program, úzce navazující na předchozí 5. akční program). Za základní problémové okruhy, na které je koncentrována dlouhodobá pozornost, EU pokládá: klimatické změny, kvalitu ovzduší, toxické látky, přírodu a biodiverzitu, kvalitu vody, vodní zdroje, odpady, životní prostředí ve městech a pobřežní zóny. Parciální vývoj je v rámci těchto komponent sledován prostřednictvím stanovených indikátorů. Efektivním způsobem hodnocení vztahů mezi politikou životního prostředí a hospodářskou politikou je zpracovávání výhledových interakčních scénářů – prezentovány scénáře vypracované v rámci implementace 5. akčního programu: referenční, potrubní a integrovaný scénář. V rámci vyhodnocování potenciálních dopadů navržených environmentálních opatření byly na pozadí vypracovaných scénářů sledovány nejen problémové, ale i sektorové konsekvence v rámci energetiky, dopravy, průmyslu, zemědělství a turistiky.

Autokorekční cvičení:

1. Zpracovaný „potrubní“ scénář hodnocení interakcí ekologie – ekonomie klade důraz na:
 - A. Zředování vypouštěných škodlivých látek
 - B. Preventivní opatření
 - C. Využívání tzv. koncových technologií.
2. V systému obchodovatelných emisních povolení tvoří stranu prodávajícího:
 - A. Stát
 - B. Podnikatelský subjekt, který nenaplnil jemu stanovené emisní limity
 - C. Podnikatelský subjekt, který překročil jemu stanovené emisní limity.
3. Nepřímým indikátorem pozitivního vývoje biodiverzity je:
 - A. Nárůst podílu lesů s přírodě blízkým druhovým složením
 - B. Stagnace výměry monokulturních lesů
 - C. Snížení objemu aplikací pesticidů.
4. Za optimální je v EU pokládána následující hierarchie způsobů likvidace odpadů:
 - A. Recyklace odpadů, minimalizace odpadů, úprava odpadů, skladování odpadů
 - B. Minimalizace odpadů, recyklace odpadů, úprava odpadů, skladování odpadů
 - C. Úprava odpadů, minimalizace odpadů, recyklace odpadů, skladování odpadů.
5. Strategický záměr EU počítá s tím, že podíl obnovitelných zdrojů se výhledově:
 - A. Zvýší alespoň o 5 %
 - B. Zvýší o více než 10 %
 - C. Zůstane přibližně zachován.

Doporučená literatura resp. informační zdroje:

Opplová, M.: Životní prostředí měst a regionů. Skripta VŠE, Praha 1994.
Šmajš, J.: Ohrožená kultura, Brno 1995.
Webové stránky Ministerstva životního prostředí.
Webové stránky Českého ekologického ústavu.

POT (umístit na konec kapitoly č. 8)

Věcné zaměření: analýza a řešení hlavních environmentálních problémů obce (části obce), ve které žijete podle jednotlivých složek životního prostředí.

Metody zpracování: excerptce plánovacích (územní plány obce), programových (programy rozvoje obce) a dalších dokumentů (lokální rozpracování Agendy 21) pořízených obcí, anketární šetření obyvatelstva obce (minimálně 10 respondentů), vlastní pozorování a návrhy řešení.

Rozsah a forma: 5 – 10 stran tiskového textu (jednoduché řádkování).

Termín odevzdání: 31. května.

Shrnutí (umístit za kapitolu č. 8)

Studijní text „Environmentální ekonomie“ se zabývá hlavními aspekty péče a ochrany životního prostředí v interakci s ekonomickým rozvojem. Tomuto pojetí je přizpůsobeno jeho členění do celkem osmi kapitol.

První kapitola je věnována environmentálním problémům s globální dimenzí, mezi které se řadí především změny klimatu, narušování ozónové vrstvy, dálkový transport emisí, desertifikace, vymírání druhů a rizika spjatá s využíváním nukleární energie. Jejich dynamika je podmíněna rostoucí světovou populací, výrobou a spotřebou a lze konstatovat příčinný vztah mezi globalizací ekonomiky a globalizací poškozování životního prostředí.

V další části je popsán systémový vztah ekonomie a životního prostředí. Důraz je položen na odpovídající ekonomické nástroje používané v ČR a členěné na nástroje negativní (zejména poplatky za znečišťování ovzduší a vod) a pozitivní (zejména výdaje z veřejných rozpočtů včetně SFŽP) stimulační. Pozornost je věnována i otázkám mimotržního oceňování cen environmentálních statků (metoda ochoty platit a ochoty prodat) a mikroekonomickým dopadům ekologické politiky (zavádění ekologických manažerských systémů).

Pokud jde o environmentální legislativu, ta byla v ČR komplexně vypracována až po roce 1989 a v dalším průběhu byly harmonizovány s obdobnými právními předpisy platnými v EU. Tato legislativa je členěna na všeobecné zákony – zejména zákon o životním prostředí a zákon o E. I. A. a dílčí resp. složkové zákony – zejména zákony týkající se ochrany krajiny, ovzduší, vod, odpadů a půdy. Stručně jsou prezentovány i zákony týkající se ostatních složek životního prostředí a dále vybrané související právní normy.

Navazující kapitola specifikuje jednotlivé strategické přístupy k řešení environmentálních problémů, členěné na reaktivní (strategie zředování odpadních látek, strategie zachycování odpadních látek, strategie kontroly a řízení znečištění) a proaktivní přístupy. V této souvislosti jsou popsány základní druhy koncových technologií a dále technologií naplňujících výchozí principy proaktivních přístupů.

V další části jsou podány informace o obsahovém zaměření Státní politiky životního prostředí ČR. Uvedeny jsou hlavní principy této politiky (princip předběžné opatrnosti, princip prevence, princip snižování rizika již u zdroje, princip ekonomické odpovědnosti, princip sdílené a diferenciované odpovědnosti, princip subsidiarity, princip integrace, princip

nejlepší dostupné techniky, princip nákladově efektivních řešení a princip substituce) a dále jsou definovány působnosti jednotlivých orgánů veřejné správy v oblasti životního prostředí.

V navazující části jsou charakterizovány světové akce cílené na vytváření předpokladů pro prosazení konceptu trvale udržitelného rozvoje – zejména světové ekologické summity pod záštitou OSN (s důrazem na třetí ekologický summit) a dále nejnovější aktivity cílené na zlepšování kvality životního prostředí (např. Kjótský protokol).

Předposlední kapitola prezentuje vybrané nástroje naplňující principy trvale udržitelného rozvoje. V tomto směru je pozornost koncentrována na posuzování vlivů na životní prostředí (uvedeny jednotlivé metodické kroky aplikované v ČR), územní systémy ekologické stability krajiny a jejich přírodovědná východiska, environmentální audity (opatření na straně nabídky) a ecolabelling (opatření na straně poptávky).

Závěrečná kapitola je orientována na společné ekologické politiky v EU, jejímž základním dokumentem jsou tzv. akční programy (v současnosti 6. akční program, úzce navazující na předchozí akční program). Za základní problémové složky jsou považovány klimatické změny, kvalita ovzduší, toxické látky, příroda a biodiverzita, kvalita vody, vodní zdroje, odpady, životní prostředí ve městech a pobřežní zóny, jejichž vývoj je sledován prostřednictvím stanovených indikátorů. Uveden je i příklad hodnocení interakcí mezi politikou životního prostředí a hospodářskou politikou prostřednictvím scénářů zpracovaných v rámci implementace 5. akčního programu: referenční, potrubní a integrovaný scénář.

Základní pojmy:

Litosféra: nejsvrchnější vrstva zemského tělesa zahrnující zemskou kůru a svrchní část zemského pláště.

Přírodní zdroje: ty části živé a neživé přírody, které člověk využívá nebo může využívat k uspokojování svých potřeb.

Genofond: soubor genetických informací obsažených v živých organismech.

Ekosystém: funkční soustava živých a neživých složek životního prostředí, jež jsou navzájem spojeny výměnou látek, tokem energií a předáváním informací.

Biocenóza (společenstvo): soubor všech organismů obývajících určité území - živá složka ekosystému.

Biotop: soubor veškerých neživých a živých činitelů, které ve svém vzájemném působení vytvářejí životní prostředí určitého jedince, druhu, populace, společenstva.

Ekologická stabilita: schopnost ekosystému vyrovnávat se přes autoregulační mechanismy se změnami způsobenými vnějšími činiteli a zachovávat své přirozené vlastnosti a funkce.

Eutrofizace: nadměrné obohacování půdy nebo vody živinami, především fosforečnany a dusičnany.

Externality: užitky tj. pozitivní externality či náklady tj. negativní externality bez náhrady přenášené od jejich původce na jiné subjekty a realizující se tedy mimo trh (negativní externality jsou nejčastěji spojovány se znehodnocováním životního prostředí generovaném procesy ekonomické reprodukce).

Únosné zatížení území: takové zatížení území lidskou činností, při kterém nedochází k degradaci životního prostředí, zejména jeho složek, funkcí ekosystému nebo ekologické stability.

Trvale udržitelný rozvoj: takový rozvoj, který současným i budoucím generacím zachovává možnost uspokojovat své základní životní potřeby a přitom nesnižuje rozmanitost přírody a zachovává přirozené funkce ekosystémů.

Rejstřík (umístít za glosář)

autoregulace,

biocenóza
biotop
degradace
ekologická efektivnost
ekologická/environmentální politika
ekologická stabilita
ekologický/environmentální management
ekosystém
energetická náročnost
eutrofizace
externality
genofond
klimax
kulturní krajina
litosféra
neobnovitelné zdroje
obnovitelné zdroje
ozónová díra
princip předběžné opatrnosti
přírodní zdroje
recyklace
samočištění
trvale udržitelný rozvoj
únosné zatížení území
životní prostředí

Ostatní opravy - strany:

4, 5, 6, 7, 9, 10, 11 (+piktogram), 12, 14, 15, 20, 21 (přesun do textu), 26, 27, 30, 33 (piktogram), 35 (vpisek Poplatky, přesun do textu), 36, 37, 40, 46, 47, 48 (+piktogram), 52, 53, 56, 57, 58 (piktogram), 59 (piktogram), 60 (piktogram), 68, 69 (piktogram), 70 (piktogram), 74, 75 (+piktogram, přesun do textu), 76, 77 (přesun do textu), 80, 81, 87 (přesun do textu), 88, 89 (přesun do textu), 90, 92, 93 (+piktogram), 95, 96, 97, 100, 102, 105, 112, 113, 116.