

Mendelova univerzita v Brně

Lesnická a dřevařská fakulta

Ekologie lesních ekosystémů

Josef Suchomel

Jiří Kulhavý

Jan Zejda

Jan Plesník

Ladislav Menšík

Tato skripta byla vytvořena v rámci projektu InoBio – Inovace biologických a lesnických disciplín pro vyšší konkurence schopnost, registrační číslo projektu CZ.1.07/2.2.00/28.0018. za příspěví finančních prostředků EU a státního rozpočtu České republiky.



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ

Kolektiv autorů:

Doc. Ing. Josef Suchomel, Ph.D. – kapitoly 1, 2, 3, 6, 9

Prof. Ing. Jiří Kulhavý, CSc. – část kapitol 4, 5, 7, 8, 11, 12, 13

Doc. Ing. Jan Zejda, DrSc. – kapitola 9

RNDr. Jan Plesník, CSc. – kapitola 14

Ing. Ladislav Menšík, Ph.D. – část kapitol 4, 5, 7, 8, 11, 12, 13

Obsah:

1. Vymezení ekologie jako vědy a specifika ekologie lesa.....	4
2. Les jako ekosytém.....	9
3. Historický vývoj lesů ve střední Evropě.....	25
4. Abiotické faktory lesních ekosystémů – klima.....	37
5. Primární produkce a tok energie producenty.....	45
6. Sekundární produkce a tok energie konzumenty.....	54
7. Voda v lesních ekosystémech.....	66
8. Biogeochemické koloběhy, minerální výživa.....	77
9. Biotické vztahy.....	86
10. Biodiverzita v lesních ekosystémech.....	102
11. Ekologická stabilita.....	116
12. Ekosystémové interakce - význam lesa v krajině.....	129
13. Ekologické základy přírodě blízkého obhospodařování lesů.....	137
14. Lesní ekosystémy v globálním kontextu.....	149

1. Vymezení ekologie jako vědy a specifika ekologie lesa.

1. 1. Základní pojmy a definice

Ekologie – je vědecká disciplína zabývající se studiem procesů v přírodě. Nejčastěji bývá definována jako *věda o vzájemných vztazích mezi organismy a jejich prostředím*, přičemž pod pojmem prostředí chápeme jak soubor všech okolních neživých činitelů (tj. abiotických faktorů), tak ostatní organismy téhož i jiných druhů (obr. 1). Podle zkoumaných problémů a objektu studia bývá ekologie členěna na tři směry – *autekologie*, *demekologie* a *synekologie*.

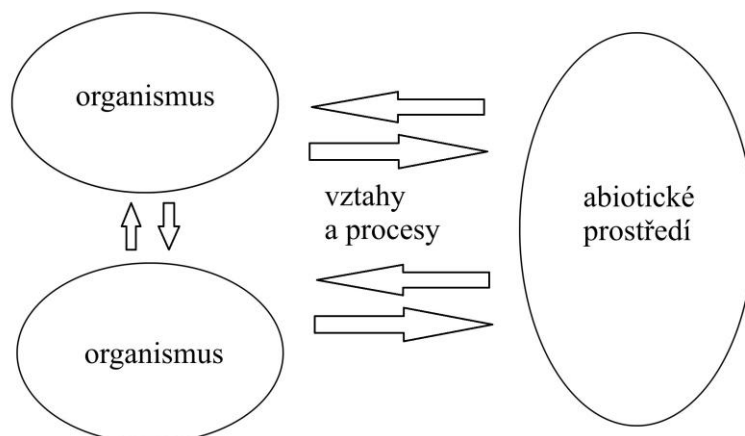
Autekologie – je dílčí směr ekologie studující ekologickou problematiku na úrovni jedince, resp. druhu jako taxonomické jednotky. Studuje zejména vlivy ekologických faktorů na organismy a adaptace organismů na jejich působení. Tím se prolíná s fyziologií a některé její směry jsou proto označovány jako ekologická fyziologie.

Demekologie – neboli **populační ekologie**, je dílčí směr ekologie, který zkoumá strukturu a vztahy v populacích jednotlivých druhů organismů, zvláště se pak zabývá otázkami kolísání hustoty populací v přírodě.

Synekologie – je dílčí směr ekologie, který se zabývá celými společenstvy a jejich soubory, sukcesí, tokem energie, produkčními otázkami a změnami způsobenými člověkem. Její dílčí disciplínou je nauka o rostlinných společenstvech, *fytocenologie*, která je někdy považována za samostatnou vědu stojící blízko ekologie. Ekologické poznatky v širším prostorovém rámci rozvíjí *krajinná ekologie*.

Environmentalistika – tj. **nauka o životním prostředí**, se částečně s ekologií prolíná v otázkách souvisejících s biologickou podstatou člověka a v poslední době je s ekologií často zaměňována nebo i ztotožňována. Jde především o působení člověka na ekosystémy, jejich ovlivňování, přetváření a využívání, zajištění dostatku kvalitní potravy, řešení populační exploze apod. (*ekologie člověka*, *aplikovaná ekologie*). Nauka o životním prostředí ale současně řeší i množství dalších, neekologických problémů, jako jsou legislativní otázky ochrany životního prostředí, technické problémy související se znečištěním prostředí, utváření pracovního, obytného a rekreačního prostředí, etické, estetické, zdravotnické, hygienické a výchovné otázky, územní plánování atd.

Pojem **ekologie** je dnes častěji používán, než kdykoliv v minulosti. Poměrně běžně se však odklání od původního významu (tj. ekologie jako vědy), který tak vůbec nesouvisí s dnes neustále prezentovanými ekologickými výrobky, ekologickými stavbami či automobily, ekologickými energetickými zdroji, ekologickými aktivistickými skupinami atd. atd. *Ekologie je vědní obor* a jako takový je potřeba jej vnímat a důsledně oddělovat od ostatních výše uvedených významových tendencí. Z tohoto důvodu je i u nás v posledních letech snaha ekologii jako vědu opětovně vymezit, což vedlo např. v r. 2008 ke vzniku **České společnosti pro ekologii (CSPE)**, která je typickou vědeckou společností a zahrnuje odborníky zabývající se ekologickým výzkumem v celé jeho šíři. Uvedená společnost si klade za cíl ekologii jako vědu i prezentovat a v tomto směru se distancuje od ostatních nevědeckých „ekologických“ hnutí a společností (ekologičtí aktivisté jsou dnes stále častěji označováni jako **ekologisté** a pojem ekolog tak zůstává označením pro vědce zabývajícího se ekologií).



Obr. 1. Schematické znázornění ekologie jako vztahu mezi organizmy a prostředím (podle Laštůvky a Krejčové, 2000).

1. 2. Zaměření ekologie

Ekologie studuje různé úrovně organizace živé hmoty od jedince přes populace po celá společenstva i systémy vzniklé jejich propojením s prostředím. Všechny úrovně lze studovat v našem případě *i v rámci lesního ekosystému*. Zaměření ekologie je nesmírně široké a nejdůležitější řešené problémy lze shrnout do následujících okruhů:

- vlivy prostředí na organismy a obráceně
- příčiny časoprostorových změn aktivity, početnosti a výskytu organismů
- vzájemné vztahy mezi organismy na úrovni jedinců, populací i společenstev
- procesy uvnitř populací i celých společenstev, změny, vývoj, analýzy zpětnovazebných systémů
- produkce a rozklad organické hmoty, koloběhy látek, tok energie, přenos informací
- člověk jako ekologický faktor
- analýzy, prognózy a vysvětlování změn v systémech na všech úrovních, možnosti jejich ovlivňování a řízení

Mnohé z ekologických poznatků mají bezprostřední praktické uplatnění při pěstování zemědělských plodin, chovu hospodářských zvířat, v rybářství, využívá se jich v integrované ochraně rostlin a v ochraně přírody a samozřejmě i v lesnictví.

1. 3. Historie ekologie

Mnohé poznatky považované dnes za „ekologické“ jsou samozřejmě mnohem starší než samotná ekologie. Člověk je získával dokonce dávno předtím, než vznikly nejstarší lidské civilizace, v dobách, kdy se živil ještě jako sběrač a lovec. Začalo jich přibývat s rozvojem neolitického zemědělství, výrazněji však teprve od 15. až 16. století. Koncem 18. století (1758) položil **K. Linné (1707–1778)** základy botanické a zoologické systematiky. Současně se objevují první přírodovědci, např. **L. Buffon (1707–1788)** a zvláště **J. B. Lamarck (1744–1829)**, kteří odhalují závislost organismů na vnějším prostředí. **A. Humboldt (1769–1859)** a jeho následovníci hledali příčiny rozšíření rostlinstva na Zemi (pásmovitost a zejména stupňovitost vegetace). Vznik ekologie jako vědní disciplíny podstatně urychlil **Ch. Darwin**

(1809–1882). Darwin podrobně studoval vzájemné vztahy mezi organismy i působení neživého prostředí. Získané poznatky byly rozhodujícím podkladem nejen pro jeho proslulou evoluční teorii, ale také jedním ze základních kamenů pozdější ekologie.

První definici ekologie pak na základě rozsáhlých morfologických studií organismů předkládá v roce 1866 německý biolog **E. Haeckel (1834–1919)**. **K. Möbius (1877)** používá názvu **biocenóza** pro soubory různých druhů, **F. Dahl (1908)** zavádí pojem **biotop**. Ekologie se postupně osamostatňuje od botaniky a zoologie, ale také dochází k více méně samostatnému a částečně odlišnému vývoji ekologie rostlin, živočichů a mikroorganismů. Začíná se však rozvíjet i obecná ekologie. Ve 20. a 30. letech se pozornost soustředila zejména na populace, od 30. let se objevují snahy o komplexní studium celých společenstev. V souvislosti s tím zavádí v roce 1935 anglický ekolog **A. G. Tansley** pojem **ekosystém** a významný představitel sovětské ekologické školy **A. N. Sukačev (1942)** navrhuje obsahově blízký termín **biogeocenóza**.

Mohutný rozvoj ekologie však nastává teprve koncem 50. a v 60. letech 20. století. Hlavní pozornost je věnována zejména studiu ekosystémů, produkčním a energetickým otázkám, koloběhu látek a toku energie. S prudkým zhoršováním životního prostředí od 60. let a narůstáním dalších problémů lidské společnosti se částečně mění i zaměření ekologie na praktickou využitelnost poznatků. K jejímu rozvoji a uznání přispěly významnou měrou i mezinárodně řešené ekologické programy „**Mezinárodní biologický program**“ (IBP) a „**Člověk a biosféra**“ (MaB).

1. 4. Návaznost a směry ekologie

Za východiska ekologie při jejím vzniku i při aktuálním studiu je nutné považovat zejména systematiku organismů a evoluční biologii. Bez předcházejícího rozpoznání a systematického zařazení studovaných druhů se obvykle ekologické výzkumy nemohou obejít, tak jako nejsou možné bez evolučního chápání a vysvětlování souvislostí a jevů. Jako biologická věda je ekologie závislá na poznatcích z **morfologie, fyziologie, genetiky a biochemie**. S ekologií se prolíná **biogeografie, etologie, parazitologie a epidemiologie**. Ekologie sleduje také vlivy neživých činitelů na organismy i působení organismů na neživé prostředí, čímž proniká do sféry **klimatologie, hydrologie, pedologie a geologie**. Moderní ekologie využívá poznatků a postupů **matematiky, kybernetiky a obecné teorie systémů**.

K dělení samotné ekologie můžeme přistupovat z různých hledisek. Podle charakteru prostředí rozlišujeme půdní ekologii, ekologii stojatých nebo tekoucích vod, ekologii lesa aj. Z hlediska systematické příslušnosti studované skupiny organismů to může být ekologie savců, ale také ekologie hlodavců nebo jen ekologie hraboše polního, ekologie rostlin nebo mikroorganismů. Kromě toho všechny speciální biologické disciplíny, jako jsou systematická botanika nebo zoologie, řeší dílčí ekologické otázky u každého druhu. Ve všech uvedených případech jde o **ekologii speciální**. Vedle ní existuje **ekologie obecná**, která zobecňuje ekologické jevy bez ohledu na prostředí a taxonomickou skupinu.

1. 5. Specifika ekologie lesa

Ekologie lesa je aplikovaný obor ekologie, zabývající se výzkumem lesních ekosystémů. Díky **systémovému přístupu** má široký záběr a lze v ní aplikovat jak metody všech tří tradičních ekologických směrů (autekologie, demekologie, synekologie), tak specifických metod (**eko**)**systémové ekologie**. Důvodů pro rozvíjení tohoto oboru je několik:

- 1.) Je to zejména tendence přejít od chápání lesa na základě do značné míry izolovaných složek, k chápání celostnímu – *ekosystémovému*. Je pak snahou toto ekosystémové chápání lesa přenést i do přístupů v pěstování lesů a hospodaření s lesem jako přírodním zdrojem, z hlediska setrvalého plnění všech jeho funkcí.
- 2.) *Ekosystémový koncept* vyvolává i nutnost rozvinout metodu *systemové analýzy* a modelování fungování ekosystémů, nebo jeho částí.
- 3.) Vzrůstající lidská populace působí větším tlakem na přírodní zdroje, včetně lesních ekosystémů a tento tlak má na mnoha místech charakter ekologických krizí, nebo ekologických katastrof, které vedou v lesních ekosystémech k výrazným změnám, jejichž studium a poznání přináší cenné poznatky pro další vývoj a management takto postižených lesů.

Vedle lokálních a regionálních katastrofických situací, probíhají navíc kontinuálně i další procesy, vesměs ještě rozsáhlejšího, někdy až globálnějšího charakteru, mající stejné katastrofické důsledky, jako např. dálkový přenos oxidů síry a dusíku a dalších látek a s tím spojené negativní důsledky na ekosystémy, globální změna klimatu, jako důsledek tzv. skleníkového efektu, procesy desertifikace (vzniku pouští) velkých území a jejich vyřazení z primární produkce apod.

Antropogenní vliv nabývá na síle ovšem i v oblastech, kde lidská populace nemá tak výrazný nárůst početnosti a je zde podmíněn zvýšenou hospodářskou aktivitou. Mezi první takovéto významné antropické vlivy na lesní ekosystémy v temperátní zóně, patřily v nedávné době zejména snižování rozlohy lesního půdního fondu ve prospěch zemědělství, dopravní infrastruktury, intravilánu (zastavění ploch), průmyslu apod., přičemž řada těchto vlivů přetrvává i v současnosti. Ještě větší změny ve struktuře lesních ekosystémů nastaly výraznou změnou druhové skladby lesních porostů a zejména pak změnami v chemismu atmosféry.

Na celé planetě, včetně našeho území, jsou dnes lesy pod velkým stresem. Stále probíhá odlesňování primárních tropických deštných lesů (cca 160 000 km² ročně) a rozsáhlé komplexy lesů temperátní a boreální zóny trpí fragmentací stanovišť, vedoucí k izolaci populací řady druhů organismů. To vše vede k úbytku biodiverzity, jejímž hlavním zdrojem na souši jsou právě lesy. V budoucnu se přitom předpokládá využití řady druhů těchto organismů, a proto jsou jejich ochrana a zachování naprosto nezbytné. Východisko pro budoucnost je dnes proto spatřováno v trvalé udržitelnosti lesů, zajišťující plnění všech jejich funkcí, včetně ochrany biodiverzity.

Z hlediska využívání lesů stojí proti sobě dnes dva koncepty – ekonomický a ekologický. První urychluje přeměnu přírodních lesů na lesy produkční a je motivován zejména stoupajícími požadavky na dřevní surovinu, druhý pak předpokládá větší využívání přírodních procesů, pro udržení větší stability lesních ekosystémů. Jedná se o konflikt zájmů, který je možné řešit pouze kompromisem, jenž povede jak k uchování přírodních procesů, tak k ekonomickému zhodnocení lesní produkce.

Studium ekologie lesa má tedy kardinální význam jak pro lepší pochopení samotných lesních ekosystémů, tak i pro možnost udržení jejich funkcí ve vztahu k celkovému životnímu prostředí člověka.

Otázky na procvičení:

1. Definujete ekologii a její dílčí směry.
2. Čím je specifický obor ekologie lesa a jak může využívat poznatky obecné a speciální ekologie?

3. Proč je nezbytná návaznost ekologie na další dílčí vědecké obory?
4. Jak souvisí poznatky ekologie lesa s hospodařením v lesních porostech?

Použitá a doporučená literatura:

ČESKÁ SPOLEČNOST PRO EKOLOGII. <http://www.cspe.cz/>

KLIMO E., MIDRIAK R., PELIKÁN J., BUČEK A., MATERNA J., 1994. Lesnická ekologie. MZLU v Brně. 167 s.

LAŠTŮVKA Z., KREJČOVÁ P., 2000. Ekologie. Konvoj s.r.o., Brno. 184 s.

STORCH D., MIHULKA S., 2000. Úvod do současné ekologie. Portál s.r.o., Praha. 156 s.

TOWNSEND C. R., BEGON M., HARPER J. L., 2010. Základy ekologie. Univerzita Palackého v Olomouci. 505 s.

2. Les jako ekosystém

2. 1. Základní pojmy a definice

Ekosystém - je funkční soustava živých a neživých složek zahrnující všechny organizmy na určitém území (**biocenóza**) v jejich vzájemných vztazích a ve vztazích s fyzikálními a geochemickými činiteli prostředí (**ekotop**). V každém ekosystému je možno rozlišit výrazné **potravní (trofické)** a **energetické vazby**. Všechny složky ekosystému jsou vzájemně propojeny výměnou, respektive **koloběhem látek**, jednosměrným **tokem energie** (od sluneční energie, přes **autotrofní** organismy až po **dekompozitory**) a předáváním informací. Živé organismy v ekosystému lze podle jejich převažující úlohy (funkce) rozdělit na **producenty**, **konzumenty** a **dekompozitory**. Dalšími důležitými znaky ekosystémů jsou **neustálý vývoj** a **samoregulace**, která podmiňuje stabilitu ekosystému (obr. 1 a 2).

Biocenóza (biologické společenstvo) je soubor populací všech organismů, které obývají určité území vymezené souborem abiotických faktorů (**ekotopem**). Jde o zákonité, časové a prostorové seskupení, závislé na geografických podmínkách a na ekotopu. Sousedící biocenózy jsou navzájem provázané množstvím různých vztahů, či závislostí. Její vnitřní rovnováhu nastolují a udržují **autoregulační mechanismy** (interakce uvnitř populací, mezi populacemi, mezi organismy a neživým prostředím). Organismy, které jsou součástí biocenózy, se vyznačují specifickými **životními strategiemi**, které jsou výsledkem evolučního vývoje v určitých typech prostředí (BOX 2.1.). Charakter fytoocenózy je pak ovlivněn přítomnými **životními formami rostlin** (BOX 2.2.).

Dle stupně přirozenosti rozlišujeme tři základní typy biocenóz: **přírodní** – bez jakýchkoliv antropogenních vlivů a zásahů; **přirozené** – jsou do různé míry ovlivněny lidskou činností, ovšem svým druhovým složením se blíží přírodnímu stavu v dané oblasti; **umělé (druhotné, náhradní)** – jsou vytvářeny záměrně nebo neřízeně (tzv. **biocenoidy**), v důsledku různých lidských aktivit. Jedná se např. o agrocenozy, okrasné, synantropní biocenózy apod.

Biom - je tvořen souborem strukturálně a fyziognomicky blízkých biocenóz pod vlivem více méně shodných makroklimatických podmínek v rozsáhlých oblastech Země (např. tajga, tundra, step). Biocenózy našeho území patří do biomu **opadavého širokolistého lesa** (též listnatý les severního mírného pásma).

Biotop - stanoviště druhu. Jde o prostředí vymezené souborem biotických a abiotických faktorů, přičemž biotické faktory jsou určeny přítomným společenstvem, které zase podmiňuje výskyt jednotlivých druhů (např. společenstvo lesa podmiňuje výskyt lesních druhů a naopak). Tento termín se používá *nejčastěji ve vztahu k živočišné složce*, zatímco u rostlin se označuje stanoviště pojmem **ekotop**.

Ekoton - je přechodné společenstvo nacházející se v místě, kde se setkávají sousední biocenózy. Typickým jevem je zde *vyšší počet druhů organismů* oproti oběma sousedním biocenózám (tzv. **ekotonový efekt**). Nalezneme zde druhy jak z obou biocenóz, tak druhy specifické jen pro tuto přechodnou zónu. Ekotony mezi **biomy** označujeme jako **zonoekotony** (např. pásmo lesostepí apod.).

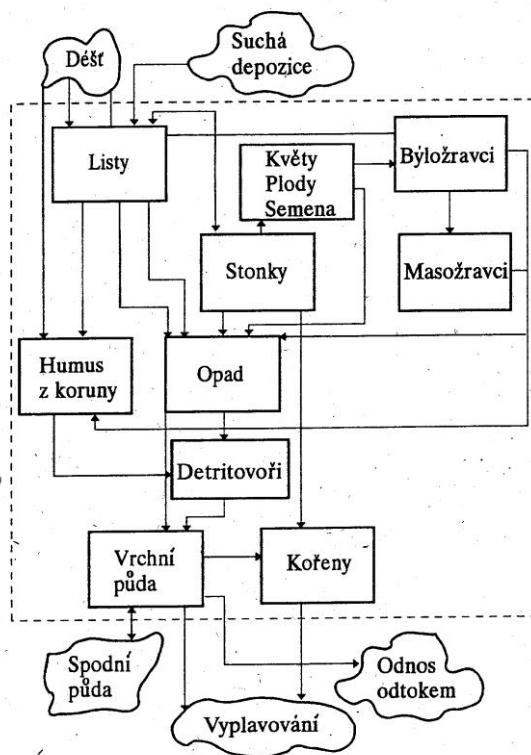
hlodavci. Populace r-strategů reagují okamžitě na jakékoliv zlepšení životních podmínek prudkým růstem, což znamená, že tíhnou k přemnožování a gradacím.

Rostliny

R (ruderální) – rostliny odolné vůči narušování biomasy, nesnášející stres, mají velkou reprodukční schopnost, rychlý růst, vývoj a tvorbu biomasy, mají exponenciální růst početnosti. Vyskytují se na stanovištích s dostatkem zdrojů, která obsazují ze všech rostlin jako první (ruderální plochy, orná půda, břehy vod s kolísající hladinou atd.), jsou zde však vystaveny silnému narušování ze strany herbivorů. Patří sem např. typické druhy ruderálních stanovišť jako merlíky (*Chenopodium* spp.), lebedy (*Atriplex* spp.) apod.

S (stres snášející) – druhy tolerantní vůči stresu, citlivé k narušování, s nízkou reprodukcí, pomalým růstem, vývojem i tvorbou biomasy. Mají dlouhý věk a obsazují stanoviště s trvalým nebo periodickým nedostatkem určitého zdroje, k čemuž mají specifické adaptace (málo úrodné a degradované půdy, písčité přesypy, skály, slaniska, rašeliniště, vřesoviště). V lesních ekosystémech sem patří např. borůvka (*Vaccinium* spp.), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), či borovice (*Pinus* spp.).

C (konkurenční) – někdy označovaní též jako K, jsou rostliny s vysokou konkurenční schopností, vyskytující se pouze na stanovištích bez stresu a narušování. Dosahují velkých rozměrů a značné biomasy, jsou dlouhověké s relativně rychlým růstem a stabilní početností. Energií investují hlavně do vegetativních a zásobních orgánů. Jedná se vesměs o klimaxové druhy, jako jsou např. dub (*Quercus* spp.), buk (*Fagus* spp.), jasan (*Fraxinus* spp.), smrk (*Picea* spp.) z travin pak např. pýr plazivý (*Elytrigia repens*).



Obr. 2. Obecný model lesního ekosystému (podle Jeníka 1995a).

BOX 2.2. Životní formy rostlin

Rostlinné životní formy představují fyziognomicky a funkčně podobné typy rostlin vzniklé konvergentním vývojem. Zastoupení jednotlivých forem výrazně ovlivňuje charakter biocenózy. Dělí se podle způsobu umístění a ochrany obnovovacích orgánů (adaptace k přežití nepříznivého období). V oblastech s podobným klimatem se vyskytují stejné životní formy (u zcela nepřibuzných taxonů) a vznikají tak strukturálně podobné biocenózy.

Fytoplankton - drobné mikroskopické rostliny ve vodním sloupci (řasy, sisnice)

Terofyty – jednoleté byliny přezimující diasporou (merlíky aj.) či ve stadiu listové růžice (ozimy)

Hydrofyty – vodní kořenící rostliny mající obnovovací orgány ve vodě nebo na dně (stulík, rdest kadeřavý)

Geofyty – rostliny s přezimujícími orgány v půdě (oddenky, hlízy, cibulky aj.), např. sasanky, sněženky apod.

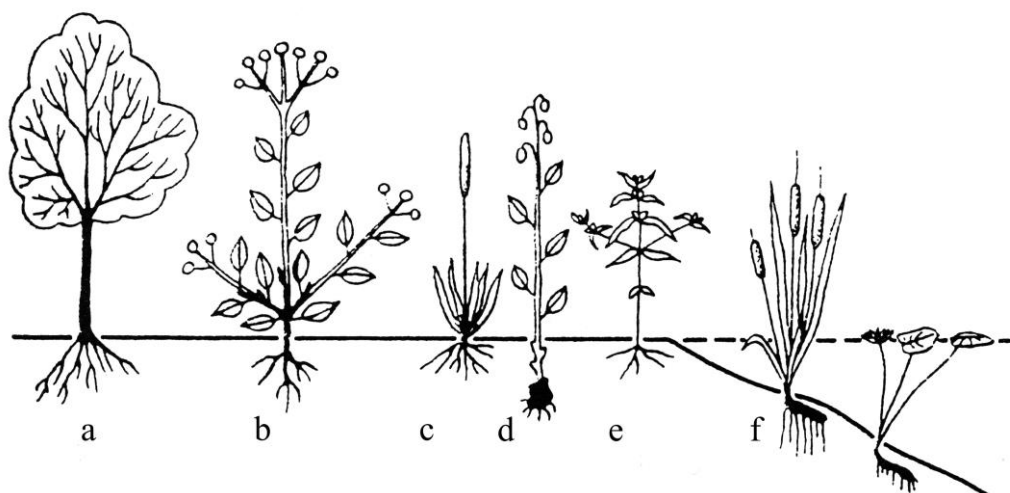
Hydrofyty a geofyty se díky svým obnovovacím orgánům, které jsou skryté ve vodě nebo v půdě, někdy společně označují jako **kryptofyty**.

Hemikryptofyty – rostliny s pupeny na povrchu půdy, které jsou chráněné šupinami, odumřelými listy apod. (smetanka, třezalka aj.)

Chamaefyty – drobné keře s obnovovacími pupeny nad zemí do výšky 30 cm (borůvka, kručinka)

Fanerofyty – rostliny s obnovovacími pupeny výše než 30 cm (keře, stromy, liány, sukulenty, kaktusy aj.)

Epifyty – rostliny rostoucí na fanerofytech (řasy, lišejníky, mechy, orchideje, apod.)



Obr. 3. Životní formy rostlin; a – fanerofyt, b – chamaefyt, c – hemikryptofyt, d – geofyt, e – terofyt, f – hydrofyt (Laštůvka, Krejčová 2000).

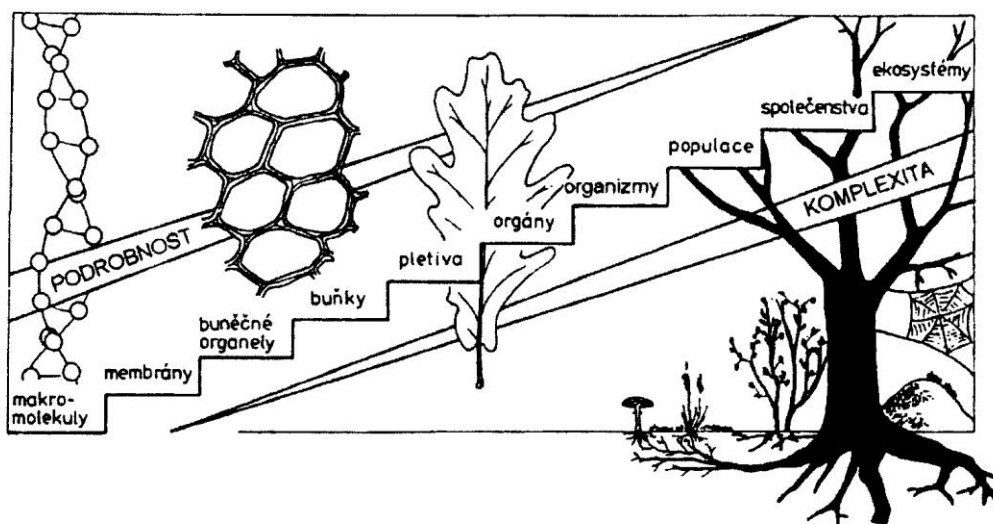
2. 2. Úrovně biotické organizace lesního ekosystému

Život lesa se odehrává v různých časoprostorových stupních (mikroskopických a makroskopických, krátkodobých a dlouhodobých) a *na různých hladinách biotické organizace* – konkrétně na úrovni *molekulární, buněčné, orgánové, organismů, populační, biocenotické* (společenstev) a *ekosystémové* (obr. 4). Projevy na jedné hladině pak zapadají hierarchicky do úrovní vyšších a nižších. Stupnice podle rozměrů na jednotlivých úrovních však nemusí souhlasit s hierarchií podle hladiny biotické organizace (např. jediný strom – *organismus*, je větší a těžší než celé *populace* bylin, *buňka* ptačího vejce je větší a těžší než celé *orgány* nebo *jedinci* některých živočichů).

Na první pohled, či v krátkodobém horizontu, nelze rovněž postihnou změny a dynamiku lesního ekosystému a proto je pro pochopení vývoje lesa, jehož klíčové organismy (stromy) se mohou dožívat až několika set let, potřebný *opakovaný* či *dlouhodobý monitoring*. Život lesa je *neustálá proměna látek (v rozmanitém stavu), koloběh látek, tok energie, přenos informací atd.* Proto jsme schopni jen zhruba rozlišit jednorázově izolovaně nazírané složky/prvky, tvořící *prostorovou stavbu, čili strukturu* lesního ekosystému a mnohosměrné vztahy mezi těmito prvky představující *provoz, čili funkce* lesního ekosystému. Pro pochopení větší části této struktury a provozu je pak zapotřebí využití řady fyzikálních, chemických a biologických metod.

2. 3. Stavba lesního ekosystému

Stavba lesního ekosystému se při výše uvedené rozměrové a organizační složitosti definuje a popisuje jen obtížně. Jednou z cest je *sestavování zjednodušených grafických nebo matematických modelů a schémat*, které často nalezneme v řadě současných učebnic ekologie. Tyto dvourozměrné modely pochopitelně jen stylizují prostorovou strukturu lesa a zdůrazňují klíčové prvky nebo doprovodné energeticko-materiálové toky (BOX 2.3., obr. 7). S rozvojem výpočetní techniky se pak dnes za pomoci různých softwarů stále více využívají i složitější *trojrozměrné modely* lesních ekosystémů, které však stále ještě nejsou schopny postihnout jejich komplexní stavbu a strukturu.



Obr. 4. Hladiny biotické organizace v lesním ekosystému. Poznanky z nižších úrovní umožňují vysvětlit struktury a funkce na úrovních vyšších. Poznanky z vyšších úrovní pak dávají smysl procesům na hladinách nižších (podle Jeníka 1995b).

Na struktuře lesního ekosystému se podílejí jak složky neživé (*abiotické*), tak živé (*biotické*). Poměrně dobře jsou už lesnickou ekologií kvantifikovány vybrané fyzikální prvky abiotického prostředí, jako záření, teplo, parciální tlak plynů apod., stejně jako i chemismus ovzduší a půdy (makro a mikroelementy, prvotní minerály, druhotné jílové minerály). Obtížnější je to však se složitějšími látkami organického původu, které tvoří těla živých organismů a hromadí se v humusu. Při obrovské rozmanitosti organických látek a početnosti mikroorganismů, rostlin a živočichů je *biochemická a taxonomická inventarizace lesních ekosystémů zatím velmi nedokonalá*.

Vedle stromů, které jsou v popředí zájmu lesníků, se v lesním ekosystému uplatňují další klíčové organismy, které jsou většinou nenápadné a prostým okem neviditelné. Právě tyto symbiotické, parazitické a saprofytické životní formy se výrazně podílejí na koloběhu látek, toku energie a přenosu genetické informace, která má návazné energeticko-materiálové důsledky. Běžný lesník rozlišuje v zjednodušeném pojetí jen „rostliny“ a „živočichy“, což jsou v moderní biologii kategorie značně široké a neurčité. V moderním biologickém pojetí je biodiverzita lesa složená z *prokaryont* (bakterií), *protist* (jednobuněčných živočichů a rostlin), *hub*, tajnosnubných a jevnosnubných *rostlin*, *bezobratlých* a *obratlovců*. Z této palety životních forem zůstává pak ještě velké procento neznámé.

Vedle dřevin, které vytvářejí hlavní prostorovou strukturu lesa, se v životě a reprodukci lesního ekosystému uplatňují i další rostliny, z nichž v zájmovém spektru lesníků jsou vesměs jen trávy a byliny. Opomíjené jsou pak mechy, játrovky a půdní a epifytické řasy. Z hub jsou dobře zmapováni zástupci stopkovýtrusných, zejména choroše a všechny typy hub

tvůřící kloboukaté plodnice. Poněkud stranou pak zůstávají ostatní skupiny hub (vřeckaté, nedokonalé) a lišejníky. Zcela nedokonale jsou pak známy půdní a epifytické bakterie, sinice, prvoci a „červi“ a některé skupiny členovců. Přitom mnohé z těchto druhů patří mezi detritofágní organismy, které mají obrovský vliv na dynamiku celého ekosystému. Znalost diverzity všech životních forem je problematická i v dobře probádaných evropských lesích, kde je v tomto směru rozvinutý kvalitní a intenzivní výzkum, v některých dalších (odlehlejších) oblastech světa se pak o biodiverzitě některých skupin organismů neví zatím prakticky nic. Z tohoto důvodu se při analýze a syntéze biotických složek lesního ekosystému uchylují odborníci ke **zjednodušenému modelování a simulacím**. Nejčastěji jsou využívány modely, v nichž jsou rozlišovány funkční kategorie podle způsobu výživy lesních organismů, např. „*autotrofní – heterotrofní*“, nebo „*herbivorní – omnivorní – karnivorní – detritivorní*“, či „*producenti – konzumenti – reducenti*“ (jednotlivé pojmy jsou vysvětleny v kap. 9).

Problematické je i stanovení početnosti jednotlivých organismů v ekosystému. V případě mikroorganismů a bezobratlých živočichů jde často o populace čítající tisíce až miliony jedinců na malé ploše. Např. v půdě smrkového lesa v Krkonoších žije na ploše 1 m² kolem 1 milionu jedinců půdních hlístic (Jeník 1995b), tedy poměrně velkých živočichů dlouhých 0,5–3 mm. Mikroskopické bakterie a houby se pak počítají v miliardách i v malém objemu půdy. K jejich sčítání a odhadu hmotnosti jsou dnes k dispozici poměrně **kvalitní metody vzorkování**, které dovolují zjistit zastoupení a účinnost některých funkčních skupin organismů (např. přítomnost bakterií rozkládajících celulózu) a umožňují celkovou bilanci látek a energie v ekosystému.

Klasické lesnické metody (dendrometrie, taxace) dnes dokáží na úrovni organismů a vyšších hladin biotické organizace, kvantifikovat značnou část biomasy dřevin, zejména **objem a hmotnost kmenů („hroubí“) stromů**, vedle to je však pro funkci lesního ekosystému potřeba znát i hmotnost sušiny veškerého listí, větví a kořenů, které jsou součástí potravních řetězců. Důležitá je i kvantita těl populací živočichů a mikroorganismů a to jak živé (*biomasy*), tak i mrtvé (*nekromasy*) organické hmoty. Směrem k nižším hladinám biotické organizace je analýza lesních ekosystémů ještě složitější a obtížnější. Důležitý je např. chemismus celulózy a ligninu, tvořící podstatnou složku organické hmoty v lese, stejně jako biochemické složení kůry, lýka, listí, květů a plodů všech lesních rostlin. Na složení a množství druhotných metabolitů (jako jsou alkaloidy, silice, vitamíny) závisí stabilita a „zdraví“ celého ekosystému. U subtilních a kvantitativně zanedbatelných chromozomů v buňkách všech organismů jde naopak jen málo o množství DNA, důležitější je její stavba a v ní obsažená informace, která rozhodne o potenciálních změnách a vývoji celého lesního ekosystému.

BOX 2.3. Struktura společenstva lesního ekosystému

1.) dělení dle taxonomické příslušnosti organismů (tzv. taxocenózy)

Fytocenóza – zahrnuje populace všech druhů rostlin. Podle nižších taxonomických jednotek můžeme pak rozlišovat dílčí fytocenózy - např. *lychenocenóza* (společenstvo lišejníků), *bryocenóza* (společenstvo mechů) apod.

Zoocenóza – zahrnuje populace všech druhů živočichů. Podle nižších taxonomických jednotek rozlišujeme pak dále řadu dílčích zoocenóz jako je např. *entomocenóza* (společenstvo hmyzu), *ichtyocenóza* (společenstvo ryb), *ornitocenóza* (společenstvo ptáků), *teriocenóza* (společenstvo savců) apod.

Mykocenóza – představuje společenstvo všech druhů hub v ekosystému. Dříve bývala řazena jako součást fytocenózy.

Mikrobiocenóza – společenstvo všech druhů mikroorganismů.

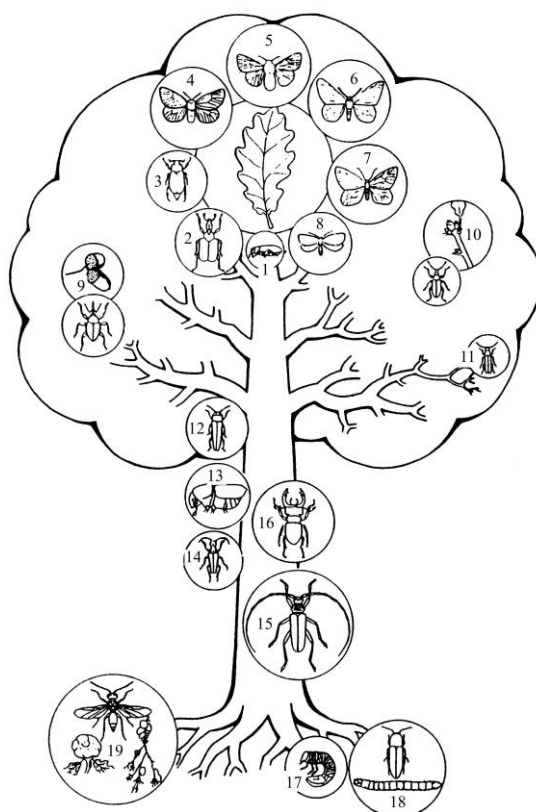
2.) dělení dle ekologických nároků organismů

Synuzie – soubory druhů organismů obývajících jen část biocenózy a mající určité společné ekologické rysy (funkce v ekosystému, způsob života apod.), příkladem mohou být synuzie drobných zemních savců, listožravého hmyzu, parazitů určitého hostitele, (**parazitocenóza**), apod.

Guildy (cechy) – skupiny druhů organismů, které využívají stejné zdroje (zejména potravní), např. bezobratlí potravně vázaní na dub (obr. 5), společenstva velkých býložravých savců, či společenstva velkých savčích predátorů.

3.) dělení dle prostorového uspořádání biotopu

1) vertikální dělení – je typické pro **lesní ekosystémy** a můžeme zde rozlišit tzv. **patra** neboli **biostrata**. Nejznámější členění je na patro **mechové**, **bylinné**, **keřové** a **stromové (korunové)**. Každé z pater pak obývá specifické dílčí společenstvo nazývané **stratocenóza**.



Obr. 5. Soubor druhů (cech) vázaných potravně na dub a diferenciaci jejich potravních nik; 1 – skákač dubový (*Rhynchaenus quercus*), 2 – zobonoska dubová (*Attelabus nitens*), 3 – chroust obecný (*Melolontha melolontha*), 4 – bekyně zlatořitná (*Euproctis chrysorrhoea*), 5 – bourovec prsténčivý (*Malacosoma neustria*), 6 – píďalka zhoubná (*Erannis defoliaria*), 7 – píďalka podzimní (*Operophtera brumata*), 8 – obaleč dubový (*Tortrix viridana*), 9 – nosatec žaludový (*Curculio glandium*), 10 – listohlod ovocný (*Phyllobius pyri*), 11 – páteříček tmavý (*Cantharis obscura*), 12 – polník zelenavý (*Agrilus viridis*), 13 – bělokaz dubový (*Scolytus intricatus*), 14 – tesařík korový (*Rhagium inquisitor*), 15 – tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), 16 – roháč obecný (*Lucanus cervus*), 17 – chroust obecný (*Melolontha melolontha*), ponrava, 18 – kovařík obilní (*Agriotes lineatus*), 19 – žlabatka (*Cynips* sp.); podle Duvigneauda (1988).

Příklad vertikální struktury lesního ekosystému (obr. 6):

- jde o vertikální rozvrstvení fytocenózy na jednotlivá **patra** (značí se písmenem E, odvozeno od francouzského slova **étage** – patro)

E0 – **přízemní**, čili mechové a lišejníkové – pokrývá půdu do 5 cm výšky

E1 – **bylinné**, rostliny s výškou 0,05 – 1 m

E2 – **keřové** (křovinné) – rostliny s výškou 1 –3 m

E3 – **stromové** – rostliny vyšší než 3 m

Patra lze rovněž dělit následujícím způsobem:

a) **patro kořenové** (R, jednotlivé etáže odpovídají přibližně půdním horizontům)

•svrchní (R₁) – 20 cm pod povrch půdy, odpovídá humusovému horizontu půdy

•střední (R₂) - do 20 - 100 cm hloubky půdy

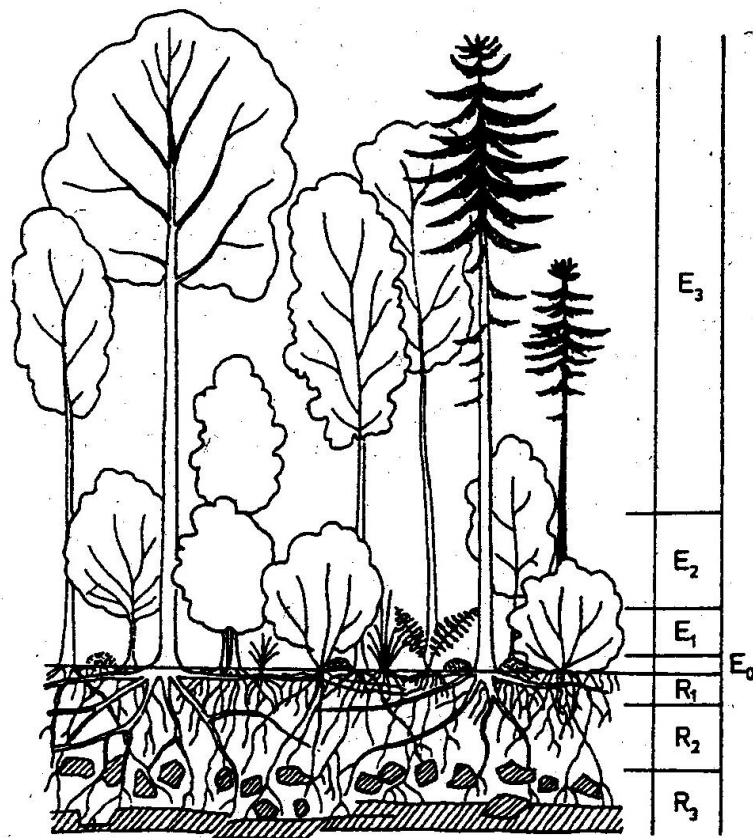
•spodní (R₃) - dosahuje do hloubky půdy větší než 100 cm

b) **patro kmenové**

c) **patro korunové**

II) horizontální dělení – je typické hlavně pro bažinaté a vodní biotopy (podle hloubky vody, utváření dna a břehu apod.) a rozlišujeme zde tzv. **zóny (biochoria)** společenstev. Jednotlivá biochoria pak obývají specifická společenstva nazývaná **choriocenózy**.

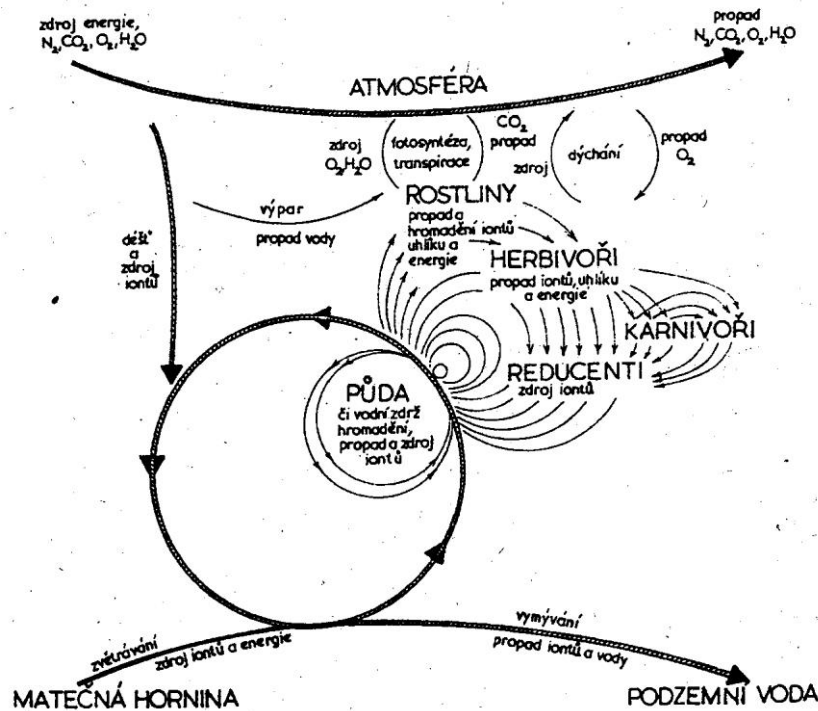
Vedle výše uvedeného členění můžeme vymezit ještě i některé další specifické strukturální části lesního ekosystému, jako je např. **merotop**, který představuje **nejmenší strukturální část biotopu**, která je ještě předmětem ekologických studií. Jeho dílčí společenstva organismů jsou tzv. **merocenózy** (např. merocenózy trsu trávy, skupiny listů, kmene stromu apod.). Za samostatnou strukturální jednotku bývá považována i **pedocenóza**, tj. společenstvo půdních druhů organismů (též tzv. **edafon**).



Obr. 6. Vertikální nadzemní a pozemní struktura (patrovitost) lesního ekosystému na příkladu opadavého širokolistého lesa s příměsí jedle bělokoré (*Abies alba*) ve střední Evropě (podle Jeníka 1995a). Symboly jsou vysvětleny v textu výše.

2. 4. Funkce lesního ekosystému

Lesní ekosystém prodělává neustálé změny a jeho provoz lze popsat podle změn ve třech oblastech jeho organizace: 1) podle toku a koloběhu látek, 2) toku energie a 3) přenosu genetické informace. V temperátních lesích Evropy a Severní Ameriky jsou dobře popsány tzv. biogeochemické cykly, např. koloběh vody, koloběhy důležitých minerálních látek, jako jsou vápník, hořčík a draslík, i přenos významných složek organických látek, zejména uhlíku, dusíku a síry. Významné směry přenosu důležitých prvků v lesním ekosystému a okolním prostředí, znázorňuje obr. 7.

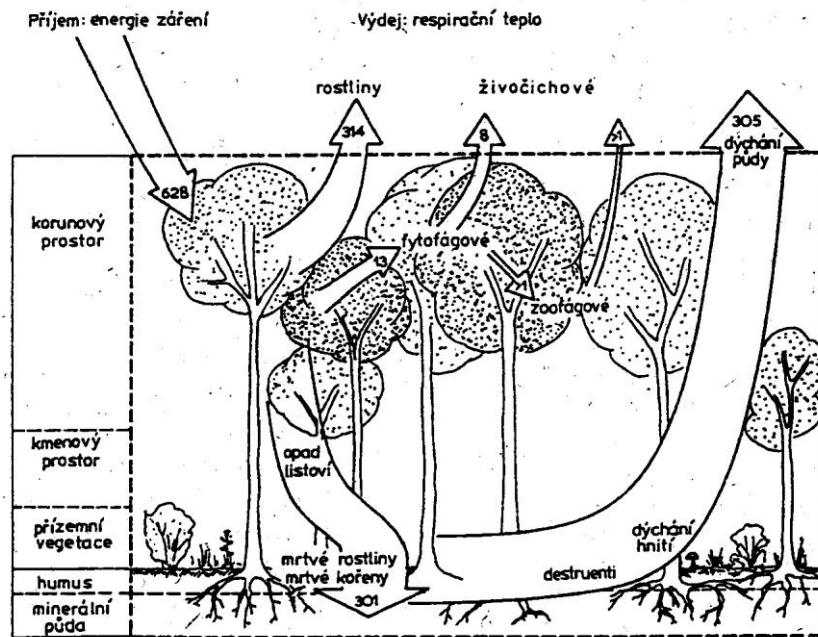


Obr. 7. Model biogeochemických cyklů a energetických toků v ekosystému (Jeník 1995b).

Dobře lze postihnout funkci lesního ekosystému podle toku energie, která do ekosystému vstupuje, bývá v něm transformována a využívána pro životní pochody a posléze z něj odchází v podobě prodýchaného tepla. Tok energie lze zjistit a popsat pomocí fyzikálních měření ve vzdušném a půdním prostředí a vyjádřit v hodnotách energetických jednotek (např. joulů, dříve nejčastěji kalorií) vázaných jako potenciální chemické energie v různých složkách tzv. potravních řetězců nebo potravní sítě ekosystému. Rozlišuje se primární produkce autotrofních a sekundární produkce heterotrofních složek ekosystému. Na základě stanovené biomasy se vytvářejí potravní pyramidy, které zviditelňují hierarchickou závislost mezi životními formami v lese.

Ekologická energetika je důsledně postavená na termodynamickém základě. V prostředí lesa a mezi stanovištěm a lesními organismy dochází k výrazným přenosům energie třemi způsoby – zářením, molekulárním sdílením a prouděním (v posledním případě jen za podmínky, že jedna složka je ve skupenství plynném nebo kapalném). Měřením záření a stanovením tepelné energie ovzduší, půdy a těl lesních organismů se lze dobrat k optimalizaci některých těchto přenosů. V ekosystému je zejména důležitou asimilace energie během fotosyntézy producentů, ztráty energie dýcháním a předávání potenciální chemické energie v potravě. Vedle základní termodynamické věty o zachování energie platí ve vnitřní potravní síti pravidlo o nutné degradaci energie (v každém procesu se část potenciální energie přemění na nevyužitelné teplo) a Darwin-Lotkovo pravidlo o maximalizaci vložené energie při souběžné 50% tepelné ztrátě.

Ekologická energetika umožňuje výpočet energetických procesů, které probíhají v ekosystému mezi producenty, konzumenty a reducenty (obr. 8). Umožňuje tedy **kvantifikovat pochody** související s vývojem přirozeného lesa i s pěstováním kulturních lesních porostů či plantáží dřevin. Lze např. spočítat energii vydanou na umělou obnovu (včetně energie spotřebované v lesních školkách), výchovnou péči, probírky, hnojení apod. Všechny lesnické zásahy vyžadují **vklad dodatkové energie**, která musí být započítána do srovnávacích ekonomických bilancí. Energie je tedy nejvhodnější společný jmenovatel, na který lze převést všechny důležité ekosystémové procesy, včetně těžebních zásahů a přírodních disturbancí, jako jsou polomy, vývraty a požáry. V energetických jednotkách lze také vyjadřovat intenzitu lesnických meliorací.



Obr. 8. Model energetického toku v listnatém lese (podle Jeníka 1995b).

2. 4. 1. Přenos genetické informace

Vedle energetických a materiálových vazeb jsou v ekosystému neméně důležité i přenosy informací, konkrétně vklady, přenosy a ztráty genetické informace. V kulturních lesích pak k tomu přistupují i vklady, přenosy a ztráty *kulturní informace*, jejímž nositelem je profesionální lesník. Strukturu lesního ekosystému dalekosáhle určují **genetické vlastnosti vnášené do ekosystému z genofondu autochtonních populací rostlin a živočichů** anebo vlastnosti získané zvenčí od alopatrických populací stejného druhu (např. opylováním), či nepůvodních druhů (spontánní invazí nebo introdukcí). I při preferenci přirozené obnovy v pěstování lesa jsou dnes lesníci často nuceni se za nevhodných podmínek (např. kalamitní holiny) uchýlit i k umělé obnově či k využití introdukovaných druhů dřevin, což však sebou vždy nese rizika spočívající ve skrytém genomu, jemuž chybí genetický kontext s geny domácích druhů či populací a bude tedy rušivým článkem v hierarchii biotické organizace a biodiverzity autochtonního (původního) lesa. Ani při striktním využití umělé obnovy a nepůvodních druhů dřevin na místě původního porostu však nelze kompletně změnit autochtonní genetickou informaci. V ekosystémovém pojetí je totiž nutné počítat s „bankou“ a „deštěm“ autochtonních diaspor (semen, spor a zárodků rostlin, živočichů a mikroorganismů), která spontánně vstupuje do vývoje i uměle obnovovaného lesa a tak i striktně řízená stromová plantáž je do značné míry přírodním objektem.

O zdraví a ekologické stabilitě lesního ekosystému rozhoduje genetická informace obsažená v náletu parazitických bakterií, hub a hmyzu, stejně jako genetická informace spor půdních mikroorganismů, které udržují koloběh živin nebo dokonce se přímo podílejí na výživě stromů (např. symbiotické houby tvořící mykorhizy). Také myslivost pečující o únosné stavy a genetické vlastnosti lovné zvěře, ovlivňuje genetickou diverzitu, včetně karnivorních a parazitických konzumentů.

Pomocí struktury chromozomů a skladby izoenzymů lze potenciální náboj informace obsažené v genomech zúčastněných populací s jistou pravděpodobností předvídat a kvalitativně odhadovat. Informaci však nelze měřit (a to v žádných jednotkách) protože tato složka ekosystému ve své podstatě není ani látkou ani energií. V této úrovni se tak ekologický výzkum dostává do návaznosti na **kybernetiku** (vědu o informacích). Informace má však následný dopad ve všech hmotných strukturách a energetických vazbách lesního ekosystému, zejména v jeho stabilitě a setrvalém vývoji.

2. 5. Stabilita a diverzita lesního ekosystému

Stabilita lesního ekosystému je rovnovážný stav energeticko-materiálových a informačních vazeb, projevující se neustálým vývinem, růstem a reprodukcí zúčastněných populací producentů, konzumentů a reducentů. Stabilita je výrazem „zdraví“ lesa a tedy i dlouhodobého stavu odolnosti vůči stanovištním stresům, populačním výkyvům a změnám biodiverzity. Stabilní lesní ekosystém je schopný rychlé rehabilitace i po nepředvídatelném narušení mechanickými silami.

Ekosystémová a genetická analýza lesního ekosystému prozrazují, že pro zdravý a trvale prosperující les je potřeba **mimořádná souhra genomů** stovek až tisíců druhů organismů. Zdravé lesy se z hlediska floristického, faunistického a mikrobiálního složení vyznačují jistým stupněm **redundance** (nadbytečnosti), která se v ekosystému projevuje tím, že vedle sebe žijí druhy i jen s minimálně se překrývajícími **nikami**. Tato koexistence umožňuje, že se v době bezporuchového provozu ekosystému optimálně **rozvíjejí právě druhy a genotypy nejlépe přizpůsobené a s nejvyšší růstovou a reprodukční kapacitou**. V případě narušení stanoviště může být pak náhodně vyřazený (vyhubený) druh nahrazen jiným, funkčně blízkým druhem, což pomáhá udržet ekologickou stabilitu lesního ekosystému. Výsledkem ekosystémové analýzy pro lesní hospodaření je tedy zásada **udržovat v lesích maximální přirozenou biodiverzitu všech organismů**, jejichž soužití prověřila předchozí staletí, či tisíciletí v přirozených lesních ekosystémech. Tato zásada se jeví i jako ekonomicky dlouhodobě výhodná.

Přírodní lesy, které rekonstruuje geobotanika a předpokládá na základě stanovištního a historického průzkumu lesnická typologie, však nejsou uzavřeným systémem s plně obsazenými nikami. I v těchto lesích zůstává funkční prostor pro další populace, které lze v lesnické praxi využít při návrhu pěstebních směsí nebo opatrné introdukci alochtonních druhů dřevin či lovné zvěře.

Do lesních kultur, monokultur a kulturních porostů vnáší lesník tzv. **technologickou**, čili **kulturní informaci** (vybírání, sázání, šlechtění, pěstování, obnovování, vysazování, vychovávání, meliorování, atd.). Fytotechnické zásahy lesníků jsou de facto setrvalým proudem dodatečné informace, doplňující všudypřítomnou přírodní genetickou informaci. Intenzivně pěstované lesy však vyžadují i dodávky dodatečné energie, do které lze započítat energii z nafty spalované v motorech lesní techniky, energii potřebnou pro výrobu pesticidů, chemickou energii v potravinách lesních pracovníků a veškerou energii spotřebovanou při profesionálním školení lesníků.

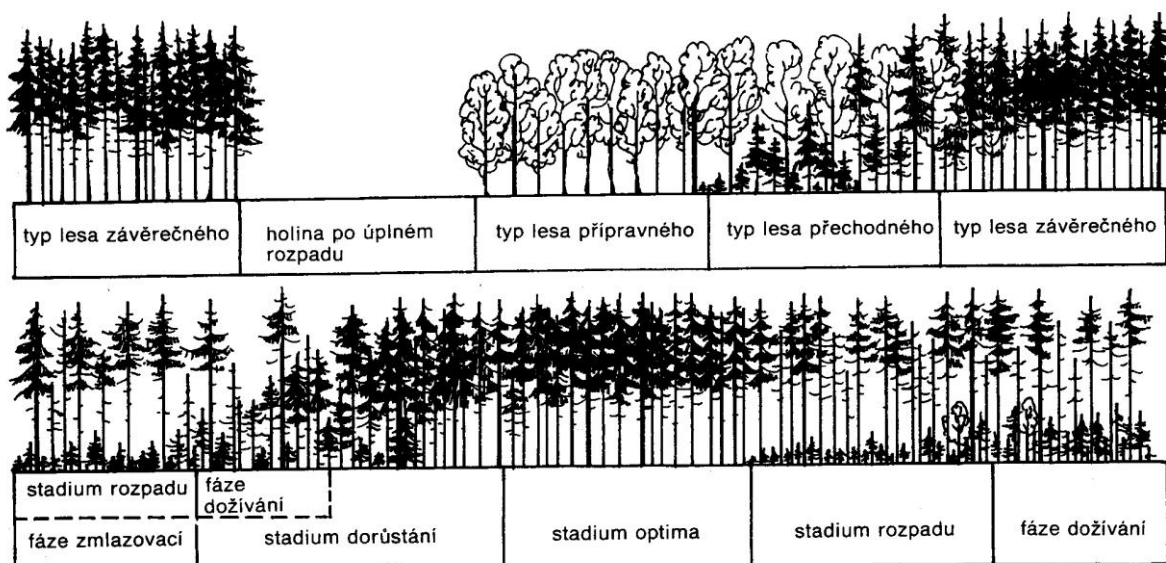
2. 6. Vývojové cykly lesních ekosystémů

Přírodní lesy jako dynamické systémy prodělávají cyklické změny, které nazýváme vývojovými lesními cykly. Rozlišujeme **velký** a **malý vývojový cyklus lesa**, které probíhají přirozeně v lesích nenarušovaných lidskou činností (obr. 9). V prvním případě je významná účast ekologické **sukcese** po velkoplošné disturbanci ekosystému lesa (tj. opětovný vývoj lesní biocenózy až ke klimaxu - viz. BOX 2.4.), přičemž vnější podmínky zůstávají nezměněny, ve druhém případě pak mluvíme pouze o obnově lesa.

Velký vývojový cyklus lesa

Velký vývojový cyklus je spojen s katastrofickým rozpadem lesa na velkých plochách. Ten je v přírodních podmínkách způsoben např. silným větrem, požáry, či dalšími abiotickými vlivy, nebo i faktory biotickými, jako např. přemnožením některých druhů herbivorů (např. fytofágního hmyzu). Některé typy lesních ekosystémů mají značné predispozice k výskytu těchto událostí, jiné jsou na ně dokonce adaptovány a bez jejich působení se neobnoví. Tímto způsobem se běžně obnovují ekosystémy tajgového biomu nebo některé typy borových lesů (porosty s kontinentálním a suchým klimatem) v Severní Americe.

Často jsou katastrofy tohoto rozsahu působeny i člověkem (imise, přemnožení škůdců, požáry), nejjednodušší simulací takového zásahu je např. velkoplošná holoseč. V případě velkoplošného rozpadu lesního ekosystému se na nějakou dobu ztrácí charakter plochy jako lesa a výrazně se mění mikroklimatické i ostatní fyzikální podmínky prostředí. Roste intenzita a amplituda radiace, zvětšují se tepelné rozdíly, dochází ke zvýšené mineralizaci a dočasně vyšší nabídce živin, zvyšuje se půdní vláha a může dojít až k zamokření lokality. Kromě bylinné a travní vegetace reagují na tyto změny též některé dřeviny, které využívají dočasné absence konkurenčně silnějších druhů a využívají volný prostor (niku) pro existenci svých vlastních populací. Po disturbanci nastupuje ekologická sukcese vedoucí k obnově lesního prostředí a to až k závěrečnému, klimaxovému společenstvu. Velký cyklus je tvořen třemi stádii: **1.) stádium přípravného lesa** (přípravný les), **2.) stádium přechodného lesa** (přechodný les), **3.) stádium vrcholného, závěrečného lesa** (vrcholný les, klimax).



Obr. 9. „Velký“ vývojový cyklus přírodních smrčín v boreální tajze (obr. nahoře) a „malý“ vývojový cyklus (obr. dole) v horských smrčínách Slovenska (podle Jeníka 1995a).

1.) Stadium přípravného lesa - je spojeno s expanzí dřevin označovaných jako přípravné či pionýrské. Ty jsou relativně odolné vůči extrémům fyzikálního prostředí a jsou méně náročné i na půdní podmínky - v našich poměrech to jsou především různé druhy bříz, jíva, osika, na vlhčích stanovištích i olše, podobně i borovice a modřín. Tyto dřeviny se kromě odolnosti a nízké náročnosti vyznačují: 1.) *rychlým růstem*, 2.) *častou a bohatou úrodou semen*, 3.) *jistou extenzitou ve využívání životního prostoru (řídký zápoj i kořenový systém)*, 4.) *nižší konkurenční schopností*, 5.) *nižší růstovou vytrvalostí* a 6.) *kratším věkem*. To je většinou vylučuje ze závěrečných stádií lesa a omezuje na stanoviště s extrémním charakterem.

2.) Stadium přechodného lesa – představuje kombinaci přípravných druhů dřevin a nově expandujících náročnějších druhů. Přes extenzitu využívání prostoru ovlivňují přípravné dřeviny prostředí natolik, že získává opět charakter lesního stanoviště a vznikají tak **podmínky pro obnovu náročnějších dřevin, zpravidla polostinných a stinných druhů** (jedle, buk, smrk, javor atd.). Tyto dřeviny jsou charakteristické následujícími vlastnostmi: 1.) *nesnášejí podmínky bezlesí*, 2.) *jsou náchylné na poškození mikroklimatickými extrémy*, 3.) *snášejí relativně vysoké zastínění*, 4.) *snášejí dobře konkurenci jiných jedinců*, 5.) *v mládí rostou pomaleji, přírůst kulminuje a zachovává si vysokou intenzitu až v pozdějším věku*, 6.) *jsou většinou dlouhověké s charakterem C-stratégů*. Postupnou obnovou s podrůstáním těchto dřevin pod lesem přípravným tak vzniká **les přechodný**, který je zpravidla dvojetážový.

3.) Stadium lesa závěrečného (klimaxového) – v tomto stádiu postupně dochází k dorůstání klimaxových dřevin, které nakonec zcela vytlačí dřeviny přípravné a úplně je nahradí. Klimaxový les je v daných podmínkách zpravidla nejproduktivnější ekosystém a vyznačuje se maximální akumulací biomasy. Bývá zpravidla i nejstabilnějším typem ekosystému, jaký může v daných podmínkách vzniknout. Poznání zákonitostí jeho vzniku i obnovy má zásadní význam pro hospodaření v lesích na ekologických základech, zejména pro zajištění a zvýšení stability, produkce a pro volbu optimálních pěstebních postupů.

Malý vývojový cyklus lesa

Probíhá pouze v klimaxovém stádiu lesa, vzniklého v rámci velkého lesního cyklu a obnovuje jeho strukturu v rámci střídání generací jednotlivých dřevin na daném stanovišti. Trvání jednotlivých stádií a fází Malého cyklu lesa je závislé především na dlouhověkosti (nebo krátkověkosti) jednotlivých druhů dřevin a vhodnosti daného stanoviště. V boreálních lesích se Malý cyklus lesa opakuje na určitém stanovišti většinou jen několikrát, než dojde opět k velkoplošnému rozpadu. V lesích mírného pásu, tropických a vlhkých subtropických lesích je katastrofický rozpad velmi řídkým jevem a při změnách struktury lesa převažuje výrazně Malý cyklus lesa, který v rámci lesního celku tvoří mozaiku různých stádií a v podstatě různověkých skupin na rozloze několika desetin nebo několika málo hektarů. Vývojové cykly jednotlivých generací se překrývají, mezi dvěma stádii stejné kvality na témže stanovišti je tedy menší časový interval, než je délka vývojového cyklu.

Z hlediska vývoje lesa je důležité i **rozmístění jednotlivých stádií a fází v rámci plochy lesa** (textura přírodního lesa). Odpovídá vývojovému stavu jednotlivých částí a typu a intenzitě vývojových procesů. Je výsledkem předcházející dynamiky a dokládá historii vývoje lesa včetně antropických vlivů. Naznačuje i vztah ke stabilitě, čím je maloplošnější, tím je vývoj pozvolnější a stabilnější, zároveň s ní souvisí i větší druhová pestrost a větší terénní členitost. Velkoplošná textura naopak indikuje náhlejší změny a méně stabilní les. V našich podmínkách se jednotlivé strukturní typy střídají na rozlohách asi 300 až 700 m², ve smrčinách 0,5 ha a více. Obecně platí, že plošný podíl jednotlivého stádia (fáze) odpovídá i časovému podílu na trvání celého vývojového cyklu.

Malý cyklus lesa tvoří tři stádia: **1.) stádium optima**, **2.) stádium rozpadu**, a **3.) stádium dorůstání**.

1.) Stádium optima - jednotlivé dřeviny a jejich jedinci se vyznačují výrazně delší dobou života, než je doba jejich intenzivního růstu. Dochází tak k vytvoření **výškově vyrovnaného porostu, s větší tloušťkovou diferenciací a zejména s velkými věkovými rozdíly**. Toto stádium je charakterizováno poměrně malým počtem stromů velkých dimenzí na plošné jednotce lesa, výrazně převládají stromy nejvyšších tloušťkových tříd. Ztrácí se patrovitá struktura a často se vytváří horizontální zápoj podobný stejnověkému hospodářskému lesu. Typická je malá intenzita světla dopadajícího na povrch půdy. Na konci tohoto stádia se porost dostává do fáze stárnutí, kdy začínají odumírat jednotlivé stromy a nastupuje první obnova.

2.) Stádium rozpadu - zásoba a počet kmenů starší generace rychle klesá, zvyšuje se počet a růst generace nové. Z tohoto hlediska je porost ve fázi obnovy. Rozmístění skupin a jedinců původního a nastupujícího porostu je po ploše rozmístěno nepravidelně. Zásoba odumírajících stromů není v plné míře nahrazována přírůstem stromů mladých a někdy výrazněji, někdy méně patrně, klesá. Na povrchu půdy se **hromadí mrtvé dřevo**. V tomto stadiu se **překrývají fáze dožívání pro starší generaci a fáze obnovy pro následnou generaci dřevin (počátek přirozené obnovy)**.

3.) Stádium dorůstání - dominance původního porostu klesá, podíl porostu nového se zvyšuje. Dostává se tak do stádia dorůstání, do strmého vzestupu, kdy zásoba spodní a střední etáže rychle roste. **Zápoj je stupňovitý až vertikální** (event. výběrná fáze, výběrná struktura, výstavba). V tomto stádiu je **největší tloušťková, výšková i plošná diferenciace**. Z hlediska staršího porostu, pokud jsou jeho jedinci ještě přítomni, jde o fázi dožívání.

BOX 2.4. Dynamika vývoje lesních biocenóz - sukcese

Sukcese - je proces vývoje biocenózy, směřující k nastolení jejího **rovnovážného stavu** s abiotickým prostředím (pomocí systému autoregulačních mechanismů). Vnější projevem tohoto procesu je rovnováha mezi příjmem a výdejem energie a hmoty. Jakékoliv vychýlení z této rovnováhy vyvolává okamžitě řetězec změn uvnitř biocenózy, vedoucích k jejímu opětovnému nastolení. Proces je provázen následnými změnami **druhového složení organismů** a směřuje k větší uspořádanosti a strukturální složitosti biocenózy, k akumulaci biomasy, energie a informací.

Podle faktorů, které sukcesi ovlivňují, rozlišujeme **sukcesi exogenní** (allogenní), kdy sukcesi udržují v pohybu postupně se měnící abiotické podmínky a **sukcesi endogenní** (autogenní), při které proces sukcese vychází ze samotné biocenózy.

Vedle toho můžeme vymezit i několik forem sukcese podle podmínek za jakých probíhají:

sukcese primární – probíhá na nově vzniklých ekotopech (korálové ostrovy, lávové příkrovy, výsyvky, lomy apod.)

sukcese sekundární – probíhá při obnově narušené nebo zničené biocenózy (např. po vykáceném lese)

sukcese zpětná (regresní) – dochází k degradaci biocenózy a vzniku sukcesně mladších stádií, což je výsledkem zhoršení podmínek prostředí (např., eroze, trvalé působení imisí, pastvy apod.).

Vrcholným stádiem sukcese je **klimax**. Jde o stádium vývoje biocenózy, u kterého je **příjem a výdej energie i hmoty** více méně vyrovnaný a **akumulace biomasy, energie i informací** je nejvyšší. Směrem ke klimaxu se procesy v biocenóze zpomalují, po jeho dosažení je každoročně fixovaná energie opět spotřebována a čistý přírůstek biomasy je nulový. Pravděpodobnost dosažení klimaxu závisí na délce sukcese a intervalech narušování biocenózy.

Formy klimaxu:

paraklimax – stav biocenózy, u které nemůže dojít k nastolení klimaxu, vzhledem k pravidelnému narušování společenstva extrémními přírodními podmínkami (např. subarktické oblasti) nebo antropogenními zásahy (zemědělsky, či lesnicky intenzivně využívané oblasti). Zdejší společenstva mají přesto více méně stabilní charakter závislý na trvalém vnějším narušování.

klimatický klimax – konečné stádium sukcese je v rovnováze s klimatem (u biocenóz na ekotopech s hlubokými a vyspělými půdami, např. přirozené lesní ekosystémy Evropy)

edafický klimax – jde o edaficky blokovaná sukcesní stádia, kdy se vlivem neobvyklých půdních poměrů (nedostatečně vytvořená půda, vlhko, sucho, nadbytek Ca, Mg, solí apod.) sukcese zastaví různě daleko před dosažením klimatického klimaxu (rašeliníštní biocenózy, podmáčené a suťové lesy, reliktní bory aj. biocenózy na skalách apod.).

Tab. 1: Některé rozdíly mezi ranými fázemi sukcese a klimaxem (podle Laštůvky a Krejčové 2000).

<i>vlastnost</i>	<i>raná sukcese</i>	<i>klimax</i>
druhy	malé, krátkověké	velké, dlouhověké
strategie	r-stratégové	K-stratégové
biomasa	malá	velká
čistý přírůstek biomasy	vysoký	nulový
vázaná energie	nízká	vysoká
vázané živiny	málo	mnoho
koloběh látek	rychlý	pomalý
tok energie	rychlý	pomalý
prostorová struktura	jednoduchá	složitá
trofická struktura	jednoduchá	složitá
druhovká diverzita	nízká	vysoká

2. 7. Otázky na procvičení:

1. Definujte ekosystém a popište jaké má vlastnosti.
2. Popište strukturu lesního ekosystému.
3. Jak by jste popsali provoz lesního ekosystému?
4. Jak lze v ekosystému definovat přenos informací?
5. Popište dynamiku lesního ekosystému na příkladu sukcese a klimaxu.
6. Definujte velký a malý vývojový cyklus lesa.
7. Jak lze využít znalostí o lesním ekosystému při lesním hospodaření?

2. 8. Použitá a doporučená literatura:

- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R., 1997. Ekologie. Jedinci, populace a společenstva. Universita Palackého Olomouc. 950 s.
- DUVIGNEAUD P., 1988. Ekologická syntéza. Academia, Praha. 320 s.
- JAKRLOVÁ J., PELIKÁN J., 1999. Ekologický slovník terminologický a výkladový. Fortuna, Praha. 144 s.
- JENÍK J., 1995a. Ekosystémy. Úvod do organizace zonálních a azonálních biomů. Univerzita Karlova, Praha. 135 s.
- JENÍK J., 1995b. Stavba a provoz lesního ekosystému. Národní lesnický komitét ČR. Sborník referátů a diskuzí NLK a ČLS, Praha – 10. listopadu 1994, str. 9–14.
- LAŠTŮVKA Z., KREJČOVÁ P., 2000. Ekologie. Konvoj, Brno. 184 s.
- MÍCHAL I., 1992. Ekologická stabilita. Ministerstvo životního prostředí ČR. 243 s.
- ODUM E. P., 1977. Základy ekologie. Academia, Praha. 733 s.

STORCH D., MIHULKA S., 2000. Úvod do současné ekologie. Portál s. r. o., Praha. 156 s.

ULBRICOVÁ I., 2010. Nauka o lesním prostředí. ČZU, Praha.
http://fld.czu.cz/vyzkum/nauka_o_lp/.

3. Historický vývoj lesů ve střední Evropě

3. 1. Základní pojmy a definice

Holocén (postglaciál) je nejmladším geologickým obdobím ve vývoji Země (geologická současnost), v průběhu kterého se formovalo přírodní prostředí tak, jak je známe dnes. Jedná se o mladší fázi **čtvrtohor (kvartér)**, s počátkem asi 12 000 let př. n. l. Navazuje na **würmský glaciál** (zatím poslední dobu ledovou trvající asi 100 tisíc let), který ukončil starší fázi čtvrtohor (**pleistocén**). Pleistocén byl charakteristický střídáním dob ledových (**glaciálů**) a meziledových (**interglaciálů**) a trval téměř 2,5 milionu let. Z tohoto pohledu je tedy holocén v podstatě jen další dobou meziledovou, kterou v budoucnu pravděpodobně nahradí nový glaciál. Vzhledem k dynamickému vývoji biocenóz, intenzivní pedogenezi a kolísání klimatu, se holocén dělí do několika dílčích období (Ložek 2007, 2011).

Preboreál (11500 – 10500 př. n. l.)

Jde o období následující po posledním glaciálu (dryas), kdy došlo k výraznému oteplení klimatu (přesto byly teploty asi o 5°C nižší než dnes) a zvýšení vzdušné vlhkosti. Oproti dnešku však bylo ještě poměrně sucho a klima bylo dosud výrazně kontinentální. Postupně docházelo k mizení permafrostu, půdy byly primitivní, vápnité (spraše) a oligotrofní. Krajina získávala pozvolna lesní charakter, v Českém masívu šlo převážně o formaci **březo-borové a boro-březové tajgy** (tzv. tajgová lúza) s omezenou druhovou diverzitou (borovice lesní, bříza pýřitá, bříza bílá, osika, jalovec, vrby, jeřáb s doprovodnou vegetací), jež je dnes zachována na mokřadech a rašeliníštích. V Karpatech a v Panonii došlo k šíření modřínu a limby a k pronikavé **expanzi smrku**, který vytlačil méně konkurenceschopné druhy do vyšších a nepříznivějších lokalit. Podobná situace mohla nastat i v severním podhůří Jeseníků. Oblast karpatských kotlin tak již získala charakter smrkové tajgy, na rozdíl od světlé tajgy, převažující v českých zemích. Chladnomilné formace (sprašová step, stepotundra, tundra) ustupují a místo nich se, na stanovištích nevhodných pro les, vyvíjejí teplomilnější, druhově bohatší a zapojenější černozemní stepi.

Boreál (10500 – 8500 př. n. l.)

Období je charakterizováno dalším vzestupem teplot, které byly v průměru vyšší než dnes (asi o 2°C) a stále relativním suchem. Postupně se vyvíjející půdy byly značně vápnité. Teplé oblasti byly charakteristické maximálním rozvojem černozemních stepí, které však začínají být výrazně plošně omezovány lesem. Dochází k nástupu jižních, xerothermních prvků na úkor reliktní glaciálních sprašových stepí a rovněž se utváří vegetace stinných lesů. Z dřevin se poprvé objevily **dub, jilm, lípa, javor, jasan a místně i líska** (v ČR např. Krušné hory). Dochází ke **vzniku doubrav** a v údolích řek se začaly vytvářet podmínky pro existenci **lužních lesů**. Ve středních a vyšších polohách se spolu s lískou **šíří smrk**, v nižších oblastech se objevily teplotně náročnější dřeviny, které však mohly vystupovat i do vyšších poloh než dnes. Les ovládl celou krajinu. Vegetace tundry, lesotundry a chladných stepí rychle ustupovala na extrémní lokality a do vyšších nadmořských výšek, umožňujících vznik glaciálních refugií. Významný byl v tomto období i výskyt řady větších jezer přetrvávajících z pozdního glaciálu (Třeboňsko, Českobudějovicko, Mostecko), které tvořily důležitou potravní základnu zdejších populací mezolitických lovců a sběračů (rybářství, lov ptáků, sběr semen kotvice *Trapa natans*).

Atlantik (8500 – 4000 př. n. l.)

V tomto období vrcholí vzestup teplot a srážek (oproti dnešku je o 2 – 3°C tepleji, s výrazně vyšší vlhkostí) a hovoříme proto o tzv. **holocenním klimatickém optimu**. V druhé polovině atlantiku (tzv. **epiatlantik**) se pak postupně ochlazuje až na téměř dnešní úroveň a srážek, s několika výkyvy, poněkud ubývá. Začíná silné zvětrávání a odvápnování (vymývání) půd, které se postupně prohumózňují. V českých zemích dosáhla maxima společenstva tzv. **smíšených doubrav** (*Quercetum mixtum*), dosahujících i do vyšších a severnějších poloh. Ve vyšších nadmořských výškách expandovaly **smrčiny** (v některých oblastech rostl smrk až o 400 m výše než dnes), rozšířené i azonálně v nižších expozicích (s olší). Od poloviny atlantiku se lokálně začíná šířit **buk**, prudce expandující koncem tohoto období, kdy se poprvé objevuje i **jedle**. Hranice lesa byla o 200 – 300 m výše než dnes a došlo k vymizení kleče v nižších pohořích (Jeseníky). V západní Evropě se hojně objevuje cesmína a tis, u nás je doložen častý výskyt břechťanu. Přirozená bezlesí (stepi, lesostepi) silně ustupují a do vývoje krajiny a lesa poprvé výrazněji zasahuje člověk – neolitický zemědělec (cca od 6000 př. n. l.). Osídlení se soustředilo zejména na sprašové oblasti, vzniká sekundární bezlesí.

Subboreál (4000 – 2700 př. n. l.)

Období s výrazným úbytkem lesa a rozkolísaným a sušším klimatem než v atlantiku. Došlo k ochlazení, ale teploty byly zřejmě stále o něco vyšší než dnes. V oblasti hercynika i karpatika dochází k **expansi jedle**, která proniká do smíšených doubrav i bučin. Klesá zastoupení tzv. ušlechtilých listnáčů (dubu, jasanu, jilmu, lípy, javoru a lísky), na úkor méně náročných druhů s méně kvalitním opadem (bříza, borovice, buk, jedle). Poprvé **nastupuje habr**. Formují se **vegetační stupně** tak, jak je známe dnes, s bukem a jedlí ve středních a se smrkem v nejvyšších polohách. V nižších polohách se projevuje stále výraznější vliv člověka na krajinu (orba, intenzivní pastva, těžba rud – doba bronzová) a lesy plošně ustupují i v dosud málo dotčených středních polohách. Snížení rozlohy a změna dřevinné skladby subboreálních lesů byla zřejmě způsobena jak přirozenými procesy, tak vlivem člověka. Přirozený vývoj půd, které byly neustále vymývány a odvápnovány postupně rostoucími srážkami (z vápnatých černozemí a (para)rendzin vznikly postupně nevápnité luvisoly, kambizemě a podzoly) vedl k tomu, že půdní poměry začaly být vhodnější pro méně náročné druhy dřevin. Stejně tak člověkem zapříčiněná degradace lesů (odlesnění, ztráta živin vázaných v listovém opadu ušlechtilých listnáčů, eroze půdy) vedla k vývoji oligotrofnějších společenstev, s převahou méně náročných druhů dřevin.

Subatlantik (2700 – 1300 př. n. l.)

V tomto období bylo dokončeno formování přírodních lesů, v nejstarších osídlených oblastech již značně ovlivněných člověkem (těžba, palivo, stavby, pastva v lese, metalurgie). Zejména byly potlačovány porosty s výskytem jedle a naopak podporovány a udržovány dřeviny s vysokou výmladností (duby, habry apod.). Období je charakteristické **maximálním rozšířením buku, jedle, smrku a habru**. Na menších plochách s vhodnými stanovištními poměry se uchovala společenstva reliktního charakteru. V mladší fázi subatlantiku začíná výrazně převažovat antropický vliv na lesní společenstva na celém území s výjimkou nejodlehlejších a nejextrémnějších lokalit. Lesy na stále větších plochách trpí degradací a devastací, s opětovným **nárůstem podílu dřevin pionýrského charakteru (osiky, břízy, borovice)**.

Subrecent-recent (1300 př. n. l. – 0)

Jde o období odpovídající nejmladšímu úseku lidské historie a současnosti. Klima je charakteristické menšími výkyvy, které výrazně ovlivnily jak vývoj lidské společnosti, tak i její vliv na prostředí a postupně se blížilo k dnešnímu. Známe je tzv. **malé klimatické optimum**, teplejší úsek v období středověku a **malá doba ledová**, chladnější období zhruba mezi lety 1600 – 1850 n. l. Rozloha lesů dynamicky kolísá v důsledku historicko-společenských změn, které nastaly s rozvojem civilizací. Např. zhruba mezi roky 500 př. n. l. a 500 n. l. došlo ve střední Evropě k expanzi lesa na řadu dříve osídlených míst, která byla opuštěna v důsledku tzv. stěhování národů. Pokračuje expanze buku a jedle ve středních a vyšších polohách na úkor smrku a dalšímu šíření habru v nížinách. Po nové kolonizaci člověkem v raném středověku, došlo znovu k rapidnímu ústupu lesa jak v nižších, tak středních a vyšších polohách a šíření pionýrských dřevin. S růstem počtu obyvatel došlo k nástupu intenzivního zemědělství a lesnictví, zvýšené sedimentaci nivních hlín, vzniku lesních kultur a charakteru lesních porostů jak je známe dnes.

Celkový vývoj lesů střední Evropy a českých zemí zvláště, byl velice krátkodobý a lze předpokládat, že nebyl zcela ukončen. Z toho by měly plynout i důsledky při formulování tzv. přirozené skladby lesů a při managementu chráněných území, kde převažují hlediska ochrany přírody a původních společenstev.

3. 2. Podmínky pro vznik lesů ve střední Evropě

Střední Evropa je v důsledku dlouhodobého geologického vývoje charakteristická rozmanitými a proměnlivými přírodními podmínkami. Geologický podklad tvoří horniny různého původu a stáří, které podmiňují její geomorfologii a tvorbu půd. Pro území je typické přechodové klima s výraznými subatlantickými a subkontinentálními vlivy. Tyto základní faktory prostředí byly důležité pro vývoj lesu a jejich druhové složení a pro charakter lesního prostředí. Příznivé podmínky v době poledové (postglaciálu) umožnily migraci dřevin z refugií do celého střeoevropského prostoru. Zapojené i rozvolněné lesy, stále se měnící v čase, se spolu s pestrým reliéfem nejvíce podílely na přirozené diverzitě přírodní střeoevropské krajiny. Od neolitu ovlivňuje stav a rozlohu lesů ve střední Evropě silně i člověk, který je postupně modifikoval k takovým typům porostů, které dnes často již nemají s původními přírodními lesy nic společného.

Hlavní rysy topografie a klimatu:

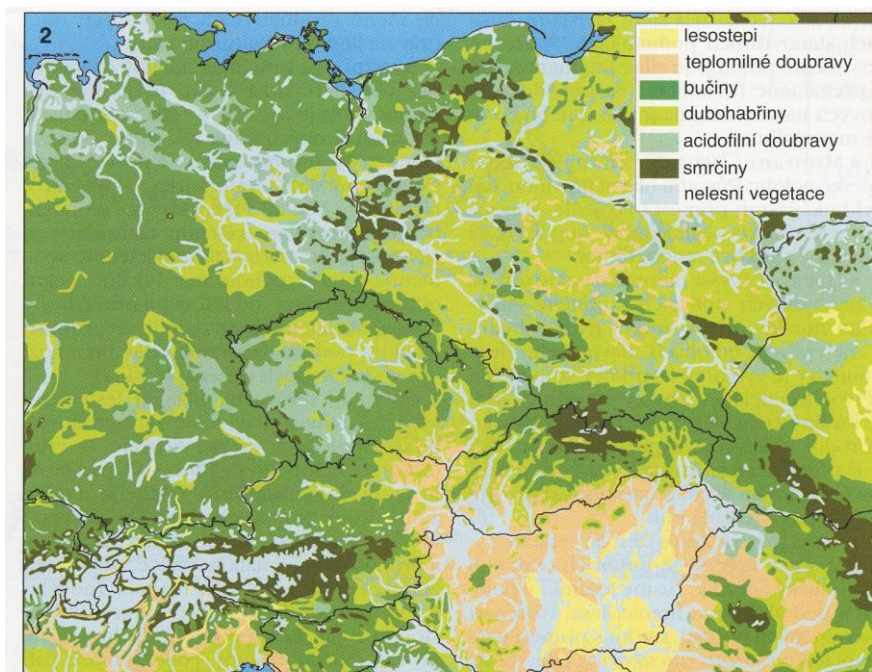
Hlavním rysem topografie širšího prostoru střední Evropy jsou táhlá pohoří ve směru západ – východ (Sudetská pohoří, Alpy, Karpaty) a rámcový výškový gradient ve směru sever – jih (pobřeží Baltu — severoevropská nížina — německo–česká středohoří — Alpy/Karpaty). Tato specifická topografie má pro střední Evropu a její lesy několikerý zásadní význam (Fanta, 2007): 1) vysoké hory na jihu (Alpy, Karpaty) brání pronikání středomořského klimatu do střeoevropského prostoru; 2) migrace jižních fyto a zoogeografických elementů na sever je omezena; 3) střeoevropský prostor je otevřen k západu, což umožňuje pronikání vlhkých vzduchových mas od Atlantiku a Severního more hluboko do nitra kontinentu. Prostor střední Evropy je navíc otevřen i k severu a východu. Nejsou zde překážky v podobě vysokých pohoří, které by bránily pronikání vzduchových mas od severu a východu a na ně vázaných kontinentálních vlivů. Zřejmě z tohoto důvodu také

proniklo opakované zalednění v pleistocénu nehlouběji na jih právě v prostoru střední Evropy.

3. 3. Historie lesa v glaciálu a postglaciálu

Západovýchodní směr hlavních evropských pohoří (Sudety, Alpy, Karpaty) působil na přechodu od třetihor do čtvrtohor jako překážka migrace druhů (včetně dřevin) do jižních refugií. Řada druhů prosperujících ve třetihorách i ve čtvrtohorních meziledových dobách narazila na ústupu před ledovcem na bariéru těchto pohoří (v případě Alp a zčásti i rovněž zaledněných Karpat) a vyhynula. Z dřevin mezi ně patřily např. druhy rodu *Carya*, ambron (*Liquidambar*), liliovník (*Liriodendron*), šácholan (*Magnolia*), douglaska (*Pseudotsuga*), sekvoje (*Sequoia*), cypřišek (*Chamaecyparis*), tisovec (*Taxodium*), jedlovec (*Tsuga*) a řada dalších. Ve srovnání se Severní Amerikou je proto diverzita evropských dřevin podstatně chudší. Ze střední Evropy je známo pouze 45 listnatých a 8 druhů jehličnatých dřevin, zatímco pro východní část Severní Ameriky známe 106 druhů listnatých a 18 druhů jehličnatých dřevin. Ještě větší množství druhů dřevin se zachovalo ve východní Asii (včetně metasekvoje čínské — *Metasequoia glyptostroboides* a jinanu dvoulaločného—*Ginkgo biloba*).

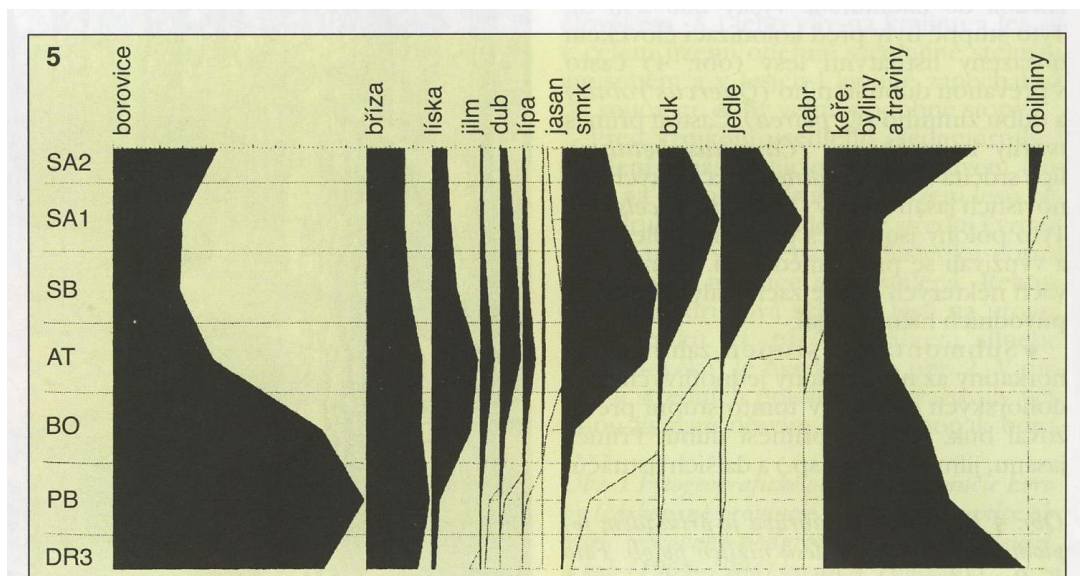
V pleistocénu některé dřeviny ustoupily až do jižních částí Iberského, Apeninského a Balkánského poloostrova, jiné přežily opakovaná zalednění i v refugiích v jižní části střední Evropy. Tu z největší části pokrývala nízká vegetace (trávy, ostřice, arktó-alpínské nebo stepně-kontinentální druhy), místy snad i řídké porosty dřevin. Podle nejnovějších výzkumů zasáhlo nejrozsáhlejší kontinentální zalednění dokonce i severní Čechy, Moravu a Slezsko (Fanta 2007). Zpětná migrace dřevin začala asi před 14 000 až 10 000 lety. V závislosti na postupných změnách klimatu se rozlišují klimaticky rozdílná období s různým zastoupením dřevin (viz. pojmy).



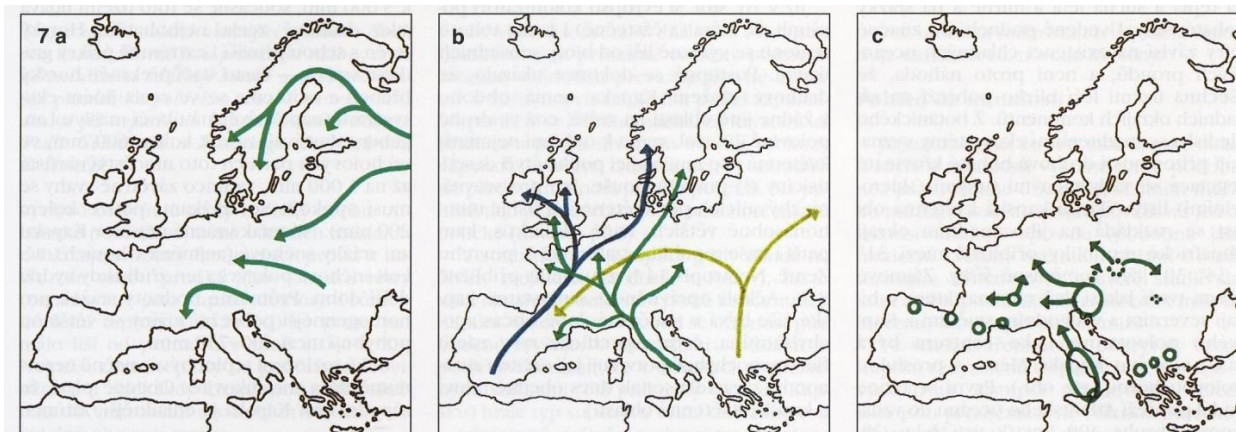
Obr. 1. Původní holocenní rozšíření lesů ve střední Evropě v období před vlivem člověka (podle Fanty 2007).

Změny ve vegetaci v poledové době dokumentují pylové diagramy. Na obr. 2 je sumární pylový diagram, uvádějící dlouhou vývojovou sekvenci z českých pahorkatin.

Prvními dřevinami, které migrovaly na sever, byly větrem se šířící vrby, břízy a borovice. Od období boreálu až po atlantik a subboreál hrála významnou roli ve vývoji lesa líska obecná (*Corylus avellana*). Současně s ní se v dlouhém období boreálu a atlantiku šířil dub, druhy smíšeného dubového lesa a olše lepkavá (*Alnus glutinosa*). Dále následovaly smrk, buk a habr. Jako poslední z hlavních dřevin se do střední Evropy rozšířila jedle. Různé ekologické vlastnosti dřevin, způsob jejich šíření (větrem — anemochorie nebo s pomocí živočichů — zoochorie) a různé stanovištní podmínky umožnily v dlouhých časových obdobích diferenciaci v různé typy lesů.



Obr. 2. Sumární pylový diagram z českých pahorkatin (400–700 m n. m.) ukazuje časový postup migrace jednotlivých dřevin (podle Fanty 2007). DR3 – mladý dryas (pleistocén), PB – preboreál, BO – boreál, AT – atlantik, SB – subboreál, SA – subatlantik.



Obr. 3. Postglaciální migrační cesty dřevin v Evropě: a) smrk ztepilý (*Picea abies*), b) dub (*Quercus* sp.), c) buk lesní (*Fagus sylvatica*) (převzato z Fanty 2007).

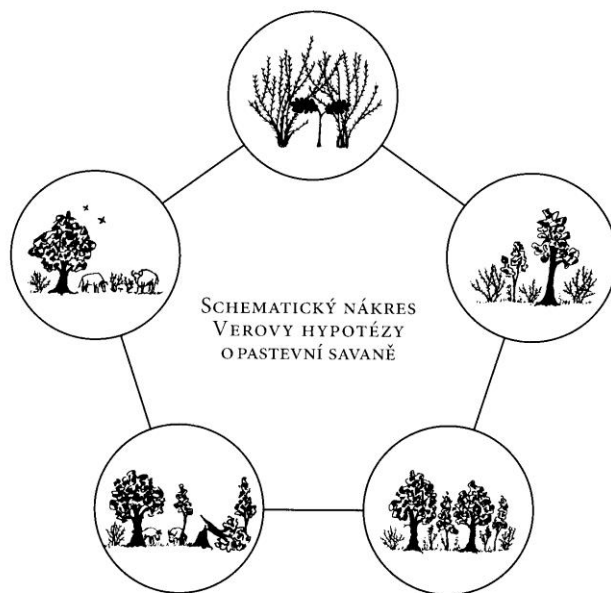
Migrační cesty, kterými se jednotlivé dřeviny šířily do střední Evropy, byly druhově specifické. Závisely na poloze výchozích refugií, produkci semen, způsobu jeho šíření u jednotlivých dřevin a samozřejmě i na kompetiční schopnosti každé dřeviny s již existující vegetací. Moderní metody výzkumu za použití analýzy DNA umožnily vystopovat příbuznost populací dřevin v evropském prostoru a v kombinaci s pylovou analýzou rekonstruovat jejich migrační cesty (obr. 3). Tak např. populace dubu ve střední Evropě mohou pocházet z různých refugií, velmi pravděpodobně jsou směsí populací balkánského a apeninského

původu (3 b). Naproti tomu hlavním zdrojem migrace buku (3 c) do střeoevropského prostoru byla zřejmě refugia v dnešním Slovinsku a pravděpodobně v prostoru jižní Moravy, odkud buk pronikl na západ, sever i východ Evropy. Alpy byly překážkou, která zabránila šíření buku z Apeninského poloostrova na sever. Rovněž pyrenejské a balkánské populace zůstaly izolovány ve svých refugiích.

BOX 3.1. Vliv velkých býložravců na vývoj lesa – Verova hypotéza

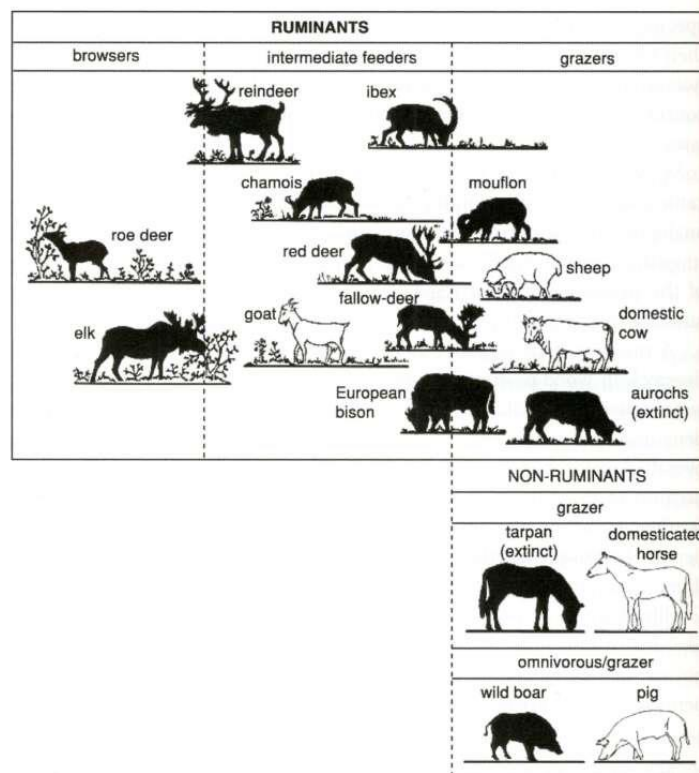
Z pylových záznamů mapujících historický vývoj lesů vyplývá, že vedle sebe již v minulosti před příchodem člověka, přirozeně koexistovaly stínomilné a světlomilné druhy dřevin. V řadě případů pak světlomilné dřeviny vytvářely i „klimaxové“ porosty, které dominovaly krajině (např. teplomilné doubravy). Musel tedy existovat nějaký mechanismus, který světlomilným druhům zajišťoval dostatek světla pro růst a vývoj a potlačoval konkurenci stínomilných C-strategických dřevin. Uvažuje se jednak o disturbancích abiotického i biotického původu, které způsobovaly **mezernatost porostu**, významné mohlo být i působení ohně a zajímavou je tzv. **Verova hypotéza pastevní savany** o vlivu velkých býložravců, kterou prezentoval nizozemský ekolog Frans Vera (Vera 2000).

Podle ní velcí býložravci – nejprve divocí, později i domestikovaní (obr. 5) – nikdy nedovolili vznik souvislého stromového zápoje na velkých plochách. Tlaku býložravců ale odolávají trnité keře jako **trnka, hloh, růže, ostružiník** nebo **jalovec**. Pod jejich ochranou zmlazovaly světlomilné dřeviny, zejména **duby a lísky**, ale i **třešně, jeřáby** a další (obr. 4). Jejich semena sem dopravovali v křovinách hnízdící ptáci, například sojky. Jakmile duby a další světlomilné dřeviny povyroستly a zastínily křovinatý plášť, keře ustoupily a uvolnily místo stínomilnějším dřevinám. Vznikala tak mozaika travnatých ploch spásaných velkými býložravci, trnitých křovin a stromových hájů, které se postupně rozrůstaly do stran. Jakmile nejstarší velikáni v centru takového háje zestárli a padli, přilákala otevřená prostranství býložravce. Ti zabránili obnově dřevin ze semen a usměrnili vývoj vegetace k bezlesí. Střeoevropská krajina tak byla proměnlivou mozaikou trávníků, trnitých křovin, soliterních stromů a více či méně rozsáhlých stinných hájů.



Obr. 4. Přirozené zmlazování dubu za pomoci trnitých keřů a velkých býložravců. Tento způsob je známý i v současnosti ze zbytkových pastevních lesů ve střední Francii nebo na Balkáně (podle Konvičky a kol. 2004).

Verova hypotéza je dnes podrobena kritice a řada odborníků ji zpochybňuje. Většinou se souhlasí s hlavní tezí, že nížinné lesy byly v Evropě v minulosti rozvolněnější než dnes, problémem je však míra rozvolnění a relativní význam katastrofických disturbancí a velkých býložravců, tj. zda velké zvíře bylo dost na to, aby udržela rozvolněné lesy sama bez pomoci dalších vlivů. I přes zmíněné pochybnosti však dokáže hypotéza vysvětlit společný výskyt dubu a lísky i soužití druhů světlých a stinných lesů, křovinaté lesostepi a bezlesí ve věčně se měnící mozaice. Neodporuje ani pylovému záznamu a není v rozporu ani s dostupnými písemnými prameny. Ty jsou samozřejmě psány převážně latinsky, tedy mrtvým jazykem a historikové je dlouho interpretovali chybně, ovlivnění svými představami o minulosti evropské přírody.



Obr. 5. Potravní strategie velkých býložravců v lesních ekosystémech střední Evropy (Vera 2000). Sloupeček vlevo představuje zástupce **okusovačů** (browsers), kteří vesměs okusují listí a větve dřevin (srnec, los), prostřední sloupeček pak představuje tzv. **potravní oportunisty** (intermediate feeders), kteří se pasou jak na bylinném patře tak konzumují listí a větvičky stromů a keřů (např. jelen evropský, daněk evropský, z domestikovaných forem pak koza domácí) a sloupeček vpravo prezentuje tzv. **spásáče** (grazers), tj. druhy, které se pasou na bylinném patře a spásají z velké části jednoděložné trávy (pratur, tarpan, částečně zubr, z domácích forem pak skot, kůň a ovce). Spásáči měli největší význam při udržování rozvolněného lesa a dnes, kromě introdukovaného muflona, v našich lesích prakticky chybí.

3. 4. Vliv člověka.

Výchozím bodem úvah o vlivu člověka na les v nejstarších dobách by měla být představa o tom, jak tehdy asi mohl les vypadat a jaké bylo jeho zakotvení v tehdejší krajině. Migrace některých dřevin do středoevropského prostoru (buk, jedle, habr) končila vlastně teprve až v průběhu doby železné; druhové složení lesa ani jeho rozloha nebyly do té doby ustálené. Z moderních palynologických studií se dá soudit, že zřejmě nešlo o uzavřený les na velkých rozlohách, ale o mozaikovitě lesní struktury různých vývojových stadií, prostoupené dočasným či trvalým bezlesím na místech z jakýchkoliv důvodů pro růst lesa nepříznivých (Pokorný 2011).

Už mezolitický lovec a sběrač nepochybně využíval všech možností, které toto prostředí poskytovalo, pro svou obživu a přežití (plody, zvěř, dřevo atd.). Nešlo ovšem o záměrnou adaptaci lesa a lesního prostředí pro potřebu člověka, ale o využívání dostupných lesních zdrojů. Záměrnou změnou prostředí mohlo být zakládání požárů, které však bylo v oblasti střední Evropy pouze lokálního charakteru a vyskytovalo se sporadicky.

O přímém, avšak zpočátku nikoliv záměrném, působení člověka na les při jeho využívání se dá ve střední Evropě hovořit teprve od doby vzniku trvalého osídlení (neolit, cca 6–7 000 let př. n. l.). Teprve při dlouhodobém pobytu neolitické komunity na jednom místě (okraje lesů, lesní světliny, nezapojené lesy na hranici s bezlesím) docházelo v okolním lese

ke změnám, které postupně vyústily do jiné prostorové a druhové skladby či do přeměny uzavřeného lesa v otevřený pastevní les a posléze bezlesí na takto využívané lokalitě. Prvotními příčinami těchto (zřejmě velmi pozvolných) změn byly nepochybně pastva domácích zvířat a využívání dřeva na otop a stavbu obydlí. Teprve pozdější vývoj vedl k záhonovému pěstování různých plodin a ke střídavému využívání a opouštění primitivně obdělávaných políček mimo zapojený les. Na počátku doby bronzové bylo střídavé hospodaření opuštěno a nahrazeno dlouhodobou kultivací pudy na otevřených plochách mimo les. Během následujícího vývoje se při záměrném využívání lesa a jeho zdrojů vystřídaly všechny myslitelné formy a způsoby užití. Konečně ve druhé polovině holocénu (zhruba od 6 000 let př. n. l.) se člověk stal hlavním činitelem ovlivňujícím rozlohu a prostorovou i druhovou skladbu lesa ve střední Evropě.

Zpočátku byl přímý vliv člověka na krajinu a les omezen jen na nejbližší okolí sídel a dá se také proto jen obtížně zjišťovat v pylových diagramech. Už v době bronzové vedl usedlý způsob života spojený s dlouhodobým užíváním lokality postupně ke zpomalení až znemožnění obnovy lesa a k místnímu odlesnění. Toto pozvolné odlesňování vyústilo do postupné fragmentace lesa a stálo na počátku přeměny přírodní krajiny na krajinu kulturní. V době železné a na počátku středověku však šlo mnohdy o poměrně rozsáhlou likvidaci lesa nejen v nížinách, ale i v horských oblastech, zejména v okolí rudných nalezišť, kde byla velká spotřeba dřeva pro zpracování kovů. Objevení a využívání těchto ložisek často velice vzdálených od sídlišť svědčí o tom, jak podrobně tehdejší člověk prozkoumával široké okolí svého obydlí. Postupem doby byly také odlesněny všechny plochy vhodné pro zemědělské využití a les se zachoval jen na místech pro zemědělství nevhodných.

Lesní pastva

Pastva ovcí, koz, skotu, prasat a koní v lese v okolí zemědělských sídlišť byla běžným způsobem využívání lesa od nejstarších dob až do 19. stol. Světlé dubové a dubo–habrové lesy nižších poloh s bohatým travním, bylinným a keřovým podrostem byly mimořádně vhodné pro celoroční pastevní využití. Extenzivní vypásání vedlo často ke vzniku skupin (trnitých) keřů, pod jejichž ochranou opět zmlazovaly původní dřeviny (viz. BOX 3.1.). Po delší dobu provozovaná pastva postupně zpomalila, až znemožnila samovolnou obnovu lesa a vedla ke zrodu světlých parkových lesu s dominantními starými stromy, a posléze ke vzniku otevřených pastvin.

Lesní pastvu snášely lépe dřeviny s dobrou schopností vegetativního odnožování, jako je např. dub, lípa, jasan, líska a habr. Naproti tomu byl pastvou a okusem silně ovlivněn a mnohdy i zcela potlačen buk, ve středoevropských podmínkách závislý převážně na generativní obnově semen. Dubové a bukové lesy s typickou periodicitou semenných let se přednostně využívaly pro pastvu prasat. Zřejmě nevýraznější, až destruktivní vliv na obnovu a druhovou skladbu lesa měla z domácích zvířat koza, která dává přednost okusu dřevin před bylinami. Naproti tomu skot a ovce se pasou především na travním a bylinném podrostu a jejich vliv je proto podstatně menší.

V teplých nížinných polohách s mírnými zimami bez sněhu pobývala domácí zvířata v lese po celý rok. Ve vyšších polohách se pak musela na zimu ustájit. Jako zimní krmivo se běžně používala v létě sklizená (ořez, oklest) letnina (jednoroční olistěné výhony některých listnatých dřevin) zejména jilmu, jasanu, lísky, lípy, méně pak habru. Hrabání lesního steliva pro ustájení dobytka v zimním období (odtud hrabanka) bylo běžnou praxí od nejstarších dob vlastně až do 19. stol. V některých částech Alp a Karpat se pastva v horách udržela až do současnosti. Původně byla vázána především na specifickou formu pastevního využívání horské krajiny — pastvu nad hranicí lesa.

Využívání dřeva

Od počátku lidské kultury bylo dřevo univerzálním palivem. Jako palivo se využívalo dřevo rozmanitých druhů dřevin, ale přednost se dávala dřevům tvrdým (dub, buk, habr) pro jejich vysokou výhřevnost. S postupně narůstající lidskou populací spotřeba palivového dřeva stoupala. Od pouhého sběru klestu se rychle přešlo k záměrné těžbě a od středověku k vytváření zásob palivového dříví. Znalost vlastností dřeva byla životně důležitá jak pro mezolitického či neolitického člověka, tak i pro člověka z období středověku (a vlastně až do předindustriální doby). Bylo zapotřebí dobře znát, které dřevo se hodí k jakému zpracování, počínaje výstavbou obydlí přes výrobu zbraní a nezbytných nástrojů až po drobné předměty denní a osobní potřeby (BOX 3.2.).

BOX 3.2. Jak se dříve využívalo dřevo? (Fanta 2007)

Tuhé a pružné dřevo **tisu** se používalo na výrobu lučiště, **líska** na výrobu šípů. **Buk** se nehodil jako podkladové stavební dřevo; z jeho dřeva se naopak vyráběly různé nástroje a nádoby pro uskladnění potravin (bukové dřevo neobsahuje třísloviny jako např. dub, neovlivňuje proto chuť potravin). **Lípa** se cenila jako snadno opracovatelné řezbářské dřevo a především pro vysoce hodnotné lýko na výrobu provazu – není vyloučeno, že právě nadměrné dření lýka spolu s oklestem mohlo být jednou z příčin tehdejšího ústupu lípy ze středoevropských lesů. Pružné **jasanové dřevo** našlo uplatnění především při výrobě dřevěných nástrojů a topůrek. Pro uzení masa se používalo dřevo **olše**, které mu dávalo zvláštní příjemnou chuť. Ze smolnatého dřeva **borovice** se vyráběly louče, z pryskyřice tmely na těsnění nádob či plavidel. Z pružného **vrbového proutí** se pletly stěny obydlí; pletené koše a opálky patřily k běžnému vybavení zemědělské usedlosti od nejstarších dob až do poloviny minulého století. **Dubová kůra** se pro svůj vysoký obsah tříslovin používala pro zpracování kůží. Jako stavební dřevo se v nížinných oblastech preferoval **dub**, v horách měla přednost **jedle** před **smrkem**. Pro krov a překlady se používalo dlouhé a rovné dřevo jehličnanů. Také ve vnitřním vybavení domu našla uplatnění celá řada dalších druhů dřev pro různé účely.

Velké množství dřeva se spotřebovalo při zpracovávání kovů. Těžba, tavení rud a výroba kovů se ve střední Evropě provozovaly od nepaměti – nejprve v nižších polohách, brzy ale i vysoko v horách (Krkonose, Šumava, Českomoravská vrchovina, Jeseníky, Karpaty). Poloha těchto odlehlých horských lokalit svědčí o tom, jak podrobně už v nejstarších dobách člověk prozkoumával své okolí, na kterém byl po všech stránkách závislý. Těžba rud a výroba kovu zcela závisely na zásobách dřeva použitelného pro výdřevu i tavbu a vedly už v době bronzové a železné k rozsáhlému odlesnění okolí rudných nalezišť. Spotřeba dřeva pro tyto účely byla značná. S technicky stále dokonalejšími metodami dolování a tavby rud a s rostoucím rozsahem těžby narůstal i rozsah odlesnění, které vyvrcholilo ve středověku. Podobná situace vznikla již dříve i v okolí starých nalezišť soli (např. Solnohradsko).

Také rozvoj měst na počátku středověku a s ním související vysoká potřeba stavebního a palivového dříví vedly většinou k odlesnění širokého okolí, nutnosti transportu dřeva ze vzdálených horských oblastí a tudíž k jejich odlesňování. Od začátku středověku postupně narůstalo i pálení dřevěného uhlí v milířích, provázené rovněž rozsáhlou likvidací lesa. Antrakologické analýzy (rozběr uhlíku spáleného dřeva) zřetelně ukazují, jak se postupem doby měnila nejen druhová skladba páleného dřeva, ale i jeho hmotnost (Fanta, 2007). Po vytěžení buku se postupně přecházelo k pálení méně výhřevného měkkého dřeva (např. bríza) a od štěpin silného dřeva k slabým dimenzím. V níže položených oblastech se dávala přednost pálení výmladkového dubového dřeva. Pálení dřevěného uhlí v milířích u nás prakticky skončilo až ve 30. letech 20. stol., v brdských lesích se však udrželo až do počátku 50. let.

Podobně negativně ovlivnilo stav středoevropských lesů ve středověku i sklářství. Po vytěžení lesa v okolí se huť vždy strhla a přenesla na jiné místo, kde bylo dřeva dostatek. S ohledem na vysokou spotřebu dřeva se proto sklářské hutě zakládaly v lesích, většinou v horských oblastech.

Z pozdního středověku a začátku novověku je známo i intenzivní využívání dřeva pro stavbu lodí. Zejména tehdy mimořádně prosperující holandské loděnice (tzv. zlatý věk holandské plavby – 2. pol. 16. až 1. pol. 17. století) těžily dubové dřevo na trupy lodí a vybrané jedlové kmeny na stěžně i po celé střední Evropě. Jedle se pro lodní stožáry hodila nejlépe ze všech stromů díky nesbíhavému válcovitému tvaru kmene.

Obnova lesa od neolitu do období středověku

Vliv člověka na les byl už od nejstarších dob různě intenzivní a prostorově diferencovaný, silně závislý na terénních a přírodních podmínkách, druhové skladbě lesa, sídelní situaci a způsobu využívání dostupných přírodních zdrojů. V diferencovaných podmínkách a oblastech proto probíhala obnova lesa po zásahu člověka různým způsobem. Listnaté lesy nížinných poloh střední Evropy z větší části tvořily dřeviny schopné vegetativní obnovy a udržování formou výmladků. Tyto druhy měly proto větší šanci na přežití po poškození okusem a pastvou nebo po ořezu, oklestu nebo pokácení — na rozdíl od buku ve vyšších polohách nebo jehličnanu v horách. V horách se les obnovoval samovolně především přirozenou obnovou ze semen dřevin schopných kolonizovat odlesněné plochy. Většinou to byly krátkodobé měkké listnáče (bříza, jeřáb, osika) a poté smrk, který mnohdy na dlouhou dobu zablokoval obnovu buku a jedle. Absence semenných stromů, pozdější středověká těžba a posléze umělá výsadba lesa nakonec zcela zabránily návratu těchto dřevin na původní stanoviště. Z palynologických studií je rovněž zřejmé, že buk byl už v počátcích kolonizace krajiny na mnoha místech poměrně rychle vyloučen z druhové skladby smíšených lesů a jeho místo zaujaly dřeviny schopné tvorby výmladků. Stejně rychle byl ale buk schopen vracet se na lokality člověkem opuštěné a často pak vytvářel nesmíšené porosty na místech, kde by za normálních podmínek jeho dominanci tlumily ostatní druhy dřevin.

3. 4. Vývoj rozlohy a stavu lesů od neolitu do středověku

Uvedené příklady způsobu a rozsahu využívání lesů ukazují, jak od neolitu do vrcholného středověku narůstal vliv člověka na les. Projevoval se ve dvou směrech: 1) Přímým odlesněním — buď dočasným v případě účelové těžby dřeva, nebo trvalým, souvisejícím s postupně stále rozsáhlejší přeměnou lesa na zemědělsky využívané pozemky. 2) Postupnou změnou druhového složení a prostorové skladby lesů. Selektivní těžba určitých druhů dřevin vedla v některých případech k vyloučení druhu z porostu (např. buk, zřejmě i lípa), v jiných případech naopak k jeho převládnutí a potlačení druhu ostatních. Tímto způsobem vznikly už ve středověku např. dubové a habrové pařeziny. Fragmentace lesa a odlesňování krajiny nepostupovaly samozřejmě průběžně a se stejnou intenzitou.

Ve vývoji střední Evropy se střídala období populačního růstu obyvatelstva za příznivých klimatických podmínek (např. doba římská, 9. – 10. stol., 13. stol.) s obdobími migrací (4.–6. stol.) a úpadku za kmenových válek či moru (např. 14.–15. stol.), která vedla k zániku sídel, ukončení zemědělského využívání krajiny a posléze ke spontánní obnově lesa. S rostoucí hustotou osídlení střeoevropské krajiny narůstala i intenzita lidského vlivu na les. V některých částech střední Evropy došlo již ve vrcholném středověku k téměř úplnému odlesnění krajiny (např. severoevropská nížina). 13. až 15. stol. bylo ve střední Evropě obdobím intenzivní a cílevědomě řízené kolonizace dosud neobsazených území, především podhorských a horských poloh. Ta vedla k rozsáhlému odlesňování, při kterém se již v plném rozsahu uplatnilo žďáření lesa (odtud početná místní jména Žďár). Následující období je v dějinách evropského holocénu známo jako období nejrozsáhlejší remodelace krajiny v důsledku eroze, půdních sesuvu ve svažitéch terénech a přemodelování úpatí svahu

(podsvahová koluvia) a říčních niv po akumulaci obrovského množství zemního materiálu transportovaného vodou.

Zmenšení rozlohy lesu a jejich celkově špatný stav způsobený tzv. toulavými těžbami (tj. libovolnou účelovou těžbou stromů) a nedostatkem obnovy nemohl zůstat bez následků. Vrcholný středovek je ve střední Evropě obdobím první energetické krize vzniklé nedostatkem dřeva. Ta dala impuls k prvním pokusům o zastavení degradačních trendů a nápravu stavu lesa.

3. 5. Rozvoj lesnictví a lesnického obhospodařování

Středověk až 19. Stol.

Nedostatek dřeva jako energetické suroviny a stavebního materiálu se v některých částech Evropy začal projevovat již koncem 13. a začátkem 14. století. Omezoval nejen růst měst, ale i rozvoj různých tehdy právě vznikajících průmyslových odvětví. Odlesnění širokého okolí středověkých měst bylo v mnoha případech úplné — krajina byla zbavena všech stromových porostů. Dříví a dřevené uhlí se sem dováželo mnohdy ze vzdálených oblastí. Podobná situace byla i v okolí nalezišť rud a nerostů, jejichž těžba a zpracování byly zcela závislé na dostatečném množství dřeva. Pro potřebu stříbrných dolů v Kutné Hoře se v 16. stol. těžilo dřevo v Krkonoších a plavilo se po Labi do Starého Kolína, odkud se převáželo na vozech do Kutné Hory. Na počátku 17. stol. již byly střední a východní Krkonoše zcela odlesněny a těžba se přesunula do Orlických hor (Fanta, 2007). Není proto divu, že se ve vrcholném středověku v některých oblastech Evropy objevily první pokusy o ochranu lesů a zlepšení jejich stavu ve snaze docílit lepšího zásobování dřevem.

Nejstarším známým krokem v tomto směru bylo zřízení útvaru pro správu vod a lesů ve Francii (Corps des Maîtres des Eaux et des Forêts) v r. 1291 a první francouzské nařízení o správě a využívání lesů (1318). Francouzský příklad našel brzy uplatnění i v českých zemích. Karel IV. zahrnul ochranu královských lesů do svého (nerealizovaného) návrhu opatření ke zlepšení správy říše z r. 1355 nazvaného Majestas Carolina. Za nepovolenou těžbu stromů v královských lesích navrhoval velice přísné, někdy až hrdelní tresty.

První dokumentovaný případ záměrné obnovy degradovaných lesů sítí borového semene známe z okolí bavorského Norimberka z r. 1368. Z r. 1514 je dokumentována první obnova lesa dubovými odrostky v Nizozemí. Při hlavní uherské Bánské akademii v Banské Štiavnici existovala již v 15. stol. i první lesnická škola. Vychovávala odborníky, kteří zajišťovali dostatek dřeva pro důlní a hutnickou činnost. Významným a příkladným krokem ve vývoji správy lesů byla Velká reforma francouzských královských lesů (La Grande Reformation des Forêts du Royaume) z r. 1669. Na počátku 18. stol. na ni navázal saský horní hejtman **Hanns Carl von Carlowitz** svým spisem Sylvicultura Oeconomica. Šlo mu o zavedení organizovaného hospodaření, které mělo nahradit dosavadní bezplánovité využívání lesů. Touto knihou položil základy středoevropského lesnictví jako racionální činnosti zaměřené na zajištění trvalosti lesů coby podmínky pro stálou produkci dřeva. Trvalosti mělo být dosaženo zavedením soustavného plánování a cílevědomého obhospodařování lesů.

19. stol. až současnost

Obhospodařování lesů jako nově vzniklý obor prodělalo ve svém počátku doslova bouřlivý vývoj. Staré lesy se likvidovaly holou sečí. Nové porosty se zakládaly sítí semene nebo sadbou sazenic na pasekách. Sbírala se semena lesních stromů a vznikl obchod s lesním osivem, zakládaly se lesní školky, kde se pěstoval sadební materiál. Na vyčištěných pasekách se vysazovaly sazenice v řadách v hustém sponu. Vyrůstaly z nich stromy stejných rozměrů,

což se považovalo za výhodu jak při těžbě a přibližování dřeva, tak i při jeho zpeněžení. Ukázalo se, že les je možné po všech stránkách různými technickými způsoby manipulovat a měnit. Počínaje volbou vysazované dřeviny přes probírky až po mýtní těžbu vzrostlých stromů. Běžnou praxí bylo vypalování pasek, při kterém se zlikvidovala buřeň a nežádoucí nárosty i těžební zbytky. Všechny postupy bylo možné plánovat a tím určovat vývoj lesa na dlouhou dobu dopředu.

Původní koncept trvalosti lesa definovaný von Carlowitzem (ve skutečnosti obecně platný i v současné době) nenašel ale v tomto překotném a jednostranně ekonomicky motivovaném vývoji vhodnou půdu pro uplatnění. Převážilo přesvědčení, že není třeba, aby cílem hospodaření bylo zajištění trvalé existence lesa. Les bylo přece vždy možné vykácet a znovu vysázet, a mezitím jakkoli manipulovat k předem stanovenému cíli. Tím se stala trvalá produkce dřeva a maximální finanční zisk z jeho prodeje.

V průběhu 19. stol. byl na těchto základech definován model tzv. normálního lesa — lesa věkových tříd tvořeného stejnověkými porosty. Pěstování lesa se provozovalo (a do značné míry dosud provozuje) jako plně kontrolovaný proces růstu lesa a produkce dřevní hmoty. Tento model lesnictví logicky vyústil do zakládání a pěstování plantáží rychle rostoucích dřevin. Ve středoevropských podmínkách se jako takové nejlépe osvědčily jehličnaté dřeviny, především smrk, na chudých půdách pak borovice. Později se uplatnily i některé exotické dřeviny, např. borovice vejmutovka a douglaska. Smíšené a listnaté lesy začaly v průběhu 19. stol. rychle mizet ze středoevropské krajiny a tento trend pokračoval i ve století dvacátém. V současné době (konec 20. a počátek 21. stol.) se upouští ve většině evropských zemí od čistě ekonomického využívání lesů a moderní pojetí lesnictví a lesního obhospodařování bere v úvahu multifunkční roli lesů a jejich obhospodařování udržitelným způsobem.

3. 6. Otázky na procvičení:

1. Definujte holocén a popište vývoj lesního ekosystému v tomto období.
2. Popište historický vliv člověka na vývoj lesa.
3. Definujte specifika podmínek pro vznik lesů ve střední Evropě.
4. Od kdy započalo řízené hospodaření v lesích a jakým směrem se jeho vývoj ubíral?

3. 7. Použitá a doporučená literatura:

- FANTA J., 2007. Lesy a lesnictví ve střední Evropě. Živa (seriál v číslech 1–6).
- HORSÁK M., CHYTRÝ M., 2010. Krajiny zamrzlé v čase II. Jižní Ural – současná analogie střední Evropy ve starém a středním holocénu. Živa 4, 166–168.
- KONVIČKA M., ČÍŽEK L., BENEŠ J., 2004. Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria. 79 s.
- LOŽEK V., 2007. Zrcadlo minulosti, Česká a slovenská krajina v kvartéru. Dokořán. 198 s.
- LOŽEK V., 2011. Po stopách pravěkých dějů. Dokořán. 181 s.
- POKORNÝ P., 2011. Neuklidné časy. Kapitoly ze společných dějin přírody a lidí. Dokořán. 370 s.
- VERA F., 2000. Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing. 506 s.

4. Abiotické faktory lesních ekosystémů - klima

4. 1. Úvod

Životní procesy vyšších forem života jejich metabolismus a přeměny energie, jsou ovlivňovány mnoha faktory prostředí. Organismy mají schopnost se těmto faktorům přizpůsobovat, tím že faktory představují vnější fyzikální stimul, který odkrývá nebo testuje citlivost jejich fyziologických reakcí. Vnější prostředí můžeme na základě měření definovat fyzikálními veličinami, které označujeme souborně jako abiotické faktory. Měřením a analýzou interakcí mezi organismy a jejich vnějším prostředím se zabývá agrometeorologie, lesnická bioklimatologie a pedologie atd. K pochopení a zkoumání vzájemných vztahů mezi organismy a prostředím je nutné hledat společný prostor a vzájemné vazby mezi fyziologií, biochemií a molekulární biologii na jedné straně a meteorologií, agrometeorologií, lesnickou bioklimatologií a pedologií na druhé straně. Zkoumání vzájemných vztahů mezi organismy a jejich prostředím můžeme studovat v rozsahu maloprostorového (na úrovni porostu) až velkoprostorového měřítka lesních ekosystémů (jehličnaté lesy mírného pásu).

4. 2. Základní koncept a definice

Vnější prostředí rostlin a živočichů můžeme charakterizovat pěti základními složkami, které určují přežití druhů:

1. Prostředí je zdrojem **radiální energie**, která je pohlcována procesem fotosyntézy v rostlinných buňkách a ukládána ve formě organických látek (karbohydráty).
2. Prostředí je **zdrojem vody, dusíku, minerálních látek** a stopových prvků, nezbytných pro formování buněk. Prostředí je rovněž zdrojem škodlivých látek, které rostliny poškozují (emise, imise, látky antropogenního původu).
3. Prostředí je zdrojem podnětů, zejména ve formě světla. Faktory **teplota a délka dne** (doba světla) jako míra (množství, dávka), při kterých rostliny rostou a vyvíjí se určují např. počátek a konec reprodukčního procesu rostlin mírného pásu atd.
4. Prostředí určuje **distribuci a životaschopnost patogenů a parazitů**

Je zřejmé, že vnější prostředí rostlin a živočichů je tvořeno abiotickými i biotickými faktory. Pod pojmem abiotické faktory rozumíme soubor podmínek (resp. poměrů) neorganické přírody (klimatických, pedologických, hydrologických, atd.), které jsou do značné míry relativně oddělitelné od antropogenních nebo biologických faktorů. Základní vlastností abiotických faktorů je to, že působí na živé organismy přes vnější prostředí - atmosféru, pedosféru, hydrosféru. Abiotické faktory vázané na klima vstupují do vývoje živé i neživé přírody prostřednictvím geomorfologických, pedologických, hydrologických a fyziologických procesů. Ovlivňují tak přímo průběh procesů vázaných na biotickou i abiotickou složku lesních ekosystémů množstvím a druhem srážek, jejich intenzitou, poměrem mezi srážkami a výparem, denním kolísáním teploty, radiální a tepelnou bilancí zemského povrchu atd.

Mikroklima je režimem meteorologických dějů vytvářejících se vlivem klimageneticky stejnorodého aktivního povrchu. Mikroklima je ze všech klimatických kategorií nejtěsněji vázáno na energetickou bilanci systému aktivní povrch – atmosféra.

Aktivním povrchem rozumíme plochu zemského povrchu, na níž probíhá transformace zářivé energie do atmosféry a podloží cestou vyzařování, turbulentní výměny a molekulárním vedením.

Mikroklima modifikuje vlastnosti přizemní atmosféry a jejich režim tak výrazně, že se vytváří specifický typ **porostního mikroklimatu**. Je zřejmé, že se formuje v aktivní vrstvě tvořené vegetačním krytem.

4. 3. Základní fyzikální zákony ovlivňující stav abiotického prostředí

Energie ekosystémů je motorem všech biotických a abiotických procesů. Hlavním zdrojem energie je sluneční záření. Spektrum slunečního záření, přeměna zářivé energie na tepelnou je řízena základními fyzikálními zákony. Každé těleso vysílá do okolního prostoru záření, které odpovídá jeho teplotě. Ideálním případem je záření absolutně černého tělesa, které je schopno pohlcovat (i zářit) záření všech vlnových délek beze zbytku. Rozdělení energie ve spektru je definováno Planckovým zákonem. **Celková energie** (integrovaná přes všechny vlnové délky), vyzářená tělesem o teplotě T do všech směrů, je dána **Stefan-Boltzmannovým zákonem**. Tento zákon můžeme vyjádřit vztahem

$$E = \sigma T^4 \quad [\text{W m}^{-2}], \quad (4.1)$$

kde $\sigma = 5.67 \cdot 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-2}$. Vlnová délka maxima na Planckově křivce je dána Wienovým zákonem posuvu podle vztahu

$$l = 0.2897 / T \quad [\text{cm}]. \quad (4.2)$$

S určitými opravami můžeme tyto zákony použít na všechna tělesa. Platí, že čím vyšší je teplota vyzařujícího tělesa, tím větší je energie záření. Růstem teploty se maximum energie přesouvá na stranu kratších vlnových délek.

Rozložení energie ve spektru slunečního záření se mění podle vlnových délek, na horní hranici atmosféry je jiné než na zemském povrchu. Tato kvalitativní a kvantitativní změna spektra i energie slunečního záření je výsledkem procesů rozptylu a pohlcování na příměsích atmosféry a vzduchových částicích. Tyto procesy jsou tím výraznější, čím je delší dráha paprsků v atmosféře, čím je větší hustota vzduchu a obsah příměsí v atmosféře. Při pohlcování je zářivá energie přeměňována na jiné druhy energie - na tepelnou. V procesu pohlcování zářivé energie se nejvíce uplatňují atmosférické plyny - ozón, kyslík, oxid uhličitý, vodní para. Nejvýznamnější změnu přímého záření v atmosféře způsobuje rozptyl záření, ke kterému dochází na molekulách a atomech plynů ve vzduchu. Mluvíme o tzv. molekulárním rozptylu, který definuje **Rayleighův zákon**. Intenzita (i) rozptýleného záření o vlnové délce l je nepřímo úměrná čtvrté mocnině vlnové délky, přímo úměrná intenzitě přímého záření I , které se rozptyluje a na koeficientu C :

$$i = (C/14) I \quad [\text{W m}^{-2}]. \quad (4.3)$$

Koeficient C je závislý na indexu lomu vzduchu a počtu molekul v jeho jednotkovém objemu. Na větších kapalných a pevných částicích dochází k rozptylu aerosolovému.

Vlivem působení procesů pohlcování a rozptylu je intenzita přímého záření na horní hranici atmosféry větší, než intenzita přímého záření na zemském povrchu. Tento proces je definován zákonem zeslabování (extinkce) záření v atmosféře. Celková intenzita

elektromagnetického záření Slunce dopadající na horní hranici atmosféry na jednotkovou plochu kolmou k paprskům při střední vzdálenosti Země od Slunce označujeme jako solární konstantu (I_0). Její hodnota je 1326 W m^{-2} . Intenzita záření na zemském povrchu (I_z) závisí na solární konstantě, zenitové vzdálenosti Slunce (z) a koeficientu extinkce (a). Tuto závislost definuje **Beer-Lambertův zákon**

$$I_z = I_0 e^{-a \sec z} \text{ [W m}^{-2}\text{]}. \quad (4.4)$$

Tento zákon se velmi často používá k výpočtu zeslabování radiace při průchodu přes koruny stromů.

Celkové záření, které dopadá na zemský povrch se označuje jako **globální záření**. Intenzita globálního záření představuje proud energie celkového záření dopadající za určitou časovou periodu na jednotkovou horizontální plochu. Intenzita globálního záření je vyjádřena vztahem:

$$Q = I \sin h + D \text{ [W m}^{-2}\text{]}, \quad (4.5)$$

kde I je intenzita přímého záření, h je výška Slunce nad obzorem a D je intenzita rozptýleného záření. Globální záření dopadá na zemský povrch a částečně se od něho odráží, a částečně je pohlcováno povrchovou vrstvou půdy. Hodnota odraženého záření od zemského povrchu závisí od charakteru odrážejícího povrchu. Poměr hodnoty odraženého záření k celkovému množství záření dopadajícího na zemský povrch se označuje jako albedo. Albedo hraje klíčovou roli v procesu reflexe a pohlcování globálního záření zemským povrchem nebo aktivní vrstvou (u porostu vegetace). Část pohlceného globálního záření se transformuje na tepelnou energii a zahřívá zemský povrch, část od něho odráží zpět do atmosféry. Při tom se může v případě extrémně hladkých povrchů zachovávat charakter přímého záření (reflexe zrcadlová) nebo se měnit na záření difúzní (reflexe difúzní). Proto má albedo velký význam pro aktivní vrstvu tvořenou vegetačním krytem, protože ovlivňuje radiační bilanci a tepelnou bilanci porostního mikroklimatu. Albedo (A) se vyjadřuje v %, suchý porost trávy má $A = 26\%$, jehličnatý les $10 - 18\%$, listnatý les 20% .

Podle **Stefan-Boltzmannova zákona** víme, že zemský povrch vyzařuje téměř jako absolutně černé těleso a intenzitu záření můžeme vypočítat podle (1). Při teplotě 15°C (288°K) se E rovná cca 390 W m^{-2} . Vlnová délka infračerveného záření se pohybuje od 4 do 120μ , maximum energie připadá na vlnovou délku $10-15 \mu$. Tato velká ztráta energie by vedla k rychlému ochlazování aktivního povrchu, kdyby tomu nezabráňoval opačný proces – pohlcování slunečního záření a záření atmosféry zemským povrchem. Atmosféra se zahřívá bezprostředním pohlcováním slunečního záření a pohlcováním vlastního záření zemského povrchu (aktivní vrstvy). Silně vyzařují teplo spodní vrstvy atmosféry, ve kterých vzduch obsahuje velké množství vodních par. Skleníkového efektu je dosaženo i díky obsahu CO_2 v ovzduší. Atmosféra, podobně jako zemský povrch, vyzařuje infračervené záření přibližně ve stejném vlnovém rozsahu. Velká část záření atmosféry dopadá na zemský povrch (cca 70%) a ostatní odchází do vesmírného prostoru. Záření atmosféry, které dopadá na zemský povrch, nazýváme zpětné záření ovzduší (G). Aktivní povrch zpětné záření pohlcuje téměř úplně (z $90-99\%$). Zpětné záření je důležitým zdrojem tepla pro aktivní povrch nebo vrstvu a významným způsobem ovlivňuje radiační bilanci.

Rozdíl mezi vlastním vyzařováním zemského povrchu a zpětným zářením ovzduší se označujeme efektivním vyzařováním zemského povrchu E^* :

$$E^* = E - G \text{ [W m}^{-2}\text{]}. \quad (4.6)$$

Rozdíl mezi pohlceným globálním zářením a efektivním zářením se označuje jako **radiační bilance** zemského povrchu. Je dána vztahem

$$RB = (I \sin h + D) (1 - A) - E^* \text{ [W m}^{-2}\text{]}. \quad (4.7)$$

Radiační bilance se mění od záporných hodnot v nočních hodinách ke kladným v denních hodinách. V zimním období převažuje záporná hodnota radiační bilance. Denní chod RB závisí na výšce Slunce nad obzorem.

Vzhledem k tomu atmosféra je tvořena směsí plynů, je nutné zmínit se o stavové rovnici plynů. Základními charakteristikami fyzikálního stavu plynů je tlak, teplota a hustota. Všechny tři charakteristiky jsou ve vzájemné vazbě. Plyny jsou stlačitelné, a proto se jejich hustota mění v širokých mezích v závislosti na tlaku. Hustota vzduchu dále závisí na teplotě. Závislost mezi tlakem, teplotou a hustotou ideálních plynů je dána stavovou rovnicí plynů (**Clapeyronova rovnice**):

$$p v = R T, \quad (4.8)$$

kde p je tlak, v - specifický objem, T - absolutní teplota, R - plynová konstanta, která závisí od povahy plynu. Stavovou rovnici můžeme dále vyjádřit ve tvaru

$$p = \rho R T, \quad (4.9)$$

kde ρ je hustota plynu. Stavová rovnice plynů s dostatečnou přesností vyjadřuje základní principy adiabatických dějů v atmosféře. Jestliže se vzduchová hmota v atmosféře adiabaticky rozpíná, tlak v ní klesá a současně klesá i teplota vzduchu. Naopak, při adiabatickém stlačování vzduchové hmoty tlak a teplota v ní stoupají. Tyto změny teploty, které nesouvisí s výměnou tepla s okolním prostředím, nastávají v důsledku přeměny vnitřní energie plynu (polohové a pohybové energie molekul) na práci nebo na práci a vnitřní energii. Závislost mezi teplotou a tlakem při suchoadiabatickém procesu v atmosféře je vyjádřen rovnicí suchoadiabatického děje nebo tzv. **Poissonovou rovnicí**. Dostatečně podrobný výklad těchto procesů lze získat z podkladů uvedených v doporučené literatuře (Chromov (1968), Chrgijan (1986)).

Rozpínání vzduchu a s ním spojený pokles teploty a tlaku dosahuje v atmosféře nejvyšší hodnoty při výstupných pohybech vzduchu. Výstup vzduchu se může odehrávat různými způsoby: vlivem konvekčních proudů, na frontální ploše, podél horských svahů. Uvádí se, že při adiabatickém výstupu nebo poklesu suchého nenasyceného vzduchu klesá nebo stoupá teplota o 1° na 100 m výšky – hodnota změny teploty se označuje jako suchoadiabatický gradient.

Při adiabatickém výstupu vlhkého vzduchu nenasyceného vodními parami nastávají důležité změny, např. vzduchová hmota se přiblíží ke stavu nasycení vodními parami. Teplota vzduchu při výstupu klesá a v určité výšce dosahuje vzduch stav nasycení. Tato výška se nazývá kondenzační hladina. Při dalším výstupu vlhký vzduch nasycený vodními parami se již neochlazuje jako vzduch nenasycený. Nad hladinou kondenzace dochází ve vystupující vzduchové hmotě ke kondenzaci vodní páry, při které se uvolňuje velké množství utajeného latentního tepla vypařování nebo tepla kondenzace. Uvolňováním latentního tepla při výstupu se zmenšuje pokles teploty vzduchu, proto teplota v nasyceném vzduchu neklesá podle Poissonova vztahu, ale podle vlhkoadiabatického zákona. Pokles teploty je tím pomalejší, čím

je větší obsah vláhy ve vzduchu. Hodnota vlhkoadiabatického gradientu závisí rovněž na teplotě a tlaku vzduchu: při $T=0^{\circ}\text{C}$ a tlaku 1000 hPa se vystupující vzduch ochlazuje o 0.66°C na 100 m, při $T=22^{\circ}\text{C}$ je pokles 0.44°C , při -20°C dosahuje vlhkoadiabatický gradient až 0.88°C . Při nižším tlaku vzduchu bude hodnota vlhkoadiabatického gradientu nižší. Hodnota vlhkoadiabatického gradientu při nízkých teplotách se přibližuje hodnotě suchoadiabatického gradientu. Další tzv. pseudoadiabatické děje jsou podrobně vyloženy v podkladech uvedených v doporučené literatuře (Chromov (1968), Brutsaert (1985), Netopil a kol. (1984)).

Výsledné procesy a děje ovlivňované uváděnými fyzikálními zákony probíhají jak v prostředí lesních ekosystémů v rámci interakce s přízemní atmosférou (spodní vrstvy troposféry), tak v celé troposféře. V troposféře v důsledku tlakových změn se rozvíjí horizontální i vertikální přemísťování vzdušných hmot, které má značný význam pro oběh vody, výměnu tepla, přemísťování (transport) prachových, plynných částic, spor bakterií, virů, apod. Výměna tepla mezi rovníkem a pólem vytváří tepelný režim atmosféry. Vedle výměny tepla probíhá mezi povrchem Země a atmosférou nepřetržitý oběh vody, který nám zabezpečuje koloběh vláhy v krajině. Výměna tepla a vláhy je realizována přes složitý systém vzdušných proudů, který se označuje jako všeobecná cirkulace atmosféry. Zjednodušeně se jedná o vířivé proudy velkých rozměrů - které označujeme cyklóny, anticyklóny. Pohyb vzduchu (intenzita, směr) je ovlivňován rotací Země, třením o nerovnosti na zemském povrchu, tlakovým polem, rozložením pevnin a oceánů, jejich vlastnosti atd.. Probíhají zde základní atmosférické děje, které formují klimatické poměry jednotlivých částí Země v rozsahu velkoprostorového (makroklima) až maloprostorového měřítko (mikroklima). Při studiu abiotických faktorů lesních ekosystémů je těžiště jejich interakce soustředěno na přízemní atmosféru.

4. 4. Základní struktura a vlastnosti přízemní atmosféry

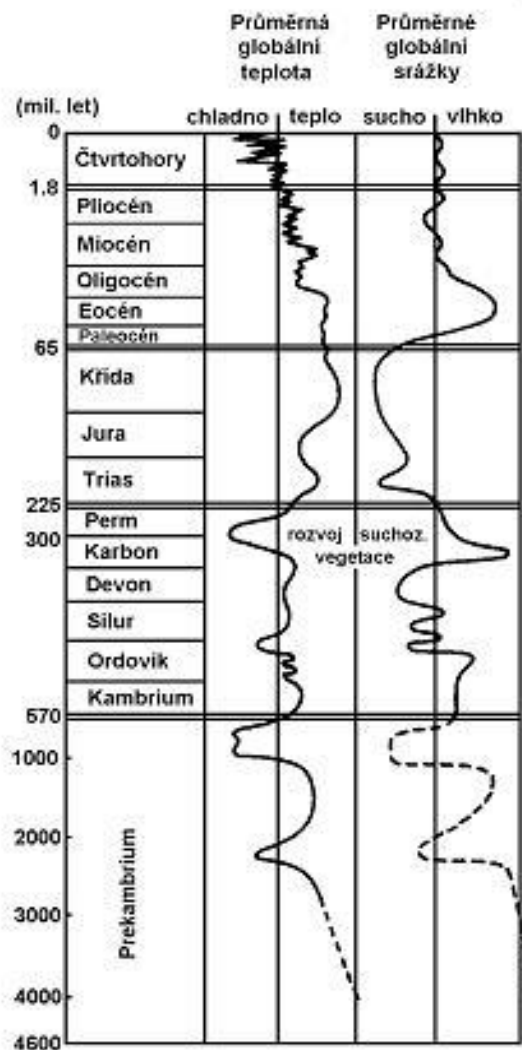
V závislosti na interakci aktivního povrchu (resp. vrstvy) a zemské atmosféry se přízemní vrstva atmosféra dělí na planetární mezní vrstvu a volnou atmosféru. V planetární mezní vrstvě mají na pohyb vzduchu a na způsob přenosu tepelné energie vliv vlastnosti aktivního povrchu a síly turbulentního tření, a lze tak vyčlenit typické vrstvy. Nad aerodynamicky hladkým povrchem existuje velmi tenká vrstva o mocnosti 10-4 m v níž je proudění laminární. Transport tepelné energie z aktivního povrchu se v této tzv. laminární subvrstvě uskutečňuje výhradně molekulárním vedením. Nad touto vrstvou se nachází tzv. přízemní mezivrstva, sahající do výšky řádově 10-3 až 10-2 m. Proudění v této vrstvě má smíšený (laminárně-turbulentní) charakter, přičemž intenzita turbulence roste s výškou. Nad touto vrstvou se do výšky 20-100 m nachází přízemní vrstva atmosféry tzv. Prandtlůva vrstva, v níž je proudění vzduchu čistě turbulentní a intenzita turbulence roste s výškou. Nad povrchem aerodynamicky drsným je proudění vzduchu i v jeho bezprostřední blízkosti čistě turbulentní. Ve výškách 1000-1500 m nad pevninou a do 300 až 500 m nad mořem se nachází tzv. **Eckmannova spirální vrstva**. Fyzikální děje zde probíhající jsou silně ovlivněny vlastnostmi aktivního povrchu. Volná atmosféra se rozkládá od výšky 1.5 km nad zemským povrchem. Fyzikální děje zde prakticky nejsou ovlivňovány vlastnostmi aktivního povrchu (síly turbulentního tření lze zanedbat).

Rozdíly ve způsobu a intenzitě přenosu tepelné energie (laminární a turbulentní proudění) a dlouhovlnného záření podmiňují v přízemní atmosféře a jejich dílčích vrstvách změnu teplotních a vlhkostních poměrů, evapotranspirace, proudění vzduchu atd. Dochází k formování specifického chodu teploty a vlhkosti vzduchu, rychlosti a směru větru jak v čase, tak ve vertikálním profilu. Intenzita procesů v přízemní vrstvě významným způsobem působí

např. na formování mikroklimatu, porostního klimatu (na stav abiotických faktorů vázaných na klima), na formování teplotního zvrstvení, které zpětně ovlivňuje stav imisní zátěže a depoziční toky škodlivin z ovzduší do lesních ekosystémů.

4. 5. Chemické složení atmosféry

Dnešní složení zemské atmosféry není původní. Již skutečnost, že nejhojnějšími prvky ve vesmíru jsou vodík a helium to potvrzuje. V zemské atmosféře jsou tyto plyny zastoupeny ve velmi malém množství (pokud nepočítáme H₂O). Kromě toho kyslík byl v počátečním vývoji Země zřejmě vázán v molekulách CO₂, SO₂, H₂O a v řadě dalších kysličníků (např. Fe). Molekulární kyslík mohl sice postupně vznikat disociací vody ultrafialovým slunečním zářením, avšak proces by byl zastaven vznikem ozónové vrstvy ve vyšších vrstvách a relativní množství O₂ by nepřekročilo 1 %. Dnešní nasycení zemské atmosféry téměř 20 % kyslíku je podmíněno fotosyntézou v živých organismech a rostlinách. Současná vegetace na zemském povrchu by byla schopna vytvořit současné složení atmosféry během cca 2000 let.



Obr. 4.1. Generalizovaný chod globální teploty vzduchu a množství srážek v geologické minulosti Země.

Nejvíce nestálý je obsah oxidu uhličitého. Poněvadž se CO₂ výrazně podílí na pohlcování a vyzařování dlouhovlnného záření, má značný klimatický význam (skleníkový efekt atmosféry) a tím i význam pro život. Přirozenou cestou se dostává do ovzduší při vulkanické činnosti přes tzv. koloběh uhlíku a při požárech. V historickém vývoji planety Země vždy existovaly přírodní zdroje CO₂, některé procesy jej do atmosféry dodávaly, jiné ho z ní čerpaly. Takovému komplexu pochodů říkáme dlouhodobý cyklus C. Má určitá pravidla a probíhal po celou dobu geologické historie Země. Cyklus C je ovlivňován pohybem kontinentálních desek litosféry po zemském povrchu a intenzitou sopečné činnosti. I vegetace jednou bují, jindy pak odumírá. Všechny tyto faktory ovlivňují obsah CO₂ v atmosféře. Bylo zjištěno, že minima můžeme vysvětlit pomocí důležitého činitele rostlinstva. Vegetace využívá v rámci fyziologických procesů CO₂ a odčerpává jej z atmosféry. V geologickém období, kdy došlo k mohutnému rozvoji suchozemské vegetace, obsah CO₂ v ovzduší klesal. K této situaci došlo např. před 300 mil let, což přesně odpovídá době, kdy se na jižní polokouli rozšířil ledovec a zanechal své stopy hlavně v jižní Africe. Mezi těmito událostmi byl úzký vztah. Souš pokrylo před 300 mil let rostlinstvo a zrychlilo se též zvětrávání hornin. Odčerpáváním oxidu uhličitého rostlinami a zvětrávacími procesy ubylo CO₂ z ovzduší, což vedlo k ochlazení podnebí a nástupu doby ledové na jižní polokouli.

Tato událost se projevuje ve vývoji globální teploty vzduchu znázorněného na Obr. 4.1. Tato teorie mluví o tom, že to vlastně byly rostliny, které způsobily ochlazení a začátek doby ledové před 300 mil let. Podobné snížení obsahu CO₂ v ovzduší bylo zjištěno i v období před 65 mil let a z geologického pohledu nedávno, před několika mil let, kdy se chystala poslední současná doba ledová.

Existence **cyklu uhlíku** udržuje stabilní klimatické podmínky. Každá část cyklu C je důležitá, jak odebrání CO₂ organismy, tak jeho nasazení do atmosféry geologickými procesy. Délka jednoho cyklu se odhaduje na 100 mil let. V celém systému pochodů hraje důležitou úlohu i atmosféra, jako určité médium, přes které jsou zprostředkovány dopady sopečné činnosti na propustnost atmosféry, na transformaci zářivé energie na zemském povrchu a přes změny CO₂ i funkce skleníkového efektu atd. Díky tomu dnes máme průměrnou teplota při zemském povrchu cca 15° C jako výsledek existujícího přirozeného skleníkového efektu atmosféry, kdy sluneční radiace je propouštěna až na zemský povrch, který zahříváním vyzařuje dlouhovlnnou složku, která je atmosférou pohlcena a vyzářena zpět k povrchu i do kosmického prostoru. Kdyby tyto plyny nebyly v atmosféře přítomny, dosahovala by průměrná teplota při zemském povrchu -18° C. Země by byla zmrzlou planetou.

4. 6. Aplikace v lesním hospodářství

Výzkum mikroklimatu je důležitou součástí studia poznání přirozeného potenciálu lesního ekosystému při jeho polyfunkčním využívání v rámci setrvalého obhospodařování. Ekologická stabilita hospodářských lesů je významně ovlivňována způsobem hospodaření a zásahy do lesních porostů a lesního prostředí. Hlavním zdrojem zásahů do změny ekologické stability lesa je těžba dřeva. Nová přírodě blízká či přírodě vzdálená výstavba lesa je určena organizací porostních obnov. Nejrozšířenější forma obnovy je založena na holosečné formě obnovy s jednorázovým smýcením stromů na souvislé porostní ploše. Proces nahrazování vytěženého porostu novým pokolením je doprovázen specifickými ekologickými i stanovištními podmínkami porostního prostředí. Následný porost odrůstá na volné ploše (holině) bez ekologické ochrany mateřského porostu za plného světelného požitku, udržení dřevin je omezováno a ohrožováno extrémní porostního mikroklimatu. Při srovnání s

přírodním lesem mění holá seč půdní povrch a intenzitu přeměn rozkladných procesů v půdě, teplotní režim povrchu půdy a vzduchu a vláhovou bilanci. Porostní mikroklima je posuzováno jako soubor dílčích abiotických **primárních stresorů**.

4. 7. Otázky na procvičení:

1. Co rozumíme pod pojmem abiotické faktory lesních ekosystémů.
2. Základní fyzikální zákony ovlivňující abiotické faktory vázané na klima.
3. Význam CO₂ v ovzduší.
4. Charakteristické rysy porostního mikroklimatu lesa a paseky.
5. Jak ovlivňuje porostní mikroklima vláhovou bilanci a vlhkostní režim půd.

4. 8. Použitá a doporučená literatura:

- BRUTSAERT W., 1985. Isparenije v atmosferu. Gidrometeoizdat, Leningrad, 350 str.
- HAVLÍČEK V. a kol., 1986. Agrometeorologie, SZN Praha, 264 str.
- CHRGJAN A. CH., 1986. Fizika atmosféry. Izdatelstvo Moskovskovo Universiteta, Moskva, 325 str.
- CHROMOV S. P., 1968. Meteorológia a klimatológia (1968), Vydavateľstvo Slovenskej Akadémie vied, Bratislava, 456 str.
- LARCHER W., 1988. Fyziologická ekologie rostlin. Academia Praha, 368 str.
- NETOPIĽ R. a kol., 1984. Fyzická geografia I. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 273 str.
- MÍČHAL I. a kol., 1992. Obnova ekologické stability lesů. MŽP ČR/Academia, Praha, 169 str.
- POBĚDINSKIJ A. V., KREČMER V., 1984. Funkce lesů v ochraně vod a půd, SZN Praha, 256 str.
- PROŠEK P., REIN F., 1982. Mikroklimatologie a mezní vrstva atmosféry, SNP Praha, 237 str.
- STOUTJESDIJK P. H, BARKMAN J. J., 1992. Microclimate vegetation and fauna. OPUS Press AB, 216 str.

5. Primární produkce a tok energie producenty

5. 1. Úvod

Uhlík je společně s dusíkem, kyslíkem a vodíkem základním stavebním prvkem všech živých organizmů. Je ústředním prvkem veškeré biomasy, a tak i základem života na Zemi. Jak uvádí SLAVÍKOVÁ (1986) nachází se v sušině biomasy vyšších rostlin průměrně 45 % uhlíku. Lesní ekosystémy Země obsahují celkem 90 % uhlíku obsaženého v biomase terestrických ekosystémů a z toho téměř polovina je v biomase tropických deštných lesů. Je zajímavé, že všechny lesní ekosystémy, tj. tropický deštný les, listnatý opadavý až boreální jehličnatý les, mají přibližně stejné celkové množství (hmotnostní) organického uhlíku na jednotku (SLAVÍKOVÁ 1986). Opadavé lesy mírného pásma poutají více dusíku do své biomasy a také opadem recyklují více dusíku než boreální lesy. Půdní humus reprezentuje významnou akumulaci uhlíku ve většině ekosystémů, protože zde uhlík zůstává nezoxidovaný po staletí. Je důležitým dlouhodobým zdrojem uhlíku v ekosystému (WARING, RUNNING 1998).

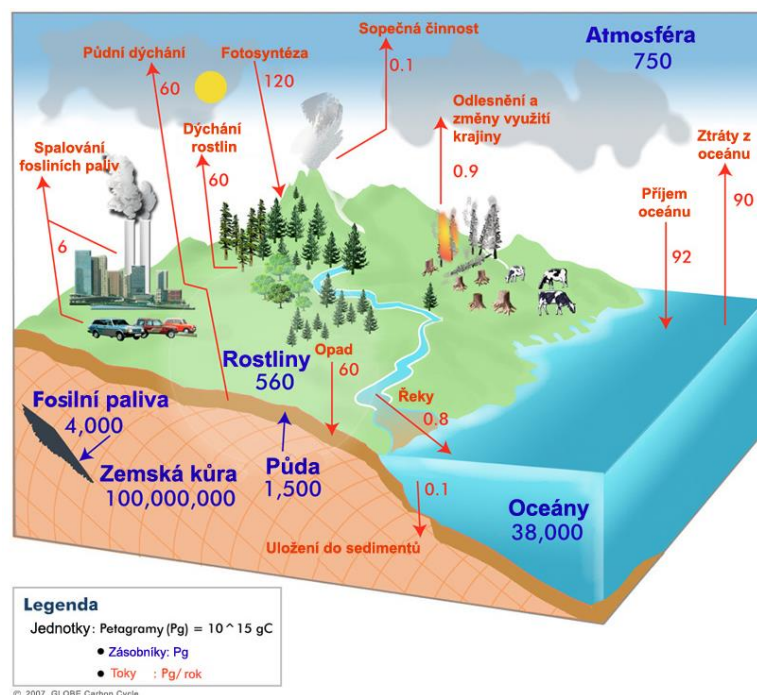
5. 2. Základní pojmy a definice

Předpokladem toku energie a koloběhu látek (biologických cyklů) je schopnost živých soustav vytvářet organické látky z látek anorganických. V tom spočívá základní význam nejdůležitější funkční složky ekosystémů, **primárních producentů**. Tyto organizmy využívají zdroje energie z vnějšího prostředí, aby vytvářely systémy s nižší entropií na pozadí neustálé degradace energie fyzikálních polí - energie chemické a energie slunečního záření. V tomto procesu tedy vzniká **organická hmota** jako specifická hmota vytvářející živé soustavy. Tato hmota je v ekosystémech hromaděna, probíhá její **akumulace**, a to až do určité míry dané vnějšími podmínkami, kdy se utváří rovnováha mezi akumulací a degradací organické hmoty. Množství akumulované hmoty živých organizmů se označuje jako **biomasa** (ekosystému, primárních producentů, jednotlivých funkčních či prostorových složek ekosystémů). V ekosystémech se objevují organické látky navíc ve formě odumřelých organizmů a jejich částí, tj. je zde určité množství **nekromasy**. Ta zpětně podléhá degradaci na anorganické látky - oxid uhličitý, vodu, minerální látky. V procesu degradace se mohou zejména činností mikroorganismů vytvářet specifické organické látky, tj. půdní **humus** a **půdní organická hmota**. Biomasa rostlin je označována jako **fytomasa** (anal. **fytonekromasa**), biomasa dřevin jako **dendromasa**. Je vylisována biomasa jednotlivých funkčních složek ekosystémů (rostlin, konzumentů apod.), pater (dřevin, keřového patra, bylinného patra atd.) či částí rostlinných těl (kmenů, větví, listů, kořenů apod). Biomasu vztahujeme nejčastěji k jednotce plochy (množství sušiny), v lesních ekosystémech nejčastěji v kg/ha nebo v t/ha.

5. 3. Globální cyklus uhlíku

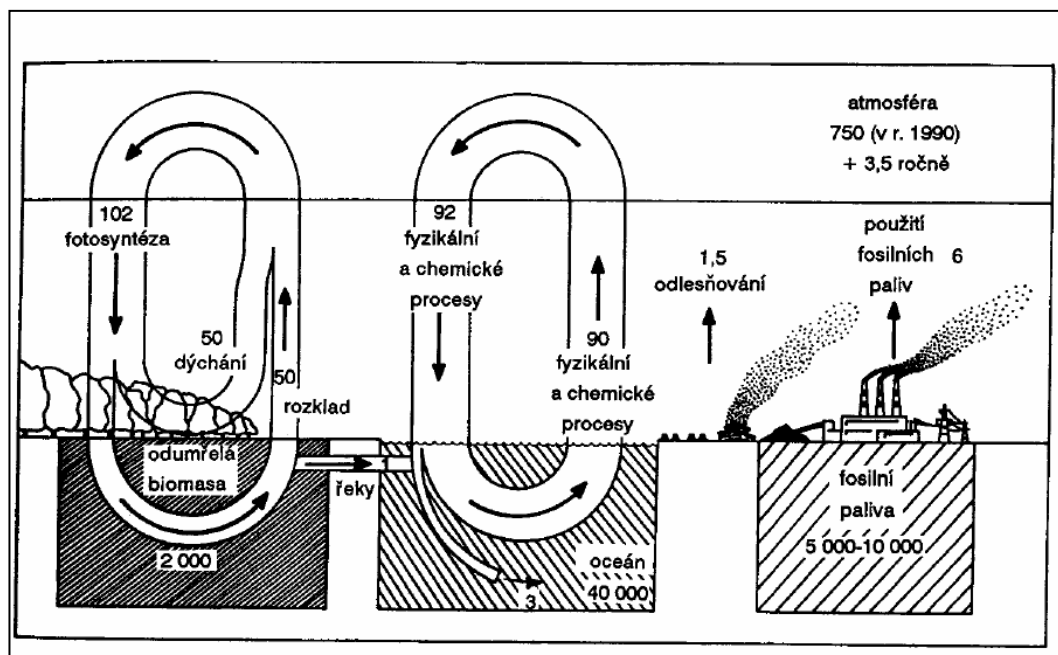
Uhlík se na Zemi vyskytuje ve formě 7 izotopů, z nichž dva jsou stabilní (^{12}C a ^{13}C) a ostatní (^{10}C , ^{11}C , ^{14}C , ^{15}C a ^{16}C) jsou radioaktivní, s poločasem rozpadu od 0,74 s (^{16}C) do 5 726 roků (^{14}C). Kromě stabilních izotopů má větší význam pouze uhlík ^{14}C . Naprostá většina uhlíku v prostředí - téměř 99 % - je izotop ^{12}C a přibližně

1,01–1,14 % připadá na izotop ^{13}C . Rostliny přijímají oxid uhličitý z atmosféry a tak se také izotop ^{14}C dostává do potravních řetězců a do biomasy organismů. Živá hmota rostlin a živočichů proto obsahuje během života kolem $1,2 \cdot 10^{-10}$ % radioaktivního uhlíku ^{14}C . Po smrti se dynamická výměna izotopů C zastaví a obsah ^{14}C v odumřelé biomase exponenciálně klesá. Tento jev je základem metody určování stáří biologických materiálů, kdy se stanoví obsah radioaktivního izotopu ^{14}C . Praktická hranice využití metody je stáří asi 50 000–70 000 roků - za tuto dobu klesne obsah ^{14}C pod 0,2 % původní hodnoty, a tím pod mez spolehlivé stanovitelnosti (ŠIMEK 2003).



Obr. 5.1. Schéma globálního cyklu uhlíku na Zemi. Množství uhlíku v rezervoárech je uvedeno v Pg (petagram) C a přenosy mezi nimi v závorkách v Pg . rok⁻¹; (1 Pg = 10^{15} g = 10^{12} kg = 10^9 t). (Zdroj: <http://kfrserver.natur.cuni.cz/globe/materialy/03Ruzne/CCdiagram-cesky.jpg>).

Pro detailní studium cyklu a přeměn uhlíku se také využívá jevu frakcionace izotopů uhlíku ^{13}C a ^{12}C : při fyzikálních, chemických a biologických procesech často hraje roli atomová hmotnost či molekulová hmotnost zúčastněných molekul. Výsledkem je posun v izotopovém složení sloučenin, respektive relativní obohacení nebo ochuzení o izotop uhlíku ^{13}C . Přestože existuje mnoho výjimek, lze obecně říci, že organické materiály jsou ochuzeny o ^{13}C (průměrně -25 ‰) oproti atmosférickému CO_2 (-7 ‰) a anorganickým uhličitánům (0 ‰). Obsah ^{13}C se všeobecně udává relativně k mezinárodnímu standardu, který má poměr ^{13}C a ^{12}C 0,0112372. K ochuzení o izotop ^{13}C dochází při fixaci CO_2 ve fotosyntéze nebo u chemotrofních autotrofů při využití CO_2 pro tvorbu biomasy. Větší ochuzení látky o ^{13}C poměrně spolehlivě indikuje její biologický původ. Uhlík se na Zemi vyskytuje jako prvek (grafit, diamant) i ve sloučeninách, a to hlavně v uhličitanech vápenatém a hořečnatém, ve formě oxidu uhličitého, methanu, oxidu uhelnatého a jiných jednoduchých sloučenin. Kromě toho je uhlík nedílnou součástí velkého množství organických sloučenin. Ačkoliv se uhlík může vyskytovat ve sloučeninách s oxidačním číslem +4 až -6, nejběžnější je uhlík C^{4+} v uhličitanech a CO_2 . Hlavní rezervoáry uhlíku na Zemi jsou atmosféra, oceány, suchozemská biosféra a litosféra (Obr. 5. 1., Obr. 5. 2.).



Obr. 5.2. Zásoby uhlíku na Zemi (vyjádřeno jako hmotnost uhlíku obsaženého v oxidu uhličitěm v miliardách tun nebo gigatunách Gt) (HOUNGTON 1999).

5. 4. Tok energie

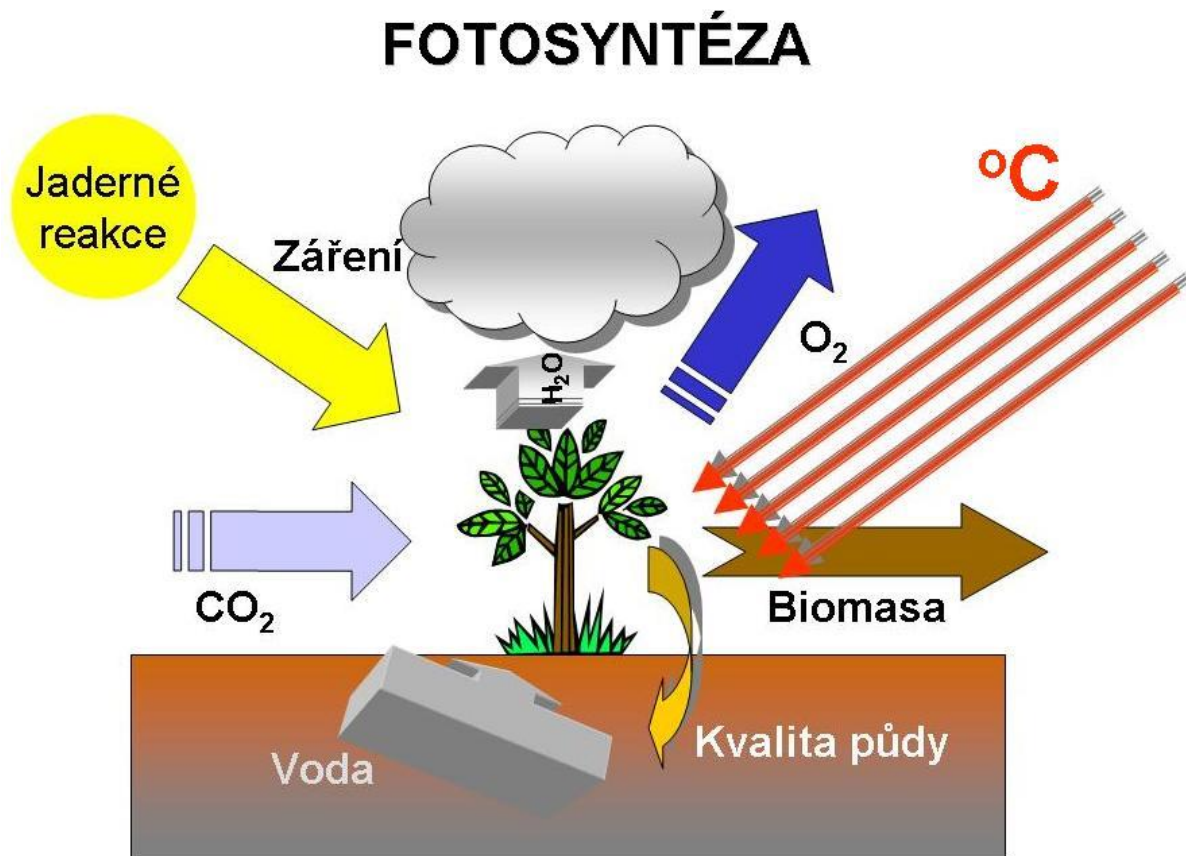
Energie vnějšího prostředí, využívaná primárními producenty, je dvojího druhu. Jednu velkou a přitom různorodou skupinu tvoří organismy, schopné pro **biosyntézu** a pro zajištění svých **životních pochodů (procesů)** využívat energii chemických vazeb, uvolňovanou při oxidaci jednoduchých anorganických látek (sloučenin dusíku - amonizační, nitrifikační bakterie, síry - sírné bakterie, bakterie schopné využívat sloučeniny železa aj.). Tento způsob získávání energie je relativně málo efektivní a tyto organismy proto nedosahují velkých rozměrů, jak naznačují uvedené příklady, vesměs se jedná o mikroorganismy, označované jako **chemosyntetizující** či **chemautotrofní**. V dávných geologických dobách se sice jednalo o dominantní životní strategie, po objevení se **fotosyntetizujících (fotautotrofních)** organismů jejich význam rychle poklesl.

Dominantním způsobem získávání energie je dnes využívání **energie slunečního záření**. Zelené rostliny jsou nejdůležitější primární producenti, na jejichž životní aktivitě závisí všechny ostatní druhy a skupiny organismů. V procesu **fotosyntézy** je využívána energie fotonů k syntéze jednoduchých organických vysokoenergetických molekul z vody a oxidu uhličitěho. Energie obsažená v těchto vazbách je nadále využívána k syntéze složitějších látek, růstu organismů a k zajištění všech jejich životních reakcí, a to i v dalších funkčních skupinách organismů v rámci potravních řetězců a sítí (konzumenti všech řádů, destruenti, reducenti aj. – viz. kap. 6).

5. 5. Fotosyntéza a primární produkce

Podstatou primární produkce je tedy fotosyntéza a základním projevem je **fixace (poutání, asimilace, příjem)** oxidu uhličitěho. Intenzita příjmu této látky a **vytváření organické hmoty** je i měřítkem intenzity a výsledku primární produkce. Jako **primární**

produkcí tedy můžeme označit množství organické hmoty vytvořené za časovou jednotku. Vztahovat ji můžeme k různým veličinám: k ploše zaujímané ekosystémem, k jednotlivým prostorovým složkám ekosystémů (patra, vrstvy), k jedné rostlině, k jednotce plochy asimilačního aparátu i k jednotce hmotnosti asimilačního aparátu. V zásadě rozlišujeme **hrubou primární produkci (PP_G - gross)** a **čistou primární produkci (PP_N - netto)**. Stejně jako biomasu můžeme i produkci vyjadřovat nejen v hmotnosti sušiny (organické hmoty), ale i jako poutaný uhlík, oxid uhličitý, vydaný kyslík nebo vázanou energii (např. spalné teplo). V přepočtu na 1 g produkce (zásoby) sušiny tak můžeme ekvivalentně hovořit o 0,45 g poutaného uhlíku (C), 1,5 g poutaného oxidu uhličitého (CO₂), 1,07 g uvolněného kyslíku (O) či 17,6 kJ vázané energie.



Obr. 5.3. Fotosyntéza (Zdroj: <http://kfrserver.natur.cuni.cz/globe/others-CZ.htm>).

Hrubá primární produkce je dána asimilací oxidu uhličitého a vytvořením organické hmoty z něj za časovou jednotku. Představuje fotosyntetický výkon rostliny, je označována i jako celková asimilace či celková fotosyntéza (Klimo et al. 1994). Ve všech živých soustavách, tedy i v tělech primárních producentů, však zároveň probíhá proces získávání energie, daný degradací organické hmoty, využívané pro všechny životní děje. Jako základní reakce pro tento proces slouží **respirace, dýchání**. Při ní je spotřebováván kyslík a uvolňován oxid uhličitý a voda.

Intenzita respirace závisí na rychlosti růstu, který spotřebovává značné množství energie a dále na vnějších podmínkách. Zvyšuje se s teplotou a závisí na množství biomasy v ekosystémech. Například v bylinných společenstvech představují ztráty PP_G až 30 - 40 %, v lesních ekosystémech, které obsahují velká množství nezelených, ale fyziologicky aktivních

pletiv, až 40 - 60 %, v tropických lesích dokonce 75 % (zejména v důsledku trvale vysokých teplot).

Primární produkce, snížená o ztráty respirací, představuje primární produkci čistou, představuje přírůstek organické hmoty v ekosystému. Převažují-li ztráty respirací momentální PP_G , dochází dokonce k poklesu zásoby organické hmoty. Platí vztah:

$$PP_N = PP_G - R$$

nebo totéž vyjádřeno jinak:

$$PP_N = A + L - R = \Delta B + L - R,$$

kde A - akumulace (kladná či záporná), L - opad, odumřelá organická hmota, ΔB - změna zásoby biomasy, R - respirace. Při přesnějších kalkulacích je nutno zahrnout i položku K - konzumaci herbivory, tedy:

$$PP_N = A + L + K - R = \Delta B + L + K - R.$$

Množství biomasy a čisté produkce závisí na celé řadě biotických a abiotických faktorů. V přírodních ekosystémech, v klimaxovém stádiu, je akumulace biomasy pro dané ekologické podmínky maximální a kolísá kolem momentální rovnovážné polohy. Čistá produkce ekosystému je prakticky nulová, čistá produkce dřevinné složky se rovná množství zkonsumované herbivory a opadu. Přírůstek biomasy je bez působení katastrofických vlivů rovněž minimální (kladný či záporný). V lesních (i jiných) společenstvech ovlivněných rušivými vlivy, včetně vlivů antropických, je z ekosystémů část biomasy odebírána a čistá produkce pak nahrazuje tyto ztráty.

V přírodních i hospodářsky využívaných lesních ekosystémech závisí biomasa a produkce především na celé řadě faktorů biotického rázu: druhu dřeviny, věku porostů, struktuře porostů, množství a druhu herbivorů. Jednotlivé dřeviny se vyznačují různým potenciálem produkce, což je patrné zejména u některých dřevin introdukovaných. Množství biomasy v lesních porostech obecně stoupá se stářím a zápojem porostu, čistá produkce však u stejnověkých porostů poměrně brzy kulminuje a ve vyšším věku (40 a více let) klesá. V biomase dřevinné složky roste podíl respirujících pletiv bez fotosyntetické aktivity, což zvyšuje ztráty, až se téměř veškerá organická hmota rozdělí na respiraci, opad a zkonsumovaný podíl. Vztah mezi biomasou, primární produkcí a respirací dokumentuje následující tabulka.

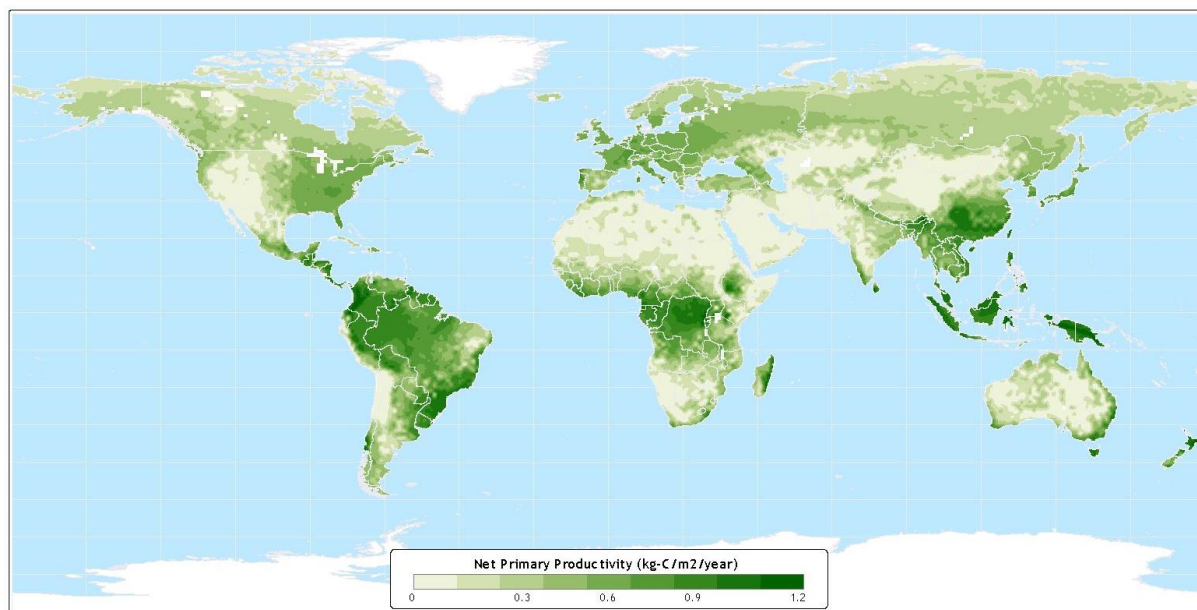
Tab. 5.1: Biomasa, hrubá a čistá primární produkce a respirace v různých lesních ekosystémech (Waring, Schlesinger 1985).

t/ha	Biomasa	Primární produkce		Respirace
		Hrubá	Čistá	
Borový les	141,2	77,3	36,0	41,3
Smišený listnatý les	175,2	43,2	14,5	28,7
Subalpínský jehličnatý les	318,1	38,2	10,0	27,5
Porost douglasky	870,4	160,9	10,9	150,0

V intenzivně přirůstajícím borovém porostu tak ztráty respirací představují zhruba 53,1 %, zatímco ve vyspělém porostu douglasky až 93,2 %. Další významnou skupinou faktorů jsou abiotické faktory primární produkce.

5. 6. Biomasa a primární produkce lesních ekosystémů

Třebaže ekosystémy s dominantní složkou dřevin zaujímají zhruba 11 % zemského povrchu (což odpovídá přibližně 38 % souše a 57 mil. km²), je v nich akumulována většina biomasy vytvořená na naší planetě. Je odhadnuta na 1700 Gt (93 % vší fyto biomasy Země - Whittaker, Likens (1975) in Klimo et al. 1994)). Celková PP_N představuje podle tohoto zdroje 80 Gt, tj 71 % produkce terestrických ekosystémů a 47 % primární produkce na Zemi. Průměrná čistá PP lesních ekosystémů je čtyřikrát vyšší než světový průměr, dvakrát vyšší než je průměr zemědělských půd. Je vyšší než produkce oceánů, třebaže ty zaujímají více než 6 x větší rozlohu. Přestože různí autoři uvádějí poněkud odlišná čísla, především díky různému pojetí a přiřazení ekosystémů k lesním či nelesním, představují tyto hodnoty poměrně dobrou představu o významu lesních ekosystémů z hlediska stability a produkce světového ekosystému, geosystému. Větší narušení těchto pochodů pak může způsobit změny neočekávaného rozsahu a dynamiky. Následující tabulka 26 uvádí jeden z přehledů, umožňujících posoudit význam jednotlivých typů ekosystémů (biomů) z globálního pohledu. Pro středoevropské podmínky (listnaté porosty s dominancí buku) uvádí příklad množství biomasy jednotlivých složek, jejich podílu z celkové biomasy, množství primární čisté produkce a jejího podílu následující tabulka 27. Stanovení těchto hodnot je velice obtížné, metodicky, časově i finančně velice náročné a podobných přehledů není k dispozici mnoho. Zejména u nás byla většina těchto údajů získána v rámci dlouhodobého výzkumného projektu v rámci Mezinárodního biologického programu (IBP), navazujícího v 60. a 70. letech na dříve probíhající program Člověk a biosféra (MAB). V ČR byl mj. sledován ekosystém lužního lesa u Lednice. Výzkum byl spojen s vyhodnocením dynamiky ekosystémů před a po vodohospodářských úpravách na Dyji.



Data taken from: IBIS Simulation
(Kucharik, et al. 2000)
(Foley, et al. 1996)

Atlas of the Biosphere

Center for Sustainability and the Global Environment
University of Wisconsin - Madison

Obr. 5.3. Čistá primární produkce (NPP) v kg C.m².rok⁻¹ v jednotlivých kontinentech světa. Zdroj: http://www.sage.wisc.edu/atlas/maps/npp/atl_npp.jpg.

Tab. 5.2: Čistá primární produkce a biomasa hlavních biomů Země (podle Klíma et al. 1994).

Biom	Plocha mil. km ²	PN t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹	Biomasa t.ha ⁻¹
1. Lesy			
tropický deštný	10,0	23,0	420,0
tropický monzunový	4,5	16,0	250,0
mangrove	0,3	10,0	300,0
temperátní stálezelený	3,0	15,0	300,0
temperátní opadavý	3,0	13,0	280,0
boreální	9,0	8,0	230,0
lesní plantáže	1,5	17,5	200,0
2. Jiná dřevinná společenstva	2,0	15,0	180,0
3. Chaparral a macchie	2,5	8,0	70,0
4. Savany	22,5	17,5	65,0
5. Temperátní travinná společenstva	12,5	7,8	16,0
6. Tundra a alpské hole	9,5	2,2	13,7
7. Keřové pouště a polopouště	21,0	1,4	7,9
8. Pouště	9,0	0,1	0,9
9. Ledovce	15,5	0,0	0,0
10. Jezera a řeky	2,0	4,0	0,2
11. Mokřady			
temperátní	0,5	25,0	75,0
tropické	1,5	40,0	150,0
12. Rašeliniště	1,5	10,0	50,0
13. Agroekosystémy	16,0	9,4	4,1
14. Urbanizované plochy	2,0	5,0	40,0
Terestrické ekosystémy celkem	149,3	8,9	37,5
Mořské ekosystémy celkem	361,0	1,6	0,1
Celkem ZEMĚ	510,3	3,7	24,45

Nejpřesnější metodou získání potřebných údajů je destruktivní rozbor a přímé stanovení biomasy. Zejména u dřevinné složky je používána metoda vzorníků, zvláště obtížné je pak šetření v kořenové vrstvě. Výstupy široce pojatého výzkumu v rámci IBP a MAB sloužily mj. i pro stanovení globálních ukazatelů produkce a pro stanovení globálních trendů.

V lesních ekosystémech se tak projevuje výrazný trend poklesu produkčních ukazatelů od rovníku k pólům. V tropických deštných lesích tak PP_N dosahuje až hodnoty 35 t.ha⁻¹.rok⁻¹. V opadavých temperátních lesích se pohybuje v rozmezí 6 - 25 t.ha⁻¹.rok⁻¹, s průměrem kolem 12 t.ha⁻¹.rok⁻¹, hodnota akumulace biomasy je průměrně kolem 300 t.ha⁻¹ (60 - 600 t.ha⁻¹). V boreálních lesích jsou hodnoty primární produkce 4 - 20 t.ha⁻¹.rok⁻¹ a zásoba biomasy 60 - 400 t.ha⁻¹ (průměrné hodnoty představují 8 t.ha⁻¹.rok⁻¹ a 200 t.ha⁻¹).

Tab. 5.3: Biomasa rostlin a čistá primární produkce ve středoevropské bučině, věk 145 let (Duvigneaud 1988 podle Klímo et al. 1994).

Složka	Biomasa t.ha ⁻¹	Podíl z celk. biomasy %	PN t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹	Podíl z celk. PN %
Stromové patro				
- listy	2,8	1	2,82	20
- pupeny	0,5		0,50	4
- šupiny, čišky, plody	0,8		0,78	6
- koruna				
kůra	15,9	4		
dřevo	128,4	28		
celkem	144,3	32	4,27	30
- kmen				
kůra	13,6	3		
dřevo	211,0	47		
celkem	224,6	50	2,53	18
- nálet				
dřevo	1,8		0,39	
listy	0,5		0,46	
celkem	2,3	1	0,86	6
Bylinné patro				
	0,5		0,51	
Nadzemní biomasa				
Kořeny stromů	74,0	16	1,86	13
Ostatní kořeny	1,2	1	0,32	3
Podzemní biomasa	75,2	17	2,18	16
Biomasa celkem	450,5	100	14,47	100
Odumřelé dřevo				
- nadzemní	1,8		0,05	
- podzemní	0,9			
Humus	150,7			

V geografickém gradientu od vyšších zeměpisných šířek k rovníku roste v lesních ekosystémech podíl nadzemních částí rostliny a klesá podíl částí podzemních, zvyšuje se ale jejich aktivita. Podíl podzemní složky vegetace se zvyšuje rovněž na sušších a chudších stanovištích, získání potřebného množství vody a kořenů vyžaduje větší nasazení energie (růst odpovídajících orgánů).

Primární produkce závisí i na podmínkách jednotlivých růstových sezón. Cenné údaje poskytuje např. projekt Solling v Německu, srovnávající dynamiku bukového a smrkového lesa v podmínkách střední Evropy. Čistá PP tak např. v bukovém porostu ve čtyřleté periodě kolísala v rozmezí 8,23 - 11,97 t.ha⁻¹.rok⁻¹. Větší výkyvy byly pozorovány u produkce dřeva

(BK 3,09 - 9,00, SM 3,96 - 6,75 t.ha⁻¹.rok⁻¹) a kořenů (BK 0,26 - 0,82, SM 1,52 - 2,55 t.ha⁻¹.rok⁻¹), než u asimilačního aparátu (BK 3,45 - 4,38, SM 2,67 - 2,70 t.ha⁻¹.rok⁻¹).

Největší podíl vyprodukované biomasy v lesních ekosystémech se stává opadem. V klimaxových lesních společenstvech se množství opadu téměř vyrovnává primární produkci a akumulace biomasy je poměrně stabilní. Opad tvoří průměrně kolem 60 - 80 % čisté PP. Podíl konzumace je naopak velice nízký a činí průměrně 1 - 1,5 %. Větších hodnot dosahuje například při přemnožení fytofágního hmyzu. Export biomasy ven z ekosystému je v případě přírodních lesů minimální, vysokých hodnot, dokonce narušujících budoucí stabilitu a produktivitu lesů, dosahuje u lesů exploatovaných. Nebezpečí ohrožení dalšího vývoje roste při využívání metod využívajících komplexněji biomasu, tj. přechod např. od kmenové ke stromové metodě.

5. 7. Otázky na procvičení:

1. Definujte primární produkci a její význam.
2. Čím jsou specifické lesní ekosystémy ve vztahu primární produkci?
3. Které faktory ovlivňují primární produkci v lesích?
4. Jakými metodami lze měřit fotosyntézu, biomasu a primární produkci?
5. Jaké jsou hlavní lesnické aplikace poznání zákonitostí primární produkce?

5. 8. Použitá a doporučená literatura:

- BARNES, B. V., ZAK D. R., DENTON S. R., SPURR S. H., 1997. Forest ecology, John Willey and Sons, 774 s.
- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R., 1997. Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Univerzita Palackého Olomouc. 949 s.
- DUVIGNEAUD, P., 1988. Ekologická syntéza. Z franc. přel. V. Mezřícký. Praha, Academia, 414 s., obr., tab., lit. 860.
- DYKYJOVÁ D. (ed), 1989. Metody studia ekosystémů. Academia. 690 s.
- HOUGHTON J., 1999. Globální oteplování. Academia, Praha. 228.
- KLIMO, E., 1994. Ekologie lesa. /Ekology of the Forest/. Brno, VŠZ v Brně, 170 s.
- LIKENS, G. E., 1975. Primary productivity of inland aquatic ecosystems. In H. LIETH AND R. H. WHITTAKER (eds.), Primary Productivity of the Biosphere. Ecological Studies, 14, pp. 185–202. New York: Springer-Verlag.
- MÍČHAL I., 1994, Ekologická stabilita. Veronica, Brno, 275 s.
- OTTO, H. J., 1994. Waldoekologie. Stuttgart, Eugen Ulmer, 391 p.
- PODRÁZSKÝ V., 1998. Akumulace uhlíku v lesních ekosystémech - příklad smrkových a bukových stanovišť ve vyšších polohách. Lesnictví - Forestry, 44: 392 - 397.
- SLAVÍKOVÁ J., 1986. Ekologie rostlin. Praha, Státní pedagogické nakladatelství, 366 s.
- THOMAS P. A., PACKHAM J. R., 2007. Ecology of Woodlands and Forests. Description, Dynamics and Diversity. Cambridge University Press. 528 s.
- WARING R. H., RUNNING S. W., 1998. Forest ecosystems: Analysis at multiple scales. San Diego (California), London (UK): Academic Press, 370.
- YOUNG R. A., G. RONALD L., (Eds.), 2002. Introduction to Forest Ecosystem Science and Management, John Willey a Sons, 576 p.
- http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_EKOL/prehledtemat.htm

6. Sekundární produkce a tok energie konzumenty

6. 1. Základní pojmy a definice

Sekundární produkce představuje veškerou tvorbu biomasy **heterotrofních** organismů, které nejsou schopny, na rozdíl od organismů autotrofních, získávat energii pomocí fotosyntézy. Patří sem produkce všech živočichů, hub, některých skupin mikroorganismů a nezelených rostlin. Produkce jednotlivých uvedených skupin se zpravidla vyhodnocuje odděleně. U živočichů se někdy vymezuje ještě i **produkce terciární**, která se týká masožravců, popř. i vyšší (u tzv. vrcholových predátorů). Vymezení těchto typů produkce však není jednoduché, vzhledem ke složitosti potravních vztahů v ekosystému.

Velikost sekundární produkce lze vyjádřit množstvím biomasy heterotrofních organismů. **Biomasa** představuje (podobně jako u rostlin) organickou hmotu jedinců, populace, celé biocenózy nebo její části, která se v daném okamžiku nachází na určité ploše (např. na m², ha, km² apod.), nebo v prostoru (litr, dm³, m³ atd.). Biomasu můžeme hodnotit v čerstvém stavu, v sušině, bez popelovin, v množství uhlíku, v jednotkách hmotnosti (g, kg na m²) nebo i v množství energie (J či kJ na m²).

Produktivita, je schopnost heterotrofních organismů vytvářet produkci. Produkce sekundární (P_s) pak vyjadřuje konkrétní množství organické hmoty nebo energie, fixované v těle heterotrofních organismů **na jednotku plochy za určitý časový úsek** (např. g.m⁻².den⁻¹, kg.ha⁻¹.rok⁻¹ apod.). **Hrubá sekundární produkce** (brutto, P_B) představuje veškerou organickou hmotu vytvořenou v podobě biomasy, plus veškeré ztráty energie v podobě srsti, peří, pokožky, parohů, u hmyzu pak ztráty exuvií larev, obalů kukel, předia, zámotků z vláken žláz, vosku apod. během uvažovaného období. Největší množství ztrát u živočichů tvoří energie spotřebovaná dýcháním (respirací) v metabolických procesech.

Čistá sekundární produkce (netto, P_N) představuje jen tu biomasu, která byla vyprodukována za sledované období a je k dispozici jako zdroj energie pro další úroveň potravního řetězce (tzn. jako potrava pro dalšího konzumenta). Jde tedy o výsledné množství vyprodukované biomasy, neboli hrubá produkce po odečtení ztrát respirací a opadu odumřelé, v dané úrovni potravního řetězce nevyužitelné biomasy.

6. 2. Tvorba a zjišťování sekundární produkce

Všechny heterotrofní organismy označujeme, s ohledem na způsob získávání energie z biomasy jiných organismů, za **konzumenty**. Konzumenti v podstatě v ekosystému **nevytvářejí žádnou novou produkci**. Přijímají pouze hmotu a energii zelených rostlin (primárních producentů), nebo jiných konzumentů, kterou transformují a přetvářejí na biomasu vlastního těla. Přitom dokážou využít více přijaté energie než rostliny. **Fytofágové** (konzumenti primární produkce) pak využijí k tvorbě živočišné biomasy vlastního těla asi 10% energie přijaté z rostlin, **zoofágové** (konzumenti živočichů) asi 20%, protože přijímají koncentrovanější energii z jiné živočišné biomasy. Výpočty produkce a přenosu energie se provádějí na úrovni jedince, populace, popř. částí nebo celé biocenózy. Energetické bilance a vyhodnocování účinnosti přenosu energie tvoří náplň **produkční ekologie**. Pracuje se s poznatky o fyzilogii metabolismu organismů. Získat data o sekundární produkci u konzumentů je dosti složité, proto je výsledky nutno brát spíše jako orientační hodnoty než přesná čísla.

BOX 6.1. Příklad přenosu energie konzumenty (Losos a kol., 1984, Klimo a kol., 1994)

K tomu abychom vyjádřili přenos energie konzumentem, potřebujeme znát určitý soubor proměnných (**C**, **MR**, **NU**, **F**, **D**, **U**, **A**, **P**, **R** – jedná se o symboly běžně používané v literatuře), které souvisí s jeho potravní strategií a fyziologií. Představme si např. zajíce polního (*Lepus europaeus*), jako typického býložravce, který konzumuje lesní bylinnou vegetaci. Množství této rostlinné biomasy lze vyhodnotit a vyjádřit v energetických jednotkách (kJ). Zajíc zkonzumuje určité množství zelené potravy (**C** z angl. **consumption**) za den a přijme tak kromě jiných látek tři hlavní potravní složky: bílkoviny, tuky a cukry. Z množství odebrané potravy (**MR** = **material removed**) však část zůstane ve formě odpadů jako nepotřebovaná biomasa (**NU** = **not used**), která se tak stává součástí rozkladného procesu.

Přijatá potrava (**C**) se v zažívacím traktu živočicha tráví, tj. rozkládá na aminokyseliny, glycerol, vyšší mastné kyseliny i jednoduché cukry, což jsou látky schopné procházet permeabilními membránami. Převážná část těchto látek je ve střevech zažívána, vstřebávána a krví rozvedena po těle živočicha, kde se přetváří (**asimiluje** - **A**) na látky tělu vlastní. Asimilované množství živin s obsahem energie je různě velké podle povahy a stravitelnosti příslušné potravy. Malá část potravy zůstává nestrávená, prochází zažívacím traktem a vychází z těla ve formě trusu (**F** = **feces**), včetně plynů vzniklých trávením potravy. I trus obsahuje určité množství energie, která je dále potravním zdrojem pro koprofágy a rozkladače (dekompozitory).

Asimilované množství živin **A** označujeme jako **hrubou sekundární produkci (produkce brutto, PE)**. Z ní odpadá nepatrné množství energie v podobě moče (**U** = **urin**), která se spolu s **F** počítá ke ztrátám vyměšování.

Poměr všech výše uvedených hodnot je u různých druhů živočichů odlišný. Např. u hlodavců (*Rodentia*) je při **C** = 100 % hodnota ztrát **F** 7-22 %, **U** = 0,7-5,4 % a vstřebaných (asimilovaných) živin **A** při konzumu zrní 84-94 %, či u herbivorních hrabošů 74 % (nižší stravitelnost potravy). Celková denní energetická spotřeba (**C**) u hlodavců na 1 g živé hmotnosti činí u lesního hraboše norníka rudého (*Clethrionomys glareolus*) 1,81 kJ, u hraboše polního (*Microtus arvalis*) 1,93 kJ, u myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) 1,62 a u myšice temnopásé (*A. agrarius*) 2,35 kJ (Zejsa, 1985).

Předchozí fakta ukazují, že produkční procesy u všech živočichů souvisejí se složitou problematikou jejich metabolismu.

Např. u teplokrevných (homoiotermních) savců denní spotřeba energie

- 1) klesá (na 1 g hmotnosti) s růstem velikosti těla (u drobných savců, např. rejsek a myši je největší, u slona nejmenší)
- 2) klesá se vzrůstající teplotou okolí (v zimě je větší než v létě)
- 3) klesá při těsném nahloučení zvířat (tzv. skupinový efekt, u hlodavců v hnízdě klesá produkce tepla asi o 13 %)
- 4) vzrůstá s rychlostí a množstvím pohybu,
- 5) vzrůstá u samice při graviditě (asi o 25 %) a laktaci (o 92 %)
- 6) tepelné ztráty jsou často v zimě menší než v létě (zimní srst, skupinový efekt v zimním hnízdě u několika jedinců, kratší aktivita mimo hnízdo, adaptace během podzimu).

Asimilované živiny (A) slouží ke stavbě biomasy, tj. **produkci (P)** vlastního těla živočicha. K produkci (**P**) patří také tvorba pohlavních produktů, vajíček, zárodků, mláďat, popř. mléka u savců. Patří sem i tvorba různých materiálů, které se po čase od těla odlučují, např. vosk, exuvie housenek, opuštěné kokony, peří, srst, parohy apod. Kromě toho - na úrovni populace - sem zahrnujeme všechny ztráty jedinců, kteří uhynuli a nedožili se konce sledovaného časového období. To vše je tzv. "nedožítá biomasa", neboli **eliminace (E)**, která jde však ve prospěch jiných složek ekosystému (nejčastěji do rozkladného procesu, nebo jako kořist predátorů).

Respirace (disimilace, dýchání) je opačný proces, při němž organizmy (včetně zelených rostlin) odbourávají značné množství svých organických látek, aby získaly energii potřebnou pro svoje vlastní životní procesy. Jde o proces rozkladný, probíhající za přítomnosti enzymů. Na respiraci (**R**) připadá mnohem větší část asimilované energie (**A**) než na produkci (**P**) biomasy vlastního těla. Takto získaná energie uniká posléze z těla ve formě tepla. Rozdíl mezi množstvím energie fixované v těle asimilací a množstvím energie uvolněné z těla respirací je **čistá produkce PN (produkce netto)**.

Pro hrubé odhady toku energie a jejího přenosu je třeba mít na paměti následující poměry. Jestliže v průběhu dne dopadá na 1 m² celkem 12600 kJ světelné energie, pohltí rostlina 6300 kJ, z čehož vytvoří jen asi 63 kJ čisté primární produkce (o dva řády méně). Přenos energie na **herbivory** je již efektivnější, neboť ti vytvoří ze 63 kJ asi 6,3 kJ (tj. 10 %) sekundární produkce. **Karnivoři** přijímají energii koncentrovanější, takže přenos energie je vyšší, asi 20 %, tj. v našem případě 1,26 kJ na 1 m² za den.

Pozor: u produkce je nutné vždy uvádět plochu a dobu vytvoření!!!

6. 2. 1. Zjišťování sekundární produkce u jedince

Odhady produkce u živočichů vycházejí z poznatků o jejich metabolismu. Potřebné jednotlivé bioenergetické ukazatele můžeme získat pouze fyziologickým měřením v laboratoři. U sledovaného živočicha zjišťujeme jeho potravní nároky, které druhy potravy normálně konzumuje, jaká je jejich stravitelnost, kolik potravy zkonsumuje za den a jaké je množství trusu a moče. Tím získáme hodnoty C (přijatá potrava), F (trus), U (moč) a A (asimilované živiny) na jednoho jedince určité hmotnosti za den: $A = C - (F + U)$. Jeho hmotnost zjišťujeme každodenním vážením, zjištěné hodnoty přepočítáváme na 1 g (popř. kg) živé hmotnosti. Tím také zjistíme rychlost růstu neboli přírůstek za jednotku času.

Měřením metabolismu ve fyziologických pokusech se stanoví rychlost bazálního metabolismu a posléze velikost metabolismu živočicha v klidu a při jeho pohybové aktivitě. Vyhodnotí se průměrná spotřeba energie na 1 g hmotnosti za den. Současně se zjistí velikost energetických ztrát respirací (R), které jsou značné. Závěrem se stanoví velikost sekundární produkce jedince za jednotku času z rovnice $PN = A - R$. Velikost P kontrolujeme častým vážením živočicha a zjišťováním přírůstku jeho biomasy. Všechny zjištěné hodnoty lze použít pro výpočet toku energie (příjmu a výdeje energie) jedincem. Současně je nutné také zjišťovat velikost ztrát E (tzv. „nedožítá biomasa“, viz. BOX 6.1.) , také energetickou spotřebu na rozvoj pohlavních žláz, růst embryí a počet i hmotnost snesených vajec popř. porozených mláďat.

Při produkčním studiu lovné zvěře nebo jiných živočichů v terénu se nám sotva podaří vážit jedince častěji. Úbytky na váze sotva zjistíme. Často máme představu o hmotnosti narozeného mláděte a druhou hmotnost zjistíme až zvážením uloveného dospěléce. Rozdíl obou hodnot poskytuje hrubou představu o čisté produkci jedince za příslušný čas.

V těchto případech zjišťujeme potřebná data v literatuře. Obratlovci rostou nejrychleji v mládí, kdy jsou přírůstky velké a produkce rychlá. Jejich růst se s přibývajícím věkem zpomaluje; v dospělosti se přírůstky a úbytky hmotnosti střídají a produkce je velmi pomalá. Určování věku jedinců je často obtížné, avšak nezbytné, neboť bez vyjádření časového ukazatele nelze produkci přesněji vyhodnotit. U hmyzu je situace zřejmě jednodušší. Jde o živočichy krátkověké, jednotlivé generace lze během sezóny rozlišit, takže získáme představu o věku jedinců. Hlavním produkčním stádiem je pouze larva. V chovech se obvykle zjišťuje růst larev (u každého instaru zvlášť) a hmotnost svlečených exuvií (patří k E). Např. zvážením housenky před zakuklením zjistíme zhruba celou hodnotu P. Hmotnost vajíčka je zanedbatelná a čas uvažujeme od vylíhnutí do zakuklení. Dospělé imago hmyzu již neroste, avšak jeho hmotnost kolísá. Na jaře dochází u dospělců k žíru, produkci tukových tkání a zejména u samic k produkci vajíček, které mohou její hmotnost zvýšit i vícenásobně. Je nezbytné zjistit počet i celkovou váhu vajíček, popř. potomků produkovaných jednou samicí.

Zde je třeba podotknout, že u hmyzu i jiných bezobratlých je podíl sekundární produkce podstatně větší, často mnohonásobně, než u obratlovců. Je to způsobeno jejich odlišnou fyziologií.

6. 2. 2. Zjišťování sekundární produkce u populace

Ke všem předchozím bioenergetickým hodnotám přistupuje při hodnocení produkce populace zejména početnost (hustota, denzita, abundance), tj. konkrétní počet jedinců (n) sledovaného druhu na jednotku plochy (n na 1 m², n.ha⁻¹ apod.). Je nutno znát bionomii druhu, dobu jeho rozmnožování, počet a váhu novorozených mláďat, jejich růst, počet a hmotnost dospělců, zejména úmrtnost mladých i dospělých a to vše opět na jednotku plochy. Největší část produkce v populaci vzniká růstem mladých jedinců, který je velmi rychlý v celé

prereprodukční fázi života. Jejich úmrtnost je v tomto období značná. Jen malá část připadá na produkci dospělců, jejichž růst je malý a hmotnost kolísá. Jejich úmrtnost je však nízká. Veškerou proměnlivost hodnot je však nutno vždy vztahovat na jednotku času, v níž sledování probíhá.

Kromě hodnot, které se snažíme zjistit v terénu, musíme často použít data v literatuře, někdy odhady podle příbuzných druhů apod. V některých případech provádíme vyhodnocení čisté produkce (nebo její části, např. u mláďat nebo stejně starých jedinců) tzv. Allenovou metodou, viz příklad (BOX 6.2.).

Sekundární produkce a tok energie obratlovců byly v našich podmínkách podrobněji studovány např. u populací **drobných zemních savců** (např. Zejda, 1985). Ke sběru potřebných dat je nutné několik jedinců sledovaných druhů odchytit a potom zjišťovat konkrétními metodami (BOX 6.1.).

BOX 6.2. Zjišťování sekundární produkce a toku energie populací, na příkladu lišky obecné (Pelikán a Vačkař, 1978)

V poli "Bučín" (1200 ha) západně od Brna byla sledována populace lišky. V letech 1956 až 1977 kolísala počet lišek od 2 do 4 párů; v druhém desetiletí se na sledované ploše vyskytovaly pravidelně pouze 2 páry. Počet liščích nor 3 - 18 ; průměrně obsazené 2 nory s vyvedenými liščaty ročně. Počet dospělých lišek v únoru - březnu byl 5 (30 + 20), v polovině dubna přibýlo na ploše 11,36 novorozených mláďat (na jeden pár průměrně 5,68; mláďat před hnízdem jen 4,76), celkem 16,36 jedinců. Odhad kolísání početnosti vychází z poznatku, že do příštího dubna přežije jen 29,3 %, tj. 3,3 mláďat a jen 1,7 dospělých, takže výsledná denzita je opět 5 dospělých lišek na jaře.

Úmrtnost uvažujeme exponenciální podle rovnice $N_t = N_0 \cdot e^{-rt}$

(N_0 = početnost na počátku měření, N_t = početnost odhadovaná na konci časového období, e = základ přirozených logaritmů Napierových, tj. 2,718281..., t = časové období, r = rychlost růstu, zde se znaménkem minus, tedy pokles početnosti, úmrtnost).

U dospělých klesl během roku počet z 5 na 1,7 jedinců, což dává $r = 0,0899$. Asi 50 % novorozeňat (tj. 5,68) hyne během prvního měsíce života; v dalších měsících hynou mláďata exponenciálně s vypočtenou mírou úmrtnosti $r = -0,0494$ až do příštího března. Pomocí rovnice úmrtnosti a obou hodnot r lze vypočítat počet jedinců v polovině každého měsíce, od dubna do příštího března. Součet měsíčních hodnot dělený 12 dává průměrnou roční denzitu 8,26 jedinců (5,06 mláďat a 3,20 dospělých).

Pro výpočet biomasy slouží poznatky o hmotnosti. Průměr u samců je 6872 g, u samic 5699 g, průměr pro dospělé 6403 g při poměru pohlaví 1,5 o: 1 o. Hmotnost novorozeňat je 0,1 kg; v prvním měsíci dosáhne 0,9, v dalších měsících 1,6; 2,7; 4,1; 5,6 a 6,4 takže mládě během 6 měsíců dosáhne průměrné hmotnosti dospělých. Znásobením počtu mláďat s jejich průměrnou hmotností v každém měsíci věku získáme hodnoty jejich biomasy jak v každém měsíci, tak součtem v celém roce.

Stejně postupujeme u dospělých, kde uvažujeme uniformní hmotnost 6,4 kg. Biomasa všech jedinců na ploše byla v dubnu, 33,15 kg čerstvé hmotnosti, dosáhla maxima v říjnu, 47,06 kg, načež opět klesala do dubnové hodnoty. Průměrná roční biomasa byla **39,30 kg**.

Produkce byla zjištěna Allenovou křivkou, zvlášť pro mláďata a dospělé, hodnoty pak sečteny. Výsledný součet produkce byl **35,43 kg** čerstvé hmotnosti na celé ploše za rok; pro srovnatelné přepočty 3,0 kg na 100 ha za rok. Jedná se o PN.

Lze vyhodnotit i tok energie populací lišky. Průměrná roční biomasa 39,30 kg dělena průměrnou roční denzitou 8,26 jedinců udává 4,758 kg jako průměrnou roční hmotnost jedince. Další postup je složitější, proto hodnoty nejsou uvedeny (podrobnosti viz citovaná práce). Průměrná hmotnost jedince se dosadí do Kleiberovy energetické rovnice, získá se energetický požadavek na g zvířete na den pro bazální metabolismus. Jeho dvojnásobek se uvažuje jako průměrná denní spotřeba energie za den. Vypočte se denní spotřeba energie na celé zvíře průměrné hmotnosti a násobením 365 jeho spotřeba energie za celý rok. Výsledné číslo se násobí průměrným počtem jedinců, čímž získáme celoroční spotřebu energie celou populací, což je hledané C v Joulech. Celoroční produkce v g se přepočte na Jouly (1 g čerstvé hmotnosti = 1,5 kJ) a vyjádří se procenticky z vyhodnoceného C. V našem případě to činilo 3,9 %, což odpovídá hodnotám pro masožravce (mělo být vyšší). Ze zbývajících 96,1 % C se podle tabulek odhadnou hodnoty A, R, F a U.

Poznámka: Jestliže živočich má několik vrhů do roka a jeho věk nelze rozlišit (např. u hlodavců), seskupují se jedinci do kohort, což jsou soubory jedinců, zrozených v určité časové periodě, bez ohledu ke které generaci

náleží. Např. u hlodavců se jedinci, kteří přezimovali, na jaře zařazují do kohorty KO, zrození v dalších měsících do K1, K2, K3 popř. jedinci zrození na podzim tvoří K4, produkce se u nich vyhodnotí Allenovou metodou; jedinci zrození v první polovině rozmnožovacího období se podílí 60 i více %.

Veškeré výpočty produkce jsou v každém případě více nebo méně přesné odhady. Přesto však poskytují představu o kvantitativních přesunech hmoty i energie v ekosystému, lze je srovnávat, popř. vyhodnocovat úživnost a vztahy v různých biocenózách.

Od produkce P je třeba rozlišovat výnos, což jest biomasa, odebíraná člověkem pro vlastní potřebu (sklizeň), např. zrní, hlízy brambor, kmeny vytěžených stromů apod. Výnos je vždy menší než celková produkce. Stejně tak např. vepř domácí, který za svůj život zkonzumuje 100 % potravy, poskytne z tohoto množství jen 20 % užitkového masa. Ztráty činí 80 % (dýchání, fekálie, moč, neužitkové "maso" apod.).

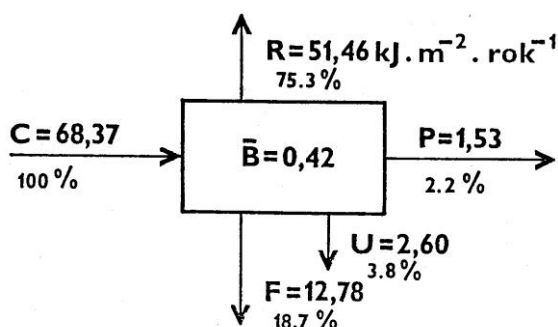
6. 3. Tok energie konzumenty

Energii lze definovat jako **schopnost vykonávat práci**, v našem případě tedy jakoukoli činnost či aktivitu. Jedná se o energii tepelnou (termální), radiační (záření), kinetickou (pohyb) a zejména chemickou, vázanou v látkách, v potravě apod. Měří se v joulech (J). Pro všechny ekologické systémy od jedince až po biosféru platí dva základní **termodynamické zákony**.

1) Zákon o zachování energie - množství energie vstupující do systému je stejné jako množství energie, které ze systému vystupuje. Energie slunečního záření, dopadající na zemský povrch, je v rovnováze s energií, která zemský povrch opouští ve formě tepla. Všechny ekologické systémy jsou otevřené, energeticky nesoběstačné, zcela závislé na přísunu energie z vnějšího prostředí. Žádný živý systém není schopen energii vyrábět, takže je přímo nebo nepřímo závislý na energii slunečního záření, fixované v zelených rostlinách.

Množství energie vstupující do systému a vystupující z něj zůstává stejné. V systému se energie netvoří, ani nezaniká.

2) Zákon o přeměně (transformaci) energie - při každé přeměně energie z jedné formy do druhé se část energie degraduje v neuspořádanou formu, která ze systému vystupuje v podobě tepla do chladnějšího okolí.



Obr. 1. Tok energie konzumentem na příkladu hraboše polního (*Microtus arvalis*), který je významným škůdcem ve výsadbách lesních dřevin (podle Lososa a kol. 1984). Jednotlivé symboly vysvětluje BOX 6.1.

Zdrojem veškeré energie a tedy i života na Zemi je **Slunce**. Energii slunečního záření mohou přijímat pouze **zelené rostliny**, které ji fixují do rostlinné biomasy. Ta je pak zdrojem energie pro všechny následné trofické úrovně konzumentů. Při každém přenosu mezi články potravních řetězců uniká značná část energie ve formě tepla (**respirační ztráty**). Poslední zbytky energie, fixované původně zelenými rostlinami, unikají v dekompozičním řetězci při humifikaci a konečné mineralizaci odumřelé organické hmoty. Tím se veškerá energie, fixovaná rostlinami, **vrací zpět do vesmíru**.

Z toho vyplývá, že průtok energie trofickými řetězci, ekosystémy i celou biosférou je **jednosměrný** (př. obr. 1). V celém procesu probíhá **degradace energie** od koncentrované formy k rozptýlené. Transformace jsou jednosměrné, rozptýlená energie se pak označuje jako **entropie**. Bez procesu přeměny energie by nemohl existovat život. Proto jsou při studiu ekosystémů důležité informace o množství dopadající energie na jednotku plochy, účinnosti jejího využití zelenými rostlinami, její využití konzumenty a zejména pak o účinnosti přenosu energie v trofických řetězcích a o velikosti respiračních ztrát.

Obsah energie v organické hmotě lze hodnotit energeticky v joulech (dříve v kaloriích, 1 cal = 4,1868 J, takže 1 J = 0,2389 cal). Hodnoty energie, obsažené v jednotlivých složkách rostlinné a živočišné biomasy a tedy i v potravě konzumentů, jsou u 1 g cukru 15 - 18 kJ, bílkovin 16 - 17,5 kJ a tuků až 39,8 kJ. V 1 g zelené rostlinné hmoty (sušiny) je pak např. vázáno 16 - 18 kJ, u členovců (v sušině) 24 kJ a v biomase ptáků nebo savců (v sušině) 21 - 23 kJ.

6. 3. 1. Trofické řetězce a sítě

Tok energie v ekosystémech je realizován pomocí **trofických (potravních) řetězců**. Jednotlivé řetězce nejsou většinou v ekosystému izolovány, ale navzájem se spojují či na sebe navazují a vytvářejí tak **trofické sítě** (obr. 2). Jedná se o přenos látek v potravě od zelených rostlin (producentů - P) ke konzumentům (K), kteří tvoří sérii živočichů postupně konzumovaných ($K_1 - K_n$). Jednotlivé články trofických řetězců zahrnují **producenty (P)**, které představují zelené (autotrofní) rostliny, stojící na začátku potravního řetězce, na ně navazují **fytofágové** (konzumenti rostlin - K_1), dále pak **zoofágové** prvního stupně (konzumenti K_2 , požírající fytofágy) a **zoofágové** třetího, popř. (dle délky potravního řetězce) i vyššího stupně (konzumenti $K_3 - K_n$, požírající zoofágy). Zoofágové posledního článku řetězce se pak nazývají **vrcholoví predátoři (K_n)**. V lesních ekosystémech mívají potravní řetězce většinou 3 až 5 článků, zřídka kdy více. Příkladem krátkých potravních řetězců mohou být řetězce s velkými predátory konzumujícími velké býložravce (dřevina - srnec - rys), delší řetězce se vytvářejí tehdy, je-li do nich zapojeno více úrovní masožravců (dub - obaleč dubový - sýkora koňadra - krahujec obecný - jestřáb lesní - výr velký). Když je kořistí predátora jiný predátor, jde o tzv. **superpredaci**.

V těchto řetězcích získávající organizmy potravu ze stejné trofické kategorie (článku potravního řetězce). Tyto pak, počítáno od rostlin, představují stejný **potravní stupeň** neboli **trofickou úroveň**.

Konečným článkem, i když ne vždy vrcholovým, je často člověk (konzument K_1 , K_2 a někdy i K_3) což je pravidlem především v zemědělských ekosystémech. Přesná kategorizace organizmů je často obtížná; např. konzument může využívat rostlinnou i živočišnou potravu (prase divoké, kuna skalní, zrnožraví ptáci krmící mláďata hmyzem apod.). Zde je třeba znát potravní nároky sledovaných druhů a kvantitativně rozlišovat jejich rostlinnou a živočišnou potravu. Potrava larev bývá často zcela jiná než dospělců (housesky konzumují zelenou biomasu, dřevo, kořeny aj., dospělí motýli sají nektar na květech apod.).

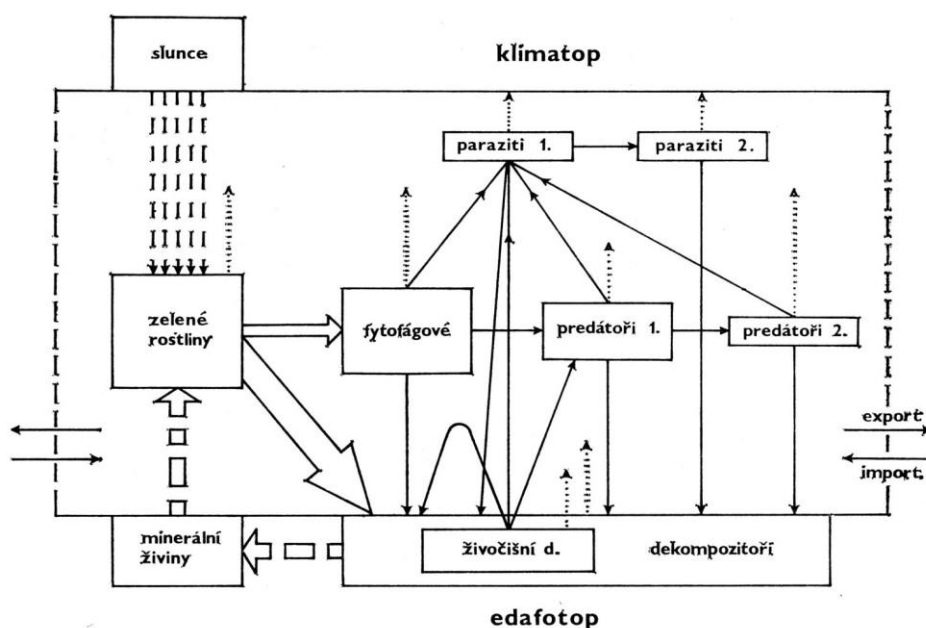
Při každém přenosu potravy a její transformaci z jednoho konzumenta na druhého se část potenciální energie ztrácí (viz oddíl o tvorbě sekundární produkce). Část potravy se ztrácí ve formě odpadků (NU, i u karnivorů), největší část asimilované energie se ztrácí dýcháním (R), část odpadá trusem a močí (F + U), část je eliminovaná (E). Na jednotlivých trofických úrovních se proto množství biomasy a v ní vázané energie zmenšuje, takže velikost potravní základny pro následující trofický stupeň se snižuje. Proto je počet článků v trofickém řetězci omezen obvykle jen do 5. Čím kratší je potravní řetězec, tím větší množství potravy je k dispozici pro následující potravní článek.

6. 3. 2. Typy potravních řetězců

1) **Pastevně-kořistnický** řetězec vede od rostlinných producentů přes fytofágní konzumenty k zoofágním predátorům, popř. k člověku. U živočichů se s vyšší trofickou úrovní velikost těla postupně zvětšuje a jejich populační hustota naopak zmenšuje. Čím je živočich větší, zejména masožravec, tím větší je i území, na kterém shání potravu (revír, teritorium, domovský okrsek). Konzumenti, jakožto blok stejného potravního charakteru, představují jeden ze 4 nezastupitelných bloků každého ekosystému.

2) U **parazitického** řetězce je zdrojem potravy parazitů jejich hostitel, rostlina nebo živočich. Následným článkem je hyperparazit, konzumující tělo parazita. Velikost těla parazitů se s následnou trofickou úrovní postupně zmenšuje, jejich početnost naopak zvyšuje. Potravní vazby parazitů jsou často složité, někdy dochází ke střídání hostitelů, jindy mají rozdílné hostitele samci i samice parazita nebo se objevují i tzv. mezihostitelé. O těchto vztazích pojednává parazitologie.

3) **Dekompoziční (rozkladný, detritický)** řetězec vede od odumřelé organické hmoty rostlin či živočichů přes řadu následných dekompozitorů až k mikroorganismům, které mrtvou organickou hmotu zcela rozkládají a v konečné fázi mineralizují, čímž poskytují živiny pro blok producentů. Velikost jejich těla se postupně zmenšuje, početnost naopak zvyšuje až k neobyčejně vysokým hodnotám. Iniciálními (počátečními) dekompozitory jsou živočichové, finálními (koncovými) rozkladači jsou mikroorganismy. Blok dekompozitorů je v ekosystému nepostradatelný, protože rychlost dekompozice rozhoduje o rychlosti primární produkce.



Obr. 2. Schéma potravních řetězců ve struktuře ekosystému. Plné šipky – přenos látek a energie, čárkované – přísun energie ze slunce, tečkované – ztráty energie respirací, silně přerušované šipky – přesun živin bez biologicky vázané energie (podle Lososa a kol., 1984).

Potravní řetězce jsou základními funkčními pilíři každého ekosystému, neboť zajišťují jeho základní funkce. tj. koloběh látek a jednosměrný tok energie. Tvoří je uspořádané vazby mezi organizmy různé taxonomické příslušnosti s různou fyziologií výživy. Představují integrované dynamické systémy přeměny organických látek, které se zúčastňují všech

biogeochemických cyklů. Přeměny v nich probíhají jedním směrem (ireverzibilně), nevratně od nižších úrovní k vyšším, od počátečních ke konečným. Jsou navzájem propojené a vytvářejí tak výše zmiňovanou **potravní (trofickou) síť** celého společenstva (**trofickou strukturu**).

Je zřejmé, že populace jednoho druhu může zaujímat jednu nebo i více trofických úrovní. Potravní nároky se mohou měnit i během ontogenetického vývoje. Trofické řetězce jsou ve vyvážených ekosystémech konečné systémy a jsou závislé na velikosti primární produkce a omezeném konkrétním množství potravy. Čím vyšší potravní úroveň populace zaujímá, tím menší je koncentrace pro ni dostupných potravních zdrojů a tím větší množství energie musejí jedinci vynakládat k nasycení.

V trofických úrovních je mimořádně významná **trofická nika**, kterou každý druh zaujímá. Jde o formu **ekologické niky**, která představuje začlenění druhu ve struktuře a funkci ekosystému, jako výsledek jeho morfologických, fyziologických a etologických adaptací. Obrazně je to "zaměstnání" druhu v živé přírodě, nebo umístění druhu ve "zdi" ekosystému (nika = výklenek ve zdi). Termín označuje také soubor všech nároků určitého druhu, nezbytných k jeho existenci na stanovišti. Potravní, neboli trofická nika umožňuje zařadit populace druhů do příslušných trofických úrovní, popř. charakterizovat kvantitativní rozdíly v potravě u blízce příbuzných druhů. Potravní niky dvou nebo více druhů se často vzájemně překrývají. Částečný překryv umožňuje koexistenci druhů, čím je větší, tím dochází mezi druhy k větší konkurenci o potravní zdroje, kterému se druhy se společnými potravními nároky vyhýbají např. volbou různých stanovišť, či dobou a způsobem získávání potravy.

Osud primární produkce rostlin probíhá dvěma cestami ve tvaru písmene Y. Jedna cesta, menší (2 - 20 %), směřuje ke konzumentům, druhá cesta, větší, vede do dekompozičního řetězce. Podíl obou cest se mění, extrémy jsou pro ekosystém škodlivé. Činnost konzumentů a dekompozitorů se doplňuje, nepřítomnost konzumentů může způsobit nahromadění organického materiálu bez rozkladu. Jestliže ekosystém obývají adaptované organizmy, pak jejich počet a rychlost s jakou žijí, závisí na rychlosti, s jakou cirkuluje materiál a proudí energie.

V lesích mírného pásma převládá většinou dekompoziční řetězec (kolem 90 % PP je rozkládáno, pokud ji člověk nevytěží). Při změnách působení vybraných faktorů prostředí, však může v určitých případech dominovat i pastevně-kořistnický řetězec, jako je tomu např. v případech kalamit různých druhů škůdců. Při spásání přizemní vegetace lesními kopytníky jsou obě cesty proměnlivé. Optimální je maximální spasení do 50 %, jinak hrozí přepasení a destrukce bylinného porostu. To se stává např. v oborách s nadměrnými stavy zvěře.

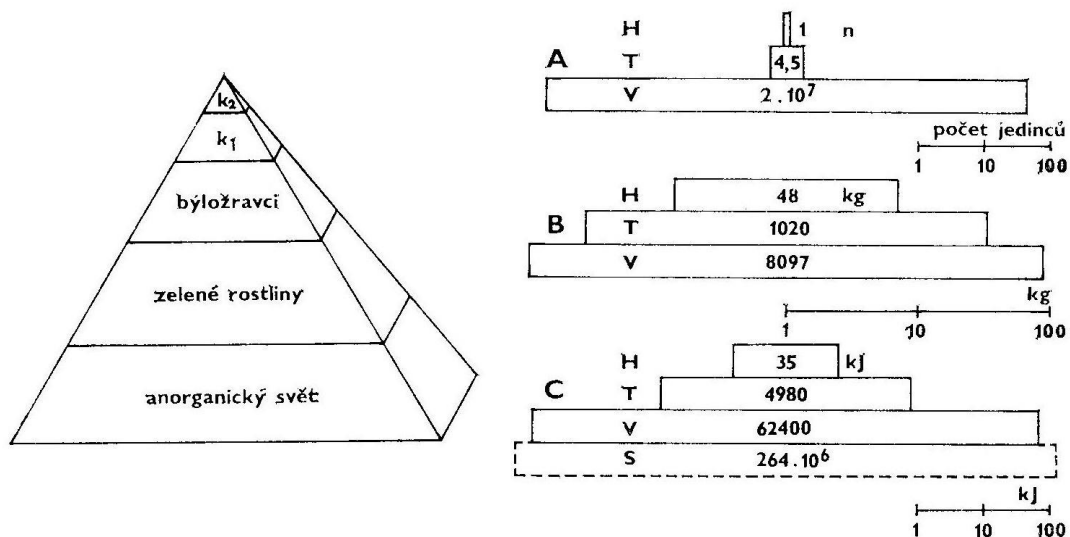
Znalost potravních řetězců má značný praktický význam pro hospodaření v lesním ekosystému. U ohrožených druhů živočichů lze např. znalostí jejich potravních vazeb zajistit vhodný management jejich trofické nabídky. Řetězci procházejí také veškeré škodlivé látky (DDT, PCB, těžké kovy a mnoho jiných). Mnohé z nich se v tělech konzumentů kumulují, takže se postupně zvyšuje jejich koncentrace na stále vyšší trofické úrovni. U vrcholových predátorů jsou koncentrace nejvyšší a mohou působit chronické až akutní otravy. Např. DDT a jeho deriváty působí u dravců poruchy koloběhu vápníku v těle (praskání vaječných skořápek, nebo vejce bez skořápek - úhyn dravců). Mimořádně významná je znalost řetězce u škodlivých druhů hmyzu aj. U nich se výběr potravy může přesunout na pěstovanou nebo hospodářsky cennou dřevinu, kromě toho znalost následných predátorů může prospět při hubení škůdců jejich přirozenými nepřáteli.

6. 3. 3. Potravní pyramidy

Potravní pyramidy představují kvantitativní a grafické znázornění, popř. vyhodnocení jednotlivých článků potravního řetězce nebo celé potravní úrovně. Trofické úrovně jsou

navrstveny nad sebou v tom pořadí, jak po sobě následují v potravních řetězcích. Rozlišujeme tři základní typy pyramid (obr. 3):

1) **Pyramida početnosti** - trofické úrovně jsou vyjádřeny početností jedinců (např. $n \cdot ha^{-1}$) v jednotlivých potravních článcích jak za sebou následují. V lesním ekosystému např. postupně počtem semen dřevin (žaludy, bukvice), hlodavců (myšice, norníci), menších (lasice) a větších šelem (liška) apod. Drobné organizmy jsou obecně nejpočetnější, s růstem velikosti organismů jejich početnost postupně klesá. Tato závislost neplatí u **parazitického řetězce** (1 hostitel - mnoho parazitů - někdy ještě více hyperparazitů) a stejně tak u **dekompozičního řetězce** (velikost dekompozitorů se zmenšuje, jejich početnost naopak roste). I v pastevně-kořistnickém řetězci může být pyramida obrácená. Např. na 1 ha lesa je počet dubů podstatně menší než tisíce housenek obaleče dubového, nebo na jedné rostlině mohou sát desítky mšic nebo třásněnek. Pyramida početnosti je nejméně instruktivní. Nepřináší např. údaje o tom, že postupně mizí energie, která je k dispozici pro následující trofickou úroveň a že rychlost metabolismu je nepřímo úměrná k velikosti těla organismů. Čím větší je velikost těla, tím je pomalejší metabolismus, produkce biomasy i rozmnožování. Proto může být pyramida početnosti částečně nebo i zcela obrácená. Nadhodnocuje význam a funkci drobných avšak početných organismů.



Obr. 3. Potravní (ekologické) pyramidy. Vlevo je obecné schéma trofických vztahů (k_1 , k_2 – konzumenti). Vpravo: A – pyramida početnosti, B – pyramida biomasy, C – pyramida produkce. Jde o zjednodušený tok energie v řetězci slunce (S), vojtěška (V) a člověk (H). (podle Lososa a kol., 1984)

2) **Pyramida biomasy** - trofické články jsou vyjádřeny v biomase, která se momentálně nachází na jednotce plochy, tj. $g \cdot m^{-2}$, nebo $kg \cdot ha^{-1}$ apod. Biomasa může být vyjádřena hmotností živého organického materiálu, buď čerstvé hmotnosti nebo sušiny, též obsahem C, obsahem energie v kJ apod. Pyramida biomasy lépe vystihuje trofickou strukturu, neboť poskytuje hrubou představu o množství potravní energie pro jednotlivé články potravního řetězce. Je to však vyjádření statické, které ukazuje pouze okamžitý nebo průměrný stav. Může být rovněž obrácená. Např. okamžitá biomasa zelených vodních ras může být menší než biomasa zooplanktonu, který se jimi živí. Člověk by při častém sklizení takovýchto kultur získal v krátké době tolik potravy, jako získává při sklizni zrna za dlouhý časový interval. Při každém odběru by však jejich biomasa byla mnohem menší než biomasa zralého zrna při sklizni. Zde opět platí zákon inverze: čím menší organismus, tím rychlejší je

jeho metabolismus. Neboli 1 g řas může být metabolicky rovnocenný mnoha g listů na stromě. Pyramida biomasy nadhodnocuje význam a funkci velkých organismů.

3) **Pyramida produkce** - trofické úrovně jsou vyjádřeny velikostí jejich produkce, tj. hmotností vytvořené biomasy na jednotce plochy za jednotku času (např. $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Pyramida produkce je vždy správně orientována, tj. hrotem nahoru. Dynamicky znázorňuje průchod potravy trofickým řetězcem. Uplatňuje se v ní čas jako další faktor, čímž umožňuje zhodnotit význam jednotlivých populací v celkovém toku energie potravním řetězcem a dovoluje srovnávat různé ekosystémy navzájem (terestrické i akvatické).

6. 4. Funkční význam konzumentů

Konzumenti, zejména živočichové (mezi konzumenty samozřejmě počítáme i houby a bakterie, tj. organismy živící se heterotrofně) hrají nezastupitelnou roli v **koloběhu látek a energie**, v udržování **ekologické stability** ekosystému a mají i řadu dalších funkcí.

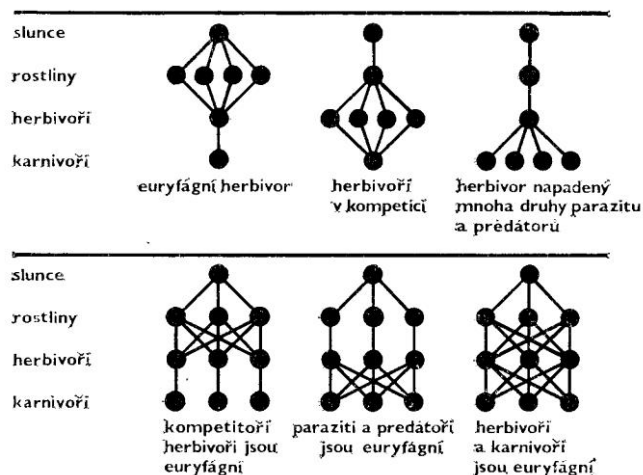
Ekologická stabilita je pak neodmyslitelně spjata s trofickou strukturou, tj. sítí potravních vazeb mezi jednotlivými druhy organismů (obr. 4). Čím je tato struktura složitější, tím je ekosystém stabilnější a lépe odolává vnitřním i vnějším změnám. To se v našich podmínkách týká zejména původních lesních ekosystémů, s přirozeně bohatou strukturou trofických vazeb. **Trofická (potravní) síť** tedy působí i jako autoregulační mechanismus, udržující ekosystém v **homeostatickém** (rovnovážném) **stavu**. Dojde-li však k jejímu narušení a to takovým způsobem, že již nemůže plnit svou funkci, nastane v ekosystému řada výrazných, převážně negativních, změn. Tyto změny jsou provázány i změnami druhového složení konzumentů a producentů popř. změnami jejich populační dynamiky. V ekosystémech s vyšší biodiverzitou (např. právě lesní ekosystémy) většinou dochází ke snižování počtu druhů, což se negativně projeví také v trofickém vztahu **predátor** – kořist. Trofická síť, stojící původně na určité rozmanitosti konzumentů, není schopna fungovat jen s několika málo druhy a díky tomu, je takto vzniklá trofická struktura, založená jen na jedné či několika málo vazbách, velice nestabilní.

Výzkum věnovaný živočichům, jako důležité funkční složce trofických sítí lesních i nelesních ekosystémů, je náročný a přitom velmi významný. Může přinést řadu poznatků jak obecného charakteru, tak konkrétních informací, týkajících se např. změn ekologické stability vybraných zájmových lokalit. Vedle studia ekologických procesů v obecné rovině, lze řadu výsledků, ať již pozitivních či negativních, aplikovat do lesnické praxe. Jde např. o posouzení možnosti, či naopak nevhodnosti využití některých druhů predátorů jako **biologických regulátorů** řady škůdců, či zjišťování původu narušení trofických vazeb a tím i poklesu produkce lesního ekosystému (škody na porostech).

Typické vlastnosti vztahu vrcholového predátora a jeho kořisti, v silně antropogenně narušených ekosystémech (agrocenózy, hospodářské lesní monokultury) lze sledovat na příkladu konkrétní studie, uvedené ve skriptech Ekologie lesa, z r. 2003 (Suchomel, 2003).

Význam živočichů však nelze měřit pouze jejich podílem na toku energie a koloběhu látek (BOX 6.3.). Z primární produkce odbourávají totiž jen asi průměrně 10 %, zbývajících 90 % je z velké části rozžvýkáno a prochází zaživačím traktem půdních živočichů, často i několikrát. Populace fytofágů představují zpětnou vazbu pro populace rostlin. Bez jejich žíru a odbourávání zelené biomasy by se zpomalovala její produkce, výrazně by se zpomalil rozklad opadanky, tvorba humusu i proces mineralizace.

Je třeba také zdůraznit, že druhová pestrost je podstatně větší u konzumentů, než u producentů. Zatímco lesní porost tvoří většinou jen několik druhů dřevin a jen desítky druhů vyšších rostlin, dosahuje rozmanitost živočichů i na nejchudších místech řádově stovek druhů.



Obr. 4. Schéma přímé závislosti mezi počtem trofických vazeb a stabilitou ekosystému. Čím více je vazeb, tím větší je stabilita (Losos a kol., 1984).

BOX 6.3. Příklady funkčního významu živočichů v lesních ekosystémech (Losos a kol., 1984)

a) opylovači a rostliny

Dění spojené s opylováním květů u rostlin je pro oba partnery (rostlina-hmyz) existenční záležitostí a je nezbytné pro počátek složitého procesu tvorby a zrání semene. Pro hmyzosubné druhy rostlin je tento mezidruhový vztah absolutně nezbytný.

b) „nevýznamné“ druhy

Řadě druhů živočichů je v ekosystémech přisuzován zcela podřadný význam, neboť v optimálních podmínkách je jejich impakt na lesní ekosystém na první pohled nevýrazný. Se změnou podmínek prostředí však mohou tyto druhy výrazně zasahovat do dynamiky a funkce ekosystému, jako je tomu např. při nadměrně vysokých stavech spárkaté zvěře, která pak eliminuje obnovu lesa a narušuje jeho přirozenou dynamiku.

c) konzumenti s nízkou spotřebou primární produkce

Někdy zdánlivě nepatrný odběr potravy konzumentem může mít dalekosáhlý vliv na procesy v celém ekosystému. Např. na lípě asi 14 m vysoké může sáť až 1 milion mšic *Eucallipterus tiliae*. V rostlinných šťávách čerpají cukry, aminokyseliny a dusíkaté látky. Dusíku je tu však málo; u některých rostlin činí poměr cukru k dusíku 1000 : 3. Aby kryly spotřebu N, musejí mšice nasát značné množství šťávy a s ní i mnohonásobně větší množství cukru než potřebují. Jeho většinu proto vyměšují v podobě medovice (směs glukózy, fruktózy a melezitózy), která ulpívá na listech nebo se dostává do půdy. Část medovice spotřebují mravenci, uchycují se na ní výtrusy různých hub a rzí což může vést k onemocnění rostlin.

Přísun cukru do půdy pod lípou může být až 1 kg na 1 m² za sezónu. Cukr je v půdě využit různými mikroorganismy, zejména volně žijícími fixátory dusíku (*Azotobacter*). Přídavek cukru do půdy podstatně zvyšuje rychlost fixace N i jeho množství. To vede k rychlejšímu rozrůstání kořenů jak živné rostliny, tak bylin rostoucích pod korunou lípy. V místech styku kořenů s půdou se mění pH, zvyšuje se fyziologická schopnost kořenů absorbovat fosfor, který bývá často nedostatkový. Celý okruh vazeb ukazuje, že za cenu části asimilátů získává lípa zvýšený přísun N i P. Stejně jsou zvýhodněny i byliny rostoucí pod lípou a jejich růst je rychlejší. Pod korunou lípy bývá proto porost bylinného patra bujnější, než mimo dosah koruny stromu. O tom se můžeme přesvědčit přímým pozorováním.

d) význam živočichů v dekompozičním řetězci

Klíčová může být činnost živočichů i v dekompozičním řetězci. Na mnoha místech v Austrálii, kde se mohutně rozvinul chov skotu (na úkor místních herbivorů), se počal na zemi hromadit kravský trus, aniž by byl rozkládán. Trus vytvářel souvislou krustu, která udusila rostlinstvo a zabraňovala celému dekompozičnímu řetězci v humifikaci a mineralizaci opadu. Situaci vyřešili australští entomologové, kteří po několik let dováželi různé druhy koprofágních brouků z Jižní Afriky. Uchytily se jen 2 - 3 druhy, které však s překvapující intenzitou a rychlostí zlikvidovali trusovou vrstvu. Jednak ji konzumovali, jednak do ní kladli vajíčka a zahrabávali do

půdy, kde jejich larvy v konzumaci pokračovaly. V krátké době tak zlikvidovali vrstvu trusu, pod níž se půdotvorný proces znovu obnovil.

6. 5. Otázky na procvičení:

1. Charakterizujte a rozdělte sekundární produkci.
2. Jaký je rozdíl ve tvorbě produkce u autotrofních a heterotrofních organismů?
3. Jaké znáte typy a charakteristické vlastnosti trofických řetězců?
4. Definujte typy a charakter potravních pyramid.
5. Zhodnoťte funkční význam konzumentů v ekosystémech.

6. 6. Použitá a doporučená literatura:

- LOSOS B., GULIČKA J., LELLÁK J., PELIKÁN J., 1984. Ekologie živočichů. Praha, SPN. 320 s.
- PELIKÁN J., VAČKÁŘ J., 1978. Densities and fluctuation in numbers of red fox, badger and pine marten in the „Blučín“ forest. *Folia Zoologica*, 27 (4), 289 – 303.
- KLIMO E., MIDRIAK R., PELIKÁN J., BUČEK A., MATERNA J., 1994. Lesnická ekologie. MZLU v Brně. 167 s.
- SUCHOMEL J., 2003. Narušená trofická struktura jako příčina nestability ekosystému. In KULHAVÝ a kol.: Ekologie lesa. Doplňkový učební text. Mendelova zemědělská a lesnická universita v Brně: str. 169 – 183. ISBN 80-7157-718-9.
- ZEJDA J., 1985. Energy flow through the small mammal community of a floodplain forest. In: PENKA M., VYSKOT M., KLIMO E., VAŠÍČEK F. (Eds.), Floodplain forest ecosystem I. Before Water Management Measures. Academia, Prague, 357 – 371.

7. Voda v lesních ekosystémech

7. 1. Úvod

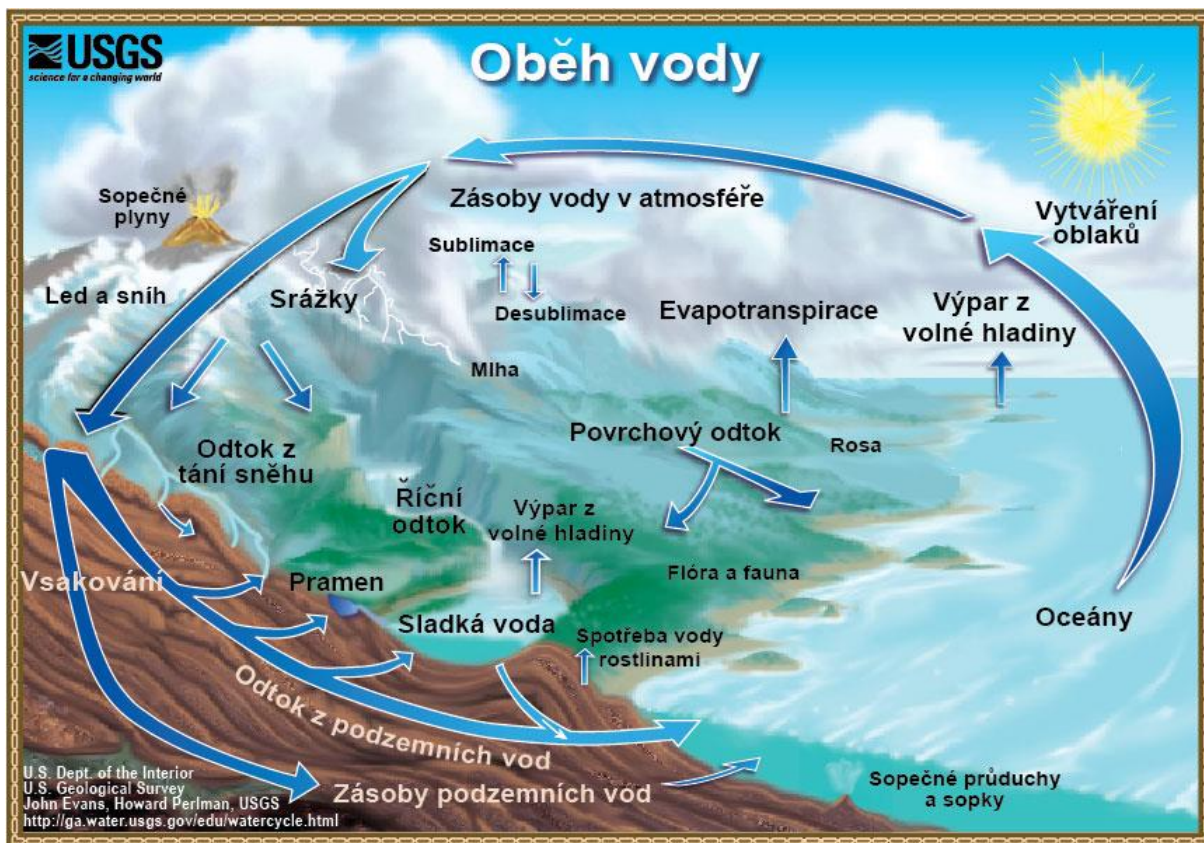
Voda - jedna z nezbytných složek přírodního prostředí je důležitou a prakticky nenahraditelnou podmínkou existence a života lesních ekosystémů. Rostlinné těla, respektive jeho fyziologicky aktivní části, obsahují vysoká množství vody, zpravidla 80 - 95 % (listy, vodivá pletiva). Je to nejdůležitější médium umožňující základní ekologické procesy na povrchu naší planety: poutání chemické energie slunečního záření do biomasy, koloběh živin a energií v ekosystémech. Voda je základním prostředím veškerých biochemických procesů v rostlině, je nezbytnou součástí struktury buňky a umožňuje zachování homeostáze důležité pro správný průběh metabolismu, má význam pro pevnost rostlinných pletiv a je součástí procesu fotosyntézy, je médiem umožňujícím transport živin z půdy k fotosyntetickému aparátu. V opačném směru dopravuje produkty fotosyntézy do větví, kmene a kořenů. Každý pokles obsahu vody pod optimální hodnotu vyvolává metabolické poruchy s následným poklesem produkce. Specifičností jejího výskytu v půdním prostředí je jednak neustále se měnící její kvantita tedy dynamika jejího obsahu v půdě a jednak jsou to dva limitující parametry, při jejichž překročení dochází k úhynu dané rostliny případně porostu. Jedná se o půdní hydrolimit bod vadnutí, v případě naprostého nedostatku půdní vody pro danou rostlinu a půdní hydrolimit plná vodní kapacita, při kterém dojde k úhynu rostliny vlivem dlouhodobého působení stagnující vody v půdě.

7. 2. Koloběh vody (hydrologický cyklus)

Voda ve skupenství plynném, kapalném a tuhém je na Zemi ve věčném, nepřetržitém, uzavřeném oběhu (koloběhu). Základnu pro globální oběh vody tvoří plocha světového oceánu, jež silně převládá nad plochou pevniny. Podmínkou rovnovážného stavu vody v ekosystémech je její koloběh. Kromě přísunu vody má zásadní význam pro pohyb a přesun látek v rozpuštěné i suspendované formě a je důležitý i pro usměrňování toku energie. Koloběh vody je poháněn sluneční energií - výpar z vodních povrchů, půdy i vegetace a vzdušné proudění, vítr a gravitační energií - pád a tok vody v kapalně formě i pád a posun ve formě pevné ve směru gravitačního spádu.

Velký koloběh vody (hydrologický cyklus v globálním měřítku země) - vypařený objem vody z oceánů je přenášen ve formě vodní páry (jako oblaka, mlha) vzdušnými proudy nad kontinenty, kde kondenzuje nebo desublimuje, v podobě srážek (déšť, sníh, kroupy, rosa, jínovatka, námraza) spadne na pevninu, potom se buď povrchovým odtokem dostává přímo do vodních toků, nebo infiltruje do podpovrchových vod a do vodních toků se dostává výronem a nakonec se vodními toky vrací zpět do moří.

Malý koloběhy vody (hydrologické cykly v lokálním měřítku) - při kterých buď voda vypařená ze světového oceánu se v podobě srážek do něj vrací bez povrchového odtoku, nebo voda ze zemského povrchu resp. z povrchu rostlin se vypařuje (výpar z půdy, nádrží, jezer a vodních toků, intercepce, transpirace) a vzdušnými proudy je přenesena na pevninu či nad oceán.



Obr. 7.1 Globální hydrologický cyklus vody na Zemi.

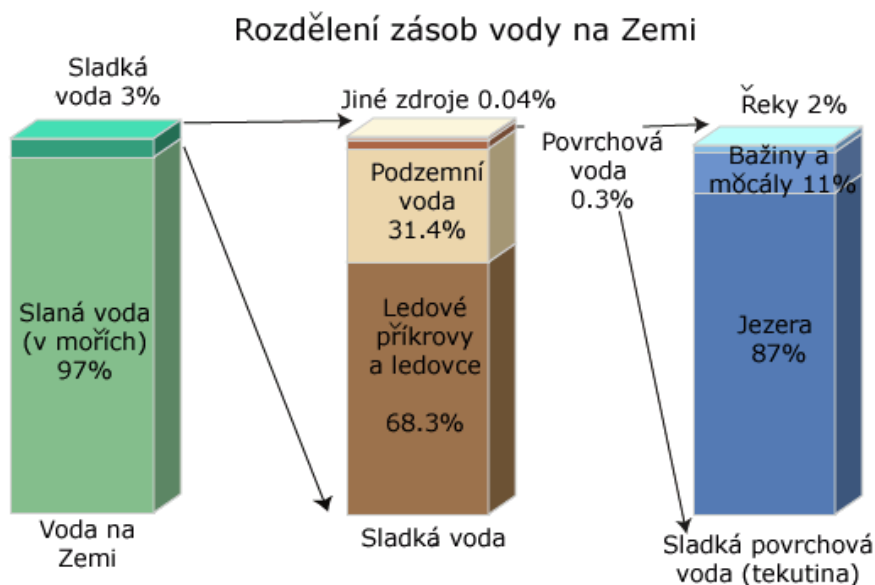
Primárním zdrojem půdní vody jsou srážky. Globální pohled na oběh vody (hydrocyklus) na Zemi je následující: Povrch oceánů a pevnin pohlcuje krátkovlnné sluneční záření a zpětné záření atmosféry, čímž se ohřívá. Poté nastává první fáze tohoto cyklu – **výpar vody** (oceány využívají asi 90 % tepelné energie na výpar, pevnina asi 55 %, Země jako celek asi 85 %), přičemž na pevnině je výpar vody limitován dostupným množstvím vody. Při vypařování opouští voda povrch Země ve formě vodní páry. Vodní pára pak setrvává v atmosféře v závislosti na jejích teplotních poměrech. Při překročení stavu nasycení dochází ke **kondenzaci** nebo **desublimaci** vodní páry a **vytvářejí se oblaka** (Petřík *et al.*, 1986).

S ohledem na proudění vzduchu probíhá **přenos oblaků** z míst jejich vzniku a může nastat další fáze hydrocyklu – **vypadávání srážek**. To může proběhnout buď nad pevninou, nebo nad oceánem. Pouze malá část srážek padá do té oblasti, ze které se vypařila (tzv. **malý** neboli **vnitřní oběh vody**). Pokud se vodní páry dostanou z moře na pevninu, kde spadnou ve formě srážek a část z nich oteče zpět do moře, nazýváme tento oběh vody jako **velký** neboli **vnější** (Nypl a Kuráž, 1992).

Pokud dojde k vypadávání srážek nad pevninou, nastávají další fáze hydrocyklu. Část vody po dopadu na povrch odtéká (**povrchový odtok**). Část vody se do povrchu vsakuje (**infiltrace**) a postupem času se dostává do větších hloubek (**podpovrchový odtok**), kde vytváří zásoby podzemní vody. V místech s rostlinnými porosty je část vody zadržena těmito porosty (**itercepce**). Srážky zachycené porostem jsou částečně vypařeny zpět do atmosféry, částečně stékají z jednotlivých částí rostlin na povrch půdy, pouze zanedbatelné množství je přímo využito rostlinami (Dub, Němec *et al.*, 1969).

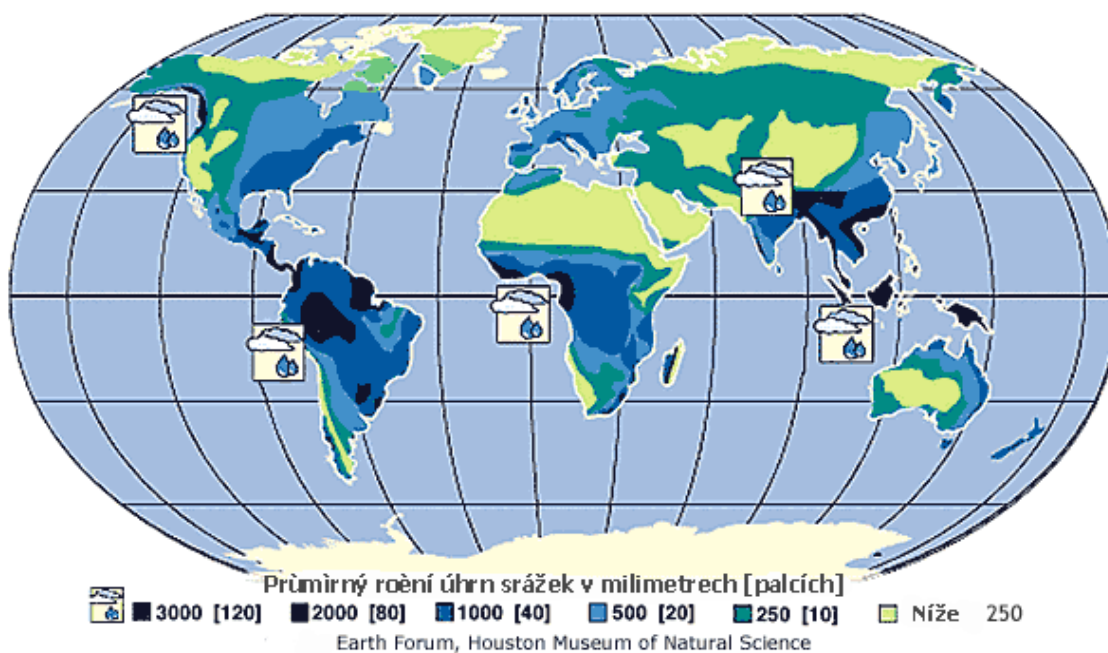
S velkou časovou prodlevou se potom voda vrací povrchovým a podpovrchovým odtokem zpět do oceánů.

Rozdělení zásob vody na Zemi uvádí Obr. 7.1 a Tab. 7.1.



Obr. 7. 2. Rozdělení zásob vody na Zemi.

Největší podíl, zhruba 1338 mil. km³ (97 %) je ve formě slané mořské vody světových moří a oceánů, zaujímajících 71 % zemského povrchu. Zásoby sladké vody jsou ze 77 % tvořeny pevnou fází (ledovce a sněhová pokrývka) 22 % tvoří podzemní voda a pouze 1 % představuje voda v jezerech, tocích a v půdě (van den Leeden et al. 1990). Toto relativně malé množství představuje vodu využívanou suchozemskými ekosystémy, včetně všech ekosystémů lesních. V našich podmínkách je poměr jednotlivých frakcí odlišný, půdní voda představuje asi 76 %, podzemní 18 % a povrchová voda v tocích a nádržích 6 % celkového objemu, zásoby představují asi 36 % objemu srážek.



Obr. 7. 3. Průměrný roční úhrn srážek na Zemi v mm.

Tab. 7.1 Odhad rozložení světových zásob vody.

Vodní zdroj	Objem vody, v krychlových mílich	Objem vody, v krychlových kilometrech	Procento sladké vody	Procento z celkového objemu vody
Voda v oceánech, mořích a zálivech	321,000,000	1,338,000,000	--	96.5
Voda v ledových příkrovech, ledovcích a věčném sněhu	5,773,000	24,064,000	68.7	1.74
Podzemní voda	5,614,000	23,400,000	--	1.7
Sladká	2,526,000	10,530,000	30.1	0.76
Slaná	3,088,000	12,870,000	--	0.94
Půdní vlhkost	3,959	16,500	0.05	0.001
Suchozemský led a věčně zmrzlá půda	71,970	300,000	0.86	0.022
Jezera	42,320	176,400	--	0.013
Sladká	21,830	91,000	0.26	0.007
Slaná	20,490	85,400	--	0.006
Voda v atmosféře	3,095	12,900	0.04	0.001
Voda v bažinách	2,752	11,470	0.03	0.0008
Voda v řekách	509	2,120	0.006	0.0002
Voda v rostlinách	269	1,120	0.003	0.0001
Celkový objem vody	332,500,000	1,386,000,000	-	100

Zdroj: Water resources. In Encyclopedia of Climate and Weather, edited. by S. H. Schneider, Oxford University Press, New York, vol. 2, pp. 817-823.

7. 3. Hydrologická vodní bilance

Vodní bilance je vztah mezi složkami příjmu, akumulace a výdeje vody pro určitý prostor v daném čase. Jelikož se objem vody v hydrosféře nemění, platí následující bilanční rovnice:

$$H_S = O_V + O_P + O_Z + O_S + H_{E(p)} + H_{E(r)} + H_{E(t)} + H_{E(v)} \pm \Omega_1 \pm \Omega_2 \pm \Omega_3 \pm \Omega_4 \pm \Omega_5$$

zjednodušeně $H_S = O + H_E \pm \Omega$

kde:

H_S	atmosférické srážky
O	odtok vody
O_V	soustředěný povrchový odtok (ve vodních korytech)
O_P	nesoustředěný povrchový odtok (plošný)
O_Z	odtok podzemní vody
O_S	odtok vody do hlubších vrstev (nevyvěrá na povrch v uvažovaném území)
H_E	klimatický výpar
$H_{E(p)}$	výpar z půdy
$H_{E(t)}$	výpar z povrchu rostlin (intercepce), neproduktivní výpar části srážek zachycených nadzemními částmi porostů a předměty (10 až 50 % srážek)
$H_{E(t)}$	produktivní výpar z rostlin (transpirace) - dýchání rostlin, spotřeba vody rostlinami pro vlastní stavbu buněk (např. u lesních porostů 150 až 450 mm/rok)
$H_{E(v)}$	výpar z vodní hladiny (popř. ze sněhu a ledu)
Ω	množství vody, které zvýšilo nebo snížilo zásoby povrchové a podzemní vody
Ω_1	přírůstek nebo úbytek vody povrchové a podzemní
Ω_2	přírůstek nebo úbytek vody v nádržích
Ω_3	přírůstek nebo úbytek vody v ovzduší
Ω_4	přírůstek nebo úbytek vody v biomase rostlinstva
Ω_5	přírůstek nebo úbytek vody v biomase živočišstva

Složky Ω_3 , Ω_4 , Ω_5 jsou kvantitativně zanedbatelné a obvykle se s nimi neuvažuje.

Nejdůležitější složky vodní bilance

Srážky - voda kapalného nebo pevného skupenství vyskytující se v atmosféře, na povrchu předmětů a Země. Srážky představují rozhodující vstup vody do lesních aj. ekosystémů. Lze je členit na kapalné a pevné, voda může ale do ekosystémů vstupovat i v plynné formě. Na celkovém úhrnu srážek se sice rozhodující měrou podílí srážky vertikální (dešť, sníh), za určitých podmínek mají větší význam rovněž srážky horizontální. Kromě úhrnu srážek hraje významnou roli i jejich intenzita a distribuce - rozložení během roku. Množství srážek se běžně uvádí v mm, čemuž odpovídá 1l vody/m². Vlastní dešťové srážky představují hlavní, rozhodující část srážkového úhrnu. Jedná se o produkty kondenzace nebo sublimace vodní páry atmosférického původu, klesající na povrch gravitační silou a sestávající z partikulí (kapek) o velikosti 0,5 - 5 mm, při tzv. mrholení pak 0,05 - 0,2 mm. Větší kapky nejsou při pádu stabilní a rozpadají se. Srážky jsou hodnoceny z hlediska intenzity, doby trvání a plochy, kterou zasahují. Deště z tepla, konvekční srážky, vznikají při ochlazování vlhkého ohřátého vzduchu při jeho výstupu do větších výšek. Jsou charakteristické relativně malou zasaženou plochou, krátkou dobou trvání a zpravidla vysokou intenzitou, až přívalového charakteru. Často díky přemrznutí obsahují i pevné částice (kroupy). Cyklonální deště mají regionální, krajinný charakter, vyznačují se delší dobou trvání a proměnlivou intenzitou. Srážky různého charakteru různým způsobem interagují s nadzemní složkou lesních ekosystémů.

Horizontální srážky hrají významnou roli zejména ve výše položených oblastech. Jedná se o kondenzaci vody v kapalné či pevné fázi na nadzemních orgánech rostlin a o její okap či opad na zemský povrch. Vlhkost pochází především z mlhy nebo z oblaků ve vysoko položených oblastech a nízké oblačnosti. Množství zachycené vody záleží na mnoha faktorech: teplotách, frekvenci výskytu příhodných situací, intenzitě srážek, rychlosti proudění vzduchu, nárazech větru (okap a opad srážek) povrchu rostlin, který je dán druhem dřevin, jejich stářím a hustotou porostů a dále jejich strukturou.

Evaporace - přechod vody z povrchu půdy, sněhu nebo ledu do plynného skupenství (fyzikální výpar). Vyjadřuje se výškou sloupce vody v mm. V užším slova smyslu představuje

výpar z povrchu půdy, která nemá žádný vegetační kryt, nebo z povrchu půdy pod vegetačním krytem. Jedná se o neproduktivní výpar, který znamená ztrátu vody z ekosystému (půdní složky a posléze celkového ekosystému). Úroveň evaporace ovlivňují především klimatické podmínky a půdní poměry: půdní vlhkost, intenzita vzlínání vody v půdě, reliéf (sklon, expozice, nadmořská výška), hloubka hladiny spodní vody, teplota, vítr, vlhkost vzduchu. Jemná struktura půdy úhrnný výpar zvyšuje, stejně jako tmavá barva. V praxi je někdy nesnadné odlišit transpiraci a evaporaci, proto se uvádí souhrnná hodnota evapotranspirace. Ta se uvádí z bilanční rovnice jako neměřený, ale počítaný parametr. Tato skutečnost je zapříčiněna v první řadě metodickými těžkostmi při stanovení skutečných hodnot výparu, a to jak transpirace, tak i evaporace. Je nutno rozlišovat evapotranspiraci skutečnou, tj. aktuální a potenciální. Její skutečná hodnota závisí na momentálních klimatických podmínkách, vegetační době a stavu vegetace obecně, a především pak na obsahu vody v půdě a její dostupnosti pro rostliny. Potenciální hodnota je pak závislá na výparu při daných klimatických a půdních podmínkách a za maximálního přístupu a doplňování vodních zásob.

Odtok vody

- povrchový - nesoustředěný (po svahu, rychlost 0,1-1,5 m/sec., tj. 1 km urazí kapka vody za 90 min)
- soustředěný (v korytě, rychlost 2-4 m/sec., tj. 1 km urazí kapka vody za 6 min.)
- hypodermický (složka celkového odtoku, která stéká do koryta toku v bezprostřední vrstvě pod povrchem půdy)
- podzemní (půdou (rychlost 0,01-0,0001 m/sec., tj. 1 km urazí kapka vody za 1,5 měsíce))

Po kontaktu s povrchem půdy se může část vody opětně vypařit (evaporace), ulpět na povrchu půdy nebo pronikat do jejího nitra, do hlubších půdních vrstev (vsak, infiltrace). Intenzita vsaku závisí na půdním krytu, struktuře a textuře, vodivosti, pórovitosti, vlhkosti půdy, stejně tak na jejím mechanickém narušení. Příznivě se projevuje prokořenění půdy a aktivita půdní fauny - vzniká velké množství drénů, kanálků, s vysokou schopností vedení vody. Schopnost vsaku je zvýšena především mocnými vrstvami nadložního humusu, který nejenže tlumí energii dešťových kapek, brání dezintegraci půdy a povrchové erozi, odnosu, ale rovněž brání vytvoření povrchové vrstvičky vody, uzavírající odchod půdnímu vzduchu a bránící tak zásaku. Snížena je naopak vysokou půdní vlhkostí. Je-li rychlost vsaku nižší než množství vody dopadající na povrch půdy, může se voda hromadit na povrchu a popřípadě odtékat ve směru gravitačního spádů - vytváří se odtok, respektive povrchový odtok.

Voda pronikající půdou, gravitační voda, se pohybuje ve směru gravitačního spádu, vertikálně, dokud není ovlivněna hlubšími nepropustnými vrstvami a sklonem svahu. Potom se při snížené schopnosti pohybu do strany může hromadit, stagnovat, a podílet se na specifických pedogenetických procesech, např. oglejení v důsledku zamokření. Je-li mezi zamokřenými horizonty povrchový humus, lze pozorovat v takto vzniklých anaerobních podmínkách rašelinění.

Při vhodných poměrech se může voda pohybovat i v horizontálním směru a vzniká tak podpovrchový odtok, který je řádově pomalejší ve srovnání s odtokem povrchovým a nepředstavuje nebezpečí eroze.

Při překročení infiltračního potenciálu stéká voda po povrchu většinou nejprve ve víceméně souvislé vrstvičce jako nesoustředěný povrchový odtok, později dochází k soustředěnému odtoku v rámci proudů, tj. rýh a vodních toků. Povrchový odtok představuje značné ohrožení půdní dynamiky, a to především v antropogenně pozměněných podmínkách.

Intercepce - zadržování srážek korunami stromů a následný výpar z povrchu vegetace. Intercepce (záchyt, zadržení) = rozdíl spadu srážek na volné ploše a porostem.

Intercepce je významná položka vodní bilance lesních porostů. Voda, jež ve formě především vertikálních srážek vypadá z atmosféry, se dostává nejdříve do kontaktu s vegetací. Její část je na jejím povrchu zachycena a odpaří se zpět do atmosféry. Podílí se na ní nejen stromová, ale i keřová a bylinná (travná) vegetace a z hlediska srážek nejen kapalné, ale i pevné srážky (sníh, námraza - sublimace). V absolutním množství je nejvýznamnější záchyt srážek kapalných. Při dostatečné pokryvnosti je od počátku zejména méně intenzivní srážky zachycovány veškeré množství padající vody. Plné propouštění srážek do porostu nastává až po nasycení intercepční kapacity povrchu vegetace, kdy povrch přestává poutat povrchovými vazbami vodu (skropaná voda), další padající srážky pronikají na povrch půdy.

Množství skropané vody dosahuje podle typu vegetace a rychlosti větru 0,5 - 1,8 mm. Z krátkodobé a intenzivní srážky je vegetací zachyceno a zpětně vypařeno relativně i absolutně menší množství než ze srážky s nízkou intenzitou a dlouhou dobou trvání. Při dalším pokračování srážek se množství zachycované vody dále zvyšuje.

Voda dopadající na povrch porostu se pak dělí do složek: průnik, tj. množství vody pronikající na povrch půdy bez kontaktu vegetací intercepce, zpětně vypařené množství vody okap, voda skapávající z povrchu vegetace a stok po větvích a kmeni (významné u porostů buku - po kmenech steče až 20 % z celkových srážek).

Podstatnou měrou o hodnotách intercepce rozhoduje i charakter vegetace, tj. konkrétně vzrůst, věk, hustota (zápoj, zakmenění) a struktura porostu, stejně tak i druh dřeviny (tvar, velikost a povrch listů). Rozpětí hodnot intercepce zjištěné pro jednotlivé druhy je určeno různě, podle podmínek konkrétních výzkumných ploch: buk 8 - 29 %, smrk 19 - 46 %, borovice 23 - 34 %, dub 10 - 24 % a jedle 24 - 46 %. Průměrně se hodnoty intercepce v lesních ekosystémech pohybují kolem 30 %, u lučních společenstev kolem 25 %, polních 15 %. Kulminují u lesních porostů ve 40 letech věku (borovice), 50 letech (dub) až 60 letech (smrk). Významnou negativní roli má intercepce zejména pro smrkové porosty v podmínkách aridních a polohách nížinných. Naproti tomu v polohách středohorských až horských, obecně humidních, jsou intercepční ztráty nevýznamné, neboť jsou eliminovány kladnou intercepce z mlh.

Transpirace - fyziologický nebo tzv. produktivní výpar

- výdej vodní páry z povrchu organismů (difúzní proces). Představuje nejvýznamnější složku výparu. Rostliny tak vypařují až kolem 98 % přijaté vody, zbytek zadržují v rostoucích pletivech. Transpirace představuje nejdůležitější položku výdeje vody lesním ekosystémem - až 60 %. V lučních ekosystémech se pohybuje její podíl až kolem 50 % a v polním 40 %. Její objem spoluurčují četné faktory vnější i vnitřní: sluneční záření, teplota, vlhkost půdy i vzduchu, vítr, imise apod. Ke vnitřním faktorům náleží druhové složení porostů, jejich věk, stáří transpirujících orgánů, obsah vody, struktura a tvar listu, povrchové struktury, orientace, stav kořenového systému aj.

Na poměru mezi příjmem vody kořenovým systémem a výdejem transpirací pak závisí vodní bilance rostliny. Výdej vody funguje zejména přes průduchy ve formě vodní páry do ovzduší a podle typu se dělí na následující:

Transpirace stomatární

- výdej vody štěrbinou průduchů. Může být díky strmému gradientu par rychlejší než výpar z vodní hladiny. Rostlinou je rychle regulovatelný.

Transpirace kutikulární

- kutinizovaným povrchem epidermis (30 % u vodních r., u jehličnanů 3-10 %). Z krátkodobého hlediska rostlinou neovlivnitelný, z dlouhodobého možnost přizpůsobení.

Transpirace rhizodermální

- výpar vody z kořenů. Tento výpar není rostlina schopna regulovat.

Možné je i vylučování vody v kapalné formě, především v podmínkách s vysokou vzdušnou vlhkostí - gutace, tento způsob se více uplatňuje u rostlin vlhkých tropů, typickým příkladem našich rostlin, které tento způsob využívají je např. kontryhel obecný (*Alchemilla vulgaris*).

Koeficient transpirace - množství vody (l, t) spotřebované na transpiraci rostliny či porostu za vegetační období na jednotku hmotnosti vytvořené sušiny (kg, t). Tab. 7.2 uvádí hodnoty koeficientu transpirace podle LARCHERA (1973).

Tab. 7.2. Koeficient transpirace u jednotlivých druhů rostlin a stromů (Larcher 1973).

Rostliny typu C ₄ :		Stromy:	
kukuřice	370	dub	340
vikev	300	bříza	320
laskavec	300	buk	170
Rostliny typu C ₃ :		borovice	300
rýže	680	modřín	260
obilí	540	smrk	230
vojtěška	840	douglaska	170
brambory	640		
bavlník	570		

7. 4. Bilance vody v suchozemském ekosystému (lesní ekosystém)¹

Příjem

Zdrojem vody jsou především atmosférické srážky **R** (déšť, sníh, kroupy atd.); k tomu nutno připojit ještě mlhy **B**, mraky **N** a rosu **Ro** - a získáme brutto srážky **RB**.

Ve vysokohorských lesích, zvláště tropických, mohou být mraky jediným zdrojem vody: déšť je zachycován kmeny a listy, kondenzuje na nich, a pomalý okap vody pak vlhčí půdu; v tomto případě mraky umožňují bujný růst mechů a lišejníků. Voda může do ekosystému pronikat i laterálně, zvláště mlhami **B_{Li}**, povrchovým odtokem **R_{Si}** a horizontální drenáží **DH**.

Obecná rovnice pro příjem vody tedy zní:

$$\text{Příjem} = R + B + Ro + N + BLi + RSi + DH.$$

Vegetace působí jako štít, který zachycuje a částečně vypařuje do atmosféry část vody ze srážek dřívě, než dospěje k půdě. Tato intercepce, jež je pochopitelně největší při málo vydatných deštích, může v mírném pásmu činit až 25 % celkových srážek.

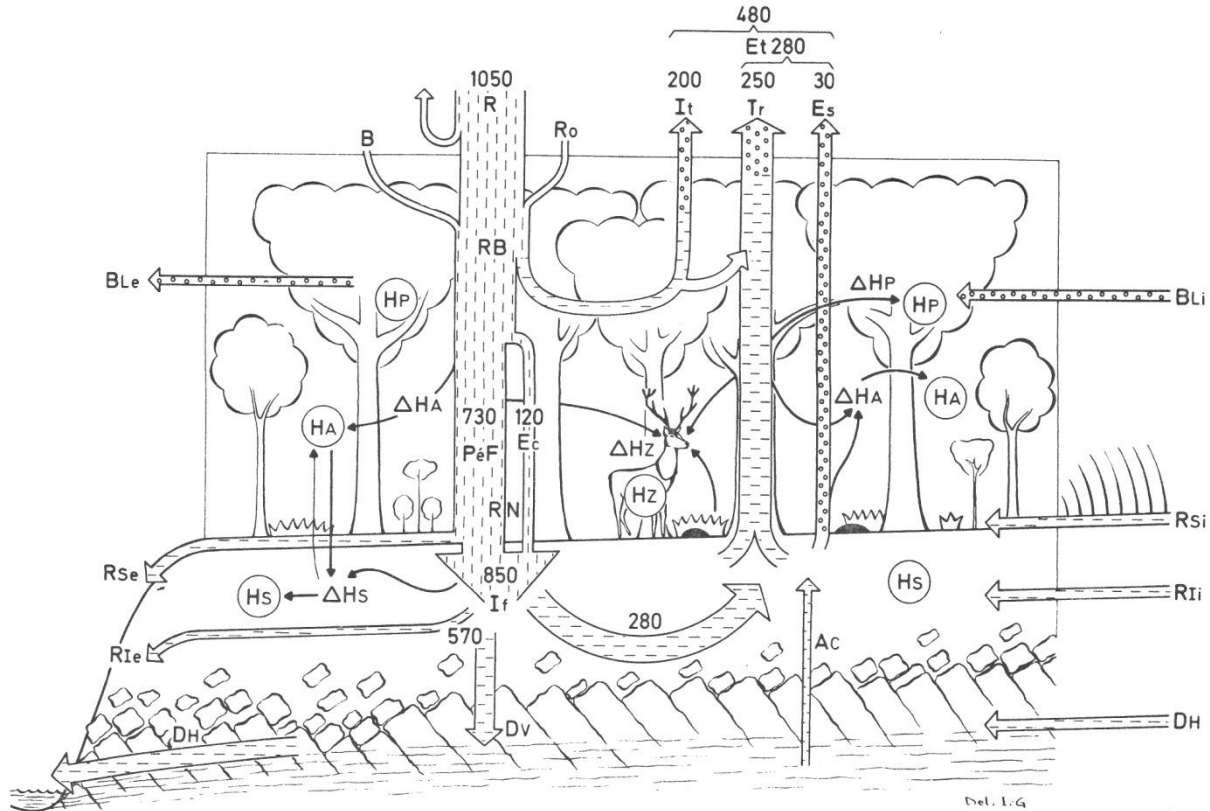
Nezachycená část srážek dospívá k půdě různými způsoby:

- voda dopadá bez překážek přímo na půdu: to je přímý průnik (**P_{cD}**);
- další část putuje korunami stromů z listu na list a z větve na větev a postupně kape na půdu; to je voda okapávající (**Eg**); není snadné měřit zvláště **P_{eD}** a **Eg** vody, jež

¹ Kapitola převzata a upravena podle knihy *Ekologická syntéza* (Duvigneaud 1998).

dopadla na úroveň edafotopu; dělá se to dešťoměry, které rozlišení nemohou provést. Proto $PeD + Eg = PeF$, tj. průnik korunami („throughfall“);

- část vody stéká po větvích na povrch kmenů, odkud pak proudí dolů a zavlažuje půdu těsně u kořenů; to je voda utékající (Ec) neboli „stemflow“. Tuto vodu lze sbírat do olověných nebo plastových spirál, upevněných dole na kmeni. Vodu, která se takto dostane k půdě, nazýváme neto srážkami RN nebo celkovým příjmem: $PeT = PeF + Ec$; tato voda buď infiltruje (If) nebo povrchově odtéká (Rs).



Obr. 7.4. Bilance vody v lesní biogeocenóze. Čísla platí pro středoevropskou bučinu v Mirwartu (Belgie) a Sollingu (Německo) převzata a upraveno (Duvigneaud 1988). Průměrné hodnoty bilance vody ve středoevropské bučině; hodnoty platí pro ardenskou bučinu v Mirwartu a bučinu centrálního Německa v Sollingu, je pozoruhodné, že údaje souhlasí natolik (na pouhých několik procent), že bylo možné vypracovat jediný model. Vidíme, že pro tuto bučinu je velmi důležitá perkolace vody (55 %), protože evapotranspirace je poměrně nízká, a protože transpirační koeficient je nízký: 170.

Zásoba vody

Množství vody zachycené v edafotypu (Hs), v biocenóze - rostlinách, živočiších, mikrobech ($HB = HP + HZ + HM$), a rovněž v páře v ovzduší ekosystému (HA).

Máme pak:

$$H = HS + HB + HA.$$

Vodu obsaženou ve fytomase (HP) můžeme nazvat hydromasou; je téměř shodná s HB , avšak oproti srážkám je málo významná: cca 100 t. ha^{-1} v lese proti cca $10\,000 \text{ t. ha}^{-1}$ za rok (1 000 mm). Významné však jsou denní a sezónní výkyvy HP (v lese mírného pásma dosahují 30 %). V rozvíjejícím se ekosystému H roste (ΔH). A ani ΔHP není zanedbatelná.

Výdej vody

- a) Část infiltrované vody se zdržuje v půdě (kapilární voda) tím více, čím bohatší je koloidní komplex (humus a minerální půda). Ta část, jež pronikla do různých hloubek půdy, může kapilárami opět vystoupit k povrchu, a pak se vypaří (*Es*). Také voda čerpaná z půdy kořeny a odváděná k listům se vypaří do atmosféry (*Tr*). Množství vody fyzikálně vypařené i bioticky transpirované nazýváme **evapotranspirací**:

$$Es + Tr = ET.$$

Evapotranspiraci odhadujeme pro naše oblasti na 3 000-7 000 t.ha⁻¹ za rok. Reálnou evapotranspiraci nazýváme celkové množství srážkové vody vrácené do atmosféry. Máme pak:

$$ETR = It + Tr + Es.$$

Množství tepla nutného k vypaření jednoho gramu vody při teplotě 20 °C se udává ve výši 2460 J. Zde je vidět souvislost bilance vody s bilancí energie.

Menší část absorbované vody slouží k udržení hydratace rostlin, živočichů, půdy a okolního vzduchu (*AH*).

Užívá se též pojem potenciální evaporatione (*EP*) a potenciální evapotranspirace (*ETP*). První se týká množství vody, jež se vypaří z volné vodní hladiny (oceán, jezero, rybník, odpařovací nádrž) za určitých poměrů; druhý vyjadřuje celkové ztráty evaporatione a transpirace rostlinného krytu, pravidelně zásobovaného vodou a pokrývajících plně půdu. Tyto ztráty lze měřit (v nádržích s vodou nebo půdou) nebo vypočítat pomocí empirických vzorců, zahrnujících určitý počet klimatických faktorů (PENMAN 1963).

- b) Když množství dešťové vody infiltrované do půdy překročí maximální kapacitu, prosakuje (vertikální drenáž *Dv*) až k hladině podzemní vody; tato *perkolace* je tím větší, čím je podnebí deštivější a půda propustnější; je tím menší, čím je půda bohatší na kořeny rostlin s vysokou transpirací. Perkolace odvádí *vyluhované* biogenní prvky a peptidované půdní koloidy.

Voda ztracená povrchovým odtokem (*RSe*) má tím větší objem, čím je svah příkřejší a vegetace řidší; obnažené strmé svahy jsou vystaveny silné erozi. Často voda stéká pod povrchem půdy (podzemní odtok *RIe*). Hojně se vyskytuje i laterální nebo horizontální drenáž (*DH*): je to jedna z forem spojení sousedních biocenóz; tok vody se postupně sbíhá a končí jako pramen.

Povrchovým a podzemním odtokem vzniká *proudící voda* („stream flow“) potoků a řek; zásobuje vodní ekosystémy a odtud i ekosystémy městské a průmyslové.

Výdej vody z biogeocenózy tedy činí:

$$Výdej = RSe + RIe + DV + DL + It + Tr + Es.$$

Vodní bilanci můžeme vyjádřit takto:

$$Příjem = výdej + AH.$$

Nebo bez ohledu na *AH*: *příjem* = *výdej*.

Nebo:

$$Příjem = It + Es + Tr + RS + D = ETR + RS + D.$$

Tr je důležitý faktor rostlinné produktivity (viz následující oddíl), a *RS + D* jsou hlavním zdrojem zásobování vodních ploch a hydrografické sítě (pitná voda, průmyslová voda, voda pro zavlažování a voda pro plavbu); jedině *It* a *Es* jsou bez užitku a při obhospodařování území je nutno usilovat o jejich maximální redukci.

Ovšem *ETR* a *RS + D* jsou faktory protikladné; zvýšení jednoho vede ke snížení druhého. Při úpravách území je proto třeba hledat kompromis s ohledem na způsob využití půdy, na typ ekosystému a na specifičnost druhů.

7. 5. Otázky na procvičení:

1. Co je malý“ a „velký“ cyklus vody
2. Příjmové a výdajové položky vody na úrovni ekosystému
3. Význam iIntercepce a evapotranspirace
4. Hydrologická (vodní) bilance)
5. Dělení rostlin podle nároků na vodu, adaptace rostlin
6. Lesní společenstva ovlivněná vodou

7. 6. Použitá a doporučená literatura:

- PETRÍK M., HAVLÍČEK V., UHRECKÝ I., 1986. Lesnícka bioklimatológia. Příroda, Bratislava, 1. vydání, 346 s.
- NYPL V., KURÁŽ V., 1992. Hydrologie a pedologie. VŠCHT, Praha, 1. vydání, 293 s.
- DUB O., NĚMEC J. *et al.*, 1969. Hydrologie. SNTL, Praha, 1. vydání, 380 s.
- VAN DER LEEDEN, F., F. L. TROISE, AND D. K. TODD, eds., 1990. The water encyclopedia. 2nd edition. Lewis Publishers, Chelsea, Mich. 808 pp.
- DUVIGNEAUD, P., 1988. Ekologická syntéza. Z franc. přel. V. Mezřický. Praha, Academia, 414 s., obr., tab., lit. 860.
- LARCHER, W., 1973. Ökologie der Pflanzen, UTB 232, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 320 s.
- PENMAN, H. L., 1963. Vegetation and hydrology. Tech. Comm. No. 533. Harpenden, England: Commonwealth Bureau of Soils. 125 s.

8. Biogeochemické koloběhy, minerální výživa

8. 1. Úvod

V návaznosti na kapitulu 5 Koloběh živin v učebním textu Lesnická ekologie (Klimo et al. 1994, 2001), kapitolu 7 Koloběh elementů v učebním textu Ekologie lesa I - doplňkový učební text (Kulhavý et al. 2003) a kapitolu 6 Dusík v lesních ekosystémech v učebním textu Ekologie lesa II - doplňkový učební text (Kulhavý et al. 2006) je v této kapitole pozornost zaměřena na objasnění vlivu acidifikace na koloběhy živin v lesních ekosystémech. Dlouhodobé zakyselování půd v Evropě je považováno za jeden z nejzávažnějších globálních problémů životního prostředí. Okyselování je způsobováno spadem SO_2 , H_2SO_4 , NO_2 , NO a HNO_3 a kyselým deštěm obsahujícím vyšší koncentraci $\text{H}_3\text{O}^+(\text{H}^+)$. Okyselování snižuje alkalitu vody, hodnotu pH vody a půdy, ochuzuje sorpční komplex půd, způsobuje růst obsahu rozpuštěné Al ve vodách, je jednou z příčin růstu koncentrace dusičnanů a je příčinou nahrazování živných kationtů Ca^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} a Cd^{2+} (Postel 1986). Z praktického hlediska mohou mít tyto změny negativní vliv na kvalitu půdy a jsou spojovány s odumíráním lesních porostů.

8. 2. Acidifikace půdy – základní pojmy

Acidita půdy je tedy tvořena vztahem mezi množstvím bazických kationtů a množstvím kyselých Al iontů ve výměnném komplexu. Procesy, které budou mít tendenci okyselovat, jsou ty, které zvyšují počet negativních nábojů (např. akumulace organické hmoty, tvorba jílových minerálů) anebo takové, které odstraňují bazické kationty (např. vyplavování bází v doprovodu s kyselými anionty). Naopak procesy, které budou mít tendenci půdu alkalizovat, budou přibírat bazické kationty buď z vnějších zdrojů, nebo zvětráváním půdních minerálů.

Termín **acidifikace**, jak byl aplikován na půdní systémy, vlastně znamená komplexní řadu procesů, které nelze popsat kvalitativně jediným indexem. Proto byly zavedeny pojmy **kapacity a intenzity** (Reuss, Johnson 1986). **Kapacita** se týká celkové zásoby jedné nebo více komponentů a v termínu půdní acidity se bude týkat zásob protonů na Al^{3+} nebo zásob bazických kationtů ve výměnném komplexu nebo zvětrávajících minerálech. **Intenzita** se týká koncentrace roztoku H^+ iontů (pH roztoku). Nejpravděpodobnější vliv kyselých srážek ve smyslu kapacity je vzrůst výměnné acidity a snížení výměnných bází. Výměnná kyselost vzrůstá buď přímo vstupem H^+ iontů nebo, což je pravděpodobnější, zvýšením výměnného hliníku po reakci H^+ iontů s půdními minerály. Snížení výměnných bází nastává, když bazické kationty ve výměnném komplexu jsou nahrazeny Al ionty. Následuje vymývání bazických kationtů doprovázejících **anionty silných kyselin** (SO_4^{2-} , NO) z kyselých depozic. V kyselých půdách bude zásoba výměnných bází podstatně menší než celková výměnná acidita a při silné zátěži kyselými dešti mohou nastat významné ztráty pravděpodobně již po několika desetiletích. Měření rychlosti půdní acidifikace, ať už jako výsledek přírodních vnitřních procesů nebo antropických vlivů, často zahrnuje stanovení toku iontů do a z těchto kapacitních zásobníků (Matzner 1983, Matzner, Ulrich 1983, van Breemen, Jordens 1983).

Reakce ekosystému na acidifikaci (ČERNÝ et al., 2005)

Nejčastějšími mechanismy reakce ekosystému na zrychlenou acidifikaci jsou:

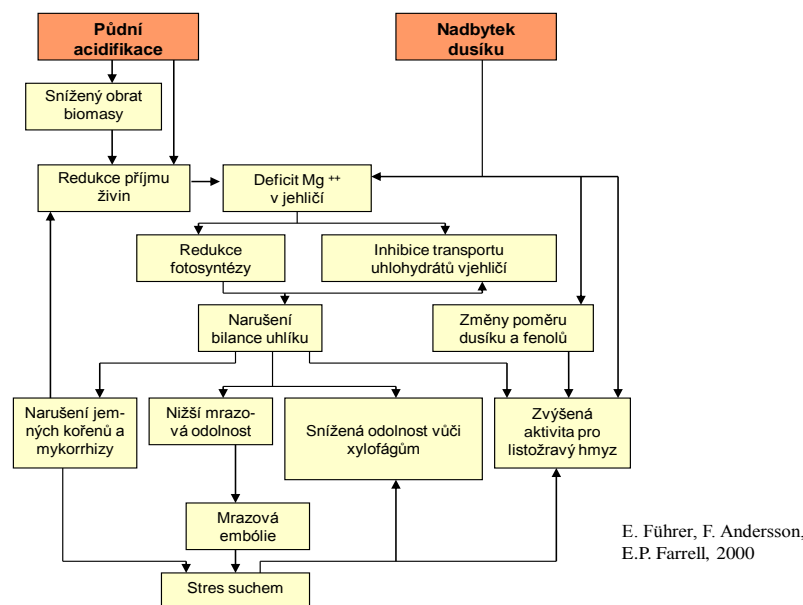
- zrychlené vymývám bazických kationtů z půdního profilu -> nutriční degradace,
- zvýšená mobilizace hliníku a těžkých kovů,
- zpomalení biologických procesů a změna biodiverzity,
- zvýšený obsah biologicky přístupného dusíku.

Faktory ovlivňující acidifikaci a nutriční degradaci (ČERNÝ et al., 2005)

Náchylnost lesních ekosystémů k zrychlené acidifikaci je ovlivněna řadou faktorů, mezi nejdůležitější patří:

- množství atmosférické depozice okyselujících látek,
- klimatické podmínky,
- půdní/litologické podmínky,
- vlastnosti lesního porostu,
- způsob lesnického hospodaření.

Důsledky acidifikace pro lesní ekosystém



Obr. 8.1. Důsledky acidifikace pro lesní ekosystém.

8. 3. Zdroje a principy zakyselování lesních půd

Zakyselování lesních půd je přírodní proces, a proto i vlivy kyselých imisí musí být studovány v kontextu s těmito procesy. Zakyselující proton H_3O^+ (nebo H^+) vzniká z **interních a externích zdrojů** (Wiklander 1980).

Interní zdroje H^+ zahrnují:

- akumulaci kationtů (s výjimkou NH_4^+) v biomase
- disociaci CO_2 nebo organických aniontů
- asimilaci aniontů

- slabou disociaci kyselin
- vyluhování organických aniontů
- uvolňování aniontů zvětráváním
- zpětné „zvětrávání“ kationtů (vysrážení) v půdě

Mnohá lesní společenstva (zejména jehličnaté lesy) produkují při dekompozičních procesech opadu rozpustné organické kyseliny. Tyto jsou lehce vymývány a podmiňují často silné zakyselení svrchní části půdního profilu. Ve středoevropských podmínkách mají vstupy H^+ iontů z přirozených procesů ve srovnání se vstupy z kyselé atmosférické depozice menší význam.

Externí zdroje zahrnují vstup H^+ kyselou depozicí. Ta je odvozena od znečištění ovzduší v globálním i lokálním významu. Znečištění ovzduší a charakteru atmosférické depozice má v ČR určitá specifika. Nejhojnější znečišťující látkou jsou oxid siřičitý (33%), popílek z tuhých paliv (28%), ale v regionálním měřítku se stále více uplatňují oxidy dusíku (14%) a jejich vliv na kyselost srážkové vody se postupně začíná přibližovat vlivu SO_2 . V současné době jsou koncentrace SO_2 (znečištění volné krajiny) v průměru od 10–20 $\mu g \cdot m^{-3}$ a úroveň kontinentálního evropského pozadí je 4–5 $\mu g \cdot m^{-3}$. Průměrné roční koncentrace oxidu siřičitého v průmyslových oblastech v Čechách dosahují hodnot 50–100 $\mu g \cdot m^{-3}$, ale mohou dosahovat až 130 $\mu g \cdot m^{-3}$ (Wies 1989).

Kritická hodnota SO_2 z hlediska poškozování vegetace je podle EHK OSN 20 $\mu g \cdot m^{-3}$. Nejvyšší znečištění ovzduší oxidem siřičitým na území České republiky leží pod Krušnými horami a rozkládá se od Chebu po Děčín a v pánvi od Kadaně po Teplice, kde roční průměr koncentrací SO_2 dosahuje hodnot nad 100 $\mu g \cdot m^{-3}$ (Červený a kol. 1984). Nejvyšší hodnoty 130 $\mu g \cdot m^{-3}$ SO_2 byly zjištěny v průmyslové oblasti Chomutov.

Kyselé atmosférické depozice vstupují do ekosystému v různých formách a různými cestami. Nejčastější silné kyseliny v kyselých srážkách jsou H_2SO_4 a HNO_3 . Příležitostně také jiné minerální kyseliny např. HCl , H_3PO_4 , nebo organické kyseliny např. kyselina mravenčí, kyselina octová; ty jsou však přítomny v menších množstvích. Může být přítomno velké množství Cl^- aniontů, které spíše než HCl pocházejí z neutrálních solí, obvykle mořského původu (Henriksen 1979, 1980). Jsou přítomny také jiné organické kyseliny, např. H_2CO_3 , která vzniká rozpouštěním atmosférického CO_2 ve vodě. Povaha této poslední reakce je taková, že podíl kyseliny uhličitě k aciditě roztoku se snižuje tak, jak vzrůstá podíl silných kyselin. Třeba kyselina uhličitá je velice silným okyselujícím prostředkem v přirozených systémech, její množství v půdním roztoku závisí obvykle na obsahu CO_2 v půdních plynech, (který je obvykle mnohem vyšší než v atmosféře), takže množství, které vstupuje deštěm, je většinou irelevantní.

Atmosférické depozice zahrnují nejenom srážky, ale i pevné a plynné složky. Významnými plynnými složkami jsou SO_x , zvláště SO_2 , NO_x a NH_3 . Tyto komponenty mohou být absorbovány na půdních nebo rostlinných površích, přijímány rostlinami přes stomata nebo mohou být přeměněny na H_2SO_4 a HNO_3 . Plynný NH_3 může být také deponován a přeměněn na NH_4^+ . Pevné depozice mohou obsahovat soli jakýchkoliv kyselých aniontů nebo bazických kationtů. Celková **acidifikační kapacita** připadající těmto zdrojům může být rovna nebo může dokonce převyšovat acidifikační kapacitu přímých srážek.

Změna ve složení roztoku způsobená zvýšenou koncentrací SO_4^{2-} , jako výsledek kyselých depozic, je zprostředkována celou řadou reakcí v půdním systému a není jednoduché tyto procesy charakterizovat. Konečný výsledek pak není jen vzrůst koncentrace kationtů v roztoku, ale je změnou podílu různých kationtů. Po vstupu do ekosystému podléhají

znečištěníny dalším přeměnám. Mohou buď vstupovat do půdy, nebo mohou reagovat s porostem. V porostu se mohou dále okyselovat jako výsledek vymývání akumulovaných suchých depozic. Na druhé straně se mohou kyselé srážky alkalizovat (stávat se méně kyselými) v důsledku procesů výměny H iontů za bazické kationty v rostlinných tkáních. Z těchto procesů jen vymývání suchých depozic představuje čistou změnu kyselosti v systému půda – rostlina. Ostatní změny ovlivňují pouze vnitřní koloběhy, ačkoliv mohou ovlivňovat vegetaci např. předčasným odstraněním kationtů z aktivních pletiv.



Obr. 8.2. Stav celkových potenciálních kyselých depozic v Evropě r. 1990 (EMEP/MSC-W model acidifikace dle Sandnes, Steve 1992; Sandnes 1993).

8. 4. Charakteristiky pro vyjádření acidifikace půdy

Plná charakteristika půdní acidity obsahuje dva typy parametrů:

- **parametry intenzity,**
- **parametry kapacity.**

Parametry pro vyjádření **intenzity půdní acidity** jsou uváděny jako koncentrace vodíkových iontů (pH). Obecně se uvádí dva typy půdního pH, které závisí na metodě analýzy: acidita aktuální a výměnná

- **Aktuální acidita** vyjadřuje **koncentraci vodíkových iontů** měřenou v suspenzi půda-voda. Hodnota aktuální acidity je chápána jako míra aktivity protonů na naturálním půdním roztoku v daném okamžiku měření. Vzhledem k tomu, že kyseliny, které existují v půdním roztoku, nejsou v konstantním stavu, jejich poměr se může měnit v čase. Změny aktuální acidity mohou být rychlé a krátkodobé. Předpokládá se, že aktuální acidita dobře reprezentuje přirozenou variabilitu kyselosti půdního roztoku a jako taková má velký ekologický význam (Ulrich 1983).
- Druhým typem acidity je **výměnná (potenciální) acidita**. Při jejím stanovení se určí pH v suspenzi půdy a roztoku soli. Zpravidla se používá roztok KCl nebo CaCl₂. U

kyselých půd je při tomto způsobu uvolněna ze sorpčního komplexu podstatná část kationů a pH KCI tak lépe charakterizuje výměnnou aciditu půdy. Vzhledem k tomu, že výměnná acidita závisí na dílu silně vázaných kyselých kationů (H, AL), její variabilita v čase je menší a měřené hodnoty stabilnější.

Parametry kapacity půdní acidity jsou funkcí množství nebo velikosti systému. V tomto vyjádření slouží jako míra schopnosti systému odolávat změnám. Parametry kapacity mohou být transformovány na parametry intenzity. Rychlost procesu přeměny parametrů kapacity na parametry intenzity může v různých systémech probíhat po různě dlouhou dobu. Parametry kapacity představují potenciál, který může být přeměněn na parametry intenzity (pH). Parametry kapacity vyjadřují množství nutných iontů H^+ nebo OH^- potřebných ke změně pH systému na určitou referenční hodnotu.

8. 5. Hodnocení acidifikace

Při hodnocení acidifikace lesních půd se jeví jako velmi významné rozlišovat jednotlivé procesy přirozené **antropogenní acidifikace** a jejich podíl na výsledných změnách stavu půd. V přírodních podmínkách, ve kterých se nacházejí lesy ve střední Evropě, dochází k přirozené acidifikaci půd. Tento proces je důsledkem tvorby organických kyselin, ke kterému dochází v lesních půdách při rozkladu organických látek, zejména opadu a povrchového humusu. Vznikající organické kyseliny na sebe poutají bazické kationy – tedy ionty vápníku, hořčíku a draslíku, které jsou v půdách velmi mobilní a krovně se účastní procesu neutralizace organických kyselin. Vzniklé sloučeniny - soli organických kyselin - jsou v podmínkách přebytku srážek vyplavovány z půdy.

Proces **přirozené acidifikace** je umocněn acidifikací v důsledku antropogenní činnosti. Do této skupiny patří **kyselá depozice**, ale také nevhodné způsoby obhospodařování lesů. Při růstu lesních porostů – zejména jehličnatých – dochází k hromadění bazických kationů v biomase, a to při jejím odstranění vyvolává zátěž půdy ionty vodíku H^+ . Rozsah takto vyvolané acidifikace může dosahovat až 1,9 kmol/ha/rok (Binkley 1989). Acidifikace půd je obecně důsledek tvorby kyselin v půdě nebo jejich přísunu zvenčí.

Acidifikace půd je definována jako pokles **neutralizační kapacity půd** (Ulrich 1992).

Procesy **acidifikace lesních půd** mohou mít následující zdroje: (Van Breemen 1992, Binkley et. al. 1989):

- přísun rozpuštěných silných kyselin a bází,
- interní produkce různých kyselin v půdě,
- asimilace bazických látek biotou,
- změny průběhu redukčně-oxidačních procesů.

Přísun rozpuštěných silných kyselin a bází nastává důsledkem působení atmosférické depozice HNO_3 , H_2SO_4 , a SO_2 . Přitom depozice plynu SO_2 jsou rychle oxidovány H_2SO_4 . Po přísunu H_2SO_4 se může ANC snižovat dvěma způsoby: (1) adsorpcí sulfátu nebo srážením bazických sulfátů železa a hliníku, (2) uvolněním kationů H_2SO_4 a jejich vymýváním v podobě sulfátových solí. V případě působení HNO_3 probíhá jen druhý uvedený proces. Nitrátový dusík je silně mobilní a nemůže být akumulován v půdě, tak jako u sulfátu.

Interní produkce kyselin v půdě má za následek tvorbu pohyblivých solí slabých organických kyselin a iontů Na, Ca a Mg uvolněných z půdních minerálů. Následně

vymývání těchto kationů s bikarbonáty je hlavním procesem přírodní acidifikace. Silnější organické kyseliny mohou zaměnit CO_2 a jsou hlavním zdrojem acidifikace v přírodních podmínkách. Organická hmota v půdě je potenciálním zdrojem silné kyseliny HNO_3 , která může vznikat nitrifikací mineralizovaného organického dusíku. Acidifikace způsobená vymýváním kationů v podobě nitrátů může probíhat v podmínkách, kde nároky rostlin jsou nižší než dostupnost dusíku v nitrátové podobě. V případě lesních ekosystémů, které jsou pod vlivem zvýšené depozice dusíkatých látek, nastává tento stav velmi často.

Asimilace minerálů biotou. Rostliny odebírají z půdy více bazických než kyselých iontů. K acidifikaci tedy dochází jen tehdy, když se v ekosystému zvyšuje zásoba biomasy. V přírodních podmínkách je tato nerovnováha vyrovnávána při rozpadu a mineralizaci organické hmoty, kdy jsou bazické kationy uvolňovány zpět do půdy. Ve stabilizovaných podmínkách tak růst rostlin není zdrojem acidifikace. Pokud však je vytvořená biomasa z ekosystému odstraněna, nemůže dojít k uzavření vyrovnaného cyklu a dochází k acidifikaci.

Procesy oxidace a redukce. Oxidace H_2S na SO_3 , FeO do podoby Fe_2O_3 , nebo HN_3 na N_2O_5 mohou měnit ANC(S). Pokud však nově vzniklé sloučeniny nejsou exportovány z ekosystému, proces acidifikace je vratný. V přírodních podmínkách však v procesu oxidace a redukce často vznikají produkty s velmi různou mobilitou, což napomáhá právě vyplavování jen některých komponentů, a tím vzniká nerovnováha a proces acidifikace se tak mění na nevratný.

Souhrnnou metodou pro vyjádření procesu acidifikace a podílu jednotlivých zdrojů poskytuje **metoda protonové bilance**. Bilance protonů bývá zpravidla zjišťována na základě měření toků kationtů a aniontů (Bredemeier 1987, Ulrich 1992). Bredemeier (1987) použil tento způsob pro kvantifikaci interní produkce protonů a pro zjištění, zda zvýšená depozice okyselujících látek může ovlivnit množství protonů produkovaných v ekosystému. V tomto případě jsou za interní procesy považovány nitrifikace, výměna kationtů a příjem iontů rostlinami. Při tomto přístupu musí být měřen vstup a výstup všech hlavních kationtů a aniontů. Rozdíl mezi jejich vstupem a výstupem dává informaci o změnách jejich zásoby v půdě. Rozdíly zjištěné mezi zásobou kationtů a aniontů na bázi ekvivalentů jsou chápány jako důsledek interní produkce H^+ / OH^- . Nadbytek v zásobě aniontů indikuje vnitřní produkci protonů. Nadbytek v zásobě kationtů ukazuje na alkalizaci půdy.

Změny v zásobě v půdě jsou počítány jako:

(1)

$$B = \text{TF} - \text{SO} - \text{INC} - \text{CL}$$

kde:

TF - podkorunové srážky (throughfall)

SO - vyplavování

INC - přírůst porostu

CL - vymývání z korun

(2)

Interní produkce protonů v půdě (INP) je:

$$\text{INP} = \Delta s(\text{S}^-) - \Delta s(\text{S}^+)$$

kde:

Δs - změna půdní zásobě

(S-) - suma ekvivalentů aniontů

(S+) - suma ekvivalentů kationtů

Bilance protonů je stanovena zpravidla souběžně s bilancí ostatních látek. Dlouhodobé sledování bilance látek, včetně bilance protonů, poskytuje základní informace o vývoji lesních ekosystémů v čase. Údaje na úrovni celého lesního ekosystému (zásoba-vstup-výstup látek) nebo povodí mají nesmírný význam pro správné hodnocení stavu lesa a hodnocení jeho vývoje v čase.

8. 6. Význam poměru C/N v lesních půdách

Nejobecněji lze v profilu lesních půd vertikálně rozlišit organický horizont a minerální půdní horizonty. Organický (humusový) horizont je nejsvrchnější a obvykle biologicky nejaktivnější částí lesních půd. Skládá se téměř výhradně z látek vznikajících rozkladem odumřelé organické hmoty. V organickém horizontu lze většinou identifikovat další tři subhorizonty (Emmer, 1998):

- **vrstva opadu** (L popř. Ol) – svrchní nerozložený organický materiál (při odběru vzorků humusu lesních půd je ve většině případů vrchní vrstva opadu (L) odstraněna – tj. nezahrnuta do vzorku - popř. analyzována odděleně)
- **fermentační subhorizont** (F popř. Of) – nedokonale rozložený organický materiál
- **humifikační subhorizont** (H popř. Oh) – organický materiál ve vysokém stupni rozkladu, biologická aktivita v této vrstvě bývá nejvyšší.

Pro rozlišení typů organického horizontu se používají různé klasifikační systémy, nicméně nejběžněji jsou rozlišovány následující tři typy půdního humusu lesních půd (Emmer 1998; Etherington 1975; Mařan a Kaš 1948):

- **mor** (surový humus) charakterizuje poměrně vysoká vrstva nerozloženého opadu a naopak málo mocné subhorizonty fermentační a humifikační s nízkou biologickou aktivitou (chybí zejména makrofauna členovců). Organický horizont je ostře ohraničen od minerální půdy. V přirozených podmínkách je typické nízké pH (3,8 až 4,0) a vysoký poměr C/N (>30).
- **moder** (drť) je typický výraznější biologickou aktivitou, mohutnějším fermentačním horizontem a slabším horizontem humifikačním, který je málo promíšen s minerální půdou. Rozpětí pH může být široké (3 až 7) v závislosti na půdním substrátu a poměr C/N se pohybuje kolem 20.
- **mull** (měl) charakterizuje velmi tenká vrstva nerozloženého opadu, slabý fermentační subhorizont a různě silný humifikační horizont tvořený z velmi jemného až drobtovitého humusu s vysokou biologickou aktivitou. Organický horizont je obvykle velmi dobře promíšen se svrchní minerální vrstvou půdy (Ah horizontem). Půdní pH bývá vyšší než 5 a poměr C/N v rozmezí 10 až 20.

Humusová forma typu mor je příznačná pro podzolové půdy s nízkým obsahem živin (obvykle na pomalu zvětrávajících substrátech). Mullová forma humusu se naopak obvykle vyskytuje na úživných lesních půdách (některých kambizemích, rendzinách apod.) (Etherington 1975).

Z hlediska vlivu vegetačního krytu na kvalitu humusu lze obecně rozdělit dřeviny na dvě skupiny. Jehličnany (smrk, borovice, modřín atd.) mají obtížně rozložitelný opad, neboť obsahuje malé množství živin (ty jsou pře opadem starých jehlic stromem retranslokovány do mladších) a vysoký podíl různých fenolických látek, které inhibují činnost mikroorganismů.

Z těchto důvodů je typickým typem humusu jehličnatých lesů mor. Naproti tomu opad listnatých dřevin vesměs umožňuje tvorbu živinami bohatších forem humusu.

8. 7. Kritické zátěže dusíku a síry

Stanovení kritických zátěží je zaměřeno na ochranu přírodního prostředí před účinky kyselé atmosférické depozice a kvantifikaci nezbytného snížení emisí kyselinotvorných sloučenin do ovzduší. Principem vyhodnocení kritických zátěží je výpočet neutralizační kapacity přírodního prostředí, především půd a vegetace, která umožní eliminovat přebytečné vodíkové ionty vznikající při atmosférické depozici síry a dusíku. V případě dusíku se určuje ještě kritická zátěž nutričního dusíku, tedy maximální míra eutrofizace, kterou je daný ekosystém schopen akceptovat bez změny své funkce a struktury.

Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny, jež by měly dlouhodobé škodlivé účinky na nejcitlivější složky ekosystému. Koncept kritických zátěží v tomto smyslu je oficiální metodou výpočtu imisních zátěží platných v rámci evropské konvence o dálkovém přenosu škodlivin (UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) a slouží evropské komisi k posouzení vlivu emisí na ekosystémy a další strategie jejich snižování.

V ČR byly v minulosti aktuální kritické zátěže acidifikujících sloučenin síry a dusíku překročeny na velké většině území. Obdobná situace byla i pro kritické zátěže nutričního dusíku. V poslední době se situace zlepšila u síry, ale zůstala na stejné úrovni v případě depozic dusíku.

8. 8. Otázky na procvičení:

1. Definuj vztah mezi acidifikací a biogeochemickými koloběhy.
2. Základní zdroje acidifikace.
3. Hodnocení acidifikace.
4. Kritické zátěže S a N.
5. Význam acidifikace pro LH a ochranu přírody.

8. 9. Použitá a doporučená literatura:

- BINKLEY, D., DRISCOLL, C.T., ALLEN, H.L., SCHOENEBERGER, P., MCAVOY, D., 1989. Acidic deposition and forest soils: context and case studies of the southeast term United States. Springer-Verlag, New York, 149 s.
- BINKLEY, D., GIARDINA, C., 1998. Why do treespecies affects soil? The Warp and Woof of tree-soil interactions. Biogeochemistry 42, 89-106.
- BREDEMEIER, M., 1987. Quantification of ecosystem-internal proton production from the ion balance soil. Plant and Soil, 101, 273-280.
- BREEMEEN VAN, N., BURROUGH, P. A., VELHORST, E. J., VAN DOBBEN, H. F., DE WITT, T. B., REIGNDER, F. R., 1982. Soil acidifikation from atmospheric ammonium sulfate in forest canopy throughfall, Nature 229, 548-550.

- BREEMEEN VAN, N., JORDEN, E. R., 1983. Effect of atmospheric ammonium sulfate on calcareous and noncalcareous soils of Woodlands in the Netherland. In: B. Ulrich and J. Pankrath, eds. Effects of accumulation of air pollutants on forest ecosystems. Reidel, Boston, 171-182.
- EMMER, I. M., 1998. Methodology of humus form research. *Lesnictví-Forestry* 44, 16-22.
- ETHERINGTON, J. R., 1975. Environmental and plant ecology. John Wiley and Sons, 347 p.
- HENRIKSEN, A., 1979. A simple approach to identifying and measuring acidification in fresh water. *Nature* 278, 542-544.
- HENRIKSEN, A., 1980. Acidification of fresh waters a large scale titration. In: D. Drablos and A. Tollan, eds. Ecological effect of acid precipitation. Johs. Grefslie Trykkeri A/S, Mysen, Norway, 68-74.
- HRUŠKA, J., CIENCIALA, E., 2001. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví, Ministerstvo životního prostředí, Praha, ISBN 80-7212-190-1, 160 s.
- HRUŠKA, J., KRÁM, P., SCHWARTZ, O., 1999. Kyselá dešť stále s námi. *Lesnická práce* 6, 256-259.
- KLIMO, E., 1994. Ekologie lesa. /Ekology of the Forest/. Brno, VŠZ v Brně, 170 s.
- KLIMO, E., 2001. Ekologie lesa. /Ekology of the Forest/. Brno, MZLU v Brně, 170 s.
- KULHAVÝ, J., 1997. Acidifikace lesních půd jako půdní proces a ekologický faktor, MZLU v Brně, Habilitační práce. 76 s.
- KULHAVÝ, J. a kol., 2003. Ekologie lesa: doplňkový učební text, Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. ISBN 80-7157-718-9.
- KULHAVÝ, J., ČERMÁK, J., KLIMO, E., MAREK, M. V., PRAX, A., NADYEZHINA, N., BEDNÁŘOVÁ, E., ZÁHORA, J., KAMLEROVÁ, K., SUCHOMEL, J., KNOTT, R., HADAŠ, P., HYBLER, V., KRÍSTEK, J., LOMSKÝ, B., KUČERA, J., REMEŠ, M., MENŠÍK, L., 2006. Ekologie lesa II. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně: Ústav ekologie lesa, 221 s. 2238. ISBN 80-7157-984-X.
- MAŘAN, B., KAŠ, K., 1948. Biologie lesa. 1. díl. Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Melantrich, 596 s.
- PASTOR J. et al., 1984. Aboveground production and N a P cycling along a nitrogen mineralization nitrogen on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology* 65, 256-268.
- REUS, J. O, JOHNSON, D. W., 1986. Acid dposition and the acidifikation of soil and waters. Springer-Verlag, New York.
- ULRICH, B., 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition In: Effect of accumulation of air pollutants in forests ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, 389 s.
- ULRICH, B., 1992. An ecosystem approach to soil acidification. In: Ulrich, B., Summer, M.E. (eds.). Soil acidity. Springer-Verlag, Berlin, 28-79.
- WEIS, K., 1989. Hodnocení imisního zatížení území ČSR. In: Zborník referátov z konferencie „Vliv imisí na ekosystémy“, Zvolen-Nitra, s. 10-18.
- WIKLANDER, L., 1980. The sensitivity of soils to acid precipitation. Pp. 553-568, In: HUTCHINSON T. C., HAVAS M. (eds.): Effect of acid precipitation on terrestrial acosystems, Plenum Press, New York, s. 255-282.

9. Biotické vztahy

9. 1. Podstata vztahů mezi organismy v ekosystému

Žádný živý organismus nežije izolovaně. Již jeho vznik je výsledkem vztahu mezi partnery, jakožto příslušníky určitého druhu, kteří se v určitém prostoru setkali, v časově shodném okamžiku spáрили, pak jednotlivě či společně o vzniklé potomstvo (včetně uvedeného jedince) ve vhodném prostředí pečovali až do takové fáze vývoje potomstva, že se toto může již osamostatnit. Celý proces je charakterizován komplexem vztahů, nejen mezi rodiči a potomky, ale i jejich vztahem k prostředí, ve kterém vývoj probíhal. Každý z účastníků byl, je a do konce svého života zůstane, (alespoň po určitý čas), součástí populace tvořené jedinci téhož druhu. Mezi jedinci uvnitř populace jednoho druhu vzniká síť vztahů (vztahy **vnitrodruhové - intraspecifické**). Jedinci, tvořící populaci, se snaží nejen přežít, ale i dosáhnout dospělosti a rozmnožovat se.

K tomu ovšem potřebují mít k dispozici dostatečné zdroje. Těmi jsou vedle *záření* i *anorganické a organické látky* jako základ pro uspokojení životních (především potravních) nároků. Vedle toho je zdrojem zásadního významu i *prostor*, ve kterém jsou zmíněné zdroje získávány. V užším slova smyslu se prostor stává limitujícím zdrojem, když vzájemné kontakty mezi jednotlivci jsou tak těsné, že omezují jejich aktivitu. Na základě využívání dostatečných zdrojů může populace ve vztahu s jinou populací nejen (po určitý čas) přežít, ale i růst a rozmnožovat se.

Populace nežije izolovaně ale je součástí společenstva dvou nebo více druhů, kde vzniká také množství vzájemných vztahů (vztahy **mezidruhové – interspecifické**). Vzájemné vztahy mohou být jak oboustranně záporné (- -), tak i naopak prospěšné (označujeme je ++). Dalším typem vztahů jsou ty, při nichž má ze vztahu prospěch jedna strana, zatím co druhá je naopak ovlivněna záporně (+ -). Nebo má jedna strana ze vztahu prospěch či nepospěch, zatím co u druhé nemá ani negativní, ani pozitivní odezvu (+ 0, - 0). Takové členění je však schematické, existují mezi nimi určité přechody a jejich forma může být dynamicky proměnlivá.

Mezi základní biotické vztahy řadíme: *konkurenci (kompetici)*, *predaci*, *amensalismus*, *komensalismus* a *mutualismus*. V rámci predace rozlišujeme ještě herbivorii, parazitismus a patogenii. Další typy vztahů jsou vysvětleny níže v textu.

9. 2. Konkurence (kompetice*)

Vzájemné soutěžení je prvním ze vzájemných vztahů a nazýváme jej **konkurence** (či **kompetice**), protože si jedinci v boji o zdroje navzájem konkurují (vztah:- -). Je to jeden ze základních evolučních procesů. Probíhá jak mezi populacemi téhož druhu, tak i mezi populacemi dvou či více druhů a to formou přírodní selekce a v podobě různých adaptací.

*) Pojem kompetice je nyní běžně užíván ve vědecké terminologii, především angloamerické.

9. 2. 1. Vnitrodruhová konkurence (intraspecifická kompetice)

Jedinci v populaci většinou nereagují bezprostředně jeden na druhého, ale ve vztahu k nějakému společnému zdroji. Především záleží na tom, jak je tento zdroj veliký, jaké je jeho množství. Čím je zdroj menší, tím je konkurence o něj větší. Každá ze stran potom musí

pro jeho získání vydat větší množství energie. Takto vydaná energie ovšem může na druhé straně chybět při rozmnožování a jiných aktivitách, nutných pro přežití.

Mezi konkurenty jsou jedinci zdatnější, v hierarchii populace výše postavení, kteří jsou v přístupu ke zdroji a jeho využívání proti ostatním ve výhodě a tedy úspěšnější. Využívání společného zdroje je potom nerovnoměrné – asymetrické. S případy asymetrické konkurence se setkáváme častěji u živočichů než u rostlin. Nerovnoměrné rozmístění zdrojů vyvolává přímou interakci mezi jedinci, kdy jeden brání druhému v přístupu ke vhodnému zdroji. Jejich vzájemný konkurenční vztah v tomto případě nazýváme interference – bezprostřední vzájemný vliv.

Vzájemné střety mají jak psychické, tak i fyziologické účinky (boj o potravu, prostor, vyvolají reakci endokrinního systému (hypofýza podnítlá nadledvinky k produkci adrenalinu), což vyvolá hypoglykemický šok a smrt. Vzájemné střety bývají provázány také vzájemným poškozováním.

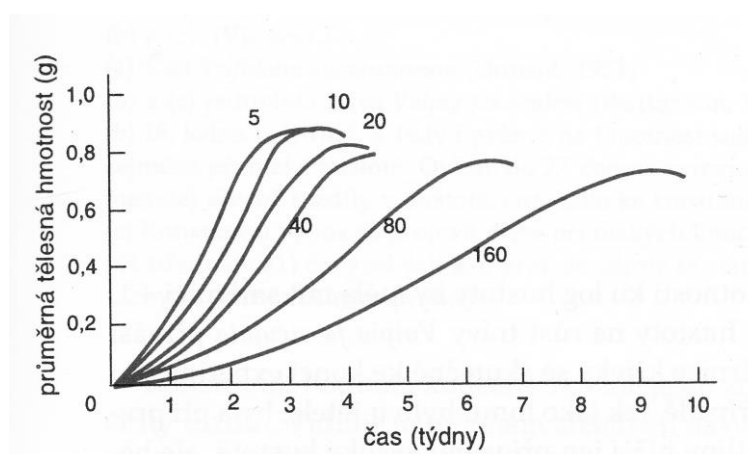
Obranu určitého území, ve kterém se nachází zdroj, nazýváme teritoriální chování. Území, které je aktivně bráněno, pak nazýváme **teritorium**.

Příklad nalézáme v populaci hraboše polního (*Microtus arvalis*). Pohlavně aktivní samice brání určité území, ve kterém má umístěnu svou hnízdní noru a které obsahuje vydatný potravní zdroj. Tento potravní zdroj brání nejen pro svoji vlastní potřebu, ale především proto, aby byl dostatečně velký pro odchov jejího potomstva. Jako teritorium označujeme i území, které vyznačuje srnec obecný (*Capreolus capreolus*) pachovými a optickými značkami a které pak hájí proti ostatním srncům.

Teritorialita má silný regulační vliv na danou populaci. Tato kompetice o prostor se výrazně projevuje také u ptáků v období hnízdění.

Sýkora koňadra (*Parus major*) zahnízdí v lesním porostu jen v takovém počtu, kolik má k dispozici vhodných dutin pro umístění hnízda. Jestliže umístíme do porostu ptačí budky, záhy se zvýší počet zahnízděných jedinců. V takovém případě se ukazuje, že počet hnízdních dutin byl v daném porostu tím limitujícím faktorem.

Míra konkurence o zdroj je závislá na populační hustotě. Čím je vyšší populační hustota, tím je větší účinek kompetice (obr. 1). Růst populační hustoty ale není neomezený, rychlost jejího růstu se postupně mění. Růstová křivka hustoty, počínaje nejnižšími hodnotami, má esovitý tvar (sigmoida). Zpočátku je nízká, ale postupně se rychlost růstu zvyšuje (průběh křivky je strmější) až po dosažení vysokých hodnot se značně zpomalí.

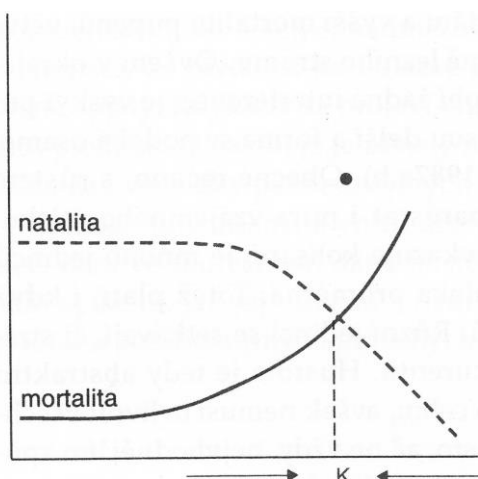


Obr. 1. Vliv populační hustoty na rychlost růstu skokana (*Rana tigrina*). Čísla udávají počet jedinců v akváriu. Při nízké populační hustotě je i růst jedince (zde jeho hmotnost) rychlý, maximálních hodnot je dosaženo během

několika málo týdnů. Při vysoké populační hustotě je růst značně pomalejší, maximální hodnoty hmotnosti jsou nižší (Begon et al. 1997).

Křivka růstu populační hustoty v sobě skrývá průběh dvou hlavních charakteristik populace a to porodnost (natalitu) a úmrtnost (mortalitu). Obě tyto veličiny ovlivňuje. Zpočátku vývoje populační hustoty je natalita velká, zatím co mortalita malá, vždy menší než natalita, takže populační hustota roste. Postupně s rostoucí populační hustotou natalita začne klesat, naopak mortalita narůstá tak, že natalitu převáží. Populační hustota se nejen přestane zvyšovat, ale začne naopak klesat. Někdy se může stát, že mortalita přesně vyvažuje nárůst hustoty a takovou populaci pak považujeme za *početně stabilní*. Nicméně je to vždy vnitrodruhová konkurence, kdo má na mortalitu i plodnost v závislosti na hustotě populace zásadní vliv. **Závislost na hustotě je negativní zpětnou vazbou, která zastaví populační růst.**

Vztah mezi měnící se mortalitou a natalitou je možno vyjádřit křivkami. Na ose x je znázorněna od počátku stoupající hustota, na ose y počet (např. narozených resp. uhynulých) jedinců. Kolmice, spuštěná na osu x v bodě, kde se křivky mortality a natality protnou, nám vyznačuje tzv. nosnou kapacitu prostředí K. Je to velikost populace, při které jsou natalita a mortalita vyváženy (obr. 2).



Obr. 2. Změny rychlosti natality a mortality v závislosti na hustotě populace. Když jsou závislé obě, jejich křivky se protnou v bodě **K**, což je **nosná kapacita prostředí** (Begon et al. 1997).

Průvodním jevem dynamických změn populační hustoty a měnící se konkurence je i aktivní migrace jedinců z míst vysoké hustoty, jimiž jsou obvykle optimální biotopy, na místa s nižší populační hustotou, která mají suboptimální vlastnosti.

Zdrojem zásadního významu je v konkurenčních vztazích a v jejich dynamice potrava. Pokud při využívání společného zdroje nedochází k přímému kontaktu mezi jedinci, nazýváme konkurenci mezi nimi za **exploataci** společného, v tomto případě potravního, zdroje. U rostlin je společným zdrojem půda a v ní obsažené minerální živiny a voda. Při popisu a analýze vnitrodruhové kompetice u rostlin nelze předpokládat, že si jsou všichni jedinci rovni, i když byli na začátku stejně stáří a vyrůstali na tomtéž stanovišti. Někteří jedinci svou vitalitou, genetickým základem, případně pod vlivem jiných podmínek (mikrohabitatu) předstihují během růstu sousední jedince. Postupně jim snižují světelný požitek i asimilační plochu, případně je tvarově poškozují. Při výchově porostu (např. porostů

středního věku a dospívajících), může naopak konkurence zvýšit jeho celkovou zdatnost tím, že slabí, potlačení a podúrovňoví jedinci jsou z něj odstraňováni.

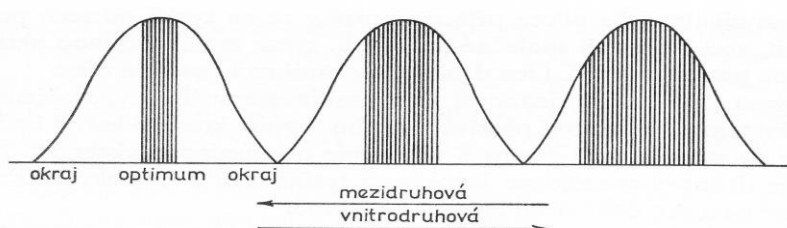
U rostlin vnitrodruhová konkurence negativně působí také na klíčivost semen, kvetení i plodnost. S měnící se hustotou se mění nejen kvantita, ale i kvalita přežívajících jedinců, takže produkce semen se mnohonásobně mění. Je to tím, že vlivem stoupající hustoty klesá růst jednotlivých rostlin, zmenšují se jejich rozměry a klesá také plodnost, která na nich závisí. Při vyšších hustotách (až po přehuštění) způsobuje konkurence zvýšenou mortalitu a porost rostlin se tím zřehuje. Hynou slabší jedinci, ti zdatnější získávají větší prostor, více zdrojů a rostou do větších rozměrů, naopak slabší jedinci hynou. Tento proces negativní závislosti velikosti rostliny na hustotě je vyjádřen *zákonem samozředování*. Konkurence může působit rozdílně nejen na jednotlivé části rostliny, ale může se měnit i v jednotlivých stádiích růstu, v různých věkových skupinách.

9. 2. 2. Mezidruhová konkurence (interspecifická kompetice)

Mezidruhová konkurence představuje interakci jedinců z populací dvou různých druhů na společném biotopu při využívání společného zdroje, jehož velikost je omezená. Jedinci jednoho ovlivňují populační dynamiku druhého svou přítomností, tj. nároky na potravu, prostor, rozdílnými nároky na světlo apod. Výsledkem je pozitivní nebo negativní ovlivňování jedné z nich nebo obou navzájem. Mezidruhová kompetice, podobně jako vnitrodruhová, se může realizovat přímým kontaktem mezi jedinci nebo nepřímo, působením zdrojů, jako prostředím (potrava, prostor) nebo jinými faktory (optický, pachový či zvukový kontakt).

Pokud jsou ekologické nároky dvou druhů podobné, je výskyt každého z nich omezen na optimum z celého rozsahu životních podmínek, jaké by za normálních okolností zaujímal. Když je mezidruhová konkurence slabší, každý svou niku rozšíří (obr. 3).

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*) a hryzec vodní (*Arvicola amphibius*) mají podobné potravní nároky. Při vyšší populační hladině ondatry přechází hryzec ve větší míře k podzemnímu způsobu života.



Obr. 3. Vliv konkurence na osídlení stanoviště. Při vnitrodruhové konkurenci obsazuje druh i méně vhodná stanoviště, při mezidruhové se omezuje každý z obou druhů jen na stanoviště pro něj optimální (Vlasák 1986).

Vedle těchto vztahů, tj. přímých interakcí, se v mezidruhové kompetici setkáváme i se vztahy nepřímými (podobně jako u konkurence vnitrodruhové). Je to *konkurence exploatační*, kde jedinci dvou druhů na sebe reagují nepřímo, a v opačném případě jde o *konkurenci interferenční*, kdy při využívání společného zdroje dochází k přímému kontaktu mezi jedinci různých druhů, což se může projevit vzájemnou či jednostrannou agresivitou. Vzájemná agresivita bývá nejběžnější formou vzájemného antagonizmu mezi konkurenčními živočišnými druhy. Exploatační a interferenční konkurence mezi dvěma druhy se projevuje

teritoriálním chováním, vylučováním toxických látek, omezováním přístupu ke světlu, konzumací obnovitelného zdroje, soutěží o prostor aj.

Interspecifická (mezidruhová) konkurence (kompetice) se děje ve formě různých typů vztahů mezi dvěma a více druhy vůči společnému, limitovanému zdroji. Základním předpokladem pro soužití dvou, navzájem si konkurujících druhů, je diferenciací jejich nik. Niky se diferencují například rozděleným využíváním zdrojů. U obou druhů dochází k postupné selekci po stránce fyziologické, morfologické i etologické. Tyto procesy mají značný evoluční význam, protože rozrůznění nik vede posléze ke vzniku nových druhů. Pokud si dva druhy konkurují a přitom koexistují ve stabilních podmínkách, pak je to známkou toho, že jejich realizované niky se diferencovaly.

Příkladem jsou dva druhy semenožravých myšic. Oba druhy mají noční aktivitu, menší část potravy tvoří u obou druhů živočišná složka. Hlavní potravou fyzicky zdatnější myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) jsou velká semena lesních dřevin (žaludy, bukvice), o něco menší myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*), se většinou živí drobnějšími semeny a plody. Na rozdíl od myšice lesní však část své potravy sbírá nejen v lese, ale i v pásech křivín a na polních mezích. Jejich potravní niky jsou tak oddáleny. Také jejich rozmnožovací období je časově posunuto, neboť myšice lesní se začíná rozmnožovat v předjaří asi o měsíc dříve.

Pokud realizovaná nika jednoho (nadřazeného) druhu zaplní části základní niky druhého, které jsou jeho stanovištěm, pak nadřazený druh vyloučí ten druhý (jde o tzv. **kompetiční vyloučení**).

Mezi jedinci a populacemi dvou druhů má jejich vzájemná konkurence řadu různých forem. Mezidruhová konkurence je často asymetrická, protože její důsledky nebývají pro konkurenční druhy stejné. Silnější mezidruhový konkurent vytlačuje slabšího. *Dva druhy koexistují, pokud mezidruhová konkurence je méně významná, než konkurence vnitrodruhová.*

Konkurenční **rostlinné** druhy realizují svou niku především podle obsahu minerálních látek, obsažených v substrátu. Jejich nároky bývají ovšem v tomto směru dosti podobné. Výjimkou je obsah dusíku (N). Všechny rostliny využívají dusík vázaný z půdy, ale mnohé druhy z čeledě bobovitých (Fabaceae) využívají volný dusík z atmosféry díky vzájemnému spojení s nitrifikačními bakteriemi. Masožravé rostliny jej získávají přímo z kořisti. Mezidruhová konkurence dvou blízkých druhů rostlin je na určitém biotopu umožněna na základě analogických mechanismů, které jsme poznali u konkurence vnitrodruhové. Jsou to časové posuny různých fází vývoje (kvetení, zrání semen a plodů aj.).

Shrneme-li všechny poznatky o mezidruhové konkurenci, pak hlavní roli v ní hrají potravní nároky. Jsou základem nároků na prostředí (území), ve kterém mají dané druhy potravní zdroj, případně rozhodují i jiné vlastnosti zdroje (velikost, vydatnost). Pro omezení konkurence dochází k oddálení nik konkurujících druhů např. tím, že dojde k časovému a prostorovému posunu využívání zdroje.

Pokud je prostředí jednolitě (homogenní), nemohou v něm koexistovat dva druhy, které by měly shodné nároky. Jeden z nich musí být vyloučen. Mohou koexistovat jen tehdy, jestliže se oddálí některé rozměry jejich ekologické niky.

Dva sympatricky žijící druhy hmyzožravců – rejsek obecný (*Sorex araneus*) a rejsek malý (*Sorex minutus*) získávají potravu v lesním prostředí z půdního edafonu. Zatím co rejsek malý ji získává z povrchové vrstvy, rejsek obecný z hlubšího horizontu lesní hrabanky.

9. 3. Mezidruhové interakce a jejich typy

Mezidruhová interakce může mít výsledek pozitivní (označujeme +), když druh A stimuluje růst druhu B, nebo negativní (-), když druh A růst druhu B inhibuje. Nulový účinek

označujeme symbolem 0. Dvojice druhů mohou na sebe působit přímo či nepřímo, negativně či pozitivně, v těchto kombinacích vztahu dvou (či více) druhů (tab. 1.):

Tab. 1. Přímé mezidruhové vztahy

Typ vztahu	Druh A	Druh B
Kompetice	–	–
Predace	+	–
Herbivorie	+	–
Parazitismus	+	–
Amensalismus	–	0
Komensalismus	+	0
Mutualismus	+	+
Symbióza	+	+
Neutralismus	0	0

Trojici trofických interakcí, kdy druh A působí na druh B negativně, zahrnují **predaci**, **herbivorii** a **parazitismus** jako interakci mezi konzumentem a jeho potravním zdrojem. Při **predaci** konzumuje kořistník svou živou oběť celou, či její část. Při **herbivorii** dochází ke konzumaci rostlinného zdroje pastvou nebo okusem. Potravní zdroj většinou není kořistníkem zcela zničen. Výjimkou je konzumace semen, která při ní bývají zničena. Při **parazitaci** dochází k interakci mezi hostitelem a parazitem (makroparazitem) nebo mezi hostitelem a patogenem (mikroparazitem). Při parazitaci nedochází většinou k usmrcení hostitele. Při **amensalismu** uvolňuje jedna populace do prostředí speciální látku nebo odpadní produkt, které na druhou populaci negativně působí tím, že zabraňují jejímu růstu nebo jsou pro ni toxické.

Některé mezidruhové interakce představují kladný nebo neutrální vztah. Při **komensalismu** jeden druh má prospěch z aktivity druhého, aniž jej tím poškozuje (+ 0).

Konečně mezi dvěma druhy vzniká vztah pro obě strany prospěšný. Podle délky trvání a těsnoty vztahu rozlišujeme tyto typy:

Mutualismus je mezidruhový, velmi úzký a významný vztah, (avšak méně těsný než symbióza), s rozhodujícím významem pro existenci nejméně jednoho z partnerů (++ nebo +0)). Jejím zvláštním případem jsou aliance a trofobiosa. V rámci mutualismu můžeme také rozlišovat kooperaci na základě příbuznosti jedinců, na základě reciprocit aj.

Symbioza je pevný vztah, kdy dva druhy jsou na sebe vázány a vstupují do trvalého prostorového spojení (++). Existence tohoto vztahu je pro oba druhy nezbytná.

Neutralismus je vztah dvou druhů, které na sebe navzájem nepůsobí ani kladně ani záporně (00).

9. 3. 1. Predace (kořistění)

Podstatou predace je konzumace jednoho organismu (kořisti) jiným (predátor, kořistník). Rozlišujeme několik funkčních forem predace (predátorů).

Pravý predátor usmrcuje svou kořist živou a konzumuje ji buď ihned celou, nebo postupně její části. Za život napadne několik až mnoho jedinců kořisti. Patří sem většina šelem, dravci, sovy, hmyzožravci, většina netopýrů, kytovců (včetně koticovců).

Spásač nespotřebuje obvykle kořist celou, jen její část a nezpůsobí jí smrt. Za život rovněž napadne několik až mnoho jedinců kořisti. Náleží sem býložraví obratlovci, krev sající hmyz, pijavice.

Paraziti (cizopasníci) mají jako kořist svého hostitele. Konzumují jen jeho část. Obvykle mají jen jednoho hostitele, nebo několik málo jedinců. Na rozdíl od pravých predátorů a spásáčů vzniká mezi parazitem a hostitelem pevné spojení, typické pro parazity jsou i složité vývojové cykly. Náleží sem helminti (Trematoda, Cestoidea), hmyz parazitující na rostlinách, bakterie, viry.

Parazitoidi – podobně jako paraziti, jsou těsně spojeni s hostitelským jedincem. Svou činností nezpůsobí většinou smrt svého hostitele okamžitě, ale až později, po dokončení vývoje parazitoida. Náleží sem samice většiny blanokřídlých (Hymenoptera) a řada druhů řádu dvoukřídlých (Diptera). Tvoří na zeměkouli asi 25% všech druhů.

Samice kladou vajíčka do jiného hmyzu, do jiných živočichů (pavouci), či do jejich blízkosti. Larvální parazitoid se vyvíjí uvnitř či na povrchu mladého hostitele, kterého před zakuklením či během stadia kukly zkonzumuje. Z kukly se líhne jeden dospělý parazitoid.

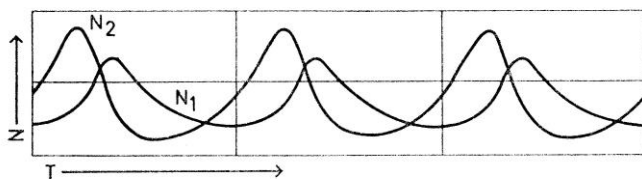
Podle druhu preferované potravy jsou predátoři buď masožravci (karnivoři), býložravci (herbivoři, fytofágové) nebo všežravci (omnivoři, polyfágové). Podle specializace na určitý typ kořisti rozeznáváme generalisty, kteří konzumují kořist širokého spektra (po stránce druhové, velikostní) a specialisty, živící se pouze jedním druhem (či typem) potravy.

Karnivorní predátoři (kořistnictví – episitie),

jsou významnou složkou živočišných společenstev, jak ve vztahu ke své kořisti, tak k jiným predátorům a jiným složkám společenstva. Na vyšší početnost své kořisti reagují zvýšením jejího usmrcování a také zvyšováním své vlastní početnosti. Stávají se tak regulátory početnosti své kořisti. V jednoduchém případě si můžeme představit, že kořist dosáhne postupně vrcholu početnosti a predátor ji postupně hubí.

Kukly přemnoženého sosnokaze (*Panolis flammea*), ležící v půdě, zničí z více než 75% predátoři, (ptáci, savci a především hmyz). Přezimující kokony hřebenule borové (*Diprion pini*) ležící převážně při patě kmenů v monokultuře borovice lesní (*Pinus sylvestris*), zkonzumovali na ploše 0,56 ha během 132 dní 12,5 až 24,6 tisíc kokonů myšice křovinná, myšice lesní a norník rudý (*Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*). Kokony tvořily v potravě myšice křovinné v prosinci 30% a koncem dubna již 50%. V populacích hlodavců, hlavně hrabošovitých, bylo při jejich zvýšené populační hustotě zjištěno, že hmyzožravci, hlavně rejsek obecný (*Sorex araneus*), kořistí jejich mláďata ve hnízdech.

Pokud se v místě predátor nevyskytuje, početnost populace kořisti roste až do okamžiku dosažení populačního maxima a pak postupně, vlivem vnitropopulačních tlaků, klesá až na minimum. Za přítomnosti predátora má vývoj populace kořisti jiný průběh. Na rostoucí populační hustotu kořisti predátor reaguje zvyšováním své početnosti, tedy vlastním rozmnožováním, ale s určitým zpožděním. Jsou to především predátoři, specializovaní na určitý druh kořisti. Při lovu jsou efektivní a znají chování kořisti (způsob její pasivní obrany). Vzájemná závislost predátora na kořisti je objektivním dějem, takže v přírodě početnost predátora a kořisti oscilují. Predátor se zpožďuje přibližně o $\frac{1}{4}$ cyklu (obr. 4).



Obr. 4. Oscilace kořisti/(N₂) a predátora (N₁). Predátor reaguje na nabídku kořisti opožděně (upravené autorem).

Čím jsou míry populačního růstu kořisti i predátora větší, tím obě oscilují rychleji. K úplnému vymizení kořisti vlivem predátora v přírodě nedochází. Predátor je jednak schopen zkonzumovat denně jen určité množství kořisti, jeho predační tlak se také postupně zmenšuje v důsledku časového posunu. Naopak stoupá tlak predátorů-generalistů, kteří se u zdroje postupně soustřeďují.

Při řešení otázky, zda predátor přímo reguluje početnost kořisti, se uskutečnilo mnoho pokusů v přírodních podmínkách, zvláště ve Skandinávii na hlodavcích. Jak účinek velkých šelem, tak dravců a sov byl sice zaznamenán, ale fluktuace populace kořisti bývala prokazatelně závislá spíše na jiných, především vnitropopulačních vlivech (kvalita či kvantita potravního zdroje).

Na jižní Moravě se nepravidelně přemnožuje hraboš polní (*Microtus arvalis*). Při sledování vývoje jeho populační hustoty na vojtěšce, byla nejdříve zaznamenána přítomnost specialistů, jako kolčavy (*Mustela nivalis*), hranostaje (*Mustela erminea*), poštolky obecné (*Falco tinnunculus*). S určitým zpožděním se objevily stopy přítomnosti lišky obecné (*Vulpes vulpes*), jezevce lesního (*Meles meles*), kuny skalní (*Martes foina*) a káně lesní (*Buteo buteo*). Přítomnost sov nebyla sledována, výskyt dalších druhů dravců nebyl zaznamenáván. Velký výskyt specialistů a generalistů souvisel s tím, že naše zemědělská krajina je dostatečně heterogenní pro jejich výskyt. V konečné fázi sledovaného přemnožení sehrála roli změna vegetace (nahrazení vysoce produktivní vojtěšky plevelnými druhy) a jiné vnitropopulační faktory.

Zvláštním, avšak v přírodě nepříliš častým případem karnivorie je **kanibalismus**, vzájemná predace mezi jedinci téže populace.

Za stressových podmínek (porod v živolovné pasti, přítomnost či pach predátora) samice hlodavců požírají svá novorozená mláďata.

9. 3. 2. Herbivorie

Herbivoři poškozují nebo usmrcují rostliny požíráním kořenů, okusem listů, květů, konzumací plodů, okusem kůry, sáním šťáv a minováním (dochází k vyžírání listového parenchymu, zatímco pokožka zůstává z obou stran zachována, vyžraný parenchym pak tvoří viditelnou chodbičku v listu). Toto poškozování se rostlina snaží různými způsoby kompenzovat. Zvyšuje fotosyntézu, přísun asimilovaných látek na místa poškození, odlistění nahradí aktivací spících pupenů. Herbivorie většinou nevede k úhynu rostliny. Některá poškození však zničení rostliny způsobí. V lesnictví jsou mladé stromky poškozovány hlodavci ohryzem kůry po celém obvodu kmínku, tedy odtržením kambia a lýka, takže se přeruší tok asimilovaných látek z koruny do kořene. Stromek se snaží ránu zacelit, v krajním případě uhynie. V místech, kde je obnažené dřevo, je kmen vystaven houbovým chorobám.

Rostliny se brání účinkům činnosti herbivorů například posunem začátku odlistění, změnou kvality konzumovaných částí (tvrdší jehlice, větší trny, zvýšený obsah pryskyřice). Pokud býložravec poškodí rostlinu úplným odlistěním a znemožní jí tak asimilaci, je rostlina vystavena nebezpečí úhynu. Většinou je však schopna toto závažné poškození na kratší dobu přežít.

Příkladem je opakovaný žír bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) na dubu. Krátkodobé odlistění dub přežije. Jestliže však žír pokračuje i další jednu či dvě sezony, může nastat i rozsáhlé odumírání odlistěného dubového porostu.

Vůči poškozování jsou velmi odolné travní porosty, u nichž je meristém umístěn těsně při povrchu půdy a spásáním rostlin zůstává nepoškozen. Důležité pro rostlinu je ovšem zachovat možnost kvetení. Někdy je proto odkládá až na příští vegetační dobu.

Bylo však zjištěno, že jelen lesní (*Cervus elaphus*) mezi travami preferuje metličku křivolakou (*Avenella flexuosa*) a protože má mělké kořeny, vytrhává někdy při konzumaci celé její trsy. V takovém případě se z funkčního hlediska stává pravým predátorem a nikoliv spásáčem (viz. kap. 9. 3. 1.).

Herbivoři však mohou působit na rostliny i pozitivně. Například semenožravé druhy hlodavců si dělají zimní zásoby, které obvykle během zimy úplně nezkonsumují. Semena pak mohou na jaře vyklíčit.

Semenožravé myšice (*Apodemus* spp.) přinášejí na podzim semena do svých nor, kde si z nich budují zvláštní zásobárny. Nespotebovaná semena na jaře ze zásobárny vyklíčí a jsou součástí přirozené obnovy.

Plodožravé druhy ptáků roznášejí semena tak, že při konzumaci plodů zůstávají semena po průchodu zažívacím traktem nepoškozena a jsou roznášena do širokého okolí, kde vyklíčí.

Například drozdovití ptáci (Turridae) konzumují bobule jeřábu obecného (*Sorbus aucuparia*) a tak roznášejí jejich semena v ekosystému.

9. 3. 3. Parazitismus

Parazitismus je vztah, při kterém zpravidla menší partner žije z potravy či těla druhého, aniž by jej ihned nebo vůbec usmrtil. Mezi parazitem a hostitelem dochází k těsnému spojení, parazit je na hostiteli závislý, neboť je jeho existenčním prostředím. Hostitel se přítomností parazita brání, ale parazit je na stavbu těla hostitele a na jeho chování přizpůsoben do takové míry, že obranné mechanismy hostitele nebývají vždy účinné. Adaptace parazita spočívá v jeho fyziologických, chemických i mechanických vlastnostech. Parazitismus existuje většinou u vícebuněčných organismů, výjimečně i u jednobuněčných (i trepka má svého parazita). Účinky parazitace se projevují stupňující se zátěží hostitele (odběr tělesných látek, potravy), jeho hubnutím nebo naopak abnormálním zvýšením příjmu potravy, zpomalením vývoje (parazitované housenky zůstávají menší), u ptáků snížením počtu vajec ve snůšce apod.

Parazity dělíme na **makroparazity** a **mikroparazity**. Makroparazit v těle hostitele roste, množí se, vytváří infekční stadia, která později tělo hostitele opouštějí a infikují nového hostitele. Parazit přežívá v tělních dutinách či buňkách hostitele, u rostlin často v mezibuněčných prostorách. Mezi živočišné makroparazity náleží endoparazitičtí červi (tasemnice, motolice, vrtějši, škrkavky), kteří jsou buď přenášeni přímo, nebo mají mezihostitele. Mezi makroparazity řadíme i ektoparazity (vši, blechy a roztoče). Vši prožívají všechna stadia svého života na hostiteli, přenos se děje přímým tělesným kontaktem mezi hostiteli. Blechy kladou vajíčka do hnízda hostitele, kde prodělají larvální vývoj a pak jako dospělci napadají další hostitele. Silná ektoparazitace může způsobit i omezení schopnosti pohybu hostitele. K živočišným makroparazitům patří i ektoparazitičtí ploštěnci, cizopasíci na kůži a žábrech ryb nebo parazitující u obojživelníků, plazů i savců. Živočichy napadají také některé druhy hub. Z makroparazitů na rostlinách bychom mohli jmenovat zástupce z třídy hlístic háďátka, pak roztoče, mšice a blanokřídlé.

Háďátko borové (*Bursaphelenchus xylophilus*) je přenášeno na hostitele kozlíčkem borovým (*Monochamus pistor*). V kambiu hostitele se množí a ucpává cévy. Z roztočů (Acarina) hálčivec javorový (*Phyllocoptes aceris*) dráždí svými slinami, vylučovanými při sání, pletivo kůry javorů a vytváří na jejich kůře hálky. Svilušky (*Tetranychidae*) sají na spodní straně listů např. lípy a jírovce, rychle se množí, takže během roku vytvářejí mnoho generací a způsobují opad listů. Z podřádu mšic (*Aphidoidea*) vlnatka hladká (*Tetraneura ulmi*) vytváří na listech jilmu hálky. Její letní generace se vyvíjejí na kořenech trav a v září se opět stěhují na primárního hostitele. Z blanokřídlých (Hymenoptera) napadá hřebenule borová (*Diprion pini*) jehličí borovic (ožirá je až na střední žilku). Pokud gradace tohoto škůdce trvá několik let, způsobuje hřebenule holožír a hynutí stromů.

Živočišných škůdců na rostlinách je více, mnohé jsou ekonomicky významné. Patří mezi ně například plži (plzáci), brouci (drátovci), motýli (osenice), dvoukřídli (vrtalka). Zvláštní skupinu rostlinných makroparazitů tvoří hemiparaziti. Nemají chlorofyl a jsou zcela závislí na hostiteli, který jim poskytuje vodu, živiny a vázaný uhlík. Patří sem i takoví, kteří fotosyntetisují, jsou spojeni s kořeny a stonky jiných druhů a odebírají vodu a živiny od hostitele. Typickým hemiparazitem je jmelí (*Viscum album*), které vytváří v korunách stromů (borovice, jedle, topol, osika, vrba aj.) nápadné keřiky, jejichž kořeny pronikají pod kůrou až do dřeva hostitele. Jeho poměrně velké, jedno-dvousemenné, mazlavé plody, se přichycují na větvích, nebo je roznášejí ptáci svým trusem.

Dužnatými listy blízce příbuzného hemiparazita – ochmetu evropského (*Loranthus europaeus*), se živí v době přemnožení též lesní hraboš - norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), který pro něj šplhá ve vegetační době až do korun dubů.

Velkou skupinu chorob rostlin způsobují i bakterie a houby. Šíření houbových chorob ovlivňuje jednak rozptýl spor v populaci hostitele, jednak rychlost s jakou se infekce šíří na infikovaných hostitelích a také vzájemná vzdálenost hostitelů a směr větru.

Bakterie *Pseudomonas savastanoi* vyvolává bakteriální uzlovitost jasanu. Z vřeckatých hub (*Ascomycetes*) vyvolává sypavka *Mycosphaerella laricina* na modřínu, často po jeho napadení mšicemi, hnědou hnilobu. V ochraně lesa mají vedle uvedeného příkladu značný význam sypavka borová (*Lophodermium pinastri*) a grafioza jilmu (*Ophiostoma ulmi*). Vřeckovýtusné houby produkují toxiny, ucpávají cévní svazky. Spory těchto hub přenášejí kůrovci. Ze stopkovýtusných hub (*Basidiomycetes*) způsobuje rzivost smrku *Chrysomyxa abietis*.

U rostlin značné procento chorob způsobují viry (virové mozaiky u brukvovitých, tykvovitých, lilkovitých, virózy luskovin, brambor). Virózy přenášejí i třásněnky, např. třásněnka západní (*Frankliniella occidentalis*) přenáší virovou bronzovitost rajčete. Někteří tito mikroparaziti se šíří přímo od jednoho hostitele k druhému, jiní nepřímo, prostřednictvím jiného druhu, tzv. **vektoru**. Přenos u mikroparazitů se děje ihned kapénkovou nákazou (chřipka), nebo až po delším klidovém období (úplavice). U mikroparazitů, přenášených vektorem, závisí reprodukční rychlost na hustotě přenašeče i hostitele. Aby se nemoc ujala, musí počet přenašečů a hostitelů překročit určitou (kritickou) úroveň. Při regulaci výskytu či šíření parazita je v tomto případě nutno se zaměřit na přenašeče a poznat jeho ekologii. Populační dynamikou choroby v populaci hostitele se zabývá **epidemiologie**.

Základní otázkou je způsob přenosu parazita mezi hostiteli. Přenos choroby závisí na četnosti kontaktů. Hustota populace hostitele hraje tedy zásadní roli. S rostoucí vzdáleností mezi jedinci hostitele klesá pravděpodobnost přenosu nákazy. Když jedinci hostitele jsou obklopeni jedinci druhů, které nejsou hostiteli, pravděpodobnost přenosu patogenu se zmenšuje. Vznik nových ohnisek choroby je také způsobován jejím přenosem větrem, třeba i na velké vzdálenosti.

Paraziti bývají v populaci hostitele rozmístěni nerovnoměrně, často nahloučeni. Řada hostitelů má buď jeden druh parazita, nebo několik hostitelů má velký počet parazitů. Při hodnocení parazitace je v epidemiologii užíván statistický termín prevalence, tj. procento hostitelské populace, která je určitým parazitem nakažena. Počet parazitů v hostiteli se nazývá intenzita nákazy.

U makroparazitů je reprodukční rychlost závislá na počtu potomků, zplozených za celé reprodukční období v jeho životě, na délce života nakažlivého stadia, na rychlosti přenosu nákazy, hustotě hostitelů, na očekávané délce života nakažlivého stadia mimo hostitele a na podílu parazitů v hostiteli, kteří se dožijí pohlavní zralosti.

Biotopem parazita jsou živé organismy. Jeho přítomnost vyvolá vždy reakci, v krajním případě smrt hostitele. Na jeho mršině mohou dále žít nekrofilní paraziti. Připomínají spíše

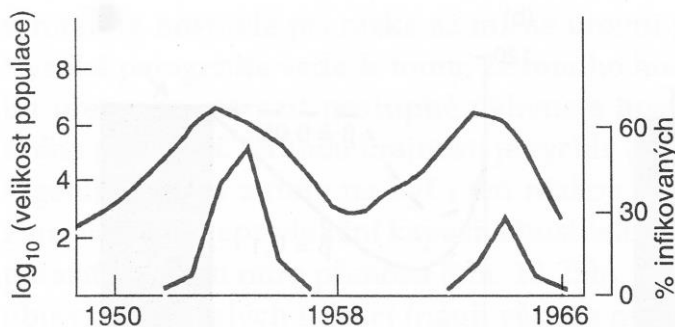
detritivorní organizmy. Jiným případem jsou ti, kteří nezabíjejí (biotrofní paraziti). Organismus reaguje na přítomnost jiného tím, že u bezobratlých zareagují fagocytické buňky, které cizí objekt obalí, stráví či izolují. U obratlovců jako hostitelů, vyvolá rozpoznání parazita imunitní reakci, která mu umožní, aby se uzdravil, nebo mu poskytne „paměť“, která změní jeho reakci tak, že proti novému napadení parazitem se stane imunním. U rostlin, které nemají oběhový systém podobný krevnímu či míznímu, je imunologická reakce neúčinná. Nakažené buňky hynou nebo vytvářejí antimikrobiální sloučeniny, které inhibují nákazu. Mnozí biotrofní paraziti jsou tak specializovaní, že je hostitel toleruje. Parazit se snaží nevyvolat u hostitele silnou reakci.

Ve vztazích parazit a hostitel je řada analogií jako ve vztahu predátor a kořist. Také zde dochází k podobným cyklům. Získání imunity u nakažených jedinců má na parazita podobný efekt, jako odstranění predátora.

O populacích parazitů a o šíření choroby je nutno znát tzv. základní reprodukční rychlost, což je průměrný počet nových případů onemocnění, který roste s hustotou hostitelů náchylných k infekci, s průměrným časem, po který je hostitel nakažen a s počtem hostitelů.

Intenzita, s jakou paraziti působí na své hostitele, se mění podle hustoty obou druhů. Když parazit způsobí onemocnění a nakonec smrt svého hostitele, není snadné určit, zda příčinou smrti hostitele byl tento parazit nebo nějaký jiný faktor. Paraziti populační hustotu hostitele snižují podle úrovně patogenity. K největšímu snížení hustot hostitele dochází u parazitů, kteří vykazují nízkou až mírnou patogenitu. Tito paraziti postupně nakazí další a další hostitele, kteří vzhledem k nízké patogenitě nehynou ihned. Naopak při vysoké patogenitě hyne většina hostitelů dříve, než chorobu rozšíří.

Mezi hostitelem a patogenem, vyvolávajícím nákazu, je dynamický vztah, při kterém dochází k tomu, že když hostitelův gen vyvolá rezistenci, reaguje záhy patogen tím, že aktivuje gen pro virulenci. Při rozmnožení určité rasy patogena naroste podíl odolných hostitelů. To opět vyvolá u patogena pokles úspěšnosti (podílu) dosud virulentního kmene a nastoupí nová rasa, takže se stále zachovává dynamický polymorfismus v genetické struktuře patogena i hostitele. Choroba také může pomoci vysvětlit průběh populačního cyklu hostitele (obr. 5).



Obr. 5. Početnost obaleče modřínového (*Zeiraphera diniana*) v Alpách mezi lety 1950 až 1966 dosáhla dvou vrcholů a prevalence jeho infekce virem granulózy také dva vrcholy, ale s opožděním (Begon et al. 1997).

Genetický polymorfismus je jedním z vývojových důsledků vzájemných selekčních tlaků mezi parazity a jejich hostiteli. Parazitismus se vyvíjí do formy značné specializace, jak je možno dokumentovat na **hnízdním parazitismu**, který je rozvinut hlavně u ptáků. Nejen kukačka obecná (*Cuculus canorus*) a další příbuzné druhy, ale i američtí parazitáčtí vlhovci (*Icteridae*) a africký prádelník (*Anomalospiza imberbis*) kladou vejce do snůšky na hnízdech

hostitele. Přitom přizpůsobují své vejce vejcům hostitele barvou a velikostí. I jejich juvenilní mláďata mohou být k nerozeznání od mláďat hostitele jak svým tvarem, tak i svými hlasovými projevy.

9. 3. 4. Komensalismus

Komensalismus je typem interakce, při které organismus jednoho druhu má prospěch z činnosti druhého, aniž by ten (ani kladně, ani záporně) působil na organismus (druh) první. Je to tedy jednostranný vztah, kdy jeden druh akceptuje spolužití s jiným druhem, aniž by z toho měl sám prospěch, zatímco druhý tak získává určité výhody.

Typickým příkladem jsou mezi vyššími obratlovci mrchožrouti, kteří se přizívají na zbytcích kořisti některých dravců a šelem. Dalším příkladem jsou synantropní hlodavci, např. krysa obecná (*Rattus rattus*), potkan (*Rattus norvegicus*), myš domácí (*Mus musculus*), kteří žijí buď celoročně synantropně, nebo po část vegetační doby ferálně (ve volné přírodě) u vydatného potravního zdroje (krmelce, siláže). Systém chodeb krtek obecného (*Talpa europaea*) využívá z hlodavců nejčastěji hryzec vodní (*Arvicola amphibius*), který v zahradách a zvláště v sadech jeho chodby mírně rozšiřuje a používá jako součást svého norového systému. Červenka obecná (*Erithacus rubecula*) využívá rycí činnosti prasete divokého (*Sus scrofa*) a v rozryté lesní hrabance snáze sbírá potravu.

Jiným příkladem je interakce, při které jedinci jednoho druhu využívají jedince druhého druhu k přesunu nebo k úkrytu.

Larvy brouka majky fialové (*Meloe violaceus*) vylézají na kvetoucí rostliny, kde se zachytí na včele, která je zanesla do hnízda, kde pokračují ve vývoji. Vilejš *Coronula diadema* se uchycuje na povrchu těla (zvláště na hlavě a ploutvích) kytovce keporkaka (*Megaptera novaeangliae*) s nímž tímto způsobem rychle mění místa výskytu a získává z moře stále dostatek potravy. Jihoameričtí vlhovci (*Icteridae*), tyranové (*Tyrannidae*) a hrnčířici (*Synallaxinae*) volí svá hnízda v bezprostřední blízkosti útočných vos nebo mravenců a tím získávají určitou míru ochrany proti primátům, plenícím jejich hnízda.

9. 3. 5. Amensalismus

Tento vztah je opakem komensalismu. Zde jeden organismus (nebo druh) působí nepříznivě na druhý například tím, že **vylučuje do prostředí látky, které jsou pro druhý toxické**, ale jemu samotnému neškodí (nebo jsou pro něj i prospěšné). Druhý druh nemá zpětně na ten první žádný vliv (ani kladný, ani záporný). U živočichů toxické látky produkují některé druhy, žijící ve vodním prostředí. Nejvíce takových případů je známo u korálů, avšak i skokan hnědý (*Rana temporaria*) může omezovat růst pulců ropuchy krátkonohé (*Bufo calamita*) tím, že konzumují jeho výkaly, které obsahují pro pulce atraktivní zdroj potravy - řasu rodu *Prototheca*.

Určitý druh rostlin uvolňuje toxické látky do půdy nebo do vodního prostředí, při čemž tyto látky inhibují růst ostatních druhů. Tyto látky se nazývají alelochemické (či tzv. alelopatika) a pro amensální interference u rostlin se užívá i název **alelopatie**. Účinky a reakce však při tomto vztahu bývají komplikované a je obtížné odlišit účinky ostatních interakcí. Případy alelopatie nacházíme hojně u invazních druhů rostlin. Alelopatické látky poskytují velké možnosti při ochraně rostlin jako přírodní pesticidy.

Je všeobecně známý účinek toxických látek, které vylučují ořešák (*Juglans* sp.) či trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) z listů a kůry do půdy. Jejich účinkem dochází k odumírání či inhibici růstu vegetace pod jejich korunami. Lidovou zkušeností bývalo též vysazování ořešáků kolem kravinů, aby se zde snížil výskyt obtížného hmyzu.

9. 3. 6. Mutualismus

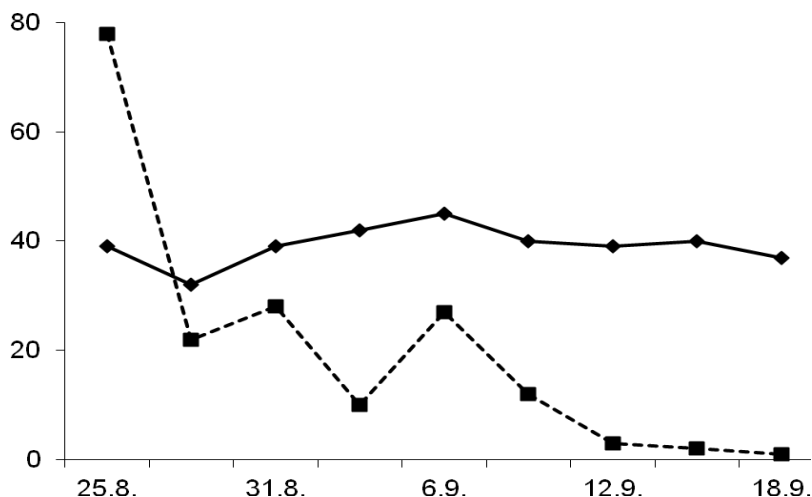
Mutualismus (vzájemná vstřícnost) je vzájemné spojení dvou druhů, kdy oba mají z tohoto spojení užitek (+ +). Jedinci jednoho z druhů rostou, pohlavně dospívají, rozmnožují se a dále žijí ve společnosti druhého. Jeden ze vzájemně spojených druhů má nejčastěji přístup ke zdroji, druhý profituje z toho, že první mu poskytuje ochranu, zbavuje jej parazitů apod.

Ve spojení dvou druhů rozeznáváme spojení fakultativní (tzv. **protokooperace**), kdy každý přináší druhému určitý prospěch, ale nejsou přítomni na sobě zcela závislí a mohou tedy přežít i bez přítomnosti druhého (např. ptáci vybírající parazity kopytníkům), nebo spojení obligátní, kdy je spojení životně nutné pro oba organismy (nebo druhy), nebo alespoň pro jeden je to spojení obligátní a pro druhý fakultativní. Mutualismus přináší výhodné interakce tím, že **zabraňuje predaci, zvyšuje dostupnost zdrojů (potravy), zvyšuje konkurenceschopnost jednoho z partnerů, snižuje úspěšnost konkurentů či predátorů**.

Příkladem fakultativního mutualismu (nazývaného také aliance) je vytváření společných seskupení afrických antilop a zeber vybavených výborným čichem v blízkosti pštrosa (*Struthio camelus*), disponujícího výborným zrakem, čímž si vzájemně zvyšují ochranu před predátory. Klasickým příkladem mutualismu jsou **opylovači**, kteří získávají nektar a pyl, který na nich ulpí, přenesou na jiné květy a ořou o pestík. Toto spojení je pro obě strany výhodné (blanokřídli, motýli, méně dvoukřídli, brouci a třásnokřídli). V tropech se to týká i ptáků a letounů. Vazba však v řadě případů není úzká, jeden druh rostlin může využívat více druhů opylovačů.

Mutualistické vztahy nejsou neměnné, řada hostitelů je ve své specifitě dynamická a mohou být hostiteli i více druhů.

Jetel červený (*Trifolium pratense*) opylují čmeláci, protože disponují delšími sosáky než včely. Tato spojení jsou však příkladem **jednostranného mutualismu**, protože zatímco jetel je na čmeláky odkázán, ti opylují i jiné druhy rostlin. Zvláštním případem mutualismu je **trofobiosa**. Mšice medovnice (*Schizodryobius* sp.) produkci medovice poskytuje mravencům (*Formica* sp.) zdroj potravy. Pro mšice je tento vztah podnětem k intenzivnějšímu množení. V nejbližším okolí mraveniště bývají stromy ve značně větší míře napadeny a poškozeny (např. smrky, buky) mšicemi, než tytéž dřeviny ve větší vzdálenosti (obr. 6.). Čím blíže k mraveništi, tím větší vliv mravenců a tím i vyšší hustota mšic. Přitom medovice není pro mravence hlavní, ale spíše jen náhradní potravou (hlavní potrava musí obsahovat bílkoviny).



Obr. 6. Počet jedinců mšice *Schizodryobius longirostris* na mladém doučku bez ochranného nátěru (plně) a na jiném s ochranným nátěrem (čárkovaně). N - počet jedinců (srpen, září) svědčil o účinnosti nátěru (upraveno dle Schwerdtfeger 1977).

Mutualistické vztahy jsou v přírodě velmi častým jevem, vzájemná závislost nevzniká jen mezi dvěma druhy, ale i více druhů. Z hlediska energetické náročnosti jsou tyto vztahy velmi ekonomické. Přitom jsou dosud málo prozkoumané a doceněné.

9. 3. 7. Kooperace

Je takové chování jedinců v populaci, které je přes určité náklady každého z nich ve svém konečném důsledku pro obě strany výhodné. Umožňuje jim to zvýšit plodnost, přežívání a i populační růst. Kooperativní chování se vyvinulo během evoluce ve čtyřech základních formách. Je to kooperace na základě příbuzenského výběru, kdy jedinec pomáhá druhému na úkor sebe sama. Jinou formou je kooperace na základě skupinového výběru, kdy si pomáhají jedinci vzájemně nepřibuzní. Kooperace na základě reciprocit znamená, že si jedinci pomoc oplácejí. V uvedených příkladech se vlastně jedná o **altruismus**. Kooperace pochopitelně náleží k mutualismu.

Příkladem příbuzenského výběru je pohlavně aktivní samice hraboše polního, která při stoupající populační hustotě přenechá své teritorium dcerám. Sama toto místo opouští a snaží se usadit ve větší vzdálenosti (třeba i 1-2 km daleko). Přitom riskuje, že se při migraci stane kořistí predátora. Příkladem kooperace je společný lov velkých šelem ve smečkách (vlků, nebo lvů, hyen) kde každý účastník má určitý úkol. Taková kooperace zvyšuje predátorům pravděpodobnost úspěchu při ulovení kořisti.

9. 3. 8. Symbióza

Je těsný vztah mezi dvěma druhy, charakterizovaný obligátním prostorovým spolužitím. Příkladem je i symbiosa jednobuněčných řas s nižšími vodními živočichy. Řasy žijí intra- či intercelulárně v hostiteli. Ten je požívá spolu s jinou potravou, ale jeho zažívací systém je nenapadá. Řasy, jakožto asimilující rostliny, potřebují k asimilaci světlo. Proto žijí u živočichů, kteří žijí v prosvětlené části vody (moře). Výhodou symbiotické vazby je to, že se vzájemně doplňují v látkové výměně. Řasa potřebuje kyselinu uhličitou a dusíkaté sloučeniny, které přeměňuje na škrob a bílkovinu, při čemž uvolňuje kyslík. Živočich potřebuje kyslík, uhlohydráty a bílkovinu. Uvolňuje kyselinu uhličitou a dusíkaté látky, obsahující odpady z látkové výměny. Pokud ale řasa dosáhne nadprodukce, může tato symbiosa vést k usmrcení hostitele.

Školním příkladem je rak poustevníček (*Eupagurus bernhardus*), který ukrývá měkkou zadní část těla v prázdné ulitě nějakého plže. Na povrchu ulity má jako spoluuživatele sasanku *Callictis parasitica*, *Adamsia* spp. Když mění ulitu, přeneše sebou na ni i sasanku. Žahavé buňky sasanky jej chrání v okamžiku přesunu, sasanka má prospěch z jeho potravy a přesunu na nové místo. Typickým příkladem symbiozy jsou i bakterie a jednobuněční prvoci v trávicím traktu přežvýkavých sudokopytníků. Jednobuněční rozkládají rostlinnou hmotu (zejména celulózu), kterou by kopytníci bez nich nedokázali strávit a kopytníci zas poskytují těmto organismům prostředí pro život. Odstranění kohokoliv z nich z této vazby, znamená pro druhého partnera jistou smrt.

9. 3. 9. Rozkladači a detritovoři

Ve společenstvech živočichů a rostlin existuje komplexní potravní síť, která je rozhodujícím činitelem stability společenstva. Součástí těchto **trofických vztahů**, jsou vedle výše uvedených predátorů, herbivorů a parazitů, kteří získávají potravu z živých organismů, i rozkladači a detritovoři. Jako rozkladači fungují bakterie a houby, jako detritovoři živočišní konzumenti mrtvé hmoty. Vztah mezi kořistí a predátorem je zde opačný, než dosud popsané vztahy. Zde dárce je kořist a ta reguluje výskyt příjemce, kterým je predátor.

Zdrojem obživy rozkladačů a detritovorních organismů jsou jednak těla mrtvých živočichů a rostlin, jednak i mrtvé části jejich vývojových stadií (svlečky larev). Z dalších částí těl je to rohovina, u rostlin staré listy, sezonní spad mrtvého lesního krytu, výkaly apod. Mrtvý zdroj je obvykle na začátku kolonizován bakteriemi a houbami, spolu s **nekrotrofními parazity**. Postupným spotřebováním dostupného zdroje klesá početnost i jejich populací. Zanechávají klidová stadia, která, jakmile se objeví nový, čerstvý zdroj, se ihned aktivují. Při dalším rozkladu se uplatňují specializované druhy rozkladačů, jako např. hnědá a bílé hniloby. Na mrtvém materiálu probíhá sukcese, počínající plísněmi (*Phycomycetes*) a nepravými houbami (*Fungi imperfecti*), pak následují houby vřeckovýtrusné, stopkovýtrusné a aktinomycety (*Ascomycetes*, *Basidiomycetes*, *Actinomycetes*).

Skupinu detritovorů tvoří bezobratlí, kteří jsou z hlediska taxonomie velmi různorodí. V suchozemském prostředí se obvykle třídí podle velikosti. **Mikrofaunu** (organismy do 100 mikrometrů) tvoří prvoci, hlístice a vířníci; **mezofaunu** (od 100 mikrometrů do 2mm) roztoči, chvostokoci (*Collembola*) a roupice (*Enchytraeidae*). Do **makrofauny** (od 2 do 20mm tělesné šířky) a **megafauny** (nad 20mm) jsou řazeny stínky (*Isopoda*), mnohonožky (*Diplopoda*), žížaly (*Oligochaeta*), hlemýždi a slimáci (*Mollusca*), larvy některých dvoukřídlých (*Diptera*) a brouků (*Coleoptera*). Tato společenstva se mění, především v závislosti na teplotě a vlhkosti.

Detritovoři a jejich predátoři tvoří hlavní živočišná společenstva v lesní půdě. Z hlediska biomasy tvoří po většinu roku největší podíl mikroorganismy (5krát až 10krát víc než detritovoři), ale v zimě detritovoři převažují.

Rozklad mrtvé hmoty je z větší části výsledkem interakcí mezi mikroby a detritovory. Při nízké teplotě, špatném provzdušnění a při nedostatku vody v půdě, a když je prostředí kyselé, vykazují rozkladači a detritovoři nízkou aktivitu.

Rozkladače a detritovory jsme zařadili do kapitoly o biotických vztazích proto, že představují jejich komplex, podobný těm, s jakými se setkáváme ve společenstvech i jiných funkčních skupin.

9. 4. Otázky na procvičení:

1. Vyjmenujte a definujte vnitrodruhové a mezidruhové biotické interakce.
2. Které z vybraných biotických interakcí mají vztah k trofickým řetězcům a sítím?
3. Čím se odlišují symbióza a mutualismus?
4. Jaké znáte typy a skupiny predace, popř. predátorů?
5. Na jakých konkrétních příkladech můžete demonstrovat jednotlivé mezidruhové vztahy v lesním ekosystému?

9. 5. Použitá a doporučená literatura:

- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R., 1997. Ekologie. Jedinci, populace a společenstva. Universita Palackého Olomouc. 950 s.
- LAŠTŮVKA Z., KREJČOVÁ P., 2000. Ekologie. Konvoj, Brno. 184 s.
- SCHWERDTFEGER F., 1977. Autökologie. Paul Parey, Hamburg und Berlin. 460 s.
- STORCH D., MIHULKA S., 2000. Úvod do současné ekologie. Portál s. r. o., Praha. 156 s.
- TOMICZEK C., CECH T., KREHAN H., PERNY B., HLUCHÝ M., 2005. Atlas chorob a škůdců okrasných dřevin. Biocont Laboratory .s.r.o., Brno. 219 s.

TKADLEC E., 2008. Populační ekologie (Struktura, růst a dynamika populací). Univerzita Palackého, Olomouc. 400 s.

VLASÁK P., 1986. Ekologie savců. Academia, Praha. 292 s.

10. Biodiverzita v lesních ekosystémech

10. 1. Základní pojmy a definice

Biodiverzita je zpravidla definována jako **biologická rozmanitost** na všech úrovních, tj. různorodost všech žijících organismů, suchozemských, mořských a sladkovodních, včetně společenstev a ekosystémů, jejichž jsou součástí.

Podle stupně organizace živé hmoty rozlišujeme tři základní úrovně biodiverzity a to **genetickou, druhovou a diverzitu společenstev (ekosystémů)**. Podle prostorového gradientu pak rozlišujeme diverzitu **alfa, beta a gama**. Tyto úrovně biodiverzity se v praxi vztahují často k diverzitě druhové a definují nám její charakter na určité prostorové úrovni.

Genetická diverzita představuje biologickou rozmanitost na úrovni genů, tj. soubor všech genů (rozmanitost **genetické informace**) všech jedinců ve všech populacích daného druhu. Soubor genů všech jedinců daného druhu v populaci označujeme také jako **genofond**.

Druhová diverzita je biologická rozmanitost na úrovni druhů. **Druh** potom představuje soubor jedinců obývajících společně určité území, kteří jsou **genotypově (tj. v genetické informaci) a fenotypově (projev genu na venek)** shodní natolik, že si mohou vzájemně předávat genetickou informaci (tj. rozmnožovat se a mít dále plodné potomstvo) a uvedené vlastnosti jsou u nich geneticky zafixovány a předávají se z generace na generaci. Původní představa o definici druhu jako biologicky dané a nezpochybnitelné taxonomické jednotce (tzv. **biologický koncept druhu** – ostatní nižší a vyšší taxony mimo druh jsou již uměle vytvořené člověkem) je dnes problematická a její charakteristiky nelze aplikovat na všechny taxonomy vymezené druhy (např. podle ní se nemohou jednotlivé druhy mezi sebou křížit, což podle nejnovějších poznatků bylo dnes vyvráceno). Proto se používají dnes i jiné **druhové koncepty** (tj. definice druhů podle určitých charakteristik; celkem jich je dnes kolem dvaceti, např. nejčastěji **fylogenetický, genetický** apod.). Pro hodnocení druhové diverzity je proto důležité z jakého druhového konceptu se vychází (biologický dnes stále převládá u většiny druhů organismů, u některých skupin, např. savců, ptáků se dnes často využívá i koncept fylogenetický – tím počet druhů v dané skupině zpravidla naroste).

Diverzita společenstev (ekosystémů) představuje rozmanitost **biocenóz** (biologických společenstev) jednotlivých ekosystémů ve sledované oblasti. Krajina (oblast) s rozmanitými ekosystémy se vyznačuje celou škálou rozmanitých společenstev (např. biocenóza lesa, louky, agrocenózy, mokřadu, rybníka atd.), která přecházejí více či méně kontinuálně jedna ve druhou, s řadou přechodových zón (**ekotonů**), které zvyšují biologickou diverzitu v oblasti (tzv. **ekotonový efekt**, kdy v přechodné zóně (ekotonu) mezi dvěma společenstvy žijí nejen druhy obou biocenóz, ale i druhy typické pouze pro daný ekoton).

Alfa (lokální) diverzita je biodiverzita v rámci jednoho společenstva či stanoviště (within-habitat diversity). Kromě **prostého počtu druhů** ve společenstvu může být vyjádřena některým z indexů diverzity (viz. níže).

Beta diverzita (d. krajiny) popisuje strukturní komplexitu prostředí, je mírou rozdílnosti, či naopak podobnosti druhového složení mezi společenstvy podél určitého gradientu prostředí nebo zeměpisné šířky či mezi společenstvem a jeho okolím. Je tím vyšší, čím méně společných druhů společenstva obsahují.

Gama (též regionální či nadregionální) diverzita je celkovou diverzitou dané oblasti a je definována součinem beta diverzity a průměrné alfa diverzity. V jiném pojetí je obdobou beta diverzity ve větším měřítku, porovnávající rozdíly mezi druhovým složením společenstev v různých regionech.

10. 2. Specifika lesních ekosystémů z hlediska biodiverzity

Lesy dnes globálně zaujímají asi 31% souše. Oproti původní rozloze, která představovala více jak 50%, došlo však ke značné redukci plochy. Vedle zmenšování rozlohy dochází na mnoha místech světa i ke snižování kvality lesních porostů (monokultury a plantáže nahrazují původní lesy), což má obojí negativní vliv na biodiverzitu. **Z hlediska biodiverzity jsou lesy nejvýznamnějšími terestrickými ekosystémy na Zemi.** Ač pokrývají jen asi zmíněnou třetinu souše, zahrnují v sobě **více jak 50 % globální biodiverzity.** Z tohoto množství je pak **více jak 60 %** biologické rozmanitosti soustředěno **v tropických deštných lesích**, které pokrývají pouhá 3% povrchu Země. Ze všech lesních formací jsou nejvýznamnější lesy primární (přírodní, tzv. pralesy) a lesy přírodně blízké se všemi svými vývojovými cykly. To se týká i našich lesních porostů, které jsou součástí **zonobiomu** (vegetační zóny) **temperátních opadavých lesů** nebo **orobiomu** (vegetačního stupně) **horských jehličnatých lesů**, které jsou právě malým a velkým vývojovým cyklem lesa typické.

Původní (primární) lesy představují prostředí s dostatkem vhodných stanovišť pro všechny druhy organismů, které je obývají, v důsledku více či méně dlouhého evolučního vývoje biocenózy. Díky němu se jednotlivé druhy na dané prostředí adaptovaly a to často tak úzce, že v případě výrazných změn v prostředí mohou z daného ekosystému vymizet. To např. nastává při přeměně původních lesů na **lesy kulturní a lesní plantáže**, které tak **hrají z hlediska biodiverzity velmi omezenou roli**, neboť řadu charakteristických vlastností přírodních lesů, nezbytných pro uchování biodiverzity, ztrácejí.

Důvody omezeného významu kulturních lesních porostů pro biodiverzitu jsou následující: 1) snížená původní rozmanitost dřevin na úkor jednoho (monokultury) nebo několika málo hospodářsky významných druhů, 2) narušení přirozené vertikální struktury lesa, související s věkovou skladnou dřevin (převaha stejnověkých jedinců), 3) omezení či absence mrtvého dřeva v lese, jehož podíl je v přirozených lesích velmi vysoký, a které představuje jedno z nejvýznamnějších stanovišť pro lesní organismy (BOX 10.1.), 4) absence některých částí malého a velkého vývojového lesního cyklu (dle typu lesního ekosystému), např. fáze rozpadu lesa, přípravného lesa apod., čímž zanikají nebo jsou omezena stanoviště pro řadu druhů vázaných na různá sukcesní stádia vývoje lesa.

BOX 10.1. Mrtvé dřevo a jeho význam pro biodiverzitu

Vazba biologické rozmanitosti rostlin a živočichů v lesních ekosystémech na výskyt mrtvého dřeva je pravděpodobně jednou z nejznámějších a nejvýznamnějších funkcí mrtvé dřevní hmoty. V temperátních lesích je na dřevo v různém stupni rozkladu vázáno **více jak 40 % druhů heterotrofních organismů.** V České republice je to např. **1500 druhů hub a 1300 druhů hmyzu**, z nichž dvě třetiny jsou ohrožené vyhynutím (Jankovský a kol. 2006)! V přírodních lesích se vyvinula během jejich fylogenetického vývoje široká škála ekologických vztahů, kdy jednotlivé části lesního ekosystému jsou vzájemně závislé. Mrtvá dřevní hmota je toho příkladem; pokles zastoupení mrtvého dřeva v lesních porostech může vést k vymizení velkého množství organismů z lesních ekosystémů. Randuška et al. (1986) uvádí, že dřevní hmota padlých kmenů, která zůstává v přírodních lesích na půdním povrchu, kde dochází k její dekompozici a tím ke značnému ovlivnění biotopu, v hospodářských lesích chybí. Výsledkem akumulace dřevní hmoty v přírodních lesích je vytváření nejrůznějších typů biotopů značné diverzity uvnitř fytoocenózy, což je přirozený dynamický proces, směřující proti vytváření homogenních fytoocenóz. Tak vzniká velká druhová diverzita a vytváří se mozaikovitá struktura fytoocenóz, v

nichž jsou nejrůznější životní podmínky pro značné množství organismů s různými ekologickými nároky. Tyto přírodní procesy jsou však v hospodářských lesích téměř nebo zcela zastaveny. Ohlson et al. (1997) uvádí, že přítomnost a množství odumřelé dřevní hmoty v lesních ekosystémech byl nejdůležitější faktor ovlivňující biodiverzitu přírodních lesů ve Švédsku. Výskyt velkého množství druhů vyšších rostlin, mechů, lišejníků a hub byl přímo závislý na množství a přítomnosti mrtvého dřeva v lese. Význam mrtvé dřevní hmoty pro existenci a přežívání velkého množství druhů menších savců, ptáků a členovců v lesních ekosystémech byl také prokázán v mnoha studiích (sumarizují např. Thomas a Packham 2007). V hospodářských lesích je výskyt a přežívání některých druhů hmyzu a nižších organismů (půdní bakterie, aktinomycety a houby) umožněno a přímo závislé na přítomnosti mrtvého dřeva.

10. 3. Obecné faktory ovlivňující biodiverzitu v lesích

10. 3. 1. Produktivita

U rostlin může produktivita prostředí záviset na kterémkoli zdroji nebo podmínce, nejvíce omezujících jejich růst. V závislosti na růstu intenzity světla, průměrné teploty a délce vegetační sezóny stoupá primární produktivita obecně od pólů k tropickým oblastem. V suchozemských prostředích produktivita obecně klesá s rostoucí nadmořskou výškou, a to souběžně s klesající teplotou a délkou vegetační doby. Ve vodních prostředích se úměrně s poklesem teploty a intenzity světla obvykle s větší hloubkou snižuje. Nápadné snížení produktivity nastává také při zvýšené ariditě (vyprahlosti) prostředí, zejména v relativně suchých oblastech, kde nedostatek vody omezuje růst rostlin. Produktivita však téměř vždy stoupá s rostoucím množstvím dostupných základních živin, jakými jsou dusík, fosfor, a draslík. Produktivita prostředí pro živočichy podléhá v hrubých rysech stejným zákonům. Ovlivňují ji jak změny množství zdrojů v základě potravního řetězce, tak i změny teploty a ostatních podmínek.

Pokud růst produktivity vede **k většímu rozsahu dostupných zdrojů**, pak také pravděpodobně vede k větší druhové bohatosti. Avšak produktivnější prostředí může sice obsahovat větší množství nebo přísun zdrojů, ale rozmanitost zdrojů to nemusí ovlivnit. V důsledku toho se v oblasti může vyskytovat více jedinců jednotlivých druhů, ale nikoli větší počet druhů. Na druhé straně je možné (a to dokonce i tehdy, nezvýší-li se celková rozmanitost druhů), že **vzácné zdroje nebo málo produktivní segmenty zdrojového spektra**, které nestačí uživit druhy v neproduktivních prostředích, mohou být v produktivních prostředích dostatečně hojné, aby uživily i další druhy. Podobná úvaha naznačuje, že ve společenstvu řízeném konkurencí umožní množství zdrojů větší specializaci druhů, aniž by se musela hustota jednotlivých specializovaných druhů více snížit (Begon a kol., 1997).

Obecně tedy můžeme očekávat, že se **druhové bohatství zvyšuje s rostoucí produktivitou**. Další podobně jednoznačné vztahy mezi druhovým bohatstvím a produktivitou bychom našli jen stěží. Třebaže se oba faktory proměňují paralelně (například se zeměpisnou šířkou nebo nadmořskou výškou), obvykle s nimi současně kolísají i faktory další. Korelace proto nemusí znamenat kauzální vztah.

Jak už bylo řečeno, je zřejmé, že druhové bohatství roste s produktivitou. Daleko obtížněji lze však objasnit pokles druhového bohatství, spojený s dalším růstem produktivity. Jednou z příčin tohoto jevu může být skutečnost, že vyšší produktivita vede k vysokým rychlostem růstu populace a tak se rychle dovrší možné vylučování konkurenčních druhů. Při nižší produktivitě se mohlo prostředí snáze změnit dřívě, než došlo ke konkurenčnímu vyloučení. Druhým důvodem může být to, že se souběžně s produktivitou mění i některé další faktory a ty (nikoli produktivita sama) kauzálně ovlivňují druhové bohatství.

Souhrnně lze tedy říci, že: Jestliže vzestup produktivity vede ke zvýšení zdrojů, můžeme očekávat vzrůst druhového bohatství (což se, alespoň v některých případech prokázalo). Konkrétně pak produktivnější a rozrůzněnější rostlinné společenstvo

pravděpodobně podporuje větší pestrost býložravců a všech druhů postavených v potravních sítích výše. Jestliže však růst produktivity vede ke zvýšení přísunu, ale nikoli k většímu rozsahu (rozmanitosti) zdrojů, může druhové bohatství teoreticky jak vzrůst, tak klesnout. Především poznatky o rostlinách ukazují, že druhové bohatství s bohatšími zdroji obvykle klesá, nebo že při zkoumání celého rozsahu produktivity křivka druhového bohatství má přinejmenším výrazný vrchol někde uprostřed.

V této souvislosti, může být zásadní např. role světla jako zdroje využívaného rostlinami. V produktivních prostředích jako jsou např. lesní ekosystémy (zejména tropické lesy), které jsou bohatě zásobovány světlem, se světlo odráží a rozptyluje hluboko do vegetace. Je zde nejen vysoký příkon světla, ale i dlouhý a postupný gradient světelné intenzity (začínající velmi vysokými intenzitami), a patrně také široké spektrum vlnových délek. Zdá se tedy, že vysoký přísun podporuje vznik velkého množství různých světelných režimů, umožňuje větší specializaci, a tím vyšší druhové bohatství. Rozměrově největší druhy, které rostou od přízemní vrstvy až po horní hranici kruhového zápoje, musí tak být schopny využívat světlo při velkém rozsahu různých intenzit.

10. 3. 2. Prostorová heterogenita

Prostorově rozmanitá prostředí, kam patří i lesní ekosystémy, mohou poskytnout stanovité pro množství druhů organismů. Plošná, mozaiková povaha **biotopu** (stanoviště), může totiž umožnit koexistenci konkurenčních druhů. Kromě toho je v prostorově heterogennějších prostředích s rozmanitějšími mikrobioty, větším spektrem mikroklimat, s více typy úkrytů před predátory apod., obecně pravděpodobnější, že se zde bude více druhů vyskytovat. Vyšší heterogenita prostředí znamená i větší rozmanitost zdrojů, na které jsou jednotlivé druhy vázány. Většinou hovoříme v tomto smyslu o prostorové heterogenitě jako o samotném jevu, vedle něj jsou však svým způsobem prostorově heterogenní i prostředí vystavená místním narušením, jejich význam pro zvýšení biodiverzity je však časoprostorově omezen. Důkazy, že prostorová heterogenita je zcela oprávněně chápána jako důležitý faktor, ovlivňující společenstva živočichů, jsou mnohem přesvědčivější, je-li korelace druhového bohatství živočichů se *strukturní* diverzitou rostlin mnohem těsnější než korelace s jejich *druhovou* diverzitou. Ať již je příčinou prostorové heterogenity abiotické prostředí, či ji vyvolávají jiné biologické složky společenstva, prostorová heterogenita rozhodně může podporovat zvýšené druhové bohatství.

10. 3. 3. Klimatická proměnlivost

Vliv klimatické proměnlivosti na druhové bohatství závisí na předvídatelnosti či nepředvídatelnosti tohoto jevu (měřeno v časovém měřítku, které je pro dané organismy významné). V prostředí se sezónně předvídatelnou proměnlivostí klimatu, (sem z lesních formací patří např. opadavé lesy mírného pásma Evropy, boreální tajga, či tropické sezónní lesy a savany) se mohou jednotlivé druhy podmínkám určitých období roku přizpůsobovat. V takovém prostředí může teoreticky koexistovat více druhů než v prostředí zcela konstantním. Různé jednoleté rostliny mírných oblastí například klíčí, rostou, kvetou a tvoří semena v různých obdobích sezónního cyklu. Na druhé straně v nesezónním prostředí jsou příležitosti pro specializaci, k jaké nemůže dojít v prostředí sezónně proměnlivém. Dlouho žijící živočichové, kteří se živí výhradně plody, by například sotva přežili v sezónním prostředí, kde jsou plody k dispozici pouze velmi krátkou část roku. Takovou specializaci však opakovaně nalzáme v nesezónních, tropických prostředích (např. tropické deštné lesy), v nichž jsou různé typy plodů k dispozici neustále.

Nepředvídatelná proměnlivost počasí (klimatická nestabilita) může počet přítomných druhů ovlivňovat různě. Na jedné straně platí, že: (1) stabilní prostředí mohou podporovat

specializované druhy, které by se pravděpodobně při silném kolísání podmínek a zdrojů neuchovaly, (2) ve stabilních prostředích je nasycení druhu pravděpodobnější, (3) teoretické úvahy naznačují, že ve stabilnějších prostředích dochází ve větším rozsahu k překrývání nik. Všechny zmíněné procesy mohou druhové bohatství zvyšovat. Na druhé straně populace dosahují ve stabilních prostředích své nosné kapacity s daleko větší pravděpodobností, společenstva jsou častěji ovládána konkurencí a zvyšuje se proto možnost, že některé druhy vyloučí konkurence. Je proto namístě říct, že nepředvídatelná proměnlivost podnebí je formou narušení a že druhové bohatství může být nejvyšší při „střední hladině“ tohoto narušení. To znamená, že při klimatické nestabilitě může druhové bohatství jak růst, tak klesat.

10. 3. 4. Nehostinné prostředí

Tzv. nehostinné prostředí ovlivňuje jak výskyt a rozšíření lesů, tak jejich biologickou rozmanitost, které je v tomto typu prostředí nejnižší. Prostředí ovládaná externím abiotickým faktorem (např. mráz, sucho) – často nazývaná tvrdá, nehostinná – jsou však mnohem obtížněji definovatelná, než by se na první pohled zdálo. Z antropocentrického pohledu můžeme za „extrémní“ považovat velmi chladná a velmi teplá stanoviště, silně alkalická jezera či značně znečištěné řeky. Existují však druhy, které taková prostředí obývají, takže co je velmi chladné a extrémní pro druh z optimálních (**mezických**) podmínek, je pravděpodobně mírné a nevýznamné pro druh na chladné podmínky adaptovaný.

Náročnější definice by mohla uvádět, že v případě faktorů, jejichž možné hodnoty tvoří souvislé kontinuum, jsou extrémní ty hodnoty, které se blíží minimu a maximu daného kontinua.

Pravděpodobně nejpřijatelnější je definice, která stanoví, že extrémní podmínky vyžaduje od organismu, který takovou podmínku snáší, morfologickou strukturu nebo biochemický organizmus, jaké se nevyskytují u nejbližnějších druhů a jsou energeticky náročné, nebo vyžadují v biologii organismu kompenzační změny, zabezpečují jeho přizpůsobení.

10. 3. 5. Evoluční čas

Délka vývoje ekosystémů a společenstev může výrazně ovlivnit jejich biodiverzitu, což lze velmi dobře demonstrovat právě na lesních ekosystémech. Některé lesní formace dosáhly, v kombinaci stabilního prostředí s možností dlouhého evolučního vývoje, značné biologické rozmanitosti. Např. tropické deštné lesy v některých oblastech jihovýchodní Asie (Malajský poloostrov, severní Borneo) jsou údajně 130 milionů let staré a zároveň patří k nejbohatším tropickým deštným lesům na Zemi. To proč jsou tyto lesy bohatší než obdobné biomy v jiných částech světa, může souviset i s tím, že v závislosti na evolučním čase se mohou některá společenstva přiblížit rovnovážnému stavu více (a jsou tedy, pokud jde o počet druhů, nasycenější) než jiná.

Opačný příklad lze uvést v souvislosti s obnovou společenstev po pleistocénním zalednění. Nízký počet druhů stromů v lesích mírného pásma v Evropě (ve srovnání se situací v Severní Americe) vědci často vysvětlovali odlišnou orientací nejvyšších pohoří obou kontinentů (v Evropě od východu k západu, Alpy a Pyreneje, zatímco v Severní Americe od severu k jihu, Apalačské pohoří, Skalisté hory, Sierra Nevada). Předpokládalo se, že v Evropě byly stromy ledovcem zatlačeny k horám a vyhynuly, zatímco v Severní Americe se jednoduše přesunuly k jihu a přežily. Evropské stromy potom neměly dost evolučního času k obnově rovnovážného stavu. Ve skutečnosti se však zřejmě ani v Severní Americe rovnovážný stav v meziledových dobách neobnovil pro nízkou rychlost šíření vytlačených druhů v poledovém období.

10. 4. Gradienty biodiverzity

10. 4. 1. Zeměpisná šířka

Obecně uznávaným rysem biodiverzity (na příkladu druhového bohatství), je její nárůstu od pólů k tropům. Z terestrických (suchozemských) ekosystémů to lze dobře demonstrovat právě na lesích, kdy druhově nejchudšími jsou severské jehličnaté lesy poblíž severního polárního kruhu a nejbohatší naopak tropické deštné lesy na rovníku. Na první pohled jasně vysvětlení tohoto jevu (optimální klima a dostatek vody v tropech, či naopak nehostinné prostředí na severu) je však kupodivu poměrně problematické.

Přesvědčivé se např. ukazuje sledování druhového bohatství ve vztahu k produktivitě, která rovněž roste od pólů k tropům. Tento názor se zdá být přijatelný u heterotrofních organismů ve společenstvu: s klesající zeměpisnou šířkou roste rozsah zdrojů, tj. zvyšuje se počet různých typů zdrojů a jejich využitelné množství. Jestliže tento předpoklad platí pro živočichy, měl by stejný faktor také zvyšovat počet druhů rostlin. Ten se však dá rostoucí produktivitou vysvětlit jen částečně.

Znamená-li např. vzestup produktivity směrem k tropům „více stejného zdroje“, jako tomu je v případě světla, pak bychom měli počítat s poklesem a nikoli růstem počtu druhů. Více světla však může přinášet nejen více jeho množství, ale i více světelných režimů, a tedy i větší počet na ně vázaných druhů. Produktivitu rostlin na druhé straně neurčuje jen světlo. Koncentrace živin je v tropech obvykle nižší než v oblastech mírného pásu. Druhové bohatství stropů bychom tedy mohli chápat jako odraz nízké produktivity těchto oblastí. Tropické půdy jsou nutričně chudší, protože většina živin je zachycena ve velké tropické biomase. Živiny se tam také relativně rychle uvolňují rozkladem. Vysvětlení „produktivitou“ bychom proto mohli formulovat takto: hodnoty světla, teploty a vodních režimů vedou v tropech k tvorbě většího množství biomasy (nikoli vždy k většímu počtu druhů). Větší biomasa znamená nutričně chudší půdy a zřejmě i více světelných režimů. To zpětně zvyšuje druhové bohatství rostlin. Je také prokázáno, že jednotlivé druhy na vyšších trofických úrovních nevnímají prostředí tropů jako vysoce produktivní. Srovnáme-li rychlosti sběru potravy v potravních ceších drobných hmyzožravých ptáků, sbírajících hmyz z listů v tropických a mírných oblastech, zjistíme, že v tropech jsou tyto hodnoty čtyřikrát až šestkrát nižší. Produktivitou tedy zmíněný vztah druhového bohatství a zeměpisné šířky tak snadno neovysvětlíme.

Někteří ekologové se domnívají, že příčinou vysokého druhového bohatství tropů je podnebí. Rovníkové oblasti jsou rozhodně méně sezónní než oblasti mírného pásu (ačkoli obecně mohou tropické deště procházet nápadným sezónním cyklem), a pro řadu organismů by tedy mohly být předvídatelnější (tento předpoklad ovšem jen stěží ověříme, protože „předvídatelnost“ značně závisí na tělesné velikosti a délce generační doby konkrétních druhů).

Někdy se vyšší druhové bohatství tropů zdůvodňuje „evolučním stářím oblasti“, zatímco podle jiných představ je důsledkem opakované fragmentace a opakovaného sjednocování refugií, což podpořilo genetickou diferenciaci a vznik druhů. Obě hypotézy znějí věrohodně, ale ani jednu z nich zřejmě nedokážeme ověřit.

Vcelku se význam gradientu zeměpisné šířky dosud nepodařilo jednoznačně vysvětlit. Samy složky, jimiž bychom tento jev mohli vysvětlit (vztah k produktivitě, stabilitě podnebí), jsou zatím probádány jen neúplně a nedostatečně a navíc gradient zeměpisné šířky je proplétá nejen jednou s druhou, ale i s dalšími, často protikladně působícími složkami.

10. 4. 2. Nadmořská výška

U suchozemských společenstev je pokles druhového bohatství s nadmořskou výškou tak běžným jevem jako její změny se zeměpisnou šířkou. Při výstupu na hory rovníkové oblasti projdeme tropickým stanovištěm na úpatí, výše pak klimatickými a biotickými pásmy podobnými středozezemním oblastem, a nakonec ještě prostředními mírného a arktického typu. Pravděpodobně zpozorujeme, že s nadmořskou výškou počet druhů klesá.

Tato skutečnost naznačuje, že alespoň některé z faktorů ovlivňujících „závislost druhového bohatství na zeměpisné šířce“ můžeme použít i při objasňování závislosti „výškové“ (ačkoli to pravděpodobně neplatí o „evolučním stáří“ a o „stabilitě podnebí“). Při zdůvodňování závislosti druhového bohatství na nadmořské výšce se setkáváme s týmiž komplikacemi jako při vysvětlování na zeměpisné šířce. Vysoko položená společenstva však navíc téměř vždy zaujímají menší rozlohu než společenstva nížin, která jsou často součástí kontinua. Tyto vlivy malé rozlohy a izolace bezpochyby rovněž přispívají k poklesu druhového bohatství s rostoucí nadmořskou výškou.

10. 4. 3. Sukcese

Na základě studií zejména rostlinných společenstev lze prokázat postupný růst druhového bohatství během sukcese. Tento nárůst buď pokračuje až do bodu **klimaxu** (vrcholného stádia sukcese), nebo se díky ztrátám pozdně sukcesních druhů vyvíjí částečně opačně (tj. klesá).

Existence sukcesního gradientu je do jisté míry nutným výsledkem toho, že oblast postupně kolonizují druhy ze sousedních společenstev, která se nacházejí v pozdějších sukcesních stádiích (pozdější stadia sukcese jsou druhově nasycenější). To však je jen jedna z příčin, neboť sukcese neznamená pouhé doplňování stanoviště o druhy nové, ale také nahrazování druhů již přítomných.

Také při sukcesi se podobně jako u ostatních gradientů projevuje kaskádový efekt. Sukcesi totiž můžeme chápat jako aktivní kaskádu. Nejrazantnější druhy jsou nejlepšími kolonizátory a nejlépe soutěží o volný prostor. Okamžitě se stávají zdroji, které musí nevyhnutelně zvyšovat prostorovou heterogenitu rostlinných živin. Rostliny samy poskytují řadu nových mikrobiotopů a mnohem větší nabídku potravních zdrojů živočichů, kteří se na nich mohou živit. Nárůst tlaku býložravců a predace tak může zpětně podporovat další vzestup druhového bohatství, jehož výsledkem bude další tvorba zdrojů a ještě větší heterogenita. Ve vzrostlém lese navíc mnohem méně kolísají další podmínky, například teplota, vlhkost a rychlost větru, než v „otevřených“ raně sukcesních stádiích. Zvýšená stabilita prostředí může zajistit zvýšenou stabilitu podmínek a zdrojů, které umožní, aby vznikly a uchovaly se populace specializovaných druhů.

Interakce mnoha faktorů nám ani tentokrát (podobně jako u ostatních gradientů) neumožní jednoznačně rozlišit příčinu a následek. Avšak u sukcesního gradientu je složitá síť příčin a následků pravděpodobně zákonitá.

10. 4. 4. Ostrovní biogeografie (teorie ostrovů) – aplikace na lesní ekosystémy

Ostrovní biogeografie může v lesních ekosystémech potenciálně vysvětlit změny v biodiverzitě, v závislosti na ploše porostu. Základem teorie jsou výsledky studia ostrovních společenstev, které vedly k formulaci obecných pravidel o distribuci biologické diverzity. Tyto pravidla byla sloučena do modelu ostrovní biogeografie, který prošel několika revizemi (Losos a Ricklefs, 2010). Ústředním jevem, pro který se tento model snaží najít vysvětlení, je závislost počtu druhů na ploše. Vychází z faktu, že na ostrovech s větší rozlohou žije více druhů, než na ostrovech s rozlohou malou. Tento vztah dává intuitivně smysl, protože větší ostrovy mají větší rozmanitost lokálních prostředí a typů společenstev, než je tomu na ostrovech malých. Větší ostrovy navíc umožňují větší geografickou izolaci a existenci většího

počtu populací jednoho druhu, což zvyšuje pravděpodobnost specializace a snižuje pravděpodobnost vyhynutí nově vzniklých nebo přichozích druhů.

Model ostrovní biogeografie se tedy používá pro předpověď počtu a procentuálního zastoupení druhů, které by vyhynuly v případě zničení jejich stanovišť. Předpokládá se, že po zmenšení rozlohy přirozených stanovišť se počet druhů žijících na stanovišti úměrně sníží a přiblíží se počtu, který obývá podobný prostor. I když byl původně uvedený model formulován pro společenstva žijících na různě velkých ostrovech, dnes se často a s úspěchem aplikuje i na problematiku suchozemských společenstev, zejména národních parků a přírodních rezervací, které jsou místo vodou obklopeny narušeným prostředím. Rezervace v tomto pojetí považujeme za „ostrovy“ původních stanovišť v nehostinném „moři“ neobyvatelného prostředí (z pohledu druhů na původní stanoviště vázaných). Z modelu vyplývá, že **při 50% zničení (redukci) stanoviště ostrovního charakteru, dojde k 10% úbytku počtu druhů „ostrov“ obývajících. Jestliže jsou tyto druhy pro dané území endemické, dojde k jejich vyhynutí. Když dojde k 90% redukci stanoviště, pak z ostrova vymizí 50% druhů. Zanikne-li 99% stanovišť ostrova, pak vymizí asi 75% původních druhů.**

Odhady rychlosti vymírání založené na úbytku stanovišť se podstatně liší z toho důvodu, že každá skupina druhů spoluvytváří charakteristický vzájemný vztah s geografickým územím. Obecně lze za nejvhodnější modelový ekosystém, na kterém lze demonstrovat rychlost vymírání, považovat tropické deštné lesy. Jelikož je na ně vázána většina celosvětového počtu druhů, odhad rozdílu rychlosti vymírání mezi současností a budoucností nám umožňuje odhadnout celkovou (globální) rychlost vymírání.

Vedle celosvětového vymírání, na které je zejména soustředěna pozornost ochrany přírody, podléhá mnoho druhů řadě místních procesů vymírání v rámci jejich areálů. Dříve dosti rozšířené druhy jsou nyní obvykle omezeny na několik malých zbytků jejich původních stanovišť. Typickým příkladem jsou i naše lesy, kdy řada druhů se dnes vyskytuje již jen v nemnoha izolovaných zbytcích původních, či přírodně blízkých lesů, chráněných v maloplošných rezervacích, neboť produkční hospodářské lesy jim vhodné existenční podmínky často neposkytují. Vysoké hodnoty místního vymírání představují důležitý biologický varovný signál, že je něco v nepořádku se stavem životního prostředí.

10. 5. Hodnocení a měření biodiverzity

Hodnotit a měřit lze biologickou diverzitu za pomoci velkého množství rozličných metod a postupů. Základem je správný sběr dat pro dané vyhodnocení, přičemž metody sběru jsou odvislé od zkoumané skupiny organismů, z nichž každá má své vlastní specifické metody studia. Jinak se budou získávat data při výzkumu savců, či ptáků, jinak u bezobratlých nebo u rostlin (např. Dykyjová, 1989). Získaná data pak vyhodnocujeme pomocí řady k tomu určených indexů nebo statistických a matematických programů a modelů (viz. Magurran, 2004). Běžným, snadným a rychlým způsobem je používání tzv. **indexů diverzity**, kdy po dosažení potřebných proměnných dostaneme určitou výslednou hodnotu diverzity studovaného společenstva.

Vedle používání ekologických indexů lze hodnotit biodiverzitu lesních ekosystémů i na základě podkladů lesnické a ochranné praxe. Jde např. o metodu **podle zastoupení hodnoceného souboru lesních typů (SLT)**, dle níž lze vymezit potenciální výskyt přírodních stanovišť (Randuška a kol., 1986), dále **hodnocení podle potenciálního výskytu prioritních přírodních stanovišť**, s využitím směrnice č. 92/43/EEC (Chytrý a kol., 2001), či **hodnocení podle potenciálního výskytu ohrožených a chráněných rostlinných a živočišných druhů** atd.

Indexy diverzity

Je-li popis složení společenstva založen pouze na **prostém počtu druhů (druhovém bohatství)**, které se v něm vyskytují, zcela se zanedbává důležitý aspekt početnosti jedinců jednotlivých druhů. Zakrývá se tak skutečnost, že některé druhy jsou vzácné, zatímco jiné běžné. Např. společenstvo tvořené sedmi stejně početnými druhy se na první pohled zdá rozmanitější než takové, které je sice tvořeno rovněž sedmi druhy, ale v němž 40% tvoří jedinci nejpočetnějšího druhu, zatímco tři nejvzácnější druhy se na složení společenstva podílí jen po pěti procentech. Tento aspekt počtu jedinců pak zohledňují právě indexy diverzity (Begon a kol., 1997). Hodnota indexů diverzity dosahuje většinou **číslné hodnoty 2**, maximálně 4. Z celé řady různých druhů indexů se nejčastěji využívají následující:

Simpsonův index diverzity (D):

Je nejjednodušším měřítkem pro charakteristiku společenstva a bere v úvahu jak početnost (nebo biomasu), tak i druhové bohatství. Počítá se jako podíl, kterým biomasa či jedinci každého druhu přispívají do celku zjištěného pro daný vzorek. Znamená to, že druh i přispívá podílem P_i .

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2}$$

Písmeno S označuje celkový počet druhů ve společenstvu (tj. druhové bohatství). Hodnota indexu závisí na druhovém bohatství i **vyrovnanosti (ekvitabilitě) s jakou jsou jedinci rozloženi mezi druhy**. D tedy pro dané bohatství roste s rostoucí vyrovnaností a pro danou vyrovnanost s rostoucím druhovým bohatstvím. Je třeba upozornit, že druhově bohatší, ale nevyrovnané společenstvo může mít index nižší než společenstvo druhově chudší, ale dobře vyrovnané.

Vlastní vyrovnanost můžeme vypočítat vyjádřením Simpsonova indexu D , jako podílu z maximální možné hodnoty D , očekávané v případě, že by jedinci byli mezi druhy rozmístěni naprosto rovnoměrně (tj. z hodnoty $D_{max} = S$). Vyrovnanost E (může nabývat hodnot 0–1) je tedy dána vztahem:

$$E = \frac{D}{D_{max}} = \frac{1}{\sum_{i=1}^S P_i^2} \times \frac{1}{S}$$

Shannon-Weaverův index diverzity (H'):

Jde o často používaný index (dnes běžně označovaný zkráceně jako Shannonův), který závisí na řadě hodnot n_i (počet jedinců daného druhu) a N (počet jedinců všech druhů)

$$H' = -\sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N} = \frac{N \log_2 N - \sum_{i=1}^S n_i \log_2 n_i}{N}$$

a vyrovnanost je pak určena vztahem:

$$E = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

$$R = \frac{H'_{\max} - H'}{H'_{\max}} = 1 - \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Je třeba si povšimnout, že různí autoři užívají různých logaritmů, které je pak nezbytné specifikovat při výpočtu H (nikoliv už E). Dnes se při výpočtech běžně místo logaritmu \log_2 používá přirozeného logaritmu \ln .

Oba výše zmíněné indexy se používají při hodnocení **lokální diverzity společenstev (alfa diverzity)**. Vedle nich se pak ještě řada indexů využívá i k hodnocení **diverzity regionální (beta diverzity)**. Tyto indexy nazýváme **indexy podobnosti**, protože srovnávají dvě nebo více biocenóz a zjišťují také jejich **druhovou podobnost**. Patří sem následující vztahy:

Jaccardův index podobnosti (IS_J)

$$IS_J = \frac{c}{A + B - c} \cdot 100$$

Sorrensenův index podobnosti (IS_S)

$$IS_S = \frac{2c}{A + B} \cdot 100$$

Proměnné A a B zde znamenají počty druhů ve srovnávacích biocenózách a C je počet společných druhů. Výsledný údaj se uvádí v procentech.

Jinou možností je měřit **rozdílnost mezi dvěma společenstvy jako pomyslnou vzdálenost v mnohorozměrném prostoru**,

$$D_{12} = \sqrt{\sum_{i=1}^N (x_{i1} - x_{i2})^2}$$

kdy x_{i1} , x_{i2} jsou míry i -tého znaku ve společenstvech 1 a 2. Je-li tímto znakem přítomnost určitého druhu, nabývají hodnot 1 (druh je přítomen) a 0 (druh je nepřítomen).

10. 6. Význam a ochrana biodiverzity v lesích

Obecně má biodiverzita **značný ekonomický, kulturní a vědecký význam**. Z pohledu lesního ekosystému pak biodiverzita umožňuje realizaci jak produkčních (hospodářské využití vybraných druhů organismů), tak **mimoprodukčních funkcí lesa**. Ty spočívají mimo jiné i v zajištění ekologické stability a ekologických procesů nezbytných pro trvalou existenci lesních ekosystémů a krajiny. V případě ochuzení biodiverzity vnějším zásahem, může dojít

k řetězci nevratných změn, které mohou vést až ke kolapsu ekosystému. Významnou roli zde přitom hrají tzv. **klíčové druhy** (jsou důležitější pro funkci ekosystému než druhy ostatní - bohužel, téměř nikdy se neví, které z druhů přítomných v ekosystému to jsou) při jejichž odstranění může nastat tzv. **dominový efekt**, vedoucí k uvedeným nevratným změnám.

Význam biodiverzity souvisí i s produkcí ekosystémů, v souvislosti se známým a výše zmíněným **vztahem mezi biodiverzitou a produkcí**, kdy biodiverzita ovlivňuje růst či pokles produkce a naopak, což se může výrazně projevit právě v těch lesních porostech, kde upřednostňujeme produkční hledisko.

Biodiverzita představuje i určitý potenciál **jednotlivostí a lokálních zvláštností**, které nenajdeme nikde jinde na světě. Např. jen v ČR roste 48 endemických druhů rostlin, které najdeme jenom zde a nikde jinde.

V současné době jsme svědky výrazného úbytku biodiverzity a to nejen ve světě, ale i u nás. Pomineme-li hlavní důvody poklesu globální biologické rozmanitosti, jako jsou úbytek, fragmentace, degradace a znečištění stanovišť, nadměrné využívání zdrojů lidskou populací, choroby a invazní druhy, je hlavním problémem v našich podmínkách, v souvislosti s lesy a lesnictvím, kvalita lesních porostů z pohledu biodiverzity. Řada druhů živočichů, rostlin a hub vyžaduje pro svou existenci různé fáze sukcesního vývoje lesa, s různými světelnými, vlhkostními a teplotními podmínkami. Většina těchto druhů však trpí konvenčním lesnictvím, neboť nejrozšířenější tvar lesa, tzv. **les vysoký**, jim poskytuje podmínky k existenci jen velmi omezeně. V současné době se tedy experimentuje i s jinými tvary lesa (**les nízký a střední**), které se ukazují pro uchování biologické rozmanitosti lesních druhů organismů, jako podstatně vhodnější (BOX 10.2.).

Součástí strategie ochrany biodiverzity našich lesů je i závazek dodržování řady mezinárodních smluv, které umožňují nejen vlastní ochranu vybraných druhů organismů a stanovišť, ale i jejich management a monitoring (BOX 10.3.).

BOX 10.2. Význam nízkých a středních lesů pro biodiverzitu světlomilných druhů organismů (Konvička a kol. 2004)

Z hlediska přežití lesních organismů plnily již od pradávna nízké a zejména střední lesy některé *funkce, které les vysoký nemůže nahradit.*

1) Zajišťovaly podstatně větší nabídku raně sukcesních ploch (tj. čerstvě smýcených mýtin) na jednotku plochy i času. Lze uvažovat, že v lese vysokém bude při obmýtí 100 let v ideálním případě vždy okolo 10 ha mýtin a čerstvě založených porostů (mladších deseti let). V nízkém či středním lese s obmýtím 25 let bude těchto ploch čtyřikrát více, tedy 40 ha. To dává podstatně větší prostor populacím světlinových druhů. Jednotlivé obnovní plochy budou nutně rozmístěny hustěji, v jemnější mozaice. To usnadní kolonizaci nově vznikajících ploch poté, co dříve smýcené plošky přestanou být pro světlinové organismy obyvatelné.

2) Zajišťovaly větší a pestřejší nabídku starého dřeva pro xylobiontní organismy. Především díky pařezové výmladnosti: s každým následným obmýtím totiž bylo nutné sekát nad kalusovou vrstvou vzniklou po předchozím smýcení, takže postupně vznikaly mohutné, rozložitě pně, poskytující ideální prostředí například pro různé brouky. Takové pařezy zůstávaly v porostech po stovky let. Postupnou náhradu zajišťovala jednak regenerace z kořenových výmladků („vlků“), jednak pařezová výmladnost poražených jedinců z horní etáže. Protože světelné, vlhkostní a tepelné poměry se v rámci lesa měnily velmi rychle a na malých prostorových škálách (krátce po seči byly pařezy osluněné, pak je zastínila regenerující spodní etáž), žily zde vedle sebe druhy vyžadující zástin i druhy vázané na osluněné dřevo. Díky starým pařezům mnozí brouci dosud obývají i přestárlé, dávno neobhospodařované pařeziny. Příkladem za všechny je výskyt celoevropsky chráněného roháče obecného (*Lucanus cervus*) v bývalých nízkých lesích Pálavy, Milovického lesa, Českého a Moravského krasu či Ždánického lesa.

3) K obrovské druhové a strukturální diverzitě spodní etáže ve středních lesích přistupuje i vysoká diverzita etáže horní. Starší generace výstavků slouží jako doupné stromy pro dutinové hnízdiče a zejména poskytují osluněné dřevo specializovaným saproxylickým broukům. Ve středních lesích úspěšně prosperovali brouci, které dnes nacházíme jen v osluněných kmenech na rybníčních hrázích, v zámeckých parcích či lesních lemech. Střední les tak byl mozaikou, kde vedle sebe koexistovaly vlhko- i stínomilné druhy raných sukcesních

stadií (na plochách s čerstvě odstraněnou spodní etáží), druhy vyžadující regenerující zápoj keřů a stromů (ve vzrostlé spodní etáži), i druhy vázané na osluněné starší stromy, včetně stromů velmi starých. Jen s mírnou nadsázkou lze říct, že střední les je mozaikou nejmladších a nejstarších sukcesních stadií, tedy ekologických extrémů, na které je v evropských lesích vázáno nejvíce ohrožených druhů.

4) Nízké i střední lesy hostily vysokou diverzitu dřevin, zejména světlomilných. Keře jako dřín obecný (*Cornus mas*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), zimolez obecný (*Lonicera xylosteum*) nebo řešetlák počistivý (*Rhamnus catharticus*) zde nebyly omezeny pouze na lemy, paseky a okraje cest. Dařilo se zde i některým dnes ceněným světlomilným listnáčům jako jeřábu břeku (*Sorbus torminalis*), muku (*Sorbus aria*), hrušni obecné (*Pyrus communis*) či jabloni lesní (*Malus sylvestris*). Pěstování těchto dřevin ve vysokokmenných lesích je naopak pracné a příliš se nedaří. Pestré keřové patro opět hostilo některé dnes ustupující druhy hmyzu. Bohatá porostní struktura a hojnost různých plodů konečně podporovaly i silné populace ptactva.

5) Asi nejdůležitější však je, že nízké a střední lesy zachránily pestrá stanoviště typickou pro středoevropské nížiny i poté, co člověk lesy uzavřel do ostrovů izolovaných v zemědělské krajině.

Řešením pro biodiverzitu je v současných podmínkách pouze a jedině rekonstrukce nízkých a středních lesů alespoň v části jejich historického rozsahu, zejména tam kde je to nezbytné pro ochranu kriticky ohrožených nebo celoevropsky chráněných druhů. To umožní přežití celých společenstev vázaných na řídké a světlé nížinné lesy. Jde pouze o **lokální rekonstrukce** historických porostních tvarů, zejména na vybraných chráněných územích.

BOX 10.3. Mezinárodní úmluvy související s ochranou biodiverzity

Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES) - byla sjednána v roce 1973 ve Washingtonu a slouží k ochraně biodiverzity na úrovni druhů a populaci.

Ramsarská úmluva o mokřadech - je smlouva, která byla uzavřena roku 1971 v Rámsaru v Íránu. Slouží k ochraně mokřadů, které jsou mezinárodně významné pro ochranu ptactva. Mokřadům, kterých se smlouva týká, se říká *ramsarské*.

Úmluva o ochraně světového kulturního a přírodního dědictví (UNESCO) – smlouva z roku 1972, podle které jsou smluvní státy, na jejichž území se nachází přírodní a kulturní památky zařazené do seznamu UNESCO, zavázány jejich ochranou.

Evropská úmluva o krajině (ELC) – byla podepsána 20. října 2000 ve Florencii, Česká republika ji podepsala ve Štrasburku 28. listopadu 2002. V platnost vstoupila 1. března 2004 a jejími smluvními stranami je k 31. 01. 2013 je 37 členských států Rady Evropy. Česká vláda usnesením č. 1049/2002 z října 2002 uložila ministerstvu životního prostředí, ministerstvu zemědělství, ministerstvu kultury, ministerstvu pro místní rozvoj a ministerstvu školství, mládeže a tělovýchovy, aby zabezpečila uplatňování úmluvy v praxi.

Deklarace z Rio de Janeira o životním prostředí a rozvoji- deklarace uznala práva národů na využívání vlastních zdrojů pro ekonomický a sociální rozvoj, pokud nepoškozují životní prostředí. Byla přijata na *Summitu Země v Rio de Janeiro v r. 1992*. V deklaraci jsou zakotveny některé důležité a z hlediska mezinárodního práva nové principy, jako jsou např. princip předběžné opatrnosti, požadavek zahrnout náklady na ochranu životního prostředí do cen výrobků („*znečišťovatel platí*“), povinnost zhodnotit důsledky činností pro životní prostředí ještě dříve, než jsou tyto činnosti zahájeny, povinnost uvědomit jiné státy o mimořádných událostech a předávat informace o aktivitách, jež by mohly životní prostředí jiných států vážným způsobem ohrozit. Na tomto summitu byly přijaty ještě tři následující významné úmluvy:

Rámcová úmluva o změně klimatu (Convention on Climate Change) - je mnohostranná úmluva o ochraně klimatického systému Země. K lednu 2005 ji ratifikovalo 189 států. Součástí úmluvy je *Kjótský protokol*, který zavazoval státy, které jej podepsaly nejpozději do r. 2012 celosvětově snížit CO₂ a další skleníkové plyny o 5,2 % oproti r. 1990. V současné době je předmětem diskuzí odborné i laické veřejnosti.

Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biodiversity) - se řadí k nejvýznamnějším mezinárodním úmluvám v oblasti životního prostředí, byla poprvé vystavena k podpisu na Konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji (UNCED) 5. června 1992 v brazilském Rio de Janeiru a v platnost vstoupila již 29. prosince 1993. Vláda České republiky schválila Úmluvu svým usnesením ze dne 2. června 1993 č. 293. Úmluva si klade za základní cíle: 1) *ochranu biologické rozmanitosti*, která je chápána jako rozmanitost všech živých organismů

a systémů, jichž jsou tyto organismy součástí, 2) *udržitelná využívání jejích složek*, 3) *spravedlivé a rovnocenné rozdělování přínosů plynoucích z genetických zdrojů*. Smlouvu ratifikovalo 179 států.

Agenda 21 – programový dokument se široce pojatým souborem strategií a programů vedoucích k dosažení trvale udržitelného rozvoje. Ochrany biodiverzity se týká jedna ze čtyř sekcí - *ochrana a správa přírodních zdrojů - témata: atmosféra, deštné pralesy, oceány, radioaktivní odpad, biodiverzita*.

Helsinská rezoluce H2 – „Obecné zásady ochrany a trvale udržitelného zachování biodiverzity evropských lesů“. Byla přijata v r 1993. Vycházejí z ní následující programy, do kterých je zapojena i Česká republika:

EUFORGEN – projekt na ochranu a trvale udržitelné využívání lesních genetických zdrojů v Evropě

ICP Forests - mezinárodní kooperativní program monitoringu lesů využitý i pro biodiverzitu (u nás se na něm podílí VULHM v.v.i. – Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti)

ForestBiota – projekt na hodnocení porostní struktury, mrtvého dřeva a epifytických lišejníků

BioSoil – projekt, který metodicky navázal na projekt ForestBIOTA. Jeho cílem byla inventarizace složek biologické rozmanitosti v lesích.

Národní lesnické programy (NLP) pro Českou republiku, konkrétně **ekologický pilíř**.

10. 7. Otázky na procvičení:

1. Definujte biodiverzitu a charakterizujte její jednotlivé úrovně.
2. Čím jsou specifické lesní ekosystémy ve vztahu k biodiverzitě?
3. Které faktory ovlivňují biodiverzitu v lesích?
4. Jak lze aplikovat teorii ostrovů na lesní ekosystémy?
5. Jakými metodami lze hodnotit a měřit biodiverzitu?
6. Jaké jsou problémy biodiverzity v našich lesích a jak lze prakticky realizovat její ochranu?

10. 8. Použitá a doporučená literatura:

- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R., 1997. Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Univerzita Palackého Olomouc. 949 s.
- DYKYJOVÁ D. (ed), 1989. Metody studia ekosystémů. Academia. 690 s.
- CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M. (eds), 2001. Katalog biotopů České republiky. – AOPK ČR, Praha, 304 pp.
- JANKOVSKÝ L., TOMŠOVSKÝ M., BERÁNEK J., LIČKA D., 2006. Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost. Závěrečná zpráva pro MŽP (nepublikováno).
- KONVIČKA M., ČÍŽEK L., BENEŠ J., 2004. Ohrožený hmyz nížinných lesů. Ochrana a management. Sagittaria. 79 s.
- LOSOS J. B., RICKLEFS R. E. (eds), 2010. The Theory of Island Biogeography Revisited. Princeton University Press. Princeton and Oxford. 476 s.
- MAGURRAN A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford, 256 s.
- OHLSON M., SODERSTROM L., HORNBERG G., ZACKRISSON O., HERMANSSON J., 1997. Habitat qualities versus longterm continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81, 221–231.

- RANDUŠKA D., VOREL J., PLÍVA K., 1986. Fytcenológia a lesnícka typológia. Príroda, Bratislava. 344 s.
- THOMAS P. A., PACKHAM J. R., 2007. Ecology of Woodlands and Forests. Description, Dynamics and Diversity. Cambridge University Press. 528 s.

11. Ekologická stabilita

11. 1. Úvod

Ekosystémy a jejich společenstva mohou být narušovány nejrůznějšími přírodními i antropogenními faktory (**disturbance**). Ty mohou nejen zpomalovat jejich životní funkce, ale také poškozovat jednotlivé orgány a v krajním případě vést i k jejich uhynutí. K převážně přírodním faktorům narušování patří například extrémní povětrnostní výkyvy, vichřice, záplavy, sopečná činnost, přemnožení některých druhů, přetváření prostředí a likvidace vegetačního krytu některými živočichy. Antropogenní narušování je značně rozmanité a zahrnuje znečišťování ovzduší, těžbu nerostných surovin, různě rozsáhlé terénní zásahy, regulace toků, odvodňování, znečištění vod, kultivace půd a zemědělské využívání, aplikace pesticidů, zavádění cizích druhů, pastvu, vypalování vegetace, lesní holoseče apod. Narušení může mít povahu jednorázového zásahu, může působit opakovaně nebo trvale. Nepříznivé vlivy vnějšího prostředí závažně ohrožující rostlinu označujeme jako stresové faktory (stresory). Termín stres je obvykle (i když nejednotně) používán pro souhrnné označení stavu, ve kterém se rostlina nachází pod vlivem stresorů. Nejde přitom nikdy o nějaký ustálený a snadno definovatelný stav, ale spíše o dynamický komplex mnoha reakcí. Citlivost ekosystému vůči narušení, jeho schopnost mu odolávat nebo se vrátit po vychýlení do původního stavu označujeme jako jeho stabilitu. Podle reakce systému můžeme posuzovat stabilitu ze dvou hledisek. Jednak jako jeho rezistenci, tj. odolnost, jednak jako resilienci, tj. pružnost.

11. 2. Dynamická rovnováha živého subsystému krajiny – homeostáza vs. homeorhéza

Homeostáze nebo také **homeostáza** (z řec. homoiós, stejný, a stasis, trvání, stání) znamená samočinné udržování hodnoty nějaké veličiny na přibližně stejné hodnotě. U živých organismů je to schopnost udržovat stabilní vnitřní prostředí, které je nezbytnou podmínkou jejich fungování a existence, i když se vnější podmínky mění. Příkladem organické homeostáze je udržování acidobazické rovnováhy nebo tělesné teploty u homoiotermních organismů. Kyberneticky se homeostáze vysvětluje jako záporná zpětná vazba, která na základě chybového signálu redukuje odchylky od normativní, správné hodnoty. Zařízení nebo systém, který takto funguje, se nazývá homeostat. **Koncept homeostáze** v biologii popsal a publikoval francouzský fyziolog Claude Bernard roku 1865, pojem pochází od amerického fyziologa W. B. Cannona (1932) který homeostázu definoval následovně:

- soubor principů vedoucích v živých systémech na základě získaných informací ke kompenzování odchylek vnějšího prostředí, a tím k dynamické rovnováze vnitřního prostředí, které tak nabývá relativní neodvislosti vůči vnějšímu prostředí. Homeostáza tedy zahrnuje koordinaci těch procesů látkové výměny, které udržují v živých ekosystémech dynamickou rovnováhu.
- Podle E. P. Oduma (1981) ve velkých ekosystémech (i v krajině) je homeostáza taková souhra oběhu látek a energií, která se sama udržuje a nevyžaduje vnější zásah či popud. **Homeostáza krajiny** je stav, při němž jsou hlavní činné prvky a hlavní řetězy vazeb krajinného systému udržovány autoregulačními ekologickými procesy v quasistatické stabilitě a při němž nedochází ke vzniku katastrofických zvratů (Jeník 1970), zahrnuje i menší cyklické změny, jež oscilují kolem stabilního bodu.

Homeorhéza je stav ekosystému, který je v progresivním vývoji. Termín, odvozený z řečtiny, znamená společný tok, společné plynutí. Zavedl jej biolog Conrad Hal Waddington (1977) pojem homeorhéza = ochrana plynutí. Pojem je protipólem homeostázy (ochrana stavu), neboli stavu rovnováhy. Úlohou autoregulačních mechanismů není v pojetí homeorhézy návrat k určitému bodu, ale zabezpečení plynulého pohybu po dosavadní trajektorii (Míchal 1994). Základním aspektem je zohlednění vývojové dynamiky živých systémů, která by měla být chráněna tak, aby mohla probíhat vlastní evoluce systému.

11. 3. Dynamická rovnováha ekosystému – rezistence x resilience

Lesní ekosystémy se nachází, ve stavu **dynamické rovnováhy**: mění se, rostou a odumírají jedinci tvořící biocenózu a na menších i větších plochách dochází i k výrazným změnám struktury dominantních porostů lesních dřevin. To vše v různém časovém měřítku a s různou periodicitou. Některé změny jsou náhodné, označované jako ekologické fluktuace. Jiné, rytmického charakteru, se opakují s určitou periodou: cirkadiánní změny s periodou dne, lunární změny korelující s lunárními cykly, či sezónní změny opakující se s ročními obdobími.

Ekologická rovnováha označuje stav, kdy se ekosystém udržuje zhruba konstantní nebo s pravidelným kolísáním. Je-li dosahován v podmínkách působení rušivých faktorů, je projevem ekologické stability. Obecně se ekosystémy vyznačují tendencí bránit se vnějším vlivům vedoucím k jejich vnitřním změnám, vykazují větší či menší stabilitu. **Stabilita** je definována (Míchal 1994) jako schopnost ekologického systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí. **Stabilita systémů** má rozdílné aspekty, které se mohou doplňovat ve vztahu nepřímé úměrnosti: např. buď udržovat se v „normálním“ stavu bez výrazných změn, tj. s minimálním kolísáním zvolené podstatné charakteristiky systému, nebo vracet se po mimořádné, třeba značné změně podstatných charakteristik systému co nejrychleji do „normálu“. Proto je nutno rozlišovat především dva typy stability systémů:

- **rezistenci** (odolnost) ekosystému - schopnost zabránit změně během působení rušivého faktoru; měřítkem bude rozpětí mezi oběma stavy: čím menší rozdíly mezi „normálem“ a odchylkou, tím je systém rezistentnější;
- **resilienci** (pružnost) ekosystému - schopnost vrátit se k „normálu“ po skončeném působení rušivého faktoru; měřítkem bude čas, za který dojde k obnově „normálu“.

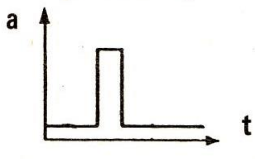
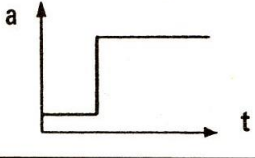
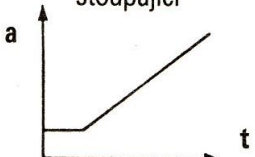
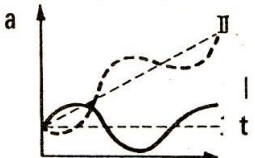
Rezistentní systém uchovává svoji strukturu vůči rušivým podnětům až po určitou hranici dokonale, ale po jejím překročení se rychle hroučí a rozpadá (podobně jako sklo). Příkladem mohou být přirozené bory nejrůznějších typů.

Resilientní systém se mění už při nízké intenzitě rušivého podnětu, ale i při jeho vysoké intenzitě a při případných změnách své struktury si uchovává schopnost vrátit se k normálu (podobně jako guma). Takový ekosystém může ve svých charakteristikách velmi kolísat, tj. vykazovat nízkou rezistenci, a přesto (nebo právě proto) být vysoce resilientní. Markantním příkladem mohou být rybníční ekosystémy.

11. 4. Identifikace stresových faktorů

Problematika **stresu** u rostlin je komplikovanější než ve fyziologii živočichů. Je to dáno nejen přisedlým způsobem života, který neumožňuje únik před působením stresorů, ale také tím, že u rostlin je mnohem větší mezidruhová variabilita i heterogenita vnitřního prostředí (buněk, pletiv). Ta se projevuje značným kolísáním fyzikálně-chemických

parametrů rostlinných buněk i v průběhu „normálního“ fungování. Potíže se stanovením reakční normy se pakl nutně přenášejí i do stanovení počátku „nenormálních“, tedy stresových reakcí. Výzkum vztahů mezi vnějším prostředím a stresem v rostlinách obvykle začíná studiem přenosu podmětů vyvolávajících stres na rozhraní orgánů rostliny s vnějším prostředím a dále pak přenosem signálů uvnitř rostliny. **Stresové faktory**, ať už fyzikálně-chemické či biotické, mohou pronikat do vnitřního prostředí rostlin různých druhů nesterjně snadno, a to především v důsledku různě vyvinutých ochranných struktur. Tento způsob ochrany má převážně pasivní a dlouhodobý charakter (např. tlustá kutikula na listech, výrazná impregnace buněčných stěn, rezervoáry vody a snadno rozložitelných organických látek tlumící jejich nedostatek). Jedná se vlastně o schopnost vyhnout se stresu (stress avoidance, Levitt 1980), ke které přispívají také vhodně načasované životní cykly.

Forma vstupního signálu	Příklady stresorů v ekosystémech	
	suchozemských	vodních
<p>jednorázový</p> 	<ul style="list-style-type: none"> – požár – jednorázová aplikace pesticidů – katastrofální povodeň – v lese – holoseč – větrný polom 	<ul style="list-style-type: none"> – havarijní únik odpadních vod – katastrofální povodeň – jednorázová otrava hydrobiocenóz
<p>setrvalý</p> 	<ul style="list-style-type: none"> – odvodnění zamokřených lokalit – všechny typy extrémní degradace půd 	<ul style="list-style-type: none"> – náhle zvýšená zátěž znečištěním z nového zdroje (odpadní vody nebo teplo)
<p>stoupající</p> 	<ul style="list-style-type: none"> – intenzifikace pastevního hospodářství – zvyšování stavu býložravců 	<ul style="list-style-type: none"> – eutrofizace postupnou výstavbou odvodňovacích systémů a intenzifikací zemědělské výroby v povodí
<p>cyklický</p> 	<p>I. Sezónní kolísání setrvalé</p> <ul style="list-style-type: none"> – kolísání průmyslových imisí (maxima SO₂ v chladném pololetí, O₃ ve vegetační době) <p>II. Sezónní kolísání se stoupavým trendem</p> <ul style="list-style-type: none"> – stoupající dávky hnojiv – obsah CO₂ v zemské atmosféře 	<ul style="list-style-type: none"> – kampaňové znečištění vod z cukrovarů – stoupající vypouštění odpadních vod v rámci sezónní cykličnosti

a – intenzita působení na vstupu
t – čas

Obr. 11. 1. Příklady základních forem podmětů - stresorů zatěžujících ekosystémy (Bush et al. 1983, Michal 1994).

Přehled nejdůležitějších stresových faktorů, se kterými se rostliny setkávají v přírodě (Procházka et al. 2003) a příklady základních forem podmětů – stresorů působící na ekosystémy uvádí Obr. 11.1.:

Abiotické faktory

- Fyzikální - mechanické účinky větru, nadměrné záření (UV, viditelné), extrémní teploty apod.
- Chemické - nedostatek vody (sucho), nedostatek kyslíku (hypoxie, anoxie), nedostatek živin v půdě, nadbytek iontů solí a vodíku v půdě, toxické kovy a organické látky v půdě, toxické plyny ve vzduchu apod.

Biotické faktory

- herbivorní živočichové (spásání, poranění)
- patogenní mikroorganismy (viry, mikrobi, houby)
- vzájemné ovlivňování (alelopatie, parazitizmus)

11.5. Teorie stresu

Teorie stresu je oblastí environmentální patologie, která je ve svých aplikacích na ekosystémy a krajinu dosud stále spíše koncepcí než vybudovaným směrem zkoumání. Charvát (1969) sice doporučoval, aby se náplň pojmu stres nerozředovala a byla omezena na organismy vybavené centrální nervovou soustavou (jakožto hlavním regulátorem stresových reakcí), ale koncepce stresu se mezitím stala příliš přitažlivou, a i když na úrovni ekosystémů není dosud zahrnuta ve standardních učebnicích ekologie, od poloviny sedmdesátých let zřetelně roste počet prací na toto téma (Michal 1994). Ekosystémy nepochybně vykazují za určitých podmínek nespecifické patologické reakce na působení velmi rozmanitých stresorů: zotavování ekosystémů narušených oxidy síry nebo naftou může mít určité rysy podobné sekundární sukcesi po požáru nebo smršti (nebo spíše rysy podobné primární sukcesi) atd. S jistou rezervou se dá proto předpokládat, že taková generalizace je oprávněná a že rozšíření koncepce stresu na hybridní systémy s abiotickým subsystémem bude produktivním směrem zkoumání.

Anglický výraz „stress“ znamená „tlak, důraz, tíseň, nesnáze“, jako technický termín označuje nikoli podnět, příčinu nebo poškození organismu, ale jeho stav.

Definice stresu

- **je stav biologického systému projevující se ve formě specifického syndromu (=medicínský výraz pro soubor příznaků vyznačující chorobný stav), který představuje souhrn všech nespecificky vyvolaných změn v rámci daného biologického systému (Selye 1966),**
- je stav, ve kterém se nachází živý systém, při mobilizaci obranných nebo nápravných procesů vůči podnětům přesahujícím obvyklé rozpětí homeostázy /které je připraven hladce zvládat a na něž je dokonale adaptován/ (Michal 1994).

Rozvinutí koncepce stresu na úrovni ekosystémů podle toho předpokládá:

- uznat a vymezit rozsah "normálních" reakcí daného typu ekosystému, odpovídající jeho "fyziologickému normálu", a tím i rozpětí jeho homeostatických mechanismů

kvantifikovat stresové reakce měřením odchylek podstatných charakteristik ekosystému od normálu,

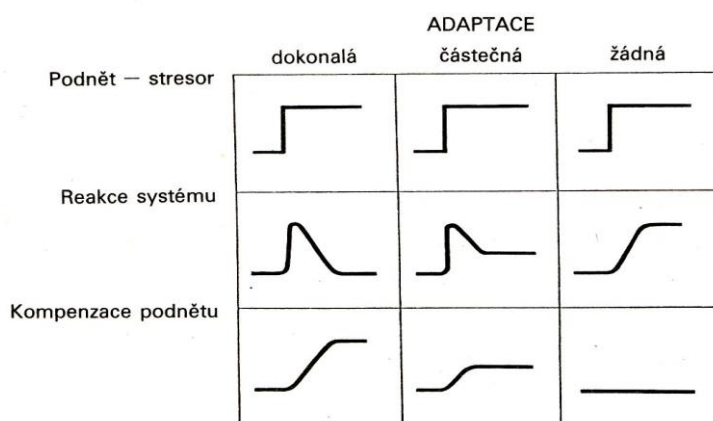
- uznat a kvantifikovat nevýhody stresové reakce pro sledovaný ekosystém, spočívající v narušení jeho "**fyziologického normálu**".

Stresorem se může pro ekosystém (jako pro živé organismy obecně) stát jakákoli látka, energie, organismus nebo lidská činnost, jakmile svou velikostí anebo trváním svého působení překročí kapacitu jeho homeostatických mechanismů.

Stresová reakce - stádia stresu

Obecně lze rozlišit při jednorázovém působení stresu tři **typy adaptace** systému (tři typy kompenzačních reakcí) podle schématu na Obr. 11.2.:

- první případ je reakcí systému jako dočasná kompenzační změna s návratem k normálu,
- ve druhém případě jako trvalejší přizpůsobení aktivity některých prvků systému abnormálním podnětům a
- ve třetím případě vidíme v reakci systému absenci podstatných kompenzačních změn, působících v systému proti abnormálnímu podnětu.



Obr. 11. 2. *Adaptace systému – kompenzační reakce (Míchal 1994).*

Každá adaptace je pokusem o funkční přizpůsobení systému abnormálním podmínkám a spočívá ve zmenšování reakce systému na abnormální podněty cestou negativních zpětných vazeb. V každém případě vyžaduje určitý výdej materiálních zdrojů, energie anebo informace navíc oproti "normálním" podmínkám, ale při mnohonásobném opakování adaptace živé systémy postupně snižují ztráty vynakládané na přizpůsobení původně "abnormálnímu" podnětu. V prvním sloupci schématu je kompenzace úplná, systém obnovuje svůj původní stav; ve druhém případě je částečná a vytváří se nový stav, v němž je systém schopen (dočasně, možná i trvale) absorbovat abnormální podněty; ve třetím případě ke kompenzaci abnormálních podnětů nedochází a systém se hroutí.

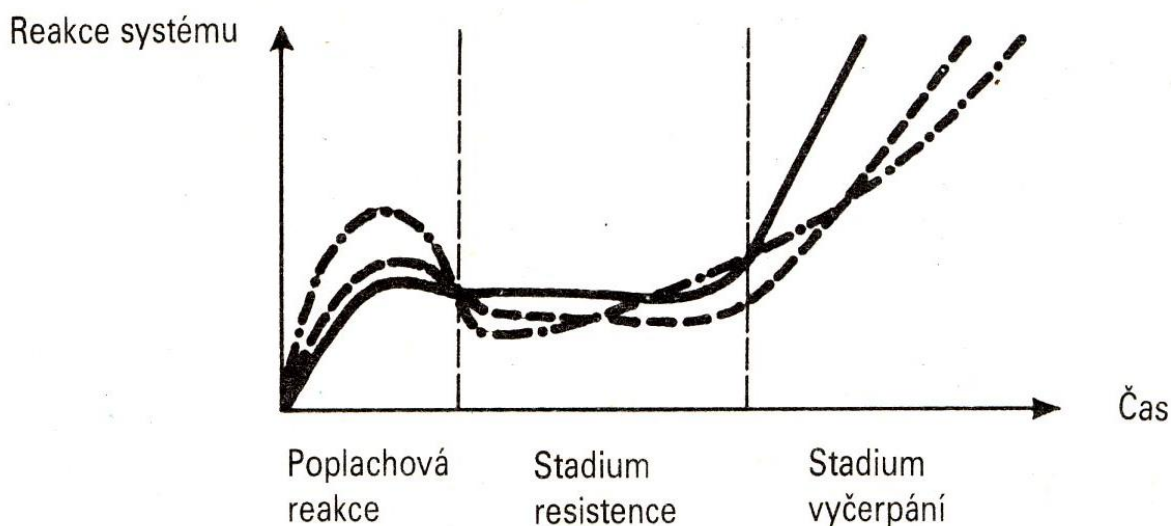
Uvedené schéma odpovídá třem stádiím stresové reakce se specifickými příznaky ("**obecný adaptační syndrom**", Selye 1966) při setrvalém působení stresoru. Reakce systému v těchto stádiích jsou k velikosti stresoru ve složitém nelineárním vztahu, naznačeném na Obr. 11.3.

Bezprostředně po začátku působení stresového faktoru dochází k narušení buněčných struktur a funkcí (poplachová fáze). Pokud intenzita působení stresoru nepřekračuje letální

úroveň, dochází záhy k mobilizaci kompenzačních mechanismů (**restituční fáze**), které směřují ke zvýšení odolnosti rostliny vůči působícím faktorům (**fáze rezistence**). Ne vždy však toto zvýšení má trvalý charakter. Při dlouhodobém a intenzivním působení stresového faktoru může být vystřídáno dalším poklesem (**fáze vyčerpání**) viz Obr. 11.4.

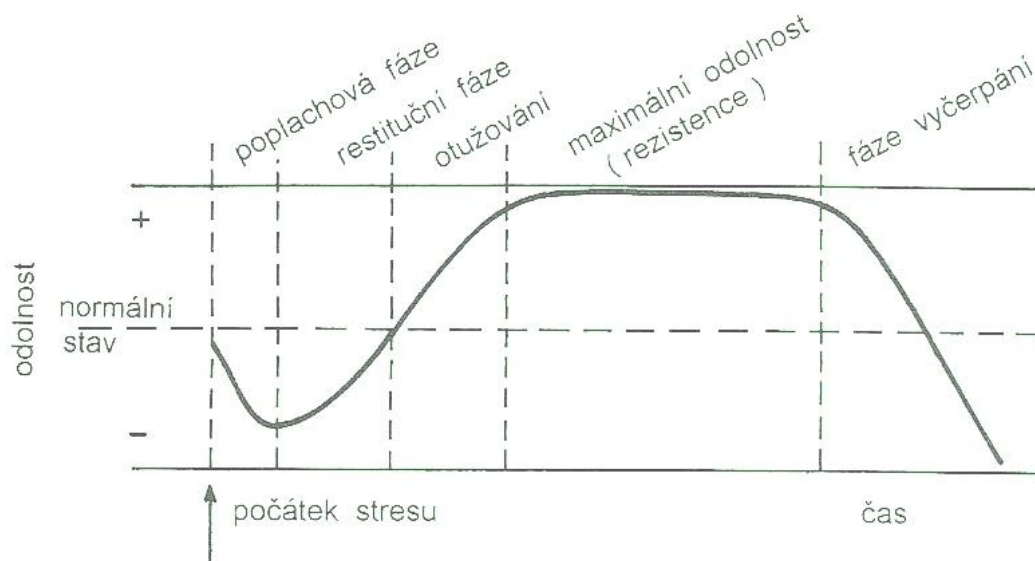
V **poplachovém stadiu** dochází k neočekávaně velké, relativně krátkodobé odezvě v systému, která je pomíjivá. Za hrubé měřítko intenzity stresu je považována rychlost návratu ukazatelů do stavu před působením stresoru (nikoliv náhodou kritérium shodné s resiliencí).

Ve **stadiu rezistence** je odezva systému relativně malá i při setrvalém působení stresoru. Systém zdánlivě vyvinul rezistenci vůči stresoru, který vyvolal poplachovou reakci. Stresor dál působí, ale výrazné příznaky stresu mizí. Přesto je nutno podtrhnout, že stresory této intenzity jsou abnormální součástí prostředí systému, ale schopnost jim odolávat je (při respektování terminologických zvyklostí) ještě stále zahrnována pod pojem "resilience". Při prognózování nás zajímá především situace dlouhodobého (chronického) působení stresoru této intenzity, v níž může dojít jak k posílení odolnosti udržením systému ve stadiu rezistence, tak k jeho přechodu do fáze vyčerpání (spíše délkou působení stresoru než jeho samotnou velikostí).



Obr. 11. 3. Obecné schéma reagování živého systému za setrvalého působení stresoru o intenzitě, která přesahuje jeho rezidenci a změny jeho odolnosti (Míchal 1994).

Ve stádiu vyčerpání dochází k překročení adaptačních schopností systému. Buď překračuje resilienci systému intenzita působení stresoru svou velikostí (pak navazuje stadium vyčerpání bezprostředně na poplachovou reakci), nebo byla získaná resilience vzhledem k hodnotě „velikosti stresoru krát doba působení“ nedostatečná (pak se znovu objevuje poplachová reakce, ale dochází při ní k trvalým poruchám fungování systému a nevratné deformaci jeho struktury).



Obr. 11. 4. Idealizovaný průběh stresové reakce (podle Larchera 1995).

Ekologická krize je situace, v níž se adaptační schopnosti živého systému přibližují dosažitelným mezím. Vzniká při překročení homeostatického pole pod vlivem stresového faktoru (faktorů) takové intenzity, že se systém ve stadiu rezistence blíží ke stadiu vyčerpání.

Ekologická katastrofa je situace, v níž nejsou splněny elementární potřeby živého systému, a jeho ekologická valence je překročena do té míry, že podmínky biologické reprodukce systému zanikají. K tomu může dojít jednorázovým extrémním zásahem (typu jaderného výbuchu) nebo "plíživě" - dlouhodobým působením stresorů, kdy se systém postupně, a pro nás často neočekávaně, ocitá ve stadiu vyčerpání.

Řídící členy existence i celkové stability (rezistence plus resilience) obou těchto základních typologických skupin ekosystémů jsou rozdílné:

- u přírodních a polopřírodních ekosystémů jsou to především autoregulační mechanismy dané vnitřními vazbami systému samotného. Měřítkem stability je schopnost uchovávat svou strukturu za působení kolísavých podnětů.
- U antropogenních ekosystémů je řídicím členem existence i celkové stability činnost místní lidské populace, daná vnitřními vazbami lidské společnosti (společenského systému). Měřítkem stability je schopnost plnit proměnlivé socioekonomické funkce. Jejich součástí je i ekologická stabilita, ať společností pasívně registrovaná, nebo aktivně formovaná (v duchu koncepce homeorhézy).

Z hlediska metodického přístupu je nutné **stresory** dělit podle doby jejich trvání na **dlouhodobé a krátkodobé**. Dlouhodobě působící stresory vytvářejí společně s ostatními „přirozenými podmínkami daného ekotopu jeho kvalitativně novou podobu, které potenciálně odpovídá nový typ biocenózy (trvalé snížení hladiny podzemní vody v lužních lesích v důsledku regulace řek). Krátkodobé stresory svou impulsivností svého působení neumožňují biotě vytvoření nového odpovídajícího ekosystému (vodohospodářská havárie). Příklady civilizačních stresorů a jejich důsledky na ekosystémy uvádí Obr. 11.5.

Příklady civilizačních stresorů a jejich důsledků na ekosystémy

Trvání stresu	Perspektiva kompenzace autoregulačními procesy	Stadium obecného adaptačního syndromu	Vhodné označení	Příklady	
				stresového faktoru	společenských důsledků
jednorázový	časem vysoce pravděpodobná	poplachová reakce	ekolog. havárie	únik nafty do toku	vyhubení hydrobiocenóz a dočasný zánik samočisticí schopnosti toku
sezónní			ekolog. krize	víkendové přelidnění rekreačního území	narušení ekosystémů a ztížená regenerace lidských sil
setrvalý	časem možná, ale spojena s riziky	rezistence (možný přechod k ekolog. stabilitě ve společensky nežádoucí podobě)	ekolog. krize	dlouhodobé neracionální přehnojování	plytvání hnojivy, zhoršení půdní struktury, pokles úrodnosti, hygienická závadnost lokálních vodních zdrojů
				pokles organického podílu zemědělských půd	pokles výnosů plodin, zvýšené škody erozí
setrvalý	nemožná v přijatelných časových rámcích	vyčerpání	ekolog. katastrofa lesů (jako součást akutní ekolog. krize místní lidské populace)	extrémní průmyslové imise	odumření lesních komplexů, funkční nezpůsobilost souvislých lesních území zvýšená nemocnost a úmrtnost místní lidské populace

Obr. 11. 5. Příklady civilizačních stresorů a jejich důsledky na ekosystémy (Michal 1994).

11. 6. Ekologická stabilita

Mají-li ekosystémy a krajinné systémy (geosystémy) trvale plnit své produkční a mimoprodukční funkce pro společnost, potřebujeme poznat hranice, kam až je můžeme zatěžovat, aniž bychom je podstatně narušili; jinak řečeno - poznat hranice jejich odolnosti. Abychom **hranice odolnosti ekosystémů** mohli podle společenských zájmů respektovat, shromáždili jsme dostupné ověřené poznatky o synekologických stabilizačních principech uvnitř ekosystémů i v rámci celé krajiny - poznatky, které vyúsťují mj. do stanovení určitých typů ekologické stability.

Ekologická stabilita je schopnost ekologického systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí. Tato schopnost se projevuje

- (1) minimální změnou za působení rušivého vlivu nebo
- (2) spontánním návratem do výchozího stavu, resp. na původní vývojovou trajektorii po případné změně. Tato obecná definice zahrnuje dva značně rozdílné aspekty, přičemž přítomnost jednoho z nich stačí k tomu, abychom hovořili o ekologické stabilitě.

Protikladem ekologické stability je **ekologická labilita** (nestabilita) jako neschopnost ekologického systému přetrvat působení "cizího" vlivu zvenčí nebo neschopnost vrátit se po případné změně k výchozímu stavu, resp. na původní vývojovou trajektorii. Také v tomto případě stačí jeden z uvedených rozdílných aspektů, abychom mohli právem hovořit o

nestabilitě. Ekologicky nestabilní (labilní) systémy mají nedokonale vyvinuté autoregulační mechanismy, a proto jeví zřetelnou tendenci ke snížení odolnosti (např. smrkové monokultury v suché pahorkatině).

Ekologická rovnováha je dynamický stav ekologického systému, který se trvale udržuje s malým kolísáním nebo do něhož se systém po případné změně opět spontánně navrácí. Ekologická rovnováha tedy označuje - při veškeré rozmanitosti možných pojetí - stav, který se udržuje zhruba konstantní nebo v přibližně pravidelných cyklech, a je-li dosahována v podmínkách působení vnějších systémů cizích faktorů, stává se hlavním projevem ekologické stability.

Základní typy ekologické stability

Stabilita

- **Konstantnost** - ekologický systém sám od sebe nekolísá nebo jen v zanedbatelném rozsahu. Změny kolísání charakteristiky velmi malé až zanedbatelné.
- **Cykličnost** - ekologický systém vykazuje sám od sebe pravidelné změny. Změny nebo kolísání velké, prakticky významné, přibližně pravidelné.
- **Rezistence** - ekologický systém je vůči „cizímu“ faktoru odolný, takže ten nezpůsobí velké změny ani kolísání. Změny nebo kolísání charakteristiky velmi malé až zanedbatelné.
- **Resilience** - ekologický systém se působením „cizího“ faktoru mění, ale vrací se působením autoregulačních mechanismů k výchozímu stavu. Změny nebo kolísání velké, prakticky významné, zpravidla jednorázové.

Labilita

- **Endogenní změny** - ekologický systém vykazuje sám od sebe velké změny. Nevratné změny velkého rozsahu, prakticky významné.
- Endogenní fluktuace - ekologický systém vykazuje nepravidelné kolísání. Nepravidelné kolísání podstatné ekologické charakteristiky.
- **Exogenní změny** - ekologický systém vykazuje působením „cizího“ faktoru velké změny. Nevratné změny velkého rozsahu, prakticky významné.
- Exogenní fluktuace - Ekologický systém vykazuje působením „cizího“ faktoru výrazné nepravidelné kolísání. Nepravidelné kolísání podstatné ekologické charakteristiky.

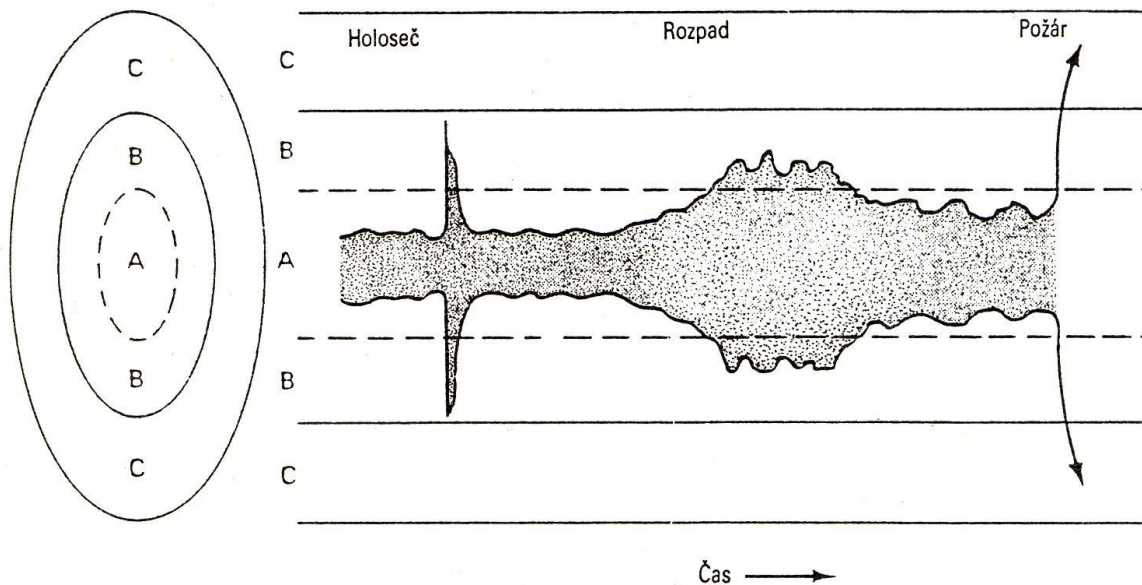
Stupně nestability

Míchal et al. (1992, 1994) rozlišuje a definuje tuto stupnici poruch:

- zanedbatelné, u nichž je zřejmé, že se nevyvíkají z endogenních fluktuací nebo **cykličnosti v rámci ekologické rovnováhy** daného typu ekosystému,
- únosné, u nichž lze předpokládat spontánní návrat k ekologické rovnováze ekosystému, neboť nepřesahují meze jeho ekologické stability (rezistence nebo resilience),
- kritické, při nichž ekosystém jeví příznaky stresové reakce s nejistým výsledkem; začínající pásmo ekologické lability,
- katastrofické, které vyvolávají zhroucení ekosystému; samovolná obnova výchozího stavu je v přijatelném čase nemožná; nastává buď možnost extrémní ekologické lability, nebo vytvoření nového stabilního ekosystému člověkem.

Příklad změn ekologické stability v čase

Vysvětlení je možno najít na příkladu obr. 11.6. Ekosystém se během svého vývoje v čase jakoby pohybuje podél osy tří soustředných válců A, B, C, v jejichž rámci mohou jeho vlastnosti kolísat. Kolísání v rámci centrálního válce A odpovídá reakcím na obvyklé předvídatelné změny prostředí nebo cyklům vyvolaným obvyklými mezidruhovými vztahy. Je-li ekosystém podroben mírnému stresu, mohou se jeho vlastnosti výrazně přesunout do oblasti prostředního válce B, ale tlumivé reakce jej vracejí do centrální oblasti A. Je-li stres silný, odchylky od „normálu“ se zvětšují a vlastnosti ekosystému překračují hranici jeho „homeostatického pole“ do oblasti C; vývoj vlastností ekosystému je těžko předpověditelný, návrat na původní vývojovou trajektorii se stává málo pravděpodobný a může dojít k zániku starého a ke vzniku nového ekosystému. Proto hranice mezi B a C může být považována za absolutní hranici lokální stability daného typu ekosystému a po překročení hranice C ekosystém zaniká.



Obr. 11. 6. Univerzální prostorový model změn ekologické stability v čase (Bormann, Likens 1979). Prostor vymezený změnami stability v průběhu sukcese je znázorněn třemi válci A, B, C, přičemž délka válců v bočním pohledu vpravo odpovídá časové dimenzi a čelný pohled na řezu vlevo znázorňuje prostory typických reakcí ekosystému /Severoamerický jehličnato-listnatý les se třemi jehličnany a převahou buku *Fagus grandifolia* jako základní dřevinou, New Hampshire, 1300 mm/rok vodních srážek/ (Michal 1994).

11.7. Ekologická stabilita a ekosystémové teorie

Z pohledu **ekosystémové teorie založené na látkovém hospodaření** (Ulrich 1983) je stav půdy základní proměnnou prostředí, určující rámec pro vývoj přírodě blízkých terestrických ekosystémů. Fyzikální a chemický stav půdy jsou určujícími faktory prostředí organismů z hlediska ekofyziologického.

Organismy jsou schopny života v určitém rozsahu fyzikálněchemických faktorů, daných např. rozpětím teplot, vlhkosti, světla, stavů báze-kyseliny a obsahem živin v půdě. Schopnost přizpůsobení je podmíněna geneticky, přičemž se v genotypu odrážejí do jisté míry zkušenosti druhu na změny prostředí. Když se některý faktor mění s konstantní mírou (tj. systém je s ohledem na tento faktor lineární) a míra změny je podstatnou složkou zkušenosti genotypu, pak jsou příznivé předpoklady pro dostatečně rychlé přizpůsobení. Podstatně nepříznivější je pro organismus situace, když se mění ekofyziologicky důležitý faktor na základě pozitivní zpětné vazby s exponenciálně rostoucí mírou.

Tato koncepce respektuje **schopnost zotavení organismu** za předpokladu, že proces **pozitivní zpětné vazby** odezní a organismu se podaří přizpůsobení na změněné podmínky prostředí, když míra změny prostředí (např. v rhizosféře) je oproti schopnosti přizpůsobení malá. Poškození organismů jsou ireverzibilní, když konstelace faktorů překročí hranice existence nebo **vitality**. Poškozené organismy podléhají zesílené konkurenci, příp. tlaku škůdců, takže fyzikálně-chemicky podmíněné poškození je překryto poškozením biogenním.

Lesní ekosystémy patří **ve smyslu termodynamiky** do kategorie otevřených systémů, které jsou s ohledem na procesy v průřezových místech v systému více nebo méně vzdáleny od rovnovážného stavu a jsou v okruhu nelineárnosti.

Ve **stacionárním stavu** jsou podle definice míry primární produkce (fotosyntéza, produkce fytohmoty) a sekundární produkce (dýchání, rozklad) v ekosystému stejně veliké. Odchytky od stacionárního stavu se mohou vyskytovat jako následky prostorové a časové variability klimatu a struktury ekosystému. Kolísání ekosystému kolem stacionárního stavu je umožněno jeho elasticitou.

V **blízkosti rovnováhy** jsou míry procesů (např. difuze živin nebo tok vody ke kořenu) lineárními funkcemi termodynamických sil (gradientů). V látkovém hospodaření těchto ekosystémů přejímá půda vyrovnávací a pufrování funkci. Stacionární stavy v blízkosti rovnováhy umožňují, že ekosystémy se po výchylce vracejí vždy zpět do původního stavu.

Ekosystémy vzdálené **rovnovážnému stavu** jsou ovládány dominancí nelineárnosti, přičemž nelineárnost znamená, že proces nebo tok látek je komplexní funkcí (např. exponenciální). Nelineárnosti se vyskytují i v látkovém hospodaření a v hospodaření se živinami se vyskytují v kyselých půdách. Klesající selektivita vazeb vápníku a hořčíku na jílovité minerály s rostoucím sycením hliníkem je příčinou drastických změn ve stavu báze-kyseliny v půdním roztoku, když stupeň sycení bázemi klesne pod 10 – 20 %.

Nepříznivý stav půdy v poloze vzdálené od rovnováhy se projevuje ve vitalitě a funkčnosti organismů. Za těchto podmínek může dojít k nedostatečné výživě rostlin. Jak ukázal výzkum poškození lesů, citlivost dřevin je vůči zakyselení půdy větší, než vůči přímému působení vzdušných škodlivin.

Podle hierarchické ekosystémové teorie O'Neila et al. (1986) závisí rozsah a intenzita kolísavého působení v ekosystémech na poměru rychlosti procesů. Procesy, které proběhnou se stejnou intenzitou, se mohou navzájem silně ovlivňovat, zatímco na rychleji probíhající procesy vykonávají nátlak, podle Hakena (1981) je „zotročují“. Rychle probíhající procesy mohou mít naopak malý vliv na pomalé procesy. Pomalu probíhajícími procesy jsou např. zakyselení půdy a ekosystémová sukcese (chřadnutí lesů), rychlé procesy např. fotosyntéza a mineralizace. Uprostřed je např. růst a koloběh látek. Změna klimatu, která probíhá desetiletí až více století (emise způsobují změnu chemického klimatu), může ovlivnit četné procesy v ekosystému. V prvním přiblížení je proto nutné vyjít ze skutečnosti, že klimatické změny se mohou podílet na všech neočekávaných vývojových procesech v lesních ekosystémech ať pozitivních (např. zvýšení přírůstu) nebo negativních (všechny druhy poškození lesů). Podle **obecné teorie systémů** jsou systémy působením procesů s exponenciálním nebo hyperbolickým průběhem vychylovány ze stacionárního stavu a převáděny do nestálých chaotických okruhů. V tomto nestacionárním stavu se systémy vyvíjejí do bodu rozštěpení, z něž se mohou vyvinout rozdílné vývojové větve (bifurkace).

Vnos kyselin vede k přibližně stejnému **odnosu ekvivalentního množství kationtů** z půdy průsakovou vodou. Na základě přirozeného odvápnění je jen málo lesních půd obsahujících ještě uhličitán vápenatý. V lesních půdách, které mají v kořenovém systému ještě zásoby výměnného vápníku a hořčíku, které stojí za zmínku, dochází k pufrování deponovaných kyselin vymýváním ekvivalentního množství obou těchto prvků. Znamená to, že v půdě byly zásoby těchto živin dostupných rostlinám. Zakyselování půdy postupovalo

pomalu od svrchních vrstev až po podzemní vodu. Úbytek sycení bázemi ve spodních vrstvách půdy vytvořil zásadně změněné podmínky pro hluboko kořenicí dřeviny. Mladé porosty nyní na hloubkově zakyselených půdách vytvářejí obvykle jen ploché kořenové systémy, zatímco původně byl kořenový prostor využit podstatně hlouběji.

U rozkladačů došlo v důsledku zakyselení ke změnám v druhové diverzitě a biologické aktivitě. Zakyselení půdy vedlo dlouhodobě (desítiletí až přes staletí) k přemístění dekompozičních procesů z minerální půdy do nadložního humusu. Toto přemístění je spojeno se ztrátou funkčních skupin organismů. Zakyselení půdy a nedostatek živin zesílily poškození stromů, zvýšily citlivost k mrazu a v důsledku porušení voskové vrstvy na povrchu jehlic vedlo k nepříznivému ovlivnění transpirace. Dosavadní výsledky výzkumu ukázaly, že poškození kořenů může být jednou z hlavních příčin nedostatku vody ve stromech.

Přístup ke zjištění látkové bilance je předveden na příkladu smrkového porostu se stoletou dobou obmýti v Tab. 11.1. (Ulrich 1983). Tento příklad demonstruje vývoj během posledních 100 let, který je typický pro smrkové kmenoviny v silně exponovaných vyšších polohách středohoří.

Tab. 11. 1. Látková bilance smrkového ekosystému po 100 letech.

	K	Mg	Ca	M _b	KAK	M _a	BS
	k mol IE . ha ⁻¹ rok ⁻¹						%
Zásoba v minerální půdě 0-70 cm	13	26	73	112	560	448	20
Zvětrávání za 100 let	+10	+30	+10	+50			
Nová teoretická zásoba v půdě	23	56	83	162	560	398	29
Export biomasy	-10	-23	-10	-43			
Nová teoretická zásoba v půdě	13	33	73	119	560	441	21
Depozice za 100 let	+20	+15	+50	+85		+260	
Nová teoretická zásoba v půdě	33	48	123	204			
Vyplavení za 100 let	-20	-44	-117	-181		-79	
Konečná zásoba po 100 letech	13	4	6	23	560	537	4
Rozdíl	0	-22	-66	-89		+89	

Pozn.: Mb = suma K, Mg, Ca; Ma = H⁺ + kationtové kyseliny; KAK = kationtová výměnná kapacita; BS = sycení bázemi; IE = iontový ekvivalent

11. 8. Otázky na procvičení:

6. Stresory a stresové chování (fáze).
7. Ekologická stabilita (ekosystémy).
8. Homeosáza, homeorhéza.
9. Resilience, rezistence.
10. Příčiny nízké ekologické stability - odumírání lesa

11. 9. Použitá a doporučená literatura:

BEGON, M., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R., 1997. Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Olomouc, Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, 1997.

- BORMAN, F., LIKENS, G., 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York-Heidelberg-Berlin.
- BUSH K.F., UHLMANN, D. ET WEISSE G., 1983. Ingenieurökologie. Veb Gustav Fischer, Jena.
- CANTON, W.B., 1932. The wisdom of the body. Kegan Paul London.
- FORMAN, R.T.T., GORDON, M., 1993. Krajinná ekologie. Praha: Academia, 583 s.
- FOWDEN, L., MANSFIELD, T., STODDART J. (eds), 1993. Plant Adaptation to Environmental Stress. Chapman and Hall, London.
- HAKEN, H. (ed.), 1981. Chaos and Order in Nature. Vol. 20. New York, NY: Springer-Verlag.
- JENÍK, J. (1970): Homeostáze krajiny. In. Acta ecologica natura ac regionis 1-2: 5-7, Terplan, Praha.
- JONES, H.G., FLOWERS T.J., JONES, M.B., 1989. Plants under Stress. Cambridge University Press, Cambridge.
- LARCHER, W., 1988. Fyziologická ekologie rostlin. Academia, Praha.
- LARCHER, W., 1995. Physiological Plant Ecology. Springer-Verlag, New York.
- LEVITT J., 1980. Responses of Plants to Environmental Stress. Academic Press, New York.
- MÍCHAL, I., 1992. Obnova ekologické stability lesů. 1. vyd. Praha: Academia, 1992. 169 s.
- MÍCHAL, I., 1994. Ekologická stabilita. 2. rozš. vyd. Brno: Veronica, 276 s.
- ODUM, E.P., 1981. The effect of stress on the trajectory of ecological succession. In. Stress Effect on Natural Ecosystems: 269-280. John Wiley and Sons. Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore.
- O'NEILL R. V. et al., 1988. Indices of landscape pattern. – Land. Ecol. 1: 153–162.
- PROCHÁZKA, S., MACHÁČKOVÁ, I., KREKULE, J., ŠEBÁNEK, J. a kol., 1998. Fyziologie rostlin, Academia Praha.
- TOWNSEND, C. R., BEGON, M., HARPER, J. L., 2010. Základy ekologie. Univerzita Palackého, Olomouc. 505 s. ISBN 978-80-244-2478-1.
- ULRICH, B., 1983. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. In B. Ulrich and J. Pankrath, eds., Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, Reidel Pub. Co., Dordrecht, 1-29, 1983.
- WADDINGTON C.H., 1977. Tools for Thought. Basic Book Inc. Publisher New York.
- <http://cs.wikipedia.org/wiki/Homeorh%C3%A9za>
- <http://cs.wikipedia.org/wiki/Homeost%C3%A1za>
- http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_EKOL/Uvodpojmy/pojmy.htm

12. Ekosystémové interakce - význam lesa v krajině

12. 1. Úvod

Česká republika patří k zemím s vysokou lesnatostí. Lesní pozemky pokrývají v současné době výměru 2,655.490 ha, což představuje 33,7 % z celkového území státu. Zalesňováním zemědělské půdy, resp. zemědělsky nevyužívaných půd se výměra lesů soustavně zvyšuje. Podle převažujících funkcí (ve smyslu kategorizace určené zákonem č. 289/1995 Sb.) je v ČR 76 % lesů hospodářských, 21 % lesů zvláštního určení a 3 % lesů ochranných. Část lesů se nachází ve zvláště chráněných územích, vymezených v souladu s ustanoveními zákona č. 114/1992 Sb. Celková výměra lesů v existujících zvláště chráněných územích (ZCHÚ) s různým stupněm ochrany je přibližně 750 tis. ha, což představuje cca 28,4 % z celkové výměry lesů v ČR. Plocha chráněných území v poměru k rozloze státu a počet druhů dřevin i ptactva, včetně chráněných, mírně převyšuje evropský průměr.

12. 2. Krajina - koncepční přístup a definice

Krajina je výsledkem přírodního vývoje, zvyků a myšlení obyvatelstva, organizace a existence společnosti. Existuje mnoho desítek definic krajiny:

- Krajina je heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje (FORMAN, GODRON 1993)
- Krajina je část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořená souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky (zákon č. 114/92 Sb.).
- Krajina značí část území vnímanou obyvateli, jejíž charakter je výsledkem působení přírodních nebo lidských činitelů a jejich vzájemných vztahů (NOVOTNÁ 2001)
- Dle současných trendů rozvoje v geografii a v krajinné ekologii se krajina považuje často za holistickou entitu reálného světa, za totální systém geografické sféry, tedy za geosystém v širším slova smyslu (MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ 1997).
- Krajina je konkrétní část zemského povrchu, jejíž vzhled a charakter je podmíněn jednotnou strukturou a shodnou dynamikou (HAVRLANT, BUZEK 1985). (Struktura = stavba, vnitřní uspořádání složitého celku. Dynamika = proměny v čase).
- Krajina je svérázná část zemského povrchu naší planety, která tvoří celek kvalitativně se odlišující od ostatních částí krajinné sféry. Má přirozené hranice, svérázný vzhled, individuální vnitřní strukturu, určité chování (fungování) a specifický vývoj (DEMEK 1974).

12. 3. Krajina - předmět vědy

Krajinou se zabývá obor Krajinná ekologie, ta je interdisciplinární výzkumné odvětví, které studuje a předpovídá vznik, vývoj, chování a prostorovou organizaci přírodních územních jednotek především topické a chorické dimenze jako celostních útvarů použitím **ekosystémového** nebo **geosystémového** přístupu (NOVOTNÁ 2001). Pro studium krajiny máme dva přístupy:

- **geosystémový přístup** - polycentrický: interakce jednotlivých geosfér tj. atmosféry, litosféry, pedosféry, hydrosféry, biosféry, popřípadě antroposféry (NOVOTNÁ 2001).

Geosystémový přístup spočívá v tom, že se na studovaný komplex díváme jako na geosystém, tj. soustředíme pozornost přibližně stejně na všechny složky a vztahy v geosystému. Komplex studujeme nebiocentricky (polycentricky).

- **ekosystémový přístup** - biocentrický (centrální postavení biosféry): jako interakci jednotlivých ekosystémů v prostoru (NOVOTNÁ 2001). Ekosystémový přístup spočívá v tom, že se na studovaný komplex díváme jako na ekosystém, tj. studujeme jej biocentricky. Pozornost se soustřeďuje na ekologické vztahy, tj. na vztahy mezi fytoocenózou a zoocenózou a vztahy mezi nimi a abiotickými komponenty.

12. 4. Biogeografická diferenciacce krajiny v geobiocenologickém pojetí a teorie typu geobiocénu²

Dlouhodobým cílem geobiocenologie je přispívat k tvorbě harmonické kulturní krajiny tím, že postupně vzniká ucelená soustava podkladů pro trvale udržitelné využití krajiny. V návaznosti na teoretické a metodologické zásady a principy geobiocenologického výzkumu lesů a krajiny, formulované postupně A. Zlatníkem v řadě monografií (Zlatník 1970, 1973, 1975, 1976) postupně vznikla a vyvíjí se biogeografická diferenciacce krajiny v geobiocenologickém pojetí (Buček, Lacina 1979, 1981, 1995ab, 2001) jako metodický postup, shrnující a sjednocující moderní koncepční přístupy biogeografie, ekologie krajiny a geobiocenologie.

Cílem **biogeografické diferenciacce krajiny** v geobiocenologickém pojetí je vytvoření uceleného souboru podkladů pro krajinné a územní plánování. Diferenciacce krajiny v geobiocenologickém pojetí je založena na aplikaci teorie typu geobiocénu, formulované A. Zlatníkem (1975). Teorie typu geobiocénu vychází z hypotézy o jednotě geobiocenózy přírodní a geobiocenóz změněných lidskou činností, vzniklých ovšem na plochách původně téhož typu přírodní geobiocenózy.

Metodický postup biogeografické diferenciacce sestává z několika na sebe navazujících částí, vycházejících ze srovnání přírodního a aktuálního stavu geobiocenóz v krajině:

- biogeografická regionalizace (individuální členění krajiny),
- diferenciacce přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz (typologické členění krajiny, geobiocenologická typizace)
- diferenciacce aktuálního stavu geobiocenóz (mapování biotopů)
- hodnocení stupně antropického ovlivnění a ekologické stability geobiocenóz
- hodnocení funkčního potenciálu a významu geobiocenóz

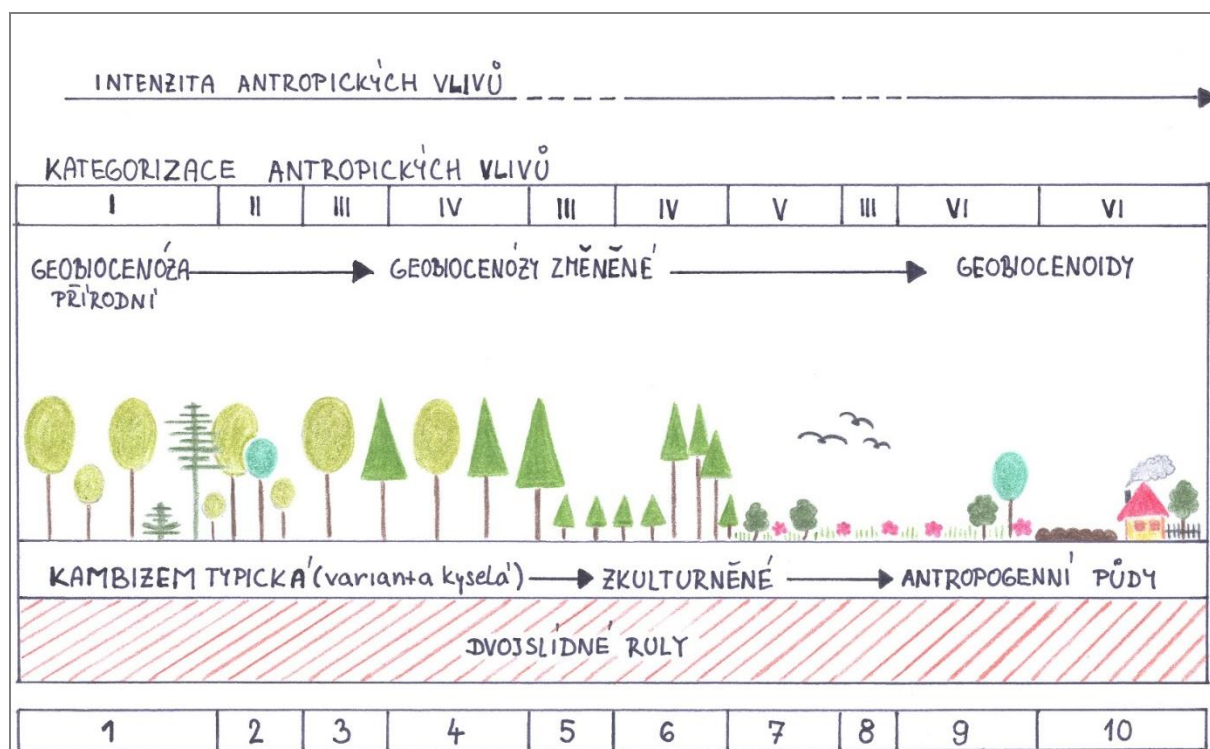
tvorba ekologické sítě:

- vymezení kostry ekologické stability krajiny,
- návrh územního systému ekologické stability krajiny,
- stanovení diferencovaných zásad péče o segmenty geobiocenóz v krajině a prognóza jejich vývoje.

Prvním a nejdůležitějším krokem tohoto postupu je vytvoření modelu přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz v krajině, což je úkolem geobiocenologické typologie krajiny. Geobiocenologická typologie se tak postupně stala jedním z nezbytných podkladů pro péči o krajinu a krajinné plánování, směřující k trvale udržitelnému využití kulturní krajiny.

² Kapitola převzata z článku BUČEK, A. Geobiocenologie a tvorba územních systémů ekologické stability krajiny. In *ÚSES - zelená páteř krajiny*. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005, s. 5-15. ISBN 80-86064-85-9.

Geobiocenologická typologie je založena na aplikaci teorie typu geobiocénu (Zlatník 1975). Typ geobiocénu je soubor geobiocenózy přírodní a všech od ní vývojově pocházejících a do různého stupně změněných geobiocenóz až geobiocenoidů včetně vývojových stádií, která se mohou vystřídat v segmentu určitých trvalých ekologických podmínek. Teorie typu geobiocénu tedy vychází z hypotézy o jednotě geobiocenózy přírodní a geobiocenóz změněných až geobiocenoidů, vzniklých ovšem na plochách původně téhož typu přírodní geobiocenózy. Aplikace teorie typu geobiocénu umožňuje v každém segmentu krajiny vytvoření modelu přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz. V ekologii krajiny a krajinném plánování jsou typy geobiocénu jednak rámci určitých vlastností ekotopu a biocenóz, jednak rámci určitých možností využití a způsobů péče. Příklad typu geobiocénu je uveden na Obr. 12.1.



Pozn.: 1 – smíšený porost buku, jedle a smrku; 2 – smíšený porost buku a smrku; 3 – bukový porost se smrkem; 4 – smrkový porost s bukem; 5 – smrková monokultura - mladý porost, 6 – smrková monokultura – dospělý porost; 7 – ekotonové společenstvo; 8 – kulturní louka; 9 – ekotonové společenstvo v mezích; 10 – pole, sídla s vegetací. Kategorie vegetace podle intenzity lidského ovlivnění (podle Ellenbergera 1973): I – přírodní; II – přirozená; III – přírodě blízká; IV – přírodě vzdálená; V – přírodě cizí; VI – umělá.

Obr. 12.1. Příklad typu geobiocénu v rámci skupiny typů geobiocénů 4B3: *Fageta Typica* /typické bučiny/ (Menšík 2005).

12. 5. Fragmentace a ekotony v krajině

Fragmentace krajiny patří k nejvýznamnějším problémům, které negativně ovlivňují charakter krajiny a populace volně žijících živočichů. Jde o proces, při kterém dochází k rozdělení souvislých biotopů do menších a izolovanějších celků a zároveň ke tvorbě migračních bariér. Fragmentace krajiny provází celou historii lidstva. Tento jev se prohloubil s rozšířením těžby nerostných surovin, rozvojem průmyslu a železniční a silniční dopravy. Zásadním problémem fragmentace je otázka její únosné míry. V současné době jsou hlavními rizikovými aktivitami výstavba obytných souborů mimo zastavěná území obcí a výstavba

dopravní infrastruktury – nových dálnic, silnic a železničních koridorů. Rizika fragmentace je třeba zohlednit při plánování využití krajiny.

Přírodní hranice mají nejčastěji charakter přechodných pásem či zón, řídky jsou ostré, liniové. Ostré linie se vážou na terénní hrany, vodní toky a nádrže nebo antropogenní linie. Anebo vznikají jako důsledek diferencovaného využití krajiny. **Ekoton** je definován jako hraniční neboli přechodná zóna, či okrajové společenstvo mezi dvěma nebo více ekosystémy, v důsledku prolínání často s větší biodiverzitou a výhodnějšími podmínkami pro organismy než každá z hraničních biocenóz, proto tam bývá větší pestrost druhů rostlin i živočichů (Hansen et al. 1988; Jeník 1995 aj.). Jedná se o prvek prostorové struktury krajinné složky (ekosystému), který tvoří různě široké přechodové pásmo či linii rozhraní mezi sousedními ekosystémy, a je charakterizován vyšším počtem druhů organismů oproti oběma sousedním biocenózám (tzv. ekotonový efekt, edge-effect). Nalézají se zde druhy jak z obou sousedních biocenóz, tak druhy specifické jen pro tuto přechodnou zónu. Za ekotony však dle Castri, Hansen (1992) považují i ostré hranice (úzké přechodové zóny). V současné kulturní krajině jsou však ekotony místem styku prostoru přírodního a řízeného člověkem (agroekosystémy).

Funkce ekotonů v krajině

Podle různých přístupů můžeme funkce ekotonů rozdělit na tři okruhy (Sklenička et al. 2003):

- funkce ekologická (hydrologická, půdoochranný, klimatická)
- funkce kulturní
- funkce produkční

Funkci ekologická se dále rozdělit do pěti subkategorií:

- ekoton jako specifický ekosystém
- ekoton jako refugium
- ekoton jako zdroj druhů kolonizující jiné krajinné elementy
- ekoton jako koridor
- ekoton jako buffer (nárazník)

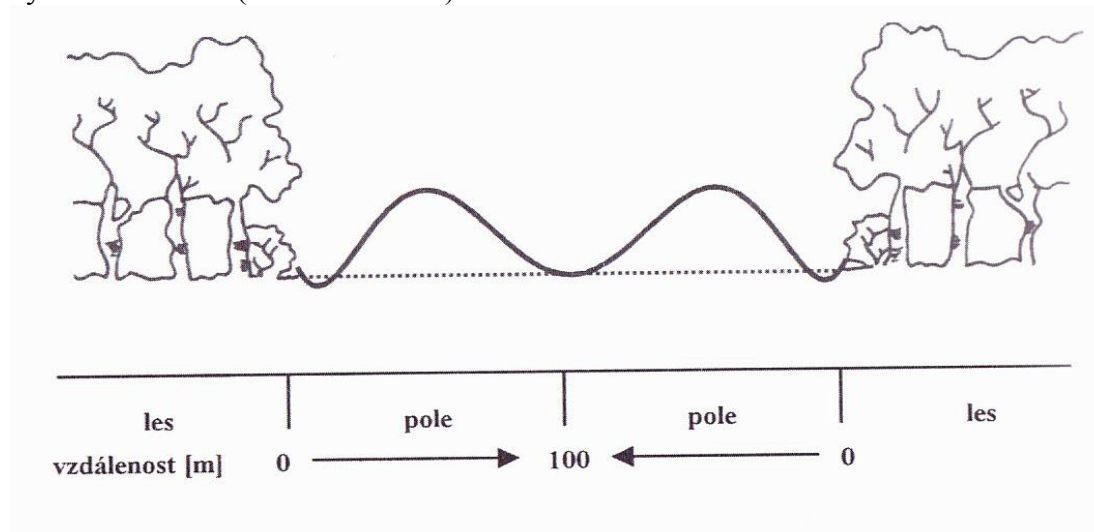
Kromě výše uvedených funkcí a v duchu širokého pojetí termínu ekologická funkce je dále nutné výše uvedené funkce rozšířit o následující:

- ekoton jako půdoochranný element,
- ekoton jako hydrologický faktor,
- ekoton jako mikroklimatický faktor,
- ekoton jako zóna zprostředkování ekologické stability.

12. 6. Krajina - autoregulační systém, homeostáza krajiny

Mají-li ekosystémy a krajinné systémy trvale plnit své produkční a mimoprodukční funkce je třeba znát hranici, po kterou je možné je zatěžovat, aniž bychom narušili jejich funkčnost. Je třeba znát jejich ekologickou stabilitu. **Ekologická stabilita** je schopnost ekologického systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí. Tato schopnost se projevuje minimální změnou za působení rušivého vlivu nebo spontánním návratem do výchozího stavu (MÍCHAL 1994). Stabilita antropogenních a semiantropogenních ekosystémů (agrocenózy, lesní monokultury, zahrady, apod.) musí být udržována trvalými lidskými zásahy a trvalými

(pravidelnými) vklady dodatkové energie (práce, hnojiva, elektrická energie). Protikladem ekologické stability je **ekologická labilita** (nestabilita) tj. neschopnost ekologického systému přetrvat působení cizího vlivu zvenčí nebo neschopnost vrátit se po případné změně k výchozímu stavu (MÍCHAL 1994).



Obr. 12.2. Vliv okrajů lesních porostů na výnosové parametry zemědělských plodin a na celkovou pórovitost orné půdy. Křivka generalizuje zjištěné trendy, tečkovaná přímka požadové hodnoty charakteristik. Pozitivní vliv na sledované charakteristiky je připisován okrajovému efektu, negativní vliv v blízkosti lesních okrajů zvýšené intenzitě přejezdů zemědělské mechanizace (celková pórovitost), resp. Zastínění, trofické a hydrické kompetenci (výnosové parametry). Zdroj: Sklenička 2003.

Hlavním projevem ekologické stability je ekologická rovnováha. Ekologickou rovnováhou rozumíme dynamický stav ekologického systému, který se trvale udržuje s malým kolísáním nebo do něhož se systém opět spontánně navrácí (MÍCHAL 1994). Je to tedy stav, který se udržuje jako konstantní, nebo který se udržuje přibližně v pravidelných cyklech. O krajíně lze prohlásit, že se v každém okamžiku nachází ve stavu dynamické rovnováhy, tj. je objektem dvou proti sobě působících sil - vývoje a disturbancí (FORMAN, GODRON 1993).

Jakýmsi protikladem **homeostázy** je **homeorhéza** (ochrana plynutí). Základním aspektem je zohlednění vývojové dynamiky živých systémů, která by měla být chráněna tak, aby mohla probíhat vlastní evoluce systému. V rámci ochrany plynutí nastávají i nestabilní stavy, přičemž se mohou vyskytovat i extrémní situace vývoje (např. katastrofy, viz dále). Homeorhéza ve své koncepci přímo počítá s pohybem živých soustav po vývojové trajektorii (na rozdíl od homeostázy, která se ubírá směrem do klidových stavů). Úlohou autoregulačních mechanismů není v pojetí homeorhézy návrat k určitému bodu, ale zabezpečení plynulého pohybu po dosavadní trajektorii (MÍCHAL 1994). (homeostáza = ochrana stavu, homeorhéza (= ochrana plynutí).

Typy ekologické stability lze vysvětlit následovně (LIPSKÝ 1999; MÍCHAL 1994):

- **konstantnost,**
- **cykličnost,**
- **rezistence,**
- **resilience.**

Tyto typy stability mohou být výsledkem přírodních nebo antropogenních zásahů, nebo kombinací obojího.

12. 7. Koncepce územních systémů ekologické stability (ÚSES)

Územní systém ekologické stability krajiny je vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Rozlišuje se místní, regionální a nadregionální systém ekologické stability. Ochrana přírody a krajiny se podle zákona č. 114/92 Sb., zajišťuje mimo jiné ochranou a vytvářením právě územního systému ekologické stability krajiny. Vymezení systému ekologické stability, zajišťujícího uchování a reprodukci přírodního bohatství, příznivé působení na okolní méně stabilní části krajiny a vytvoření základů pro mnohostranné využívání krajiny stanoví a jeho hodnocení provádějí orgány územního plánování a ochrany přírody ve spolupráci s orgány vodohospodářskými, ochrany zemědělského půdního fondu a státní správy lesního hospodářství. Ochrana systému ekologické stability je povinností všech vlastníků a uživatelů pozemků tvořících jeho základ. Jeho vytváření je veřejným zájmem, na kterém se podílejí vlastníci pozemků, obce i stát. ÚSES je tedy sítí skladebných částí - biocenter, biokoridorů, interakčních prvků, (ochranných zón), účelně rozmístěných na základě funkčních a prostorových kritérií (BUČEK, LACINA 1995).

Cílem zabezpečování ÚSES v krajině je (BUČEK, LACINA 1995):

- uchování a podpora rozvoje přirozeného genofondu krajiny,
- zajištění příznivého působení na okolní, ekologicky méně stabilní části krajiny a jejich prostorové oddělení,
- podpora možnosti polyfunkčního využívání krajiny,
- uchování významných krajinných fenoménů.

Rozlišujeme následující úrovně ÚSES:

- **Provinciální a biosférický ÚSES** - jsou rozlehlé ekologicky významné krajinné oblasti, které reprezentují bohatství naší bioty v rámci biogeografických provincií a celé planety. Jádrová území s přírodním vývojem by u těchto segmentů měla mít plochu větší než 10000 ha.
- **Nadregionální ÚSES** - jsou rozlehlé ekologicky významné krajinné celky a oblasti s min. plochou alespoň 1000 ha. Jejich síť by měla zajistit podmínky existence charakteristických společenstev s úplnou druhovou rozmanitostí bioty v rámci určitého biogeografického regionu.
- **Regionální ÚSES** - jsou plošně rozlehlejší EVSK s minimální plochou podle typů společenstev od 10 do 50 ha. Jejich síť musí reprezentovat rozmanitost typů biochor v rámci určitého biogeografického regionu.
- **Místní (lokální) ÚSES** - jsou plošně méně rozlehlé EVSK (obvykle do 5-10ha). Jejich síť reprezentuje rozmanitost skupin typů geobiocénů v rámci určité biochory.
- Další úrovní ekologických sítí je pak EECONET (European Ecological Network), jehož kostru tvoří pro území České republiky vybrané skladebné části nadregionálního ÚSES.

Skladebné prvky ÚSES:

- **Biocentrum** - biotop, nebo centrum biotopů v krajině, který svým stavem a velikostí umožňuje trvalou existenci přirozeného či pozměněného, avšak přírodě blízkého ekosystému.
- **Biokoridor** - území, které neumožňuje rozhodující části organismů trvalou dlouhodobou existenci, avšak umožňuje jejich migraci mezi biocentry a tím vytváří z oddělených biocenter síť.

- **Interakční prvek** - krajinný segment, který na lokální úrovni zprostředkovává příznivé působení základních skladebných částí ÚSES (biocenter a biokoridorů) na okolní méně stabilní krajinu do větší vzdálenosti. Mimo to interakční prvky často umožňují trvalou existenci určitých druhů organismů, majících menší prostorové nároky (vedle řady druhů rostlin některé druhy hmyzu, drobných hlodavců, hmyzožravců, ptáků, obojživelníků atd.).
- **Ochranná zóna** - biocenter a biokoridorů zabraňuje, nebo co nejvíce omezuje pronikání negativních antropogenních vlivů z okolí. Všechny EVSK by měli mít tuto kompromisně využívanou zónu. Opatření ochranných zón může být technické (záchytný příkop proti splachům), biotechnické (zatravnění), organizační (vyhlášení ochranného pásma - např. zákaz letecké aplikace chemikálií).

Generel, plán, projekt ÚSES:

Generel ÚSES vymezuje ÚSES jen na základě přírodovědných hledisek. Je vymezován co nejvolněji a jsou v něm vyjádřeny jen přírodní danosti (trvalé ekologické podmínky a vyspělá a okamžitě nenahraditelná společenstva) (LÖW et al. 1995).

- **Plán ÚSES** slouží orgánům ochrany přírody pro vymezení místního, regionálního i nadregionálního ÚSES. Plán je podkladem pro projekty ÚSES, provádění pozemkových úprav, pro zpracování územně plánovací dokumentace, lesních hospodářských plánů event. osnov. Jeho úkolem je prostorově a funkčně definovat nároky ÚSES v daném území.
- **Projekt ÚSES** je souborem přírodovědné, technické, ekonomické, organizační a majetkoprávní dokumentace. Je závazným podkladem pro provádění pozemkových úprav a součástí lesních hospodářských plánů (event. osnov). Jeho úkolem je připravovat, kontrolovat a evidovat realizaci dané skladebné části ÚSES, která byla již jednoznačně prostorově vymezena a schválena v plánu ÚSES.

Metodika tvorby ÚSES:

Pro projekční praxi jsou shrnuty metodické pokyny a odborné podklady potřebné pro vymezování ÚSES v publikaci "Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability" (LÖW et al. 1995). Kde jsou uvedena zejména:

- přírodovědná východiska ÚSES,
- postavení ÚSES v právním prostředí společnosti,
- východiska prostorově funkční optimalizace ÚSES,
- metodika vymezování místního ÚSES,
- metodické principy realizace-projekty ÚSES,
- definice pojmů.
- Dále jsou zde uvedeny textové a grafické přílohy shrnující potřebné podklady pro projekci místního ÚSES. Tato publikace má tedy formu komplexního metodického pokynu pro nejširší projekční veřejnost.

12. 8. Otázky na procvičení:

1. Definice krajiny.
2. Biogeografická diferenciacie krajiny.
3. Fragmentace a ekotony v krajině.
4. Územních systém ekologické stability.
5. Krajinné plánování.

12. 9. Použitá a doporučená literatura:

- BUČEK, A., LACINA, J., 1995). Diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí a její aplikace v krajinném plánování při navrhování územních systémů ekologické stability. Zpr. Čes. Bot. Společ., Praha, 30, Mater. 12: 99-102.
- BUČEK, A., 2005. Geobiocenologie a tvorba územních systémů ekologické stability krajiny. In ÚSES - zelená páteř krajiny. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, s. 5-15. ISBN 80-86064-85-9.
- BUČEK, A., LACINA, J., 1979. Biogeografická diferenciace krajiny jako jeden z ekologických podkladů pro územní plánování. Územní plánování a urbanismus, 6: 6: 382-387.
- BUČEK, A., LACINA, J., 1981. Využití biogeografické diferenciace při ochraně a tvorbě krajiny. Sborník Československé geografické společnosti, 86 (1): 44-50.
- BUČEK, A., LACINA, J., 1995. Přírodovědná východiska ÚSES. In LÖW, J. a kol. Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Teorie a praxe. Brno: Doplněk, 124 s. ISBN 80-85765-55-1.
- BUČEK, A., LACINA, J., 2001. Harmonická kulturní krajina venkova: sny a realita. In: Tvář naší země - krajina domova. Sb. příspěv. konf. 21. - 23. února 2001 na Pražském hradě.
- DEMEK, J., 1974. Systémová teorie a studium krajiny. Brno: GgÚ ČSAV, Studia geographica 40, 198 s.
- FORMAN, R. T. T., GORDON, M., 1993. Krajinná ekologie. Praha: Academia, 583 s.
- HANSEN, A.J., DI CASTRI, F. (eds.), 1988. Landscape Boundaries. Ecological Studies 92, Springer Verlag.
- HAVRLANT, M., BUZEK, L., 1985. Nauka o krajině a péče o životní prostředí. Praha: SPN, 126 s.
- JENÍK, J., 1995. Ekosystémy. Praha: Karolinum, 135 s. ISBN: 80-7184-040-8.
- SKLENIČKA, P., 2003. Základy krajinného plánování. Praha, Nakladatelství Naděžda Skleničková, 321 s., ISBN 80-903206-1-9.
- LIPSKÝ Z., 1999. Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Praha: Karolinum, 129 s. ISBN 80-7184-545-0.
- LÖW, J. a kol. (1995): Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Teorie a praxe. Brno: Doplněk, 124 s. ISBN 80-85765-55-1.
- MÍCHAL, I., 1994. Ekologická stabilita. 2. rozš. vyd. Brno: Veronica, 276 s. ISBN 80-85368-22-6.
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z., 1997. Krajina ako geosystém. Bratislava: VEDA, 153 s. ISBN 80-224-0519-1.
- NOVOTNÁ, D. (ed.), 2001. Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny. Praha: MŽP+Enigma, 399 s. ISBN 80-7212-192-8.
- SKLENIČKA, P., PITTNEROVÁ, B., 2003. Ekotony v krajině. Pozemkové úpravy, 46. 16-18.
- MENŠÍK, L., 2005. Geobiocenologická charakteristika území a vymezení ekologické sítě. Geobiocenologie a ekologie krajiny. ÚBDG MZLU v Brně. 30 s.
- Zákon č. 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny
- ZLATNÍK, A., 1975. Ekologie krajiny a geobiocenologie. VŠZ Brno, 172 s.
- ZLATNÍK, A., 1976 a. Lesnická fytocenologie. Státní zemědělské nakladatelství Praha. 495 s.
- ZLATNÍK, A., 1976 b. Přehled skupin typů geobiocénů původně lesních a křovinných. Zprávy Geografického ústavu ČSAV, Brno: Geografický ústav ČSAV, XIII, 3-4.
- ZLATNÍK, A. a kol., 1970. Lesnická botanika speciální. SZN Praha. 667 s.
- ZLATNÍK, A. a kol., 1973. Základy ekologie. SZN Praha. 270 s.

13. Ekologické základy přírodě blízkého obhospodařování lesů

13. 1. Úvod

Není pochyb o tom, že lesy jsou jedním z nejdůležitějších a také nejohroženějších ekosystémů a v posledních dvou deceniích se zájem o ně značně zvýšil. Nicméně přestože se staly předmětem mnoha diskusí i politických jednání na nejvyšší úrovni, stále se zdá, že zejména na úrovni globální je domluva ohledně odpovědného a spravedlivého užívání lesů v nedohlednu. Tzv. panevropský proces (MCPFE) jehož základním cílem je propagace trvale udržitelného obhospodařování lesů naznačil, že zejména Evropa by mohla jít v tomto ohledu příkladem a to i přesto, že po Konferenci OSN o udržitelném rozvoji (UNCED 1992) se touto problematikou zabývají ve světě i další procesy (Montrealský proces, Lepaterique, Dry Zone Africa, Dry Forest Asia, Near East, Tarapoto, ATO). MCPFE přispívá k aktivitám Fóra Spojených národů o lesích, Konvence o biologické rozmanitosti, vydává zprávy o stavu lesů a snaží se zlepšit vzájemný vztah mezi vědou a politikou (VACEK, PODRÁZSKÝ 2007).

Základní úlohou hospodaření v lesích je natrvalo zachovat, popřípadě vytvořit stabilní a zdravé lesní ekosystémy, které v naší krajině optimálně plní všechny ekonomické, ekologické a sociální funkce společností požadované. Cesta k tomu cíli vede přes stanovišti odpovídající trvale udržitelné hospodaření v lesích, jehož podporu ukládá v úvodním paragrafu náš lesní zákon č. 289/1995 Sb. a doporučuje řada rezolucí z ministerských konferencí o ochraně lesů v Evropě.

Znalost základů trvale udržitelného obhospodařování lesů učinit komplexní rozhodovací proces transparentním. S přihlédnutím ke všem krátkodobým i dlouhodobým aspektům musí lesní hospodář permanentně hledat optimální možnosti řešení. Při nemožnosti ideálního pěstebního řešení musí hledat alternativní suboptimální pragmatické řešení. K tomu musí být schopen pro nejrůznější stanoviště, porost od porostu podle kvantitativních i kvalitativních znaků domýšlet do hloubky diferencované rozhodování. Nemůže přitom spoléhat na počítačové řešení; při omezenosti exaktně zjišťovaných a zjistitelných údajů i množství jen v hrubých rysech postižitelných kvalitativních složek a variabilitě pěstebních cílů je možné modelovým způsobem postihnout jen v hrubých rysech určité dílčí aspekty, nikoliv však vytvořit komplexní systém způsobů trvale udržitelného obhospodařování lesů.

13. 2. Koncept udržitelnosti - vývoj principů obecně

1. milníkem ve vývoji udržitelného rozvoje bylo vydání publikace Meze růstu (známá jako První zpráva Římského klubu) v roce 1972. Studie konstatovala, že nekonečný růst není možný v prostředí limitovaných zdrojů a řešila možnosti vytvoření podmínek environmentální a ekonomické stability, která je trvale udržitelná rizika ohrožující další existenci lidstva a biosféry. V roce 1980 vypracovaly tři světové organizace (Mezinárodní svaz na ochranu přírody – IUCIN, Program OSN na ochranu životního prostředí – UNEP a Světový fond na ochranu přírody – WWF) dokument Světová strategie ochrany životního prostředí (WSC). Jde o první oficiální dokument akceptující pojem trvale udržitelný rozvoj. V roce 1987 byla přijata zpráva Naše společná budoucnost Valným shromážděním OSN. Zpráva byla vypracována Světová komise pro životní prostředí poprvé definovala pojem trvale udržitelný rozvoj jako rozvoj, který naplňuje současné potřeby, aniž by omezoval schopnost budoucích generací naplnit jejich potřeby.

Důležitým přelomem se stala v roce 1992 v Rio de Janeiro schválená Deklarace o životním prostředí a rozvoji (Charta Země) obsahující 27 principů trvale udržitelného rozvoje a ustanovení Agendy 21, což je podrobný akční plán v oblasti ochrany životního prostředí. Cílem je soulad hospodářského a sociálního rozvoje s účinnou ochranou prostředí.

V roce 1992 byl v ČR definován trvale udržitelný rozvoj zákonem č. 17/1992 Sb., o životním prostředí. V roce 1993 byl ustaven Výbor OSN pro trvale udržitelný rozvoj. V roce 1998 na ministerském zasedání Rady OECD v Paříži byl prohlášen trvale udržitelný rozvoj za prioritu členských zemí. Na konferenci v Rio de Janeiro navázal v roce 2000 Summit tisíciletí v New Yorku, který označil zachování udržitelné budoucnosti za vůbec nejnaléhavější výzvu dneška. V roce 2002 se konala Celosvětová konference OSN o udržitelném rozvoji v Johannesburgu, která zdůraznila podstatu udržitelného rozvoje v zajištění rovnováhy třech základních pilířů: sociální, ekonomický a environmentální.

Je možno rozlišit 3 koncepty pojetí udržitelného rozvoje:

1. koncept – jde o obecně formulovaný koncept udržitelného rozvoje (definice dle komise Brundtlandové z r. 1987), který je definován jako takový rozvoj, který zajistí potřeby současných generací, aniž by bylo ohroženo splnění potřeb generací příštích a aniž by se to dělo na úkor jiných národů. Tuto definici je možno vykládat obecně eticky, naráží však na problém definice potřeb budoucích generací.

2. koncept – udržitelný rozvoj je založen na rovnováze tří pilířů – ekonomického, sociálního a environmentálního (definice ze Světového summitu k udržitelnému rozvoji v Johannesburgu v r. 2002). Udržitelnost je chápána jako vyváženost vývoje mezi těmito pilíři, tzn. mezi vývojem ekonomiky, životní úrovní obyvatel a zátěží životního prostředí. Cílem je, aby se vývoj v některém pilíři nevyvíjel na úkor ostatních.

3. koncept – udržitelný rozvoj vychází z ekonomických principů, resp. z potenciálu kapitálových aktiv (kapitálový přístup k udržitelnému rozvoji). Uvažuje se o kapitálu lidském, sociálním, přírodním, produkčním a finančním. Pokud úhrnný kapitál dlouhodobě roste, vývoj se pokládá za udržitelný.

Další definice udržitelného rozvoje

1. *„Udržitelný rozvoj znamená především rovnováhu - rovnováhu mezi třemi základními oblastmi našeho života (ekonomikou, sociálními aspekty a životním prostředím), také rovnováhu mezi zeměmi, různými společenskými skupinami, dneškem a budoucností apod.“ (Jedna z definic Místní agendy 21).*

2. *„Úkolem Společenství je vytvořit společný trh a hospodářskou a měnovou unii a společnými politikami a aktivitami podporovat harmonický a vyvážený rozvoj ekonomických aktivit Společenství, trvalý udržitelný a neinflační ekonomický růst, který respektuje životní prostředí.“ (Maastrichtská dohoda, Dohoda o EU).*

3. *„Udržitelný rozvoj znamená integraci ekonomických, sociálních a environmentálních cílů, vytvořit takový rozvoj, který je sociálně žádoucí, ekonomicky životaschopný a ekologicky udržitelný.“ (Hens, in B. Nath, L. Hens, and D. Devuyt, 1996).*

4. *„Udržitelný rozvoj společnosti je takový rozvoj, který současným i budoucím generacím zachovává možnost uspokojovat jejich základní životní potřeby a přitom nesnižuje rozmanitost přírody a zachovává přirozené funkce ekosystémů.“ (Václav Hála, zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí).*

5. *„Udržitelný rozvoj je komplexní soubor strategií, které umožňují pomocí ekonomických prostředků a technologií uspokojovat lidské potřeby, materiální, kulturní i duchovní, při plném respektování*

environmentálních limitů; aby to bylo v globálním měřítku současného světa možné, je nutné redefinovat na lokální, regionální i globální úrovni jejich sociálně-politické instituce a procesy.“ (Ivan Rynda).

6. *„Udržitelný rozvoj je takovým způsobem rozvoje lidské společnosti, který uvádí v soulad hospodářský a společenský pokrok s plnohodnotným zachováním životního prostředí. Mezi hlavní cíle trvale udržitelného rozvoje patří zachování životního prostředí dalším generacím v co nejméně pozměněné podobě.“ (Server wikipedie).*

13. 3. Koncept udržitelnosti - vývoj principů v lesní hospodářství

Pod pojmem trvalosti (trvalé udržitelnosti) obecně rozumíme snahu o zachování stavu působení určitého systému na sledované úrovni při dlouhodobém udržení nebo zlepšení systémových zdrojů. Tato definice naznačuje, že trvalost je třeba chápat v souvislosti s lidským jednáním (činností), že je možno ji aplikovat na nejrůznější systémy a že má také určitou etickou náplň.

V lesnictví je princip trvalosti v podstatě znám již od středověku. Je možno zmínit v této souvislosti především Karla Velikého, zakladatele francké říše (na přelomu 8. a 9. století), která byla spravována jednotným zákonodárným systémem. V jedné z hospodářských instrukcí čteme: „Chceme, aby naše lesy a lesíky byly pod dohledem a nepřipustíme, aby jejich části byly kryty jen křovinami. Kde lesy mají být, tam si nemůžeme dovolit ani jejich velké odlesňování či znehodnocování“. U nás je možno uvést kodex Karla IV., který se tento panovník (někdy kolem roku 1355) neúspěšně pokusil zavést v českých zemích a pak i celou řadu ustanovení různých lesních řádů (taktéž již ve 14. století). Podle nařízení České královské komory z roku 1569 se měl při kácení stromů brát hlavní zřetel na dlouhodobé zachování lesů.

Pojetí trvalosti v lesním hospodářství (samotný tento termín, v němčině Nachhaltigkeit) poprvé uvedl a definoval v. CARLOWITZ (1713) se dále vyvíjelo, rozlišovalo a měnilo. Podle Carlowitzovy definice je trvale udržitelná těžba dřeva možná jen tehdy, když produkční prostředky lesa budou zachovány, a to plánovanou regulací těžby a opětovným povinným zalesněním. Stále zřetelněji se přitom projevoval i zmíněný etický efekt – zájem o budoucí generace, který zdůraznil zejména HARTIG (1808) slovy, že „výše těžby dřeva musí být v lesním hospodářství regulována tak, aby na příští generace zůstal aspoň takový podíl, jaký si přisvojují generace současné“.

V českých zemích měl princip trvalosti již dávno řadu významných průkopníků. Uvedme např. Antonína Tichého (1843-1923), jenž vyslovil hlavní axiom, že dříví roste jen na dříví rostoucích stromů a nemůže růsti tam, kde jich není. Dále Jan Frič (1883-1971), který ve své knize „Učebnice zařízení lesů“ (1916) píše: „Člověk přemýšlel a vymýšlel. Tvořil si představy něčeho dokonalého, početně lámal překážky, které stály uskutečnění této představy v cestě, obětoval skutečnost, aby se přiblížil ideálu. A v představě, že slouží dobré věci, zapomínal, že les se řídí vyššími zákony, než je vůle člověka, nutil les, aby rozuměl jemu a sám se nesnažil porozumět lesu...“. Další mimořádnou osobností byl Prof. Josef Konšel (1875-1958). Podstatu o trvale udržitelné obhospodařování lesa vyjádřil v r. 1930 názvem své rukověti „Tvorba a pěstění lesů v biologickém ponětí“ (1931) píše: „Známe-li přímý cíl, je třeba přemýšlet o cestě; cestu však volí ten, kdo má dávat směr. Prostředkem ku zvolenému cíli bude dohled na označenou rovnováhu a péče, aby nebyla rušena. Je zde tedy ona trojí hospodářská péče, jedna o vlastnosti stanovištní, druhá o vrcholnou činnost asimilační a třetí o zušlechťení asimilačních výsledků volbou nejvhodnějších dřevin a směsí porostních. Tato trojí péče nemůže býti roztržena, nýbrž musí býti stále jednotná, tak aby trojí směr v této trojí péči se zrcadlící měl vždy ráz úplné a dokonalé vzájemnosti a byl tak souvislým řetězem, jak si jej pojetí biologické představuje“. V ní myšlenkově přepracoval a českému prostředí

přiblížil vše, čeho bylo teoreticky i prakticky dosaženo právě v tom směru, který se označoval a označuje většinou jako přírodě blízké pěstování.

V 60. letech minulého století převládalo ještě přesvědčení (např. Římský klub – Club of Rome, 1968), že další existenci lidstva hrozí největší nebezpečí z vyčerpání přírodních zdrojů. Osmdesátá léta ukázala, že ještě větší nebezpečí spočívá v emisích světového hospodářského systému, které se projevují celosvětovým poškozováním přírodního a životního prostředí; jedná se především o skleníkový efekt, vyvolaný nárůstem koncentrací termoaktivních plynů v atmosféře, dále o tzv. ozónovou díru, odumírání a chřadnutí lesů apod. I neoptimističtějším zastáncům technického pokroku začalo být jasné, že existuje něco jako „maximální únosnost“ (Carrying capacity) přírodního prostředí. I když metody hodnocení optimální či maximální zatíženosti přírodního prostředí – a to platí i pro lesy – jsou teprve v samých začátcích, sjednotilo se lidstvo s ohledem na životní šance budoucích pokolení na tomto základě: „Optimální velikost zatížení musí být trvale udržitelná, aby byl trvale možný i další rozvoj“.

Na uvedené tíživé problémy přírodního a životního prostředí reagovala Komise pro životní prostředí a rozvoj OSN (za předsednictví G.H.Brundlandové) zprávou s názvem „Naše společná budoucnost“ (Our Common Future), přednesenou na Valném shromáždění OSN (1987). V této zprávě byl poprvé použit termín trvale udržitelný rozvoj (sustainable development), který se od té doby stal klíčovým pojmem v politice přírodního a životního prostředí.

Trvale udržitelnému rozvoji pak byla věnována vrcholná konference OSN o životním prostředí a rozvoji, která proběhla v Rio de Janeiru v roce 1992 za účasti zástupců 172 států světa. Signatářské státy podepsaly celou řadu dokumentů, z nichž nejvýznamnější jsou:

- Rio – deklarace o životním prostředí a rozvoji, která obsahuje 27 zásad pro trvale udržitelný rozvoj soužití člověka s přírodou,
- Agenda 21, což je na 800 stránkách vypracovaný program pro životní prostředí, v němž např. kapitola 11 vyhláší boj proti odlesňování,
- Rezoluce o biologické diverzitě, která se velmi dotýká lesního hospodářství,
- Zásady hospodaření v lesích, známé jako „Statement of forest principles“; toto prohlášení obsahuje principy pro obhospodařování, využívání a trvale udržitelný rozvoj lesů, mezi nimiž je i princip trvale udržitelného obhospodařování lesů (Sustainable management of forests), požadující, aby **„lesní zdroje a lesní půda byly trvale obhospodařovány takovým způsobem, který odpovídá sociálním, ekonomickým, ekologickým, kulturním a duchovním potřebám současných i budoucích generací“**.

13. 4. Definice trvale udržitelného hospodaření

Obecné zásady hospodaření v lesích (viz výše) byly dále rozpracovány a zpřesněny do rezoluce H-1, přijaté na ministerské konferenci v Helsinkách (1993) za účasti ministrů zodpovědných za lesní hospodářství ve všech státech Evropy.

Definice trvale udržitelného obhospodařování lesů:

„Správa a využívání lesů a lesní půdy takovým způsobem a v takovém rozsahu, které zachovávají jejich biodiverzitu, produkční schopnost a regenerační kapacitu, vitalitu a schopnost plnit v současnosti i v budoucnosti odpovídající ekologické, ekonomické a

sociální funkce na místní, národní a globální úrovni a které tím nepoškozují ostatní ekosystémy“.

Dále byly připojeny Všeobecné zásady, které ve 12 bodech obsahují hlavní principy tohoto způsobu hospodaření. Patří k nim zejména:

- vyloučení takové lidské činnosti, která vede přímo či nepřímo k nevratným
- poškozením lesních půd a stanovišť, flóry, fauny a funkcí lesa, zvyšování odolnosti a přizpůsobivosti lesních ekosystémů vůči stresům (včetně ochrany proti hmyzím škůdcům, chorobám, zvěři a dalším škodlivým činitelům),
- při pěstování lesů podpora způsobů napodobujících přírodu, preference původních dřevin a místních proveniencí, které by neměly být využívány vně areálu svého přirozeného rozšíření,
- genetickým výběrem upřednostňovat adaptační vlastnosti na úkor vlastností produkčních,
- podpora využívání dřeva a ostatních produktů lesa.

13. 4. 1. Ministerské konference o ochraně evropských lesů

1. ministerská konference o ochraně evropských lesů - ŠTRASBURK 1990

Rezoluce:

- S 1 - Evropská síť stálých ploch pro sledování lesního ekosystému (monitoring ICP Forests)*
- S 2 - Zachování lesních genetických zdrojů*
- S 3 - Evropská databanka lesních požárů*
- S 4 - Hospodaření v horských lesích*
- S 5 - EUROSILVA - síť pro výzkum fyziologie lesních dřevin*
- S 6 - Evropská síť pro výzkum lesních ekosystémů*

2. ministerská konference o ochraně evropských lesů - HELSINKY 1993

Rezoluce:

- H 1 - Obecné zásady trvale udržitelného hospodaření v lesích*
- H 2 - Obecné zásady ochrany a trvale udržitelného zachování biodiverzity evropských lesů*
- H 3 - Lesnická spolupráce se státy ve stádiu přechodu na jiný typ ekonomiky*
- H 4 - Strategie procesu dlouhodobé adaptace evropských lesů na klimatické změny*

3. ministerská konference o ochraně evropských lesů – LISABON 1998

Rezoluce:

- L1 - Lidé, lesy a lesnictví (Podpora sociálních a ekonomických aspektů trvale udržitelného lesního hospodářství)*
- L2 - Celoevropská kritéria, ukazatele a směrnice TUH na provozní úrovni pro trvale udržitelné hospodaření v lesích*

4. ministerská konference o ochraně evropských lesů - VÍDEŇ 2003

Rezoluce:

- V1 - Národní lesnické programy*
- V2 - Ekonomické aspekty trvale udržitelného hospodaření (TUH)*
- V3 - Sociální a kulturní aspekty TUH*
- V4 - Biodiverzita*
- V5 - Klimatická změna a TUH*

5. ministerská konference o ochraně evropských lesů – VARŠAVA 2007

Rezoluce:

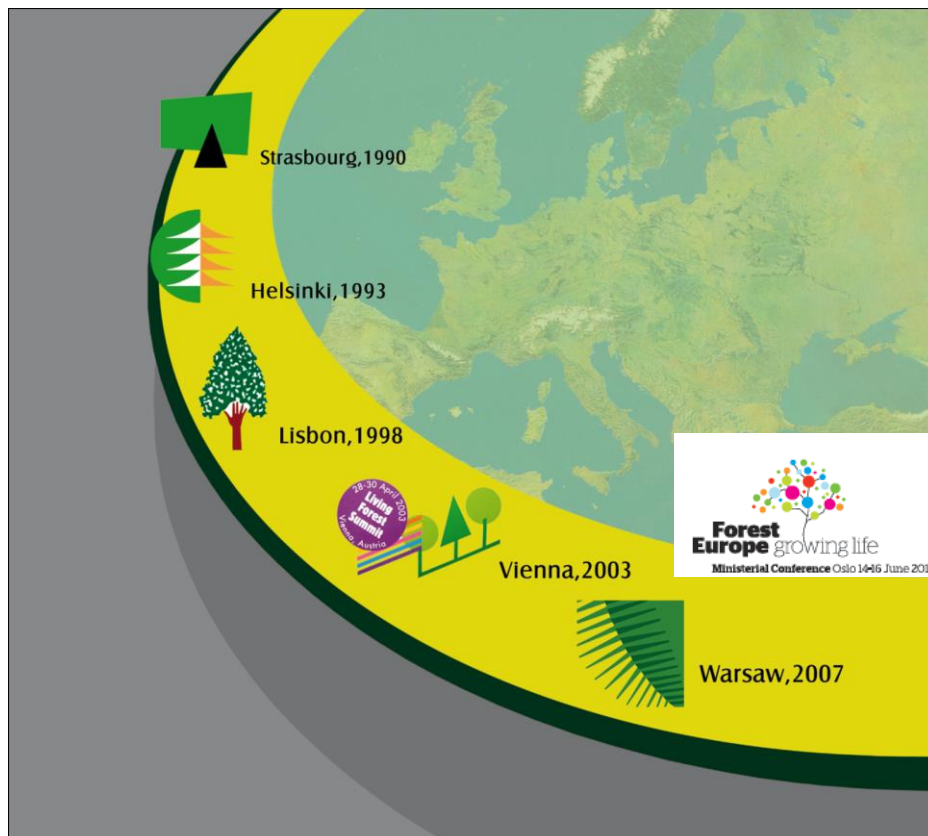
W1: "Lesy, dřevo a energie,, (Forests, Wood and Energy)

W2: "Les a voda,, (Forests and Water)

Prohlášení:

P1: O lesních požárech v jižní Evropě

P2: Iniciativa Panevropský týden lesů (Pan-European Forest Week)



Obr. 13.1: Loga a chronologický přehled jednotlivých ministerských konferencí o ochraně lesů v Evropě (VANČURA 2008).

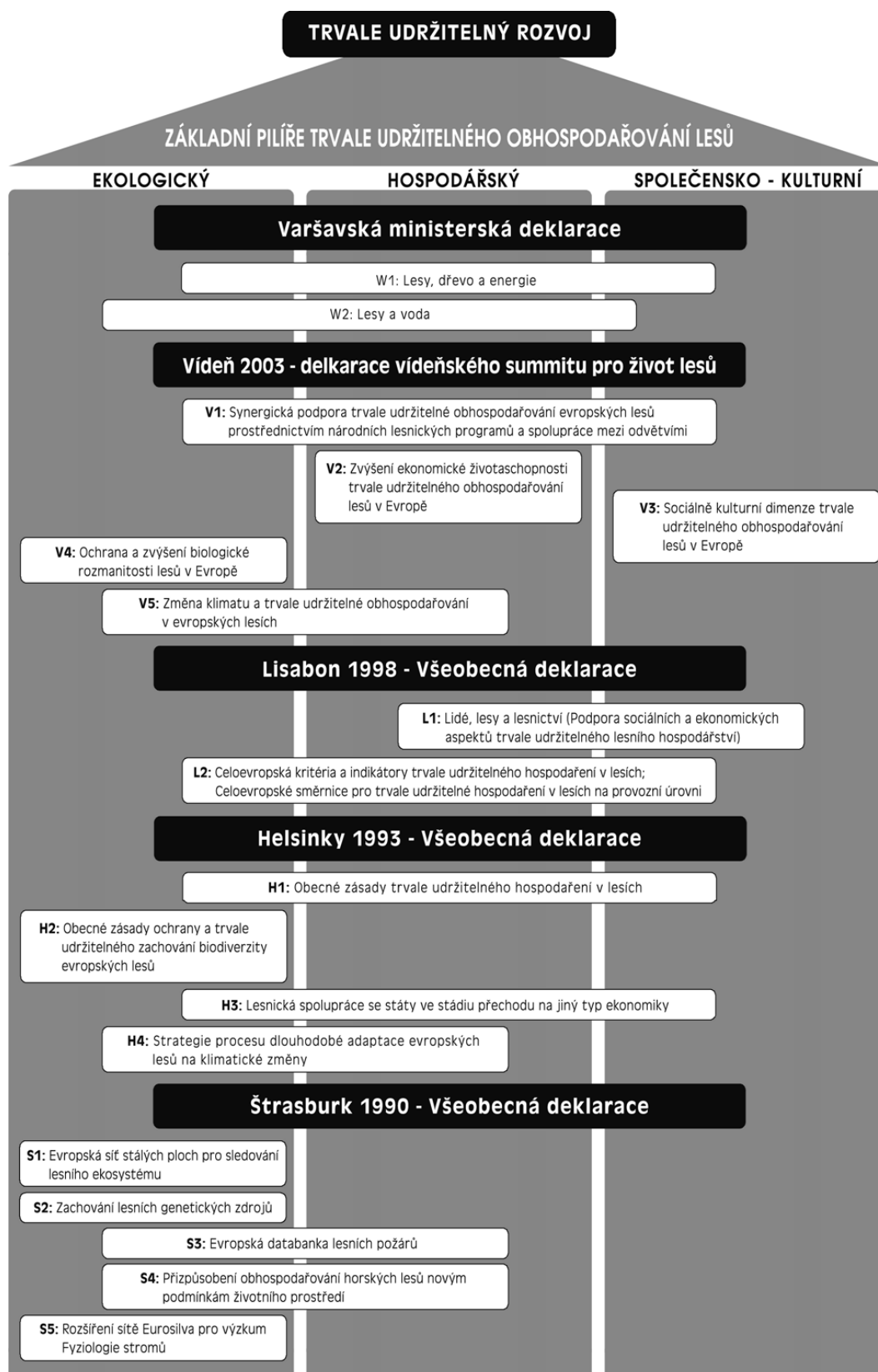
6. ministerská konference o ochraně evropských lesů – Oslo 2011

Rezoluce:

Evropské lesy 2020 - o vytvoření nové vize, poslání, úkolů a cílech procesu FOREST EUROPE

13. 5. Kritéria a indikátory trvale udržitelného hospodaření v lesích

V rámci Helsinské konference ministrů v r. 1994 byl pro realizaci Všeobecných směrnic přijat na úrovni expertů dokument Celoevropská národní kritéria a ukazatele (Kritéria charakterizují či definují hlavní prvky nebo soubor podmínek a procesů, jejichž pomocí je možno hodnotit trvale udržitelné lesní hospodaření. Směr změn v rámci jednotlivých kritérií je vyznačen periodicky měřenými ukazateli.). Je to nástroj na hodnocení a sledování pokroku, uskutečněného v oblasti trvale udržitelné hospodaření v lesích, jak ho definuje Rezoluce H1, v jednotlivých evropských zemích i v Evropě jako celku.



Obr. 13.2: Základní pilíře trvale udržitelného hospodaření lesů /TUH/ do roku 1990 (VANČURA 2008).

Celoevropské kritéria trvale udržitelného hospodaření v lesích:

- Zachování a vhodné rozšiřování lesních zdrojů a jejich příspěvek ke globálním cyklům uhlíku,

- Zachování zdraví a vitality lesních ekosystémů,
- Zachování a podpora produkčních funkcí lesů (dřevo a jiné produkty)
- Zachování, ochrana a odpovídající zvyšování biologické diverzity lesních ekosystémů
- Zachování a odpovídající zlepšování ochranných funkcí (zvláště půdy a vody) při hospodaření v lesích
- Zachování dalších sociálně-ekonomických funkcí a podmínek.

Celoevropské směrnice na provozní úrovni byly vypracovány s cílem dále zlepšit trvale udržitelné hospodaření v evropských lesích a zapracovat mezinárodní závazky do lesních hospodářských plánů a metod hospodaření v lesích. Pro lepší názornost se tyto směrnice dále dělí na „Směrnice pro hospodářsko-úpravnické plánování“ a „Směrnice pro metody hospodaření v lesích“. Obě představují základní minimální ekologické, ekonomické a společenské požadavky na trvale udržitelné hospodaření v lesích v rámci jednotlivých kritérií. Účelem celoevropských směrnic na provozní úrovni je jejich uplatnění v kontextu celostátních anebo regionálních nástrojů a akcí, které plně respektují. Nelze je použít samostatně pro určení trvalé udržitelnosti při hospodaření v lesích. Jejich záměrem je určit komplementární akce na provozní úrovni, které dále přispějí k trvale udržitelnému hospodaření. Měly by reflektovat národní, ekonomické, ekologické, sociální a kulturní podmínky, výzkum i tradiční znalosti. Je nutné, aby respektovaly zákony o lesích a životním prostředí, rozhodnutí o chráněných oblastech, ostatní všeobecné zásady, jakož i postupy lesnické praxe, včetně standardů užívaných pro hospodaření v lesích v jednotlivých zemích. Účinné uskutečňování těchto směrnic znamená také uznání důležité role a zákonných práv vlastníků lesů. Realizace trvale udržitelného hospodaření v lesích v provozních podmínkách navíc vyžaduje neustálé vzdělávání lesních hospodářů, vlastníků lesů i lesních dělníků, pro něž mohou celoevropské pracovní směrnice znamenat významnou pomoc.

Možné aplikace a potenciální uživatelé celoevropských směrnic na provozní úrovni:

Lesní hospodáři a vlastníci lesů

Směrnice mohou být velkou pomocí pro správce a vlastníky lesů při plánování a realizaci lepších metod a postupů trvale udržitelného hospodaření v lesích. Lze jich použít na zlepšení komunikace a informovanosti vlastníků a lesních hospodářů, zaměstnanců, podnikatelských subjektů atd., při rozvíjející se koncepci trvale udržitelného hospodaření v lesích v souvislosti s vyžadovanými akcemi.

Regionální a místní organizace

Regionální a místní organizace mohou používat směrnice jako referenčního nástroje při informování a poskytování poradenské činnosti vlastníkům i lesním hospodářům a nebo při sestavování plánů a kontrole jejich plnění. Tyto organizace zahrnují například regionální organizace státní správy lesů a sdružení majitelů a lesních hospodářů.

Celostátní / vládní instituce

Směrnice mohou sloužit jako mezinárodně uznávaný rámec pro převedení závazků přijatých na mezinárodní úrovni (Principy pro hospodaření v lesích dle UNCED a Helsinské rezoluce) na provozní úroveň. Je možno jich využít jako základ pro stanovení zásad praktického hospodaření v lesích a hospodářsko-úpravnické plánování.

Mezinárodní dialog o lesích

Směrnice jsou evropským příspěvkem k celosvětovému dialogu o lesích. Jakožto nástroj představující konsensus v rámci celoevropského procesu mohou přispět k dosažení další shody o trvale udržitelném hospodaření ve všech typech lesů na globální úrovni.

Komunikace a systémy certifikace

Tyto směrnice mohou sloužit jako nástroj pro zlepšení komunikace a veřejné informovanosti vztahující se k trvale udržitelnému hospodaření v lesích. Třebaže certifikace a další systémy i programy řízení kvality by měly zůstat nezávislé na celoevropském procesu a jsou pro zainteresované strany dobrovolné, mohly by směrnice navíc sloužit jako referenční dokument při stanovení norem pro tyto systémy.

13. 6. Trvale udržitelné hospodaření v lesích po roce 1990 v České republice

Signatářské státy se zavázaly „neodkladně připravit specifické národní či regionální směrnice a začlenit je do svých plánů a programů pro zavádění uvedených Všeobecných zásad“. Ministerstvo zemědělství ČR proto urychleně zpracovalo „Základní principy státní lesnické politiky“ (MZe 1994), v nichž provedlo nejprve analýzu lesního hospodářství a stavu lesů v ČR a v návaznosti na ni zpracovalo cíle státní lesnické politiky. V analýze bylo konstatováno zejména:

- značné poškození až devastace lesních porostů imisemi (60 % plochy lesů),
- vzrůstající labilita lesních ekosystémů, která je hrozbou pro jejich rozpad v rozsáhlejších oblastech státu,
- oslabení i porostů bez zjevných známek poškození a obecně snížená vitalita dřevin,
- neúnosné škody spárkatou zvěří, především loupáním jelení a mufloní zvěří,
- postihující smrkové porosty mladšího a středního věku (20 – 60 let); vážné jsou i škody působené okusem zvěře na lesních kulturách, které jsou mnohde limitujícím faktorem přirozené obnovy a zvýšení podílu listnáčů,
- alarmující prognózy globálních změn klimatu.

K nejzávažnějším příčinám, které dosud ovlivňují stav lesů, patří:

- dlouhodobé produkčně zaměřené hospodaření v lesích,
- více než 200 let trvající odklon od přirozené druhové skladby lesů, vedoucí ke vzniku monokultur,
- nevratné narušení genových zdrojů lesních dřevin v důsledku nekontrolovaného obchodu se semeny a neřízenou introdukcí,
- přijetí chybné koncepce národního hospodářství, vedoucí k dlouhodobé neúnosné imisní zátěži,
- více než 50 let trvající odčerpávání finančních zdrojů z lesního hospodářství (zejména prostřednictvím nereálně nízkých cen dřeva),
- opuštění jemných forem hospodářských způsobů, nedostatečné využívání přirozené obnovy lesa a přílišné zjednodušení druhových skladeb, dlouhodobý nárůst stavu spárkaté zvěře,
- hromadění ekonomicky nelukrativních porostů v nejstarších věkových stupních (35 tis. ha starých porostů nad 121 let, a to většinou v obtížně přístupných lokalitách).

Z této situace vychází pak formulování cílů lesnické politiky, k nimž patří především:

- obnovení a udržení stabilních lesních ekosystémů,
- uplatnění principu trvale udržitelného hospodaření ve všech lesích,
- zachování lesa jako trvale obnovitelného přírodního zdroje,
- zvýšení druhové diverzity lesních dřevin a přiblížení se k přirozené skladbě lesů;
- navrhuje se zvýšit podíl listnáčů o 9 % během 50 let,
- ozdravit lesní porosty v imisně poškozených oblastech,

- udržet a rozvíjet genofond lesních dřevin
- dosáhnout vyváženosti všech funkcí lesů.

V textu jsou pak uvedeny další cíle naší lesnické politiky, směřující k trvale udržitelnému hospodaření v lesích. V tomto duchu i zákon č. 289/1995 Sb. o lesích vyhláší v § 1, že jeho účelem je stanovit předpoklady pro zachování lesa, péči o les a obnovu lesa jako národního bohatství, tvořícího nenahraditelnou složku životního prostředí, pro plnění všech jeho funkcí a pro podporu trvale udržitelného hospodaření v něm.

V návaznosti na citované „Základní principy státní lesnické politiky“, které schválila vláda ČR svým usnesením č. 249/1994 k Zásadám státní lesnické politiky, zpracoval POLENO (1997) zásady trvale udržitelného obhospodařování lesů formou metodické příručky pro uživatele. Kromě toho vydalo ministerstvo zemědělství ještě ve velkém nákladu informační leták (POLENO 1997), určený vlastníkům drobných lesů a širší veřejnosti. Pro informaci v zahraničí byla vydána reprezentativní publikace „Sustainable Management of Forests in the Czech Republic“ (POLENO 1996).

13. 7. Národní lesnický program (NLP) v ČR na léta 2007-2013

V současnosti jsou Národní lesnické programy (dále jen „NLP“) považovány za koncepty pro uplatnění trvale udržitelného obhospodařování lesů při dlouhodobém zlepšování konkurenceschopnosti lesního hospodářství způsobem, který respektuje národní suverenitu. NLP jsou součástí státní lesnické politiky a zároveň je v nich naplňována Lesnická strategie pro Evropskou unii. NLP mají poskytovat plánovací rámec pro vymezení vlivů jiných sektorů na lesnickou politiku, zvýšit povědomí o důležitosti lesů a zajistit spoluúčasť zodpovědných resortů vlády a zájmových skupin na řešení problémů lesů a lesnictví, vytvořit předpoklady k zajištění příslušných kapacit a mají se zaměřovat na sporné otázky, jejichž řešení je v kompetenci různých státních institucí.

Národní lesnický program pro období do roku 2013 (dále jen „NLP II“) aktualizuje a doplňuje Národní lesnický program I, který schválila vláda ČR svým usnesením č. 53 dne 13. ledna roku 2003 a respektuje níže uvedené mezinárodní smlouvy, dohody, úmluvy a směrnice EU.

NLP II se dělí do tří pilířů – ekologický, ekonomický a sociální (viz dále).

V pilíři ekologickém je celkem 6 cílů (klíčových akcí):

- Snížit dopady očekávané globální klimatické změny a extrémních meteorologických jevů.
- Zachování a zlepšení biologické rozmanitosti v lesích.
- Rozvíjet monitoring lesů.
- Zlepšení zdravotního stavu a ochrany lesů.
- Snížit dopady starých i současných ekologických zátěží.
- Dosažení vyváženého vztahu mezi lesem a zvěří.

Řízení realizace NLP je společným úkolem MZe a MŽP ve spolupráci s dalšími přímo zainteresovanými resorty. V rámci MZe spadá problematika realizace záměrů a opatření NLP do pracovní náplně odboru koncepcí a ekonomiky lesního hospodářství. Na MŽP se těmito otázkami bezprostředně zabývá odbor péče o krajinu. Informace o plnění NLP jsou průběžně zveřejňovány ve Zprávách o stavu lesů a lesního hospodářství, které vydává MZe.

13. 8. Otázky na procvičení:

1. Definice TUH.
2. Vývoj v ČR - hlavní aktivity TUH.
3. Vývoj v Evropě - hlavní ekologické přístupy.
4. Kritéria a indikátory TUH.
5. Celoevropská kritéria na provozní úrovni.
6. NLP - význam, ekologické zásady.

13. 9. Použitá a doporučená literatura:

- CARLOWITZ, H. C. EDLER VON, 1713. Sylvicultura Oeconomica. Meissen.
- FRIČ, J., 1916. Zařízení lesů. Písek.
- HARTIG, G. L., 1808. Lehrbuch für Förster und die es werden wollen. Wien (Kaulfuss u. Armbruster), 1814, 316 s. (I. vydání 1808).
- KONŠEL, J., 1931. Stručný nástin tvorby a pěstění lesů v biologickém ponětí. Čsl. Matice lesnická, Písek, 552 s.
- KONŠEL, J., 1931. Stručný nástin tvorby a pěstění lesů v biologickém ponětí.-Čsl. matice lesnická, Písek, 552 s.
- KOŠULIČ, M., 2010. Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu. Brno: FSC ČR 2010, 452 s. ISBN 978-80-254-6434-2
- KREČMER, V., VINŠ, B., 1994. Sborník referátů a diskusí z konference o trvale udržitelném obhospodařování lesů, Praha.
- METZL, J., KOŠULIČ, M., 2006. 100 otázek a odpovědí k obhospodařování lesa přírodě blízkým způsobem, FSC ČR, Brno.
- MÍCHAL I., 1992. Obnova ekologické stability lesů, ACADEMIA, Praha.
- MÍCHAL I., 1994. Ekologická stabilita, VERONICA, Brno.
- PLÍVA, K., 1999. Trvale udržitelné obhospodařování lesu podle souboru lesních typů. ÚHÚL, Brandýs nad Labem.
- Poleno, Z., 1993. Ekologicky orientované pěstování lesů (I). Lesnictví-Forestry, 39,11, s. 475-480.
- POLENO, Z., 1994. Ekologicky orientované pěstování lesů (II). Lesnictví-Forestry 40,1 2, s. 65-72.
- POLENO, Z., 1996. Sustainable Management of Forests in the Czech Republic. Praha, MZe ČR: 61 s.
- POLENO, Z., 1997. Trvale udržitelné obhospodařování lesů. MZe ČR, 105 s.
- Program 2000 Zajištění cílů veřejného zájmu LČR, LČR, Lesnická práce, 1999.
- Program 2020 Zajištění cílů veřejného zájmu LČR, LČR, ISBN 978-80-86945-17-0, 60 s.
- Program trvale udržitelného hospodaření v lesích, výchova a obnova lesa, LČR, 1997
- Příkladné objekty přírodě blízkého obhospodařování lesů v České republice, MZE, Lesnická práce, 1997
- TESAŘ, V., 2001. Cesta k přírodě blízkému a ekologicky oprávněnému pěstování lesa u nás. - Sborník referátů ze semináře, „Odkaz opočenského hospodářství Hugo Koniasce“, PRO SILVA BOHEMICA, Opočno 7. 5. – 18.5. 2001, s. 26-33
- TRUHLÁŘ, J., 1995. Results of conversions to the selection forest in the Masyrykův les Training Forest Enterprise. - Lesnictví-Forestry, 41:97-107.
- TRUHLÁŘ, J., 1996. Pěstování lesů v biologickém pojetí, ŠLP Křtiny.

- Trvale udržitelný rozvoj a konference o ochraně lesů, MZE Praha, 1999.
- Usnesení vlády České republiky ze dne 1. října 2008 č. 1221 o Národním lesnickém programu pro období do roku 2013.
- VACEK, S., PODRÁZSKÝ V., 2007. Trvale udržitelné lesní hospodářství – Evropský koncept lesnictví, ČZU v Praze. 86 s.
- VANČURA, K., 2008. Ministerské konference o ochraně lesů v Evropě, 1990–2007. ÚHUL. 76 s.
- VINŠ, B., GRANDTENER, M. M., 1996. Sborník referátů z 2. konference lesnické sekce v rámci 18. světového kongresu Společnosti pro vědu a umění, Brno.
- WCED (The World Commission on Environment and Development; 1987): Our common future. Oxford.
- Základní principy státní lesnické politiky, Ministerstvo zemědělství, 1994.
- Zákon č. 289/1995 Sb., ze dne 3. listopadu 1995 o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon).
- Zásady státní lesnické politiky schválené usnesením vlády ČR č. 249 ze dne 11. 5. 1994.
- Zásady státní lesnické politiky schválené usnesením vlády ČR č. 854 ze dne 21. 11. 2012.
- Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2008, Ministerstvo zemědělství, Tešnov 65/17, Praha 3, 111 00, Úsek lesního hospodářství, ISBN: 978-80-7084-861-6.

14. Lesní ekosystémy v globálním kontextu

14. 1. Stav, změny a vývojové trendy rozlohy lesů na Zemi: rozdíl v různých částech světa

Přestože názory na to, co vlastně je **les** a co už není, významně liší, většina mezinárodních institucí i řada vlád přijala za svou kompromisní definici Organizace Spojených národů pro výživu a zemědělství (*Food and Agriculture Organization, FAO* – viz BOX 14.1.). **V tomto pojetí zabírají lesy v současnosti více než 41 milionů km², tedy plných 31 % souše.** Pro přiblížení uveďme, že tato plocha je čtyřikrát větší než rozloha Evropy. Na jednoho obyvatele naší planety tak připadá 0,6 ha lesní plochy. Pokud budeme oddělovat půdu osetou plodinami (*cropland*) od travinných porostů (*grassland*), budou lesy představovat plošně nejrozšířenější typ suchozemského krajinného pokryvu (půdního krytu, *land cover*) ve světě, Evropě, Evropské unii i v České republice (PLESŇÍK 2012a). Nicméně odborníci v této souvislosti upozorňují, že ještě před 8 000 lety, tedy na začátku rozvoje zemědělství, pokrývaly lesy na naší planetě 45 – 55 % souše (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010, FAO 2012). Jenom pětinu uvedené globální rozlohy lesa tvoří uzavřený les, tedy porosty se 40 % pokryvností korunového patra (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010).

Mnohem výrazněji než lidská činnost určují lesnatost různých částí světa klimatické podmínky. Nerovnoměrné rozšíření lesa na Zemi víc než výmluvně dokládá skutečnost, že přes polovinu veškeré lesní plochy najdeme pouze v pěti zemích, konkrétně v Ruské federaci, Brazílii, Kanadě, USA a v Číně. Právě obrovská lesnatost Ruska, kde se nachází, pokud jde o plochu, pětina světových lesů, do značné míry mění charakteristiky lesa v Evropě, jestliže do našeho kontinentu započítáme i evropskou část Ruské federace (viz tab. 1). Ostatně, plochou nejrozsáhlejším lesem není, na rozdíl od vžité představy, amazonský deštný prales, ale právě sibiřský severský jehličnatý les (tajga). Naproti tomu v 64 zemích, tedy v každém čtvrtém státě světa, nepřevyšuje plocha lesů 10 % jejich rozlohy (FAO 2010, 2011).

Velkoplošné odlesňování zahájené s rozvojem zemědělství bývá považováno za v celosvětovém měřítku nejvýznamnější změnu využívání území (*land use*). Úbytek původních lesů, k němuž dochází zejména v tropech, činil v posledním desetiletí 130 000 km² ročně, což odpovídá rozloze bývalého Československa. V globálním měřítku se kácení, vypalování a zaplavování lesů v letech 2000 – 2010 přece jen zpomalilo: ještě v 90. letech 20. století jsme rok co rok přicházeli o 160 000 km² lesního porostu.

Pokračující ničení lesů na zeměkouli významně vyrovnává jednak přirozené šíření lesa sukcesí (obr. 1), jednak zalesňování, a to jak ploch, kde les už někdy rostl (*reforestation*), tak zcela nového prostředí (*afforestation*). Čistý úbytek lesa činil v letech 2000 – 2010 globálně 52 000 km² ročně: stejnou rozlohu zaujímá Kostarika nebo Bosna a Hercegovina. Také v případě absolutního snížení celkové rozlohy světových lesů tak došlo k jistému zlepšení: uvedená ztráta lesní plochy je o třetinu menší, než tomu bylo ještě v období 1990 - 2000 (FAO 2011). Pokud by lesy ve světě i nadále ubývaly ve stejném rozsahu, za 775 let by tento základní typ krajinného pokryvu zmizel z naší planety úplně (FAO 2012).

Podobně jako v případě lesnatosti se změny rozlohy lesů v jednotlivých světadílech významně liší. Ještě na začátku našeho letopočtu bychom lesy našli na 80 % evropské souše (FAO 2012). Přesto si Evropa, která hostí celou čtvrtinu všech lesů na Zemi, vede ve srovnání s jinými kontinenty poměrně dobře: v důsledku rozsáhlých dotačních programů se plocha lesa na našem kontinentě od začátku tisíciletí rozšířila o 7 000 km². V období 2005 – 2010 narostla lesnatost nejvíce v Norsku, Bulharsku, Španělsku a Itálii. Zalesňování podporované

vládami členských zemí i rozpočtem EU nezřídka ohrožuje z pohledu péče o přírodu a krajinu cenné lokality jako jsou mokřady, původní travinné porosty a zbytkové biotopy zemědělské krajiny. Podíl lesní plochy osázené v Evropě nepůvodními druhy stromů odpovídá rozloze Portugalska (FOREST EUROPE/UNECE/FAO 2011).



Obr. 1. Příklad přirozeného rozšiřování lesů: písčité duny ve známém národním parku Doñana na jihu Španělska zarůstají křovinnou vegetací, borovicemi piniemi (*Pinus pinea*) a jalovcem (*Juniperus* spp.). (foto Jan Plesník)

BOX 14. 1. Les je, když....

Výraz *les* najdeme ve většině jazyků světa a patří do běžné slovní zásoby předškolních dětí. Těžkosti nastávají v okamžiku, pokud jej máme jednoznačně definovat, kupř. v zákonodárství. V celosvětovém měřítku významně komplikuje situaci nepřehlédnutelná skutečnost, že právě les představuje biologicky vůbec nejrozrůzněnější suchozemský typ ekosystému.

Obecně jsou lesy plochy nebo oblasti, v nichž jsou převládajícími životními formami stromy. Už tady narážíme na první a ne malý problém. V současnosti totiž neexistuje žádná všeobecně přijímaná definice stromu. LUND (2002) našel v právních textech i odborné literatuře více než 150 vzájemně se lišících se pojetí. Protože se stromy vyskytují v mnoha různých ekosystémech v odlišné hustotě a v rozdílných formách, další názory na to, co vlastně je a co naopak není les, se nutně značně rozcházejí.

Z více než 800 definic lesa, používaných v legislativě, lesnických či ochranných koncepcích, strategiích a programech jednotlivých států a mezinárodních mezivládních organizací a v odborné literatuře (LUND 2008), se zdaleka největší oblibě těší pojetí navržené Organizací Spojených národů pro výživu a zemědělství (FAO 2000). **Les chápe jako jakoukoli plochu souše větší než 0,5 ha se zápojem korun stromů přinejmenším 10 %, jež není prvotně využívána pro zemědělské či jiné nelesnické účely.** Zápoj korun vymezíme jako část zemského povrchu, zastíněnou korunami stromů v plném olistění. Desetiprocentní podíl je poněkud nižší než v legislativě četných zemí, takže FAO hodnotí jako les i hustší africkou savanu nebo australský buš (**obr. 2**). Lesní správa Ministerstva zemědělství Spojených států (*USDA Forest Service*) definuje les 25 % zápoje korun, naproti tomu Správa národních parků Spojených států (*U. S. National Park Service*) pokládá za les porost stromů se zápojem přinejmenším 60 % (LUND 2002). Přitom jen snížení zmiňovaného kvantitativního parametru z 20 % na 10 % výrazně zvětší plochu, považovanou na zemské souši za les (UNEP/FAO/UNFF 2009, SASAKI & PUTZ 2009). Důvod je zřejmý: větší plocha lesů umožňuje státům, kde probíhá masivní ničení lesů, ať již přírodních, přírodě blízkých či monokultur, vykazovat nižší hodnoty rozsahu a rychlosti odlesňování (PUTZ & REDFORD 2010, PLESNÍK 2012b).

Pojetí FAO pamatuje i na situaci, kdy porost tvoří mladé stromy nebo kdy růst stromů potlačuje místní podnebí. Kromě desetiprocentního zápoje by měl být porost schopný dosáhnout minimálně výšky 5 m.

A ještě jednu výjimku musíme zmínit. Definice FAO výlučně zahrnuje možná překvapivě také větrolamy a remízky širší než 20 m, pochopitelně za předpokladu výše uvedeného kvantitativního vymezení zápoje

korunového patra a výšky stromů. Naproti tomu jako les nehodnotíme stromové porosty, jejichž hlavním posláním je zemědělská výroba, jako jsou sady.

Pokus Úmluvy o biologické rozmanitosti, aby se v rámci OSN prosadila definice, která v lese nebude vidět jen skupinu stromů na určité ploše, ale skutečně funkční ekosystém, nebyl úspěšný (PLESNÍK 2002, THOMPSON *et al.* 2002).

Největší zalesňovací program neprobíhá ani v Evropě či Severní Americe, ale v Číně. V nejlidnatější zemi světa osázeli semenáčky stromů v období 2000-2010 ročně 20 000 – 30 000 km². Pekingská vláda chce velkoplošnou výsadbou lesů omezit pokračující ničení půd a rozšiřování polopouští a pouští. Bohužel velkou část vysázených lesních porostů představují v Číně monokultury, často invazních nepůvodních dřevin. Plocha zakládání lesů v Číně je ale tak velká, že vyrovnává rozsáhlé ničení původních lesů, probíhající hlavně v jihovýchodní Asii, zejména v Indonésii a Malajsii, takže na asijském kontinentě lesy celkově přibývají.

O rozsahu a rychlosti úbytku lesů na zeměkouli rozhoduje do značné míry kromě výsadby nových lesů v Číně také ničení primárních lesů v Jižní Americe, hlavně v Brazílii. V Africe a Jižní Americe se odlesňování nedaří výrazněji omezit, kdežto v Severní a Střední Americe se rozloha tamějších lesů v posledních deseti letech příliš nezměnila, přestože Kanada patří mezi největší vývozce surového dřeva a výrobků dřevozpracujícího průmyslu na světě a těžba dřeva se zde rozšiřuje. K překvapivě rozsáhlému a přitom pro veřejnost méně známému mizení lesů došlo v hodnoceném období v Austrálii (FAO 2011). Na vině je jednak záměrné ničení lesa pro získání půdy pro pastviny a zástavbu, jednak velké pravidelně se opakující požáry, z nichž některé jsou úmyslně zakládány lidmi s cílem „vyčistit“ pozemky pro zemědělskou výrobu. Přitom ještě do začátku 20. století probíhalo největší odlesňování v mírném pásu Asie, Evropy a Severní Ameriky (FAO 2012).



Obr. 2. Za les můžeme považovat, pokud přijmeme definici FAO, i hustší africký buš jako roste kupř. v keňské rezervaci OI Pejeta (foto Jan Plesník).

Tab. 1. Základní charakteristika lesů ve světě, Evropě a Evropské unii (EUROSTAT 2011, 2013, FAO 2011, 2012, Forest Europe/UNECE/FAO 2011)

Charakteristika	svět	Evropa	Evropa bez Ruské federace	EU
lesnatost (%)	31,0	44,5	34,1	42,4
změna lesnatosti 2000 - 2010 (%)	-1,2	0,7	3,8	2,8
podíl lesů v chráněných územích (%)	13	12	12	13
podíl nenarušených lesů (%)	36	26	4	4
podíl monokultur z celkové plochy lesa (%)	7	4	9	8
podíl osázené plochy z celkově zalesněné plochy (%)	neurčeno	8	31	34

Přestože nadále mezi veřejností přetrvává představa, podporovaná v četných televizních zpravodajských pořadech emotivními záběry stromových velikánů padajících k zemi a končících na korbách obřích nákladních automobilů, že hlavním důvodem kácení tropických lesů je těžba dřeva, ve skutečnosti tomu tak není. Příčinou, proč lidé v oblastech kolem rovníku likvidují les ve velkém, zůstává jednoznačně snaha získat další pozemky pro třeba jen krátkodobou zemědělskou výrobu a zástavbu (GIBBS *et al.* 2010). **V současnosti je zemědělství zodpovědné za 80 % veškerého odlesňování, k němuž na naší planetě dochází** (KISSINGER *et al.* 2012). V posledním dvacetiletí došlo v tomto směru k výrazné změně: na vině již nejsou drobní chudí rolníci, ale průmyslové velkoplošné zemědělství (viz. BOX 14. 2.), zaměřené i na pěstování plodin a stromů na výrobu biopaliv I. generace (agropaliv). Tento činitel je zdaleka nejvýznamnější v Jižní Americe (BUTLER & LAURANCE 2008, RUDEL *et al.* 2009, KISSINGER *et al. l.c.*). Poškození tropických původních lesů, tedy první krok k odlesňování, tj. úplné ztrátě lesního porostu, ještě umocňuje pokračující stěhování lidí do měst, kde spotřebovávají víc potravin než ve městech, a zvyšující se vývoz zemědělských výrobků některými rozvojovými zeměmi (DE FRIES *et al.* 2010). **Průmyslová těžba dřeva ale zůstává nejvýznamnější příčinou ničení lesa ve světě.** Podle posledních dostupných údajů padá v celosvětovém měřítku 70 % ničení lesů na vrub této lidské činnosti (KISSINGER *et al. l.c.*). Mnohem méně poškozuje lesní ekosystémy na Zemi sběr dřeva na otop, neřízené požáry a pastva hospodářských zvířat (BOUCHER *et al.* 2011, HOSONUMA *et al.* 2012). Kácení stromů pro průmyslové využití zůstává hlavní hnací silou ničení severských jehličnatých lesů, ať již v Severní Americe (Kanada), tak v Eurasii, především v Ruské federaci.

Jedním z poměrně nadějných způsobů obhospodařování lesů, zejména v tropech, zůstává těžba dřeva s omezenými dopady na životní prostředí (*Reduced Impact Logging, RIL*). Zahrnuje celou škálu metod výběrového kácení lesů, citlivých k zbývajícím porostům, pro které je nezbytná mnohem menší infrastruktura než je obvyklé. Tento přístup rovněž podstatně snižuje nebezpečí vzniku lesních požárů, omezuje erozi a napomáhá udržovat vodní režim v krajině. Je založen mj. na inventarizaci dřevin v daném území a na zásadě, že se kácí jen vzrostlé stromy. Viditelnou nevýhodou RIL zůstává skutečnost, že obvykle bývá

nákladnější než běžně provozované kácení lesů. Kácení stromů přesto bývá v četných případech k životnímu prostředí více než nešetrné. V západní Africe těžaři pro to, aby získali metr krychlový dřeva, zničí další dva (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002).

BOX 14. 2. Příčinou úbytku lesů v tropech již nejsou drobní rolníci lační po další půdě

V mnoha zemích tropické Afriky, Latinské Ameriky a Asie vzrůstá počet obyvatel ve městech mnohem rychleji než na venkově. Navíc četné rozvojové země v poslední době významně zvýšily vývoz zemědělských výrobků. Někteří odborníci se domnívají, že stěhování vesničanů do měst sníží poptávku po zemědělské půdě a tím i odlesňování. Naproti tomu jiní se přiklánějí k názoru, že velkoplošné mechanizované zemědělské hospodaření nahradí rostlinnou a živočišnou výrobu, provozovanou na malých políčkách, a způsobí tak další ničení původních lesů.

Výzkumníci z Kolumbijské univerzity v New Yorku proto analyzovali družicové snímky, pořízené v letech 2001 - 2005, a stanovili úbytek lesa ve 41 tropických zemích. Současně se zaměřili na jejich demografické a společenské činitele, související s využíváním lesa.

Se zmenšováním rozlohy původního lesa souviselo zejména v Asii stěhování lidí do měst a vývoz zemědělských výrobků. Autoři jsou přesvědčeni, že ve srovnání s rokem 1980 zvýšený rozsah odlesňování, zaznamenaný od roku 2001 do roku 2005, vyvolala poptávka obyvatel měst po potravinách, a to jak na domácím, tak zahraničním trhu, a nikoliv necitlivý vztah vesničanů k přírodním lesům. Lidé, kteří se přestěhovali z vesnic do měst, obvykle mívají vyšší příjmy než obyvatelé venkova a vyžadují lépe zpracované potraviny. Zemědělství proto přechází na velkoplošnou výrobu a proniká stále více do lesů. **V mnoha tropických oblastech tak již není hlavní příčinou kácení lesů kvůli hospodaření na malých políčkách, které kromě rodiny zásobuje zemědělskými výrobky nanejvýš místní trh.**

Studie rovněž potvrzuje rozdíly mezi státy s rozsáhlým nebo naopak poměrně malým odlesňováním. Největší úbytek původních lesů byl zaznamenán v zemích s rozvinutým zemědělským trhem a poměrně značným přírůstkem městského obyvatelstva. Právě na ně připadají jen 2 % zbývajících tropických pralesů. Naopak 60 % dosud existujících lesů tropického pásu se nachází v zemích, kde trh se zemědělskými výrobky není příliš rozvinut a kde se počet lidí žijících ve městech zvyšuje jen relativně pomalu (DE FRIES *et al.* 2010).

Zastavení či alespoň omezení velkoplošného odlesňování na naší planetě tak úzce souvisí s jiným, neméně závažným globálním problémem – zabezpečením dostatečného množství kvalitních potravin v hospodářsky méně vyspělých zemích a omezením jejich nadměrné, dlouhodobě neudržitelné spotřeby v ekonomicky rozvinutých státech, místy hraničí až s plýtváním. Respektované odhady potvrzují, že pro uspokojení stále se zvyšujících nároků lidské populace jak na objem potravin, tak jejich výživnou hodnotu bude muset zemědělská výroba na naší planetě vzrůst do roku 2050 ve srovnání se současným stavem o plných 70 % (OECD & FAO 2010, FLEMMING *et al.* 2011).

Ochrana přírody se tradičně soustřeďuje zejména na péči o původní (primární) lesy, tedy o porosty tvořené původními druhy, kde činnost člověka významně nenarušila ekologické procesy. **Na Zemi do současnosti zůstalo z obrovské plochy lesů výrazněji nenarušeno činností člověka jen 36 %.** Nicméně rozloha původních lesních ekosystémů se od roku 2000 zmenšila o 400 000 km². Na druhou stranu plnou čtvrtinu světové plochy lesů už lidé poškodili do té míry, že vyžaduje v různé míře obnovu (FAO 2010, 2011). Na našem kontinentě činí tento podíl 26 %. Situace ale vypadá jinak, jestliže do Evropy nebudeme zahrnovat evropskou část Ruské federace. V takovém případě představuje část lesů, na nichž se stále ještě významněji neprojevil vliv člověka, stejně jako v EU jako celku pouze 4 % (viz tab. 1, EUROSTAT 2011, FOREST EUROPE/UNECE/FAO *l.c.*).

14. 2. Chráněná území nestačí

Na rozdíl od všeobecně vžitě představy nejsou lesy plicemi planety: naprostou většinu kyslíku na Zemi produkují mořské řasy. Spíše bychom je mohli přirovnat ke globální klimatizaci, zvlhčovači vzduchu a zejména ke klenotnici vývoje živé hmoty na Zemi. I když nejruznější odhady počtu druhů obývajících Zemi bývají z pochopitelných důvodů zatíženy

nemalou neurčitostí, uznávaný názor hovoří o tom, že lesy na naší planetě hostí přinejmenším polovinu všech vědě známých druhů. Jen amazonský prales osídluje plná čtvrtina všech až dosud popsaných suchozemských druhů (MALHI *et al.* 2008, GIBSON *et al.* 2011) Původní tropické lesy, zejména deštné pralesy, se vyznačují vysokou produktivitou na jednotku plochy a mnohem vyšší druhovou bohatostí (počtem druhu neboli alfa-diverzitou) než kterýkoli jiný suchozemský typ prostředí. Na desetihektarové ploše původního lesa v Malajsii roste 780 druhů stromů, tedy více než v celých USA a Kanadě dohromady (THOMPSON *et al.* 2002).

Plocha lesů v chráněných územích nejrůznějších kategorií se od začátku 90. let 20. století na Zemi zvýšila v absolutních číslech o plných 940 000 km². Jinak řečeno, 13 % celkové rozlohy současných lesů spadá pod právní ochranu ve státních, obecních či soukromých rezervacích. Přestože moderně koncipovaná územní ochrana má své kořeny v Severní Americe a v Evropě (obr. 3), největší podíl lesa těšící se územní ochraně (23 %) v současnosti najdeme v Asii (FAO 2010). Naproti tomu uvedený podíl na našem kontinentu i v EU je stejný jako celosvětový (EUROSTAT 2011, FOREST EUROPE/UNECE/FAO 2011). Přitom pětina stromů hodnocených v evropských lesích v roce 2009 vykazovala nejméně 25 % odlistění nebo úbytek jehličí, takže musely být klasifikovány jako poškozené nebo mrtvé (FOREST EUROPE/UNECE/FAO *l.c.*).



Obr. 3. Část dnešního národního parku Everglades na Floridě původně pokrývaly borové lesy, vyrůstající na mělkém suchém písku na vápencovém podkladu. Aby se borové šišky otevřely a uvolnily semena do prostředí, musejí se ohřát ohněm. Naopak kmeny a kořeny borovic plamenům odolávají. Proto správci parku bory jednou za tři až sedm let záměrně vypalují (foto Jan Plesník).

Kritici mohou oprávněně namítnout, že vzrůstající počet chráněných území i jejich neustále se zvětšující celková rozloha nevypovídají příliš o tom, nakolik tyto plochy skutečně přispívají k zachování přírodního a krajinného dědictví. Řada chráněných území totiž existuje pouze formálně: výraz *parky na papíře* (*paperparks*) je pro ně víc než výstižný. Až dosud nejrozsáhlejší hodnocení účinnosti chráněných území uskutečňuje pro Úmluvu o biologické rozmanitosti všeobecně uznávaná Mezinárodní unie ochrany přírody (IUCN). V současnosti máme k dispozici údaje z více než 4 000 hodnocených chráněných území ze 100 zemí celého

světa. Jen pětina klasifikovaných lokalit mohla vykázat odpovídající péči o přírodu a krajinu (LEVERINGTON *et al.* 2010, český přehled PLESNÍK 2012c). V případě lesních chráněných území bude účinnost ještě bezpochyby nižší. Na druhou stranu také četné parky na papíře chrání les, protože se nezřídka nacházejí v odlehlých plochách, kde se kácet stromy nebo zakládat pole jednoduše nevyplatí (BRUNER *et al.* 2001, ANDAM *et al.* 2008). Jednoznačnou odpověď na otázku, do jaké míry jsou lesní chráněná území vlastně účinná a zda se tato účinnost liší kupř. ve státech spravovaných, soukromých a obecních chráněných územích, by měla přinést až připravovaná metaanalýza založená na systematické rešerši a důkazech (MACURA *et al.* 2013). O to je důležitější, aby co největší plocha lesů ve světě byla obhospodařována udržitelně a šetrně k životnímu prostředí.

Ukazuje se, že pro zachování lesní biologické rozmanitosti je neméně důležitá i péče a udržitelné využívání obhospodařovaných a druhotných lesů, lesů tvořících v krajinné mozaice zbytkové biotopové plošky, lesů revitalizovaných a zemědělsky využívaných ploch a příměstských lesů. V poslední době se začíná měnit i tradiční názor ochránců přírody na monokultury (viz BOX 14. 3.).

BOX 14. 3. Monokultury nemusejí být zlem

Člověkem založené porosty, tvořené obvykle jedním nebo jen několika málo druhy stromů a zaměřené na výrobu dřeva a vláknin, zabírají na Zemi na 2,6 milionu km², což představuje 7 % celkového lesního pokryvu. Čtvrtina této plochy je obhospodařována intenzivně. Monokultur neustále přibývá: v uplynulých pěti letech jich lidé nově vysadili 50 000 km² ročně, zdaleka nejvíce v Číně (viz výše). Čtvrtinu všech monokultur na naší planetě tvoří nepůvodní druhy stromů. V Severní Americe dosahuje podíl nepůvodních druhů v monokulturách jen 5 %. Na opačném pólu stojí Jižní Amerika s neuvěřitelnými 96 %. Kromě jehličnanů mírného pásu se nejčastěji jedná o plantáže rychle rostoucích dřevin v tropech a subtropích, na prvním místě blahovičnicku (*Eucalyptus* spp.) a akácie (*Acacia* spp.). Odborníci se domnívají, že monokultury produkují asi 35 % celkové světové těžby dřeva. Odhadujeme, že jen na 7 % ve světě odlesněné plochy jsou zakládány intenzivně obhospodařované monokultury dřevin (FAO 2010, 2011, FLEMMING *et al.* 2011).

V poslední době se alespoň částečně mění pohled na ekologický význam monokultur. Intenzivně obhospodařované umělé výsadby stromů mohou v krajinné mozaice doplňovat zbytky původního lesa a jako biologické koridory usnadňovat šíření lesních druhů člověkem pozmeněnou krajinou. Řada studií došla k závěru, že monokultury původních druhů dřevin jsou pro zachování biologické rozmanitosti významnější než zemědělské plochy mj. tím, že poskytují vhodné prostředí pro řadu ohrožených a přirozeně vzácných lesních druhů (BROCKERHOFF *et al.* 2008, FLEMMING *et al.* 2011, COOTE *et al.* 2012). Podle dalších názorů dokáží monokultury chránit přírodní lesy tím, že lidem poskytují snadněji dosažitelnou a levněji získatelnou dřevní hmotu (PAQUETTE & MESSIER 2010). O tom, zda lesní monokultury budou působit kladně nebo záporně, nakonec rozhodují právě místní podmínky. Nicméně, nejen z hlediska zachování genetické, druhové a biotopové rozmanitosti, ale i život podporujících procesů zůstávají nejdůležitější původní či alespoň dlouhodobé lesy (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010, KAREIVA & MARVIER 2011, MILLER & SPOOLMAN 2013).

14. 3. Lesy jako zdroj: je lesní hospodářství ztrátové?

Dnes žije v lesích asi 1,2 miliardy obyvatel naší planety. Z nich 350 milionů, což představuje 5 % globální populace, většinou těch nejchudších, je na lesích a jejich produktech existenčně závislých: z toho počtu tvoří 60 milionů domorodí obyvatelé. Bez otopu nezbytného pro vaření a bydlení se neobejde každý třetí obyvatel naší planety (FAO 2010, 2012). Ačkoliv se podíl světového obyvatelstva bydlícího ve městech bude i nadále zvyšovat, budou lesy pro stovky milionů lidí i nadále představovat nezanedbatelný, mnohdy rozhodující zdroj obživy.

Lesní hospodářství vytváří 1 % světového hrubého národního produktu (HDP, FAO 2012). Od roku 1990 se těžba dřeva v celosvětovém měřítku neustále zvyšuje. Lidé každoročně získávají z lesů 3,4 miliard m³ dřevní hmoty (0,7 % celkového objemu dřeva „na stojato“ neboli na pni na naší planetě). Finanční hodnota dřevní hmoty vytěžené na Zemi za 12 měsíců dosahuje 100 miliard USD (2 biliony Kč). **Přestože představuje nezanedbatelnou surovinu pro řadu odvětví, více než polovina získané dřevní hmoty se ve světě stále ještě spálí na otop (FAO 2010). Dřevo je tak na naší planetě nejdůležitějším obnovitelným zdrojem energie (IEA 2012).** V některých oblastech rozvojového světa poskytují lesy tamějším obyvatelům až 80 % celkově spotřebované energie (MA 2005a). Protože toto číslo zachycuje jen úřadům hlášenou těžbu a 90 % palivového dřeva spotřebují obyvatelé rozvojových zemí, bude skutečný podíl dřeva, určeného ve světě výhradně na otop, bezpochyby ještě vyšší. Také v případě nepalivového dřeva je svět jasně vyhraněn. Více než 70 % globální produkce dřeva, které neskončí jako otop, spotřebuje pro nejrůznější účely průmysl hospodářsky vyspělých zemí (FAO 2010).

Ze zemí, které více dřeva vyvázejí než dovážejí, 35 vykázalo v období 1997 – 2007 úbytek lesa, ve 25 naopak dřevní hmoty v lesích přibýlo. V deseti státech exportujících dřevo nedošlo v zásobách této strategické suroviny k žádným změnám. Potvrdilo se, že vývozce dřeva můžeme rozdělit do dvou rozdílných skupin. První tvoří poměrně bohaté země s nepříliš početným obyvatelstvem, ale s rozsáhlými porosty. Přestože se tyto státy podílejí na celosvětovém exportu dřeva dvěma třetinami, dokázaly si rozsah lesních porostů buď udržet nebo dokonce zvýšit. Modelovým příkladem obdobných zemí zůstává Finsko. Naproti tomu druhou skupinu představují chudší státy, vyznačující se vyšší hustotou obyvatelstva a snižujícím se objemem dřeva „na stojato“ v lesích, jako je například Indonésie.

A jak vypadá situace u zemí, které mají natolik velkou spotřebu dřeva, že ho musejí dovážet? Počet zemí s úbytkem lesů v této kategorii jako je Mexiko se příliš neliší od vývozců: bylo jich celkem 39. Stejně číslo vyšlo u států, které dřevo importovali a u nichž se jeho zásoby na pni za sledované období zvýšily, kdežto 29 dalších zemí dovážejících dřevo nehlásilo žádné změny v rozsahu vlastních lesních porostů. Státy, do nichž směřuje 90 % světového dovozu dřeva, byly s to navýšit své zásoby dřevní hmoty. Najdeme mezi nimi jak četné hustě osídlené bohaté západoevropské země jako je Belgie, Dánsko, Irsko, Itálie, Nizozemsko či Velká Británie, tak Japonsko nebo USA (KASTNER *et al.* 2011).

Kromě povoleného obchodování s dřevem se zejména z rozvojových a postkomunistických zemí pašuje tato významná surovina do hospodářsky vyspělých zemí. **Odhaduje se, že 15 – 30 % dřeva vytěženého ve světě bylo získáno v rozporu se zákonem: v tropických zemích se jedná dokonce o 50 – 90 % (INTERPOL/UNEP 2012).** Jen na daních tak rozvojové státy přicházejí o 15 miliard USD (303 miliard Kč), což je osmkrát více než oficiální finanční pomoc ekonomicky rozvinutých zemí udržitelnému lesnímu hospodaření (WORLD BANK 2012).

Ilegální dovoz s dřevem představuje 3 – 6 % celkového importu této suroviny do Evropské unie. Pokud bychom uvažovali o EU jako o celku, potom Unie v roce 2009 dovezla 8 – 18 milionů m³ dřeva, které se sem podle práva nemělo nikdy dostat. Pro srovnání: v ČR činí roční přírůstek 17 - 18 milionů metrů krychlových dřeva, zatímco 14 - 16 milionů kubíků se každoročně vytěží. Poněkud jiný výsledek poskytne model, do něhož zahrnujeme i obchod mezi jednotlivými členskými státy EU. V takovém případě se ilegální import dřeva do EU zvyšuje na 15 – 34 milionů metrů krychlových. Přibližně polovina zmiňovaného objemu připadá na přímý obchod mezi členskými státy EU. Druhá část objemu dřevní hmoty získané v rozporu s právními předpisy se týká obchodu s třetí stranou. Největší nepovolenou těžbu dřeva vykazují na svém území Estonsko, Bulharsko a Lotyšsko. Relativně nejvíce ilegálně

získaného dřeva se dováží do Finska (14% celkového importu do země), následovaného Estonskem (11 %). V obou případech pochází nezákonně vytěžené dřevo především z Ruské federace. **Dvacetina dřeva dováženého do České republiky neměla příslušná povolení** (DIETER *et al.* 2012).

Při pohledu na lesní ekosystémy jako na zdroj pochopitelně zdaleka nejde jen o dřevo. I podle neúplných údajů činila v roce 2005 tržní hodnota všech nedřevních produktů získaných ze světových lesů (maso lesních živočichů neboli *bushmeat*, ratan a vlákniny, med, jedlé rostliny, houby, léčiva, aromatické látky a přírodní barviva) 18,5 miliardy USD (374 miliard Kč, FAO 2010). Jako zajímavost uvedme, že v roce 2010 se v Evropě prodalo 58 milionů vánočních stromků (FOREST EUROPE/UNECE/FAO *l.c.*).

Bez zajímavosti není ani vyčíslení služeb poskytovaných lesy lidské civilizaci. Kromě již uvedeného zásobování lidí dřevní hmotou a nedřevními produkty mezi ně patří kupř. stabilizace a obnova půdy, zadržování vody v krajině, čištění ovzduší a vody, recyklace živin, udržování biologické rozmanitosti (genetické zdroje, druhy, biotopy), poskytování příležitostí k rekreaci a oddychu nebo zachovávání estetických a duchovních hodnot přírody a krajiny (MA 2005b, PATTERSON & COELHO 2009). V souvislosti s probíhajícími a očekávanými změnami podnebí se hovoří zejména o schopnosti lesů vázat v biomase, mimo ovzduší, značné množství uhlíku a napomáhat lidské civilizaci a přírodě se klimatickým změnám přizpůsobovat, zejména omezováním dopadů mimořádných jevů jako jsou záplavy a sucha (BONAN 2008, PARKS & BERNIER 2010) – viz níže.

Kombinovaná hodnota ekosystémových služeb převyšuje ekonomickou hodnotu získaného dřeva i nedřevních produktů. Je pochopitelné, že celou šíři ekosystémových služeb mohou vykazovat pouze lesy zdravé, v nichž probíhají všechny přirozené procesy. Lidskou činností způsobenou ztrátou ekosystémových služeb, poskytovaných lesy, přicházíme podle střízlivých odhadů ročně v celosvětovém měřítku o 2 – 5 bilionů USD (40,4 – 101 bilionů Kč), což v roce 2010 představovalo 3-8 % globálního HDP (SUKHDEV 2010). STERN (2006) odhadoval, že snížení rozsahu a rychlosti odlesňování na naší planetě o polovinu, a to do roku 2030, by ročně přišlo na 10 – 15 miliard USD (202 - 303 miliard Kč). Toto na první pohled těžko představitelné číslo ale vypadá jinak, uvědomíme-li si jen výše uvedenou roční tržní hodnotu dřevních i nedřevních produktů, získávaných z lesů. Pro zajímavost uvedme, že obyvatelé USA ročně vynaloží jen na nealkoholické nápoje 42 miliard USD (849 miliard Kč) a vlády hospodářsky vyspělých zemí utratí na dotace a další podpory, poškozující životní prostředí, ročně více než bilion USD (20,2 bilionů Kč, ICTSD 2012). **Jestliže do omezování ničení lesů investujeme 30 miliard USD (606 miliard Kč), získáme v podobě statků a služeb poskytovaných lesními ekosystémy 4,5 bilionu USD (90,9 bilionů Kč) a současně vytvoříme po celém světě miliony nových pracovních míst** (KUMAR 2010).

Protože lidé očekávají od lesů rozdílné přínosy, bývají lesy obhospodařovány rozdílným způsobem (viz tab. 2). **Produkci dřeva a nedřevních výrobků slouží na naší planetě 12 milionů km² (30 %) lesní plochy. Téměř čtvrtina veškerých lesních porostů je obhospodařována víceúčelově: také tyto lesy se kácí a získávají se z nich i četné nelesní produkty.** Vhodnou možností, jak rozumným způsobem zajistit, aby lesy poskytovaly lidem i nadále ekosystémové služby včetně zásobovacích, tj. produkce dřeva a nedřevních komodit, zůstává zejména s ohledem na rychlost globálních změn péče o ekosystémy *sensu stricto* (MORI *et al.* 2013, PLESNÍK 2011).

Tab. 2. Využití lesů ve světě (FAO 2010)

typ využití	podíl z celosvětové plochy lesů (%)
výroba dřeva a nedřevních produktů	30
ochrana vodního režimu a půdy	8
ochrana přírody a krajiny	13
rekreace, turistika, vzdělávání, ochrana kulturního a duchovního dědictví	4
víceúčelové využití	24
jiné využití	5
Neurčeno	16

Snaha zachovat lesy mj. jako nenahraditelný zdroj dřevní hmoty i dalších produktů vedla řadu států k regulaci těžby této suroviny. Navíc spotřebitelům zejména v západní Evropě a USA již nestačí, že dřevo bylo získáno v příslušném státě v souladu s platnými zákony. Stále častěji požadují, aby pocházelo z těžby, prováděné udržitelným způsobem. Při něm se z lesa odebírá méně než je roční přírůstek dřevní hmoty a porost se kácí tak, aby plnohodnotně existoval i v budoucnosti. Jestliže hospodaření v lesích vyhoví náročným požadavkům z hlediska životního prostředí i dopadů na společnost, obdrží takto získané produkty, zejména dřevo, mezinárodně uznávané osvědčení (viz BOX 14. 4.).

BOX 14. 4. Je certifikace dřeva skutečně účinná?

Jedním ze způsobů, kterým by se mělo významně omezit velkoplošné odlesňování, se stala certifikace lesního hospodářství. Pokud stát, obec nebo soukromý vlastník hospodaří v lese šetrně a prokazatelně dodržuje předem dané zásady udržitelné péče, může na takto získané produkty, zejména dřevo, získat mezinárodně uznávané osvědčení.

Od roku 1993 vydává certifikace na udržitelné obhospodařování lesa mezinárodní nevládní organizace Rada pro udržitelnou správu lesa (*Forest Stewardship Council, FSC*). Do července 2013 FSC vystavila osvědčení pro celkem 1,8 milionu km², což představuje 4,4 % lesního pokryvu naší planety. Dvě třetiny certifikované plochy tvoří přírodní lesy, kdežto 8 % jsou monokultury: zbytek můžeme charakterizovat jako přírodě blízké lesy a porosty monokultur smíšené s přírodními lesními stanovišti. Zatímco více než polovina rozlohy severského jehličnatého lesa splňuje nároky na udělení certifikátu FSC, v případě subtropického lesa dosahuje tento podíl 11 – 15 % (CHENERY *et al.* 2013).

Belgičtí odborníci se nedávno pokusili vyhodnotit, nakolik je FSC úspěšná. Z 221 zemí světa probíhá certifikace lesního hospodářství jen v 82 státech. Nejvíce se rozšířila v zemích, kde převažuje státní, obecní nebo družstevní vlastnictví lesa a kde je les přednostně obhospodařován jako produkční. Mezi takové státy patří kupř. Chorvatsko, Irsko a Polsko. Pro rozvojové země je certifikace příliš nákladná a navíc určitou část dřeva vyvázejí. Z výhod certifikace tak těží ponejvíce velké exportní firmy, nikoli malí výrobci zásobující domácí trh. **Zdá se, že účinnost FSC v hospodářsky méně vyspělém světě bude do značné míry záviset na tom, nakolik se jí podaří propojit s jinými iniciativami, oceňujícími ekosystémové služby jako je ukládání uhlíku, omezování eroze či zadržování vody v krajině** (MARX & CUYPERS 2010).

Těžařské a dovozní firmy přitom změnilы vzhledem ke kritickému postoji veřejnosti v hospodářsky vyspělých zemích ke kácení deštných pralesů a dalších původních lesů, zejména tajgy, taktiku. Již nefalšují jen povolení ke kácení a vývozu dřeva ze země původu, ale neváhají padělat certifikáty potvrzující, že dřevo pochází z lesů obhospodařovaných citlivě k životnímu prostředí.

Uvedené tvrzení pochopitelně neznamená, že bychom měli přestat při nákupech upřednostňovat certifikované výrobky. Ukazuje jen, že jistě chvályhodnou myšlenku ocenit šetrné hospodaření v lesích mezinárodním osvědčením nelze z nejrůznějších důvodů použít s úspěchem naprosto všude.

Podíváme-li se na péči o světové lesy z čistě obchodního hlediska, zjistíme, že hektar lesa vyprodukuje každoročně výnos v průměrné hodnotě 4,5 USD (91 Kč). Jako nejméně výnosné se ukazují lesní porosty v Africe, kde lidé získají od ledna do prosince z hektaru lesní plochy asi jeden dolar (20,2 Kč). Lesnictví se naopak nejvíce vyplácí v Evropě, kde z hektaru lesního porostu utržíme ročně 6 USD (121,2 Kč). **Naopak výdaje na lesnictví z veřejných zdrojů na hektar dosahují v kalendářním roce v celosvětovém průměru 7,5 USD (151,50 Kč).** Daňoví poplatníci zaplatili v relativním měřítku, tedy na hektar porostu, na péči o les nejvíce v Asii, a to 20 USD (404 Kč) za rok. Nejméně stojí lesnictví v Jižní Americe a v Austrálii a Oceánii. Veřejné rozpočty tady zatíží plocha lesa o rozměru 100 x 100 m ročně částkou menší než dolar (FAO 2010).

I když počet pracovníků zaměstnaných v lesnictví a dřevozpracujícím průmyslu se zejména v důsledku hospodářské krize snížil od roku 2000 globálně o 10 %, péče o lesy a jejich využití stále zaměstnává podle oficiálních údajů jednotlivých zemí celkem více než 10 milionů lidí, tedy s jistou nadsázkou veškeré obyvatelstvo České republiky. Z tohoto počtu tvoří více než desetinu zaměstnanci působící v nejrůznějších institucích, financovaných vládami či samosprávami (FAO 2010). Ve skutečnosti bude počet lidí, zaměstnaných v lesnictví a dřevozpracujícím průmyslu, mnohem vyšší, protože velká část z nich pracuje bez řádné pracovní smlouvy jako součást šedé ekonomiky: uznávané odhady v tomto směru hovoří o 50 milionech lidí (HANSEN *et al.* 2014). Úbytek pracovních sil v lesním hospodářství a navazujících činnostech je vyvolán i neustálým zaváděním soudobé techniky. Také v tomto případě najdeme velké rozdíly mezi jednotlivými částmi světa. Pokles pracovníků ve zmiňovaném odvětví v rozsahu 15 – 40 % byl zaznamenán v Evropě, východní Asii a v Severní Americe. V jiných částech světa se zaměstnanost v lesnictví naopak mírně zvyšuje (FAO 2010).

14. 4. Lesy a změna podnebí

Mezi konkrétní kroky, omezující nežádoucí vliv změn podnebí na přírodu a lidskou civilizaci (*mitigace*), patří ochrana lesů, zejména původních nebo přinejmenším přírodě blízkých. **Lesy obsahují asi polovinu celkového nadzemního suchozemského organického uhlíku** (MA 2005b, GULLISON *et al.* 2007, SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2009). Při podrobnějším pohledu zjistíme, že 44 % celkových zásob uhlíku ve světových lesích obsahuje půda do hloubky 1 m, 42 % se nachází v živé nadzemní i podzemní biomase, 9 % v mrtvém dřevě a 5 % v opadance. Pokud jde o typy lesů, 55 % uhlíku uchovávají tropické lesy, 32 % severský jehličnatý les (tajga) a jen 13 % lesy mírného pásu (PAN *et al.* 2011).

Množství uhlíku zachyceného v biomase se u lesních ekosystémů na základě jejich druhového složení a stáří významně liší. Původní vzrostlé lesy obsahují na jednotku plochy více uhlíku než ostatní typy lesních ekosystémů včetně mladých původních lesů. Monokultury sice zadržují uhlík rychle, ale jsou obvykle káceny v mladém věku, takže z dlouhodobého pohledu jsou méně účinné než původní lesy, které nahradily (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2009, 2011, LIAO *et al.* 2010, RUSSEL *et al.* 2010, BLÉCOURT *et al.* 2013, KONGSAGER *et al.* 2013, USUGA *et al.* 2013). Novější výzkum

naznačuje, že na mnoha místech přestárlé evropské lesy jsou již uhlíkem nasycené (NABUURS *et al.* 2013).

Při kácení a vypalování lesů se uhlík uvolňuje z biomasy do ovzduší a současně mizí stromy, schopné jej vázat. **Odlesňování je na naší planetě odpovědné za 10–20 %, v některých letech i 25 % všech emisí skleníkových plynů.** Pro porovnání: je to více než činí celkové emise CO₂ ze silniční, železniční, letecké a lodní dopravy (METZ *et al.* 2007). Nepřekvapí nás, že třetí a čtvrté místo v žebříčku států, které vypouštějí do ovzduší nejvíce skleníkových plynů, zauímají Indonésie a Brazílie. Důvod musíme hledat nikoli v jejich spotřebě nebo objemu průmyslové výroby, ale ve velkoplošném ničení původních lesních porostů. Omezení emisí z odlesňování tak může být jedním z nejlevnějších a přitom skutečně účinných dostupných přístupů, jak snížit dopady změny prostředí (GULLISON *et al. l.c.*, KAPOV *et al.* 2007). Snížení rozsahu odlesňování o 50 % do roku 2050 a jeho stabilizace na této hodnotě do roku 2100 by v 21. století zamezilo uvolnění až 50 Gt uhlíku. Uvedené číslo odpovídá asi 12 % snížení emisí, nutného k udržení koncentrace oxidu uhličitého v ovzduší pod 450 ppm (GULLISON *et al. l.c.*).

Ochrana zejména původních lesů a rašelinišť představuje ve většině případů, i když ne vždy, mnohem účinnější způsob omezování koncentrací skleníkových plynů v ovzduší než použití biopaliv I. generace (WEBB & COATES 2012). Zalesněná plocha pohltí 2 – 9x více uhlíku než se zamezí omezením emisí skleníkových plynů využitím tekutých biopaliv, vyprodukovaných na stejné ploše (RIGHELATO & SPRACKLEN 2007). Teprve za 319 let by produkce sójové bionafty vyrovnala množství CO₂, vzniklé vykácením deštného pralesa v Amazonii (FARGIONE *et al.* 2008).

Vzhledem k nerovnoměrnému rozmístění druhové bohatosti (počtu druhů neboli alfa-diverzity) na Zemi by omezení kácení, vypalování a ničení původních lesů v tropech mohlo napomoci zachovat „horká místa“ celosvětové suchozemské biodiverzity (*global biodiversity hot spots*). Uvedený výraz používáme v ochranářské biologii pro oblasti s vysokou druhovou bohatostí, značným počtem endemitů a vysokým stupněm poškození původních biotopů lidskou činností (obr. 4). Aby mohlo být určité území považováno za „horké místo“ globální biodiverzity, musí se v něm vyskytovat přinejmenším 1 500 druhů cévnatých rostlin (tj. více než 0,5 % všech jejich známých druhů) a současně muselo přijít o nejméně 70 % původních biotopů (MYERS *et al.* 2000). Podle některých prognóz povede dvojnásobné zvýšení koncentrace CO₂ v ovzduší v „horkých místech globální biodiverzity“ k vymizení 39–43 % veškeré tamější bioty (živé složky ekosystémů) včetně 56 000 endemických druhů rostlin a 3 700 endemických druhů obratlovců (MALCOM *et al.* 2006). Další podrobnosti najde čtenář v rešerších PLESNÍK (2009) a HANNAH (2010).

14. 5. Komu patří světové lesy

Podle oficiálních údajů vlastní a obhospodařují vlády 80 % všech světových lesů, 18 % světových lesů má naopak nestátní vlastnictví. U zbývajících 2 % globální lesní plochy není vlastník znám nebo je sporný (FAO 2010). V Evropské unii vykazuje nejvyšší podíl rozlohy lesního pokryvu ve veřejném vlastnictví Belgie (86,8 %), nejnižší Portugalsko (1,6 %), průměr EU dosahuje 40,3 % (EUROSTAT 2013).

V Kanadě, Guayaně, Indonésii, Malajsii, Ruské federaci a ve všech středoafričských zemích náleží státu více než 90 % rozlohy lesů, přičemž vlády předaly jejich značnou část soukromým firmám prostřednictvím povolení k těžbě dřeva V Evropě bez Ruské federace

patří vládám více než 46 % lesů, což je více než v EU (viz výše). I když stát ve východní a jižní Africe také vlastní většinu tamějších lesů, až dosud vydaly jen málo těžařských koncesí.

Více než polovina všech lesů v Argentině, Austrálii a v USA se nachází v soukromém vlastnictví. Majiteli 59 % soukromých lesů se v globálním měřítku stali jednotlivci, 19 % připadá na firmy nebo instituce a 21 % rozlohy privátních lesů na Zemi je v držení místních komunit a domorodého obyvatelstva. Posledně jmenovaná skupina vlastníků ovládá většinu soukromých lesů v Africe na jih od Sahary. Vzhledem k tomu, že v této části světa vlastní téměř všechny lesy stát, jde jen o 1 % celkové rozlohy tamějších lesních porostů. Podíl soukromých lesů na celkové rozloze tohoto typu ekosystémů na Zemi roste: důvodem je neustále se rozšiřující vysazování monokultur (FAO 2010, HANSEN *et al. l.c.*).



Obr. 4. Atlantský deštný prales, rostoucí na východním pobřeží Brazílie, je považován za na jednotku plochy druhově nejbohatší ekosystém na Zemi. Jen obratlovců v něm najdeme 2 200 druhů. Vyskytuje se v něm také na 20 000 druhů rostlin (v ČR roste 2 700 druhů), z nichž 40 % jsou endemity. Současná rozloha tohoto unikátního prostředí představuje pouze 15 % původní plochy (foto Jan Plesník).

14. 6. Světové lesy – jak dál?

I když se ničení lesů na zeměkouli v období 2000 – 2010 celkově snížilo a zpomalilo, nestačí přirozená sukcese (nahrazování společenstva jiným do konečného společenstva, resp. ekosystému - klimaxu) a výsadba nových porostů úbytek způsobený velkoplošným odlesňováním vyrovnávat a čistá ztráta lesa zůstává i nadále vysoká. Podíl lesního pokryvu v chráněných územích se v celosvětovém měřítku sice zvyšuje, problémem ale zůstává dobře známá skutečnost, že jen malá část z nich podporuje zachování původních lesních ekosystémů. Přitom pro udržení nejen lesní druhové bohatosti, ale i přirozených procesů v tomto typu prostředí by v rezervacích měla být účinně chráněna přinejmenším pětina celkové plochy světových lesů, na prvním místě původních porostů (LEVERINGTON *et al. l.c.*). Zlepšení účinnosti chráněných území, skutečně udržitelné využívání lesů, realistické oceňování služeb, poskytovaných lidem lesními ekosystémy, podpora výrobků získaných

šetrným způsobem a zejména zabezpečení dostatečného množství kvalitních potravin v hospodářsky méně vyspělých zemích a omezení jejich nadměrné, dlouhodobě neudržitelné spotřeby v ekonomicky rozvinutých státech mohou přispět k zlepšení zdraví lesů naší planety.

Zachování a udržitelné využívání lesů vždy představuje nutný kompromis mezi ochranou lesů, v nichž dobře fungují přirozené životadárné procesy, jako je fotosyntéza, tvorba půdy či opylování, a žádoucím společenským rozvojem konkrétní oblasti (obr. 5). Přechod na udržitelné způsoby obhospodařování lesů však kromě kompromisů vyžaduje nezanedbatelné investice do péče o lesy a s ní spojených hospodářských odvětví (PLESNIK 2011).



Obr. 5. Na Veletrhu biodiverzity v rámci 10. zasedání konference smluvních stran Úmluvy o biologické rozmanitosti v Nagoji konaném v říjnu 2010 si japonské děti mohly někdy vůbec poprvé zkusit řezat ruční pilou. Zájem byl vskutku obrovský (foto Jan Plesník).

Poděkování

Autor děkuje Doc. Ing. Josefu Suchomelovi, Ph.D. za možnost podělit se s posluchači Mendelovy univerzity Brno o některé názory na péči o lesní ekosystémy a jejich udržitelné využívání v Evropě a ve světě.

14. 7. Otázky na procvičení:

1. Jaká je ve světě nejčastěji používaná definice lesa?
2. Jak se změnila od začátku 90. let 20. století celková rozloha světových lesů?
3. Co je ve světovém měřítku hlavní příčinou odlesňování?
4. Mohou chráněná území dlouhodobě zachovat lesy na Zemi?
5. Na jaké účely se využívá dřevo vytěžené v lesích naší planety?

14. 8. Použitá a doporučená literatura:

- ANDAM K.S., FERRARO P.J., PFAFF A., SANCHEZ-AZOFEIFA G.A. & ROBALINO J.A. (2008): Measuring the effectiveness of protected area network in reducing deforestation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105: 16089-16094.
- BLÉCOURT DE M., BRUMME R., XU J., COURT M.D. & VELDKAMP E. (2013): Soil carbon stocks decrease following conversion of secondary forests to rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations. *PLoS ONE* 8 (7): e69357.
- BONAN G. B. (2008): Forests and climate change. Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320: 1444-1449.
- BOUCHER D., ELIAS P., LININGER K., MAY-TOBIN C., ROQUEMORE S. & SAXON E. (2011): The root of the problem. What's driving tropical deforestation today? Union of Concerned Scientists Cambridge, MA, 114 pp. + x.
- BRUNER A.G., GULLISON R.E., PRICE R.E. & DA FONSECA G.A.B. (2001): Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128.
- BROCKERHOFF E.G., JACTEL H., PARROTA J.A., QIUNE CH.P. & SAYER J. (2008): Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? *Biodiv. Conserv.* 17: 925-951.
- BUTLER R.A. & LAURANCE W.F. (2008): New strategies for conserving tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 23: 469-472.
- COOTE L., FRENCH L.J., MOORE K.M., MITCHELL F.J.G. & KELLY P.L. (2012): Can plantation forests support plant species and communities of semi-natural woodland? *Forest Ecol. Manage.* 288: 86-95.
- DE FRIES R., RUDEL T.K., URIARTE M. & HANSEN M. (2010): Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geosci.* 3: 178-181.
- DIETER M., ENGLERT H. & WEIMAR H. (2012): Wood from illegal harvesting in EU markets: Estimations and open issues. *Appl. Agric. Forestry Res.* 62: 247-254.
- EUROSTAT (2011): Forestry in the EU and the world. A statistical portrait. 2011 edition. Publication Office of the European Union Luxembourg, 116 pp.
- EUROSTAT (2013): Agriculture, forestry and fishery statistics. 2013 edition. Publication Office of the European Union Luxembourg, 256 pp.
- FAO (2000): Global Forest Resources Assessment 2000. FAO Rome, 479 pp.
- FAO (2010): Global Forest Resources Assessment 2010. Main report. FAO Rome, 378 pp.
- FAO (2011): State of the world's forests 2011. FAO Rome, 179 pp.
- FAO (2012): State of the world's forests 2012. FAO Rome, 60 pp.
- FARGIONE J., HILL J., TILMAN D., POLASKY S. & HAWTWORHTHE P. (2008): Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319: 1235-1238.
- FLEMMING R., KANOWSKI P., BROWN N., JENÍK J., KAHUMBU P. & PLESNÍK J. (2011): Emerging perspectives on forest biodiversity. In UNEP: UNEP Year Book 2011. Emerging issues in our global environment. UNEP Nairobi, Kenya: 47-59.
- FOREST EUROPE/UNECE/FAO (2011): State of Europe's forests 2011. Status & trends in sustainable forest management in Europe. FOREST EUROPE Liaison Unit Oslo, 337 pp.
- GIBBS H.K., RUESCH A.S., ARCHARD F., CLAYTON H.K., HOLMGREN P., RAMANKUTTY N. & FOLEY J.A. (2010): Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 107: 16732-16737.
- GIBSON L., LEE T.M., KOH L.P., BROOK B.W., GARDNER T.A., BARLOW J., PERES C.A., BRADSHAW C.J.A., LAURANCE W.F., LOVELOY Th.E. & SODHI N.S. (2011): Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478: 378-381.
- GULLISON R.E., FRUMHOFF P.C., CANADELL J.G., FIELD CH.B., NEPSTAD D.C., HAYHOE K., AUSSAR R., CURRAN L.M., FRIEDLINGSTEIN P., JONES Ch.P. & NOBRE C. (2007): Tropical forests and climate policy. *Science* 316: 985-986.

- HANNAH L. (2010): *Climate change biology*. Academic Press/Elsevier Burlington, MA and Amsterdam, 416 pp.
- HANSEN E., PANWAR R. & VLOSKY R. eds. (2014): *Global forest sector: Changes, practices, and prospects*. CRC Press Boca Raton, FL, 478 pp.
- HOSUNUMA N., HEROLD M., DE SY V., DE FRIES R.S., BROCKHAUS M., VERCHOT L., ANGELSEN A. & ROMIJN E. (2012): An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environ. Res. Lett.* 7: 044009 (12 pp.).
- CHENERY A., PLUMPTON H., BROWN C. & WALPOLE M. eds. (2013): *Aichi Targets passport, updated version*. Biodiversity Indicators Partnership/UNEP-World Conservation Monitoring Centre Cambridge, U.K. and Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal, 90 pp.
- ICTSD (2012): *Tackling perverse subsidies in agriculture, fisheries and energy*. International Centre for Trade and Sustainable Development Geneva, Switzerland, 14 pp.
- IEA (2012): *2012 key world energy statistics*. International Energy Agency Paris, 82 pp.
- INTERPOL/UNEP (2012): *Green carbon, black trade: Illegal logging, tax fraud and laundering in the world's tropical forests*. UNEP/GRID-Arendal Arendal, Norway, 72 pp.
- KAPOS V., HERKENRATH P. & MILES L. (2007): *Reducing emissions from deforestation: A key opportunity for attaining multiple benefits*. UNEP-World Conservation Monitoring Centre Cambridge, U.K., 16 pp.
- KAREIVA P. & MARVIER M. (2011): *Conservation science. Balancing the needs of people and people*. Roberts & Co. Greenwood Village, CO, 543 pp.
- KASTNER TH., ERB K.-H. & NONHEBEL S. (2011): *International trade and forest change: A global analysis*. *Global Environ. Change* 21: 947-956.
- KISSINGER G., HEROLD M. & DE SY V. (2012): *Drivers of deforestation and forest degradation: A synthesis report for REDD+ policymakers*. Lexeme Consulting Vancouver, BC, 48 pp.
- KONGSAGER R., NAPIER R.J. & MERTZ O. (2013): *The carbon sequestration potential of tree crop plantations*. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 18: 1197-1213.
- KUMAR P. ed. (2010): *The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economic foundations*. Earthscan London, 410 pp.
- LEVERINGTON F., COSTA K.L., PAVESE H., LISLE A. & HOCKINGS M. (2010): *A global analysis of protected area management effectiveness*. *Environ. Manage.* 46: 685-698.
- LIAO C., LUO Y., FANG C. & LI B. (2010): *Ecosystem carbon stock influenced by plantation practice: Implications for planting forests as a measure of climate change mitigation*. *PLoS ONE* 5(5): e10867.
- LINDENMAYER D.L. & FRANKLIN J.F. (2002): *Conserving forest biodiversity. A comprehensive multiscaled approach*. Island Press Washington, D.C., 352 pp.
- LUND H.G. (2002): *When is a forest not a forest?* *J. For.* 100: 21–28.
- LUND H.G. (2008): *Definition of forest, deforestation, reforestation and afforestation*. Forest Information Services Gainesville, VA. Dostupné na www.forestinfoservices.com/docs/DEFpaper.html, Navštíveno 20.1.2014.
- MA (2005a): *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute Washington, D.C., 86 pp.
- MA (2005b): *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press Washington, D.C., 137 pp. + x.
- MACURA B., SECCO L. & PULLIN A.S. (2013): *Does the effectiveness of forest protected areas differ conditionally on their type governance?* *Environ. Evid.* 2: 14.
- MALCOM J.R., LIU C., NEILSON R.P., HANSEN L. & HANNAH L. (2006): *Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots*. *Conserv. Biol.* 20: 538-578.

- MALHI Y., ROBERTS J.T., BETTS R.A., KILLEEN T.J., LI W.H. & NOBRE C.A. (2008) Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319: 169-172.
- MARX A. & CUYPERS D. (2010): Halting deforestation and forest certification. What is the macro-impact of the Forest Stewardship Council? Leuven Centre for Global Governance Studies Leuven, Belgium, 40 pp.
- METZ B., DAVIDSON O.R., BOSCH P.R., DAVE R. & MEYER L.A. eds. (2007): Climate change 2007: Mitigation to climate change. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press Cambridge, U.K., 862 pp.
- MILLER G.T. & SPOOLMAN S.E. (2013): Environmental science, 14th edition. Brooks/Cole Belmont, CA, 576 pp.
- MORI A.S., SPIES TH.A., SUDMEER-RIEUX K. & ANDRADE A. (2013): Reframing ecosystem management in the era of climate change: Issues and knowledge from forests. *Biol. Conserv.* 165:115-127.
- MYERS N., MITTERMEIER R., MITTERMEIER G., DA FONSECA G. & KENTS J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- NABUURS G.-J., LINDNER M., VERKERK P.J., GUNIA K., DEDA P., MICHALAK P. & GRASSI G. (2013): Forest signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change* 3: 792-796.
- OECD & FAO (2010): OECD-FAO Agricultural Outlook 2010-2019. OECD Paris and FAO Rome, 251 pp.
- PAN Y., BIRDSEY R.A., FANG J., HOUGHTON R., KAUPI P.E., KURZ W.A. PHILLIPS O.L., SHVIDENKO A., LEWIS S.L., CANADELL J.G., CIAIAS Ph., JACKSON R.B., PACALA S.W., MCGUIRE A.D., PIAO S., RAUTIAINEN A., SITCH S. & HAYES D. (2011): A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333: 988-993.
- PAQUETTE A. & MESSIER C. (2010): The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Front. Ecol. Environ.* 8: 27-34.
- PARKS C.G. & BERNIER P. (2010): Adaptation of forests and forest management to changing climate with emphasis on forest health: A review of science, policies and practices. *Forest Ecol. Manage.* 259: 657-659.
- PATTERSON T.M. & COELHO D.L. (2009): Ecosystem services: Foundations, opportunities, and challenges for the forest products sector. *Forest Ecol. Manage.* 257: 1637-1646.
- PLESNÍK J. (2002): Forest biological diversity as seen by the Convention on Biological Diversity. Presentation at the 1st Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for Use by Various Stakeholders. FAO Rome, 22-25 January 2002.
- PLESNÍK J. (2009): Biologická rozmanitost a změna podnebí. Současný stav a předpověď dalšího vývoje. *Ochrana přírody* 64, suppl.: i-xii.
- PLESNÍK J. (2011): Stav globální lesní biodiverzity: klady a zápory. *Živa* 59: lxiii-lxiv.
- PLESNÍK J. (2012a): Lesk a bída evropské krajiny. *Nika* 33 (3): 4-9.
- PLESNÍK J. (2012b): A concept of a degraded ecosystem in theory and practice. European Topic Centre on Biological Diversity Paris, 10 pp.
- PLESNÍK J. (2012c): Chráněná území ve světě. In MACHAR I., DROBILOVÁ L. et al.: Ochrana přírody a krajiny v České republice. Vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení. Univerzita Palackého Olomouc: 29-42.
- PLESNÍK J. & PELC F. (2011): Současný stav a výhled lesů ve světě a v Evropě. *Ochrana přírody* 66 (4): 28-32.
- PUTZ F.E. & REDFORD K.H. (2010): The importance of defining “forest”: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shift, and further transitions. *Biotropica* 42:10-20.

- RIGHELATO R. & SPRACKLEN D.V. (2007): Carbon mitigation by biofuels or by saving and restoring forests? *Science* 317: 902.
- RUDEL T.K., DE FRIES R., ASNER G.P. & LAURANCE W.F. (2009): Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conserv. Biol.* 23: 1396-1405.
- RUSSELL A.E., RAICH J.W., ARRIETA R.B., VALVERDE-BARRANTES A. & GONZALEZ E. (2010): Impacts of individual tree species on carbon dynamics in a moist tropical forest environment. *Ecol. Appl.* 20: 1087-1100.
- SASAKI N. & PUTZ F.E. (2009): Critical need for new definition of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conserv. Letters* 2: 226-232.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2009): Connecting biodiversity and climate change mitigation and adaptation: Report of the Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change. Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal, 126 pp.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010): Forest biodiversity – Earth’s living treasure. Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal, 48 pp.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2011): RDD-plus and biodiversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal, 68 pp.
- STERN N. N. (2006): The economics of climate change: the Stern review. Cambridge University Press Cambridge, U.K., 712 pp.
- SUKHDEV P. (2010): TEEB, public goods and forests. *Arbovitae* 41: 8-9.
- THOMPSON I., PATTERSON G., LEINER S., NASI R., PASCUAL POLA DE C.N., SIGAUD P., LE DANFF J.-P., MULONGOY K.J., TOIVONEN H., COOPER D., DEUTZ A., DIAZ-SILVEIRA M.F., FILIPCHUK A. N., HENNE G., HINCHLEY D., HURTUBIA J., KÜLVIK M., KUMARI K., KAWAHARA T., LEIGH J., QUESNE-GEIER LE C., MANOKARAN N., MBANDJI J., NAKASIMA K., OOF T M., OTENG YEBOAH A.A., PLESNÍK J., NATH RAI S., RAMOS M., PEREIRA M.C.R., RYKOWSKI K., SAINT-LAURENT C., SMITH G., TOURE B., TOL VAN G., VEROSSIMO A., WELLS A. & WILLIAMSON D. (2002): Review of the status and trends of, and major threats to, forest biological diversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal, 164 pp.
- UNEP/FAO/UNFF (2009): Vital forest graphics. UNEP Nairobi, Kenya, FAO Rome and UNFF New York, 75 pp.
- USUGA J.C.L., TORO J.A.R., ALZATE M.V.R. & TAPIAS A.D.J.L. (2013): Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor. *Forest Ecol. Manage.* 260: 1906-1913.
- WEBB A. & COATES D. (2012): Biofuels and biodiversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal, 69 pp.
- WORLD BANK (2012): Justice for forests. Improving criminal justice efforts to combat illegal logging. World Bank Washington, D.C, 56 pp.