



*Ekologické faktory určující změny druhové a funkční skladby  
tropických horských fragmentů vrchoviny  
Bamenda Highlands, Kamerun*

**Diplomová práce**

**Bc. Petr Mazůrek**

Školitel: Dr. Jiří Doležal

Mazůrek P. 2010. Ekologické faktory určující změny druhové a funkční skladby tropických horských fragmentů vrchoviny Bamenda Highlands, Kamerun. [ The ecological factors determining changes in species and functional structure of tropical montane fragments in Bamenda Highlands, Cameroon. Mgr Thesis, in Czech]- 66 pp., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

## **ANOTACE**

The influence of fragmentation on the avian and tree community in Bamenda Highlands, Cameroon, was measured. In the first part of this thesis tree species composition of tropical montane forest is described up in reference to altitude and tree canopy connectivity (fragmented or continuous forest). In the second part of this thesis avian species diversity in similar altitude and in similar kind of vegetation were compared up in reference to fragmented and continuous forest.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s §47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou, elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

23. 4. 2010 v Českých Budějovicích

.....  
Petr Mazůrek

## **Poděkování**

Poděkování si zaslouží všichni, kteří stáli za vznikem této práce. Na prvním místě musím poděkovat Dolymu, který má největší zásluhy na vzniku a podobě této práce, dále členům fragmentačního týmu Mirovi a Čochymu.

Vypracování práce bylo podpořeno Grantovou agenturou ČR(GACR 206/03/D124, GACR 206/03/H034), Grantovou agenturou Akademie věd ČR (GA AV CR KJB61940).

## Osnova

1. Úvod .....	1
2. Studované území .....	6
2.1. Big Babanki .....	8
2.2. Okolí Mount Oku .....	9
2.3. Popis vegetace.....	10
3. Sběr dat .....	12
3.1. Druhová skladba a diverzita stromů horského tropického lesa .....	12
3.1.1. Funkční vlastnosti stromů .....	16
3.2. Druhová skladba a diverzita avifauny horského tropického lesa.....	17
3.3. Statistické zpracování.....	20
4. Výsledky .....	22
4.1. Vliv fragmentace a nadmořské výšky na druhovou skladbu a strukturu stromové složky horského tropického lesa .....	22
4.2. Funkční vlastnosti dřevin.....	31
4.3. Vliv fragmentace a struktury porostu na druhovou skladbu a diverzitu ptačích populací horského tropického lesa.....	35
5. Diskuze .....	43
5.1. Způsoby ochrany přírody a krajiny .....	49
6. Závěr .....	51
7. Literatura.....	52
8. Přílohy.....	61
1. appendix 1 .....	61
2. appendix 2.....	61



# 1. Úvod

Fragmentace krajiny je velmi rozšířený jev po celém světě (Ewers a Didham 2006). Nejvýznamnější a nejrozsáhlejší příčinou fragmentace je rozvoj a intenzifikace využívání krajiny člověkem (Burgess a Sharpe 1981). Lidmi způsobená ztráta biotopu a fragmentace krajiny rychle mění ekologické podmínky, které nedovolí přítomným organismům možnost adaptace (Saunders a kol. 1991). Fragmentace má tři hlavní rysy, kterými jsou ztráta a zmenšení velikosti původního biotopu, zvýšení izolace zbylých fragmentů a změna abiotických a biotických podmínek okolí, které vzájemně přispívají ke snižování biologické diverzity uvnitř původního biotopu (Wilcox a Murphy 1985). Kromě těchto tří základních rysů má na složení společenstva a druhové bohatosti také vliv okrajový efekt, tvar fragmentu a vlastnosti okolní krajiny. Závažnost ztráty biotopu může být zhoršena prostorovým uspořádáním, nebo fragmentací zbylého biotopu (Ewers a Didham 2006). V posledních dekádách dochází k masivnímu odlesňování a fragmentaci tropických horských lesů a zůstává otázkou, jak tyto nežádoucí aktivity změní jejich druhovou bohatost.

Tropické horské lesy se vyskytují mezi 500 až 3 500 m n. m. s hlavním výskytem mezi 1 200 až 2 500 m n. m. (LaBastille a Pool 1978, Stadtmüller 1987). Tyto lesy se mohou vyskytovat v horském a v podhorském vegetačním pásmu (Doumenge a kol. 1995) a tvoří více než 11 % rozlohy tropických deštných lesů (FAO 1993). Vyskytují se častěji v tropické Americe a severovýchodní Asii než v tropické Africe (Stadtmüller 1987), což je dáno širším rozložením horských pásem a vlivem oceánů v Americe a Asii (Doumenge a kol. 1995). Se stoupající nadmořskou výškou dochází ke změně vegetace: zmenšuje se výška stromů, zjednodušuje se vertikální i horizontální stratifikace, zmenšují se listy, dochází k otevření podrostu, vyskytuje se více epifytů, mechů a lišejníků (Whitmore 1975, White 1983, Jacobs 1988). Horské tropické lesy jsou většinou nižšího vzrůstu (White 1983), zatímco porosty v submontánních lesích dosahují vyššího vzrůstu, jsou druhově bohatší a zahrnují druhy z nízkých a středních nadmořských výšek (Thomas a Achoundong 1991). Horské lesy jsou také biotopem pro savce a ptáky, kteří hrají důležitou roli ve fungování ekosystému, šíření

semen a lesní dynamice. Mnoho druhů je cenných pro místní obyvatelstvo jako zdroj potravy (Doumenge a kol. 1995), což je také jeden z důvodů lidského tlaku na tyto biotopy (White 1983). Podle FAO (1993) byla míra odlesňování tropických horských lesů v letech 1981 - 1990 kolem 1,1 % ročně, oproti 0,8 % odlesnění tropických lesů jako celku. Odlesněné plochy jsou přeměňovány na zemědělskou krajinu, jako jsou čajové a kávové plantáže, pastviny a lesní plantáže (*Pinus spp.*, *Eucalyptus spp.*, *Elaeis spp.*) (Doumenge a kol. 1995).

Vlivem intenzivní lidské činnosti vzniká mozaika fragmentů, které mohou být od sebe odděleny značně změněnou nebo degradovanou krajinou (Primack a kol. 2001). Jednotlivé fragmenty lišící se velikostí a tvarem jsou rozptýlené skrze matici pozměněného biotopu a stávají se více či méně jeden od druhého izolované (Fahrig 2003). Tato situace může být popsána modelem ostrovní biogeografie, který se snaží najít vysvětlení závislosti počtu druhů na ploše. Tento model předpokládá, že větší ostrovy obývá více druhů než malé ostrovy a že ostrovy, které jsou blíže k pevnině, obývá více druhů než vzdálenější ostrovy stejné velikosti (MacArthur a Wilson 1967). Fragmenty zde můžeme chápat jako ostrovy v moři nehostinné krajiny (Primack a kol. 2001). Nicméně na rozdíl od fragmentů jsou skutečné ostrovy obklopeny pro většinu terestrických živočichů nehostinným biotopem, kdežto fragmenty jsou částí krajinné mozaiky, která může být do určité míry obyvatelná (Andér 1994). Přirozeně dochází ke fragmentaci působením ohně (Wright 1974, Pickett a Thompson 1978), vznikem polomů, sesuvem půdy, vulkanickou činností apod.

Výsledky většiny studií naznačují, že fragmentace snižuje počet druhů a mění skladbu společenstva jako výsledek úbytku původního biotopu. Souvislost mezi rozlohou lesa a druhovou diverzitou je dobře dokumentována v tropech a studie ukazují, že například některé druhy ptáků v malých ploškách chybí nebo jsou vzácné (Bierregaard a kol. 1992, Hill a kol. 1994). Tím, jak vzrůstá fragmentace a izolace lesů dochází k zvyšování významu ekotonu (Robinson a kol. 1995). Fragmenty mají větší celkovou délku ekotonu – hraničního území mezi původním a narušeným stanovištěm – vzhledem k celkové ploše území (Primack a kol. 2001). Ekotony se zřetelně liší od vnitřního prostředí fragmentů, protože mění vzájemné vazby druhů a tudíž pozměňují ekologické procesy (Saunders a kol. 1991). Jsou pro ně charakteristické tzv. okrajové efekty, jako vyšší výkyvy v množství dopadajícího světla, teplotě, vlhkosti a rychlosti větru (Hobbs 1993, Laurance a Bierregaard 1997) a spolu se strukturálními změnami je ekoton nevhodný pro některé druhy ptáků (Saunders a kol. 1991). Sluneční záření, teplota a vlhkost se podílejí na řízení mnoha biologických procesů, jako je fotosyntéza, dekompozice a cyklus živin (Chen a kol. 1993). Dva fragmenty stejného rozměru

nemusí mít stejnou velikost vnitřního biotopu a ekotonu vzhledem k tvaru. Hypotetická ztráta 30% rozlohy lesní plochy nepředstavuje ztrátu rozlohy pro ekotonové druhy, ale představuje 50% ztrátu rozlohy pro druhy vázané na vnitřní prostředí (Fahrig 1997).

Jakmile se začne zmenšovat poměr vhodného biotopu v krajině, začnou se objevovat malé a izolované plošky biotopů, což vede k ovlivnění velikost populace druhů (Andrén 1994). Izolace plošek hraje hlavní roli v rychlosti šíření druhů mezi fragmenty (Haila 2002), narušuje patern šíření druhů a nutí jedince pohybovat se napříč krajinou, která odděluje vhodné biotopy jeden od druhého (Ewers a Didham 2006). Burkey (1989) uvádí, že čím nižší je migrační rychlost, tím delší je průměrná doba od lokálního vyhynutí k nové kolonizaci a tím vyšší je pravděpodobnost celkového vymření. Pohyb druhů mezi ploškami může být usnadněn pomocí funkčních prostorových jevů, kterými jsou například koridory nebo vodoteče, které slouží jako spojovací článek a propojením krajiny dovolují pohyb mezi ploškami (Sieving a kol. 2000, Vandermeer a Carvajal 2001, Cook a kol. 2002). Nicméně v důsledku lineární povahy mají koridory spíše charakter ekotonů (Robinson a kol. 1995) a nemusí sloužit jako vhodný biotop pro úspěšnou reprodukci druhů (Sieving a kol. 2000).

Převážná část výzkumů zabývajících se lesní fragmentací byla prováděna v temperátních ekosystémech. Tyto práce podávají přesvědčivé důkazy, že změna skladby a struktury krajiny doprovázející fragmentaci ovlivňuje druhy v Evropě, Severní Americe a Austrálii (Robinson a kol. 1995, Harrington a kol. 2001, Watson a kol. 2004a, b). Je zde ale zatím relativně málo studií o vlivu fragmentace biotopu a odlesňování v tropech, kde se jeví odlesnění jako závažnější faktor (Whitmore 1997, Watson a kol. 2004a). Větší citlivost tropických organismů ke ztrátě a fragmentaci biotopu může být způsobena historickým vývojem oblasti, kdy delší časová perioda klimatické stability vedla k těsnější adaptaci druhů k prostředí (Gaston a Blackburn 1996). Proto poměrně malé změny v kvalitě biotopu mohou mít negativní vliv na lokální druhovou diverzitu v tropických oblastech (Broset 1990).

K těžbě tropických lesů začalo docházet v malém měřítku na konci 18. století. Používáním jednoduchých nástrojů nedocházelo k vážnějšímu poškození lesů na velkých plochách, s výjimkou nížinných oblastí podél řek, které sloužily ke splavňování dřeva (Poore a Sayer 1991). V důsledku zdokonalování těžby dřeva došlo v druhé polovině 20. století k intenzivnímu narušení a fragmentaci horských tropických lesů, které často představují poslední zbytky nedotčené přírody a které dlouhou dobu odolávaly vlivu člověka díky své nepřístupnosti. Důkazy o rozsáhlém odlesňování a fragmentaci horských lesů jsou známé ze



západní Afriky. Jedná se často o ohniska druhové diverzity s vysokým výskytem endemických druhů, jako je tomu i v případě vysočiny Bamenda Highlands v západním Kamerunu. Kamerun s rozlohou téměř 0,5 milionu km<sup>2</sup> se nachází v Guinejském zálivu severně od rovníku. Téměř třetina jeho území je pokryta tropickým deštným lesem. Mezi africkými zeměmi zaujímá Kamerun druhé místo v diverzitě lesních primátů a je mezi pěti státy s nejvyšší diverzitou rostlinných druhů. Deštné pralesy v pobřežní zóně a hory jihozápadní části se řadí k světově nejcennějším oblastem s výskytem množství endemických druhů ptáků, obojživelníků, plazů a rostlin (World Bank 1995). Tyto hory náleží do vrchoviny Guinejského zálivu, pohoří vulkanického původu které, je jediné rozsáhlé pohoří v západní a centrální rovníkové Africe. Táhne se od ostrova Bioko v Guinejském zálivu severovýchodním směrem a prochází Kamerunem a částí Nigerie (Graham a kol. 2005). Toto pohoří je izolované od východoafrické vysočiny pásmem tropického nížinného pralesa širokého přes 1 500 km a od menší vrchoviny Upper Guinea Highlands pásmem křovinatých savan širokého také přes 1 500 km (Graham a kol. 2005, Fattorini 2007). Tyto horské lesy západního Kamerunu jsou dobře známé pro velký počet endemitů a ohrožených druhů ptáků (Crowe a Crowe 1982).

Mezi „horká místa“ biodiverzity patří v rámci Kamerunu nejvyšší vrcholy, jako je Mt. Cameroon (4 040 m n. m.), Mt. Kupe (2 064 m n. m.) a Mt. Oku (3 011 m n. m.) v nejsevernější části kamerunských hor v pohoří Bamenda Highlands (Cheek a kol. 2000). Jsou to oblasti s vysokými ročními úhrny srážek, které mají vysokou druhovou a endemickou diverzitu (Graham a kol. 2005). Bohužel intenzivní těžba a vypalování zmenšila bývalé spojitě lesy do izolovaných fragmentů, během posledních desetiletí (ICBP 1992). Většina primární vegetace byla zničena a odhaduje se, že se může jednat až o 96 % původní rozlohy horských lesů; pod 1 500 m n. m. se v důsledku zemědělství nedochovaly už téměř žádné lesy (Cheek a kol. 2000). Největší a zároveň nejméně dotčené bloky dochované přirozené vegetace ve vysočině Bamenda Highlands se zachovaly na Mt. Oku a přilehlém hřbetu Ijim Ridge (Cheek a kol. 2000), kde se nachází jeden s posledních horských lesů pokrývající přibližně 20 000 ha (FAO 2002). Tento lesní zbytek zachovává populace horských endemických druhů (Fishpool a Evans 2001), nicméně i zde při porovnávání družicových snímků z let 1987 a 1995 došlo k 25% úbytku rozlohy lesa (Cheek a kol. 2000). Zbývající plošky horských lesů jsou ve většině případů omezeny pouze na příkré svahy (FAO 2002).

Cílem předkládané diplomové práce je posoudit vliv fragmentace krajiny na dvě důležité složky ekosystému, a to biodiverzitu ptáků a dřevin. V první části práce se zabýváme

popisem změn druhové skladby dřevinné složky horského tropického lesa, ve vztahu k nadmořské výšce (2 000-2 900 m n. m.) a typu porostu (fragmentovaný vs. spojitý porost). V druhé části práce porovnááme v podobné nadmořské výšce (2 000-2 400 m n. m.) a v podobném typu vegetace druhovou skladbu avifauny pro fragmentovaný a spojitý porost a vliv struktury vegetace na diverzitu ptačích populací. Snažíme se najít odpověď na následující hypotézy:

(1) druhová skladba stromových populací horského tropického lesa se mění s nadmořskou výškou; porosty nejvyšších poloh jsou druhově chudší v důsledku nepříznivých klimatických podmínek

(2) druhová skladba stromů lesních společenstev je bohatší ve spojitém než fragmentovaném porostu, což naznačuje dlouhodobou přítomnost zapojeného horského lesa v oblasti vrchoviny Bamneda Highlands, která vedla k speciaci a vysoké diverzitě dřevinné složky

(3) vybrané funkční vlastnosti dřevin se liší ve fragmentovaném a spojitém porostu; lesní fragmenty jsou více vystavené disturbancím (požáry, větrné vichřice) a obsahují tudíž větší podíl rychle rostoucích dřevin (r-stratégové) s vlastnostmi, které umožňují rychlé získání zdrojů (např. vysoká specifická listová plocha, obsah listového dusíku, malá hustota dřeva)

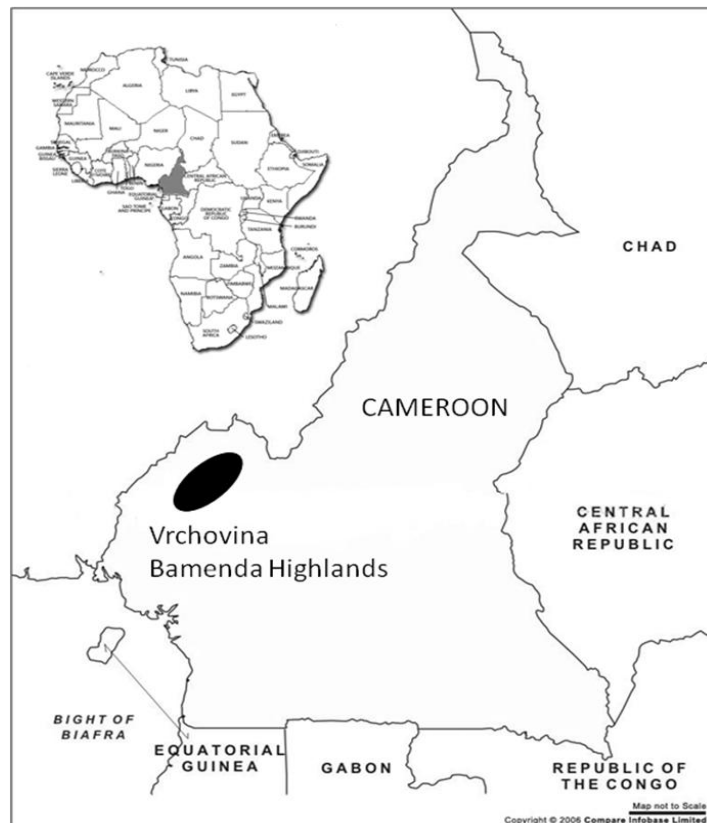
(4) druhová skladba ptačích společenstev lesních fragmentů se liší od spojitého porostu, kvůli přítomnosti druhů vázaných na lesní lemy a okolní bezlesou krajinu

(5) druhová skladba ptačích společenstev je bohatší ve spojitém než fragmentovaném porostu, což by indikovalo dlouhodobou přítomnost zapojeného horského lesa, která vedla k adaptaci většiny ptačích druhů na spojité lesní porosty.

Data k zodpovězení těchto otázek byla získána z trvalých ploch založených v oblasti Big Babanki a Mt. Oku. Výsledky by měly přispět ke stanovení ochranných priorit a konkrétních managementových opatření.

## 2. Studované území

Horské lesy západního Kamerunu (**obr. 1**) jsou dobře známé jejich biogeografickou významností, zejména s ohledem na izolaci tohoto afromontánního regionu a velkého počtu endemických a ohrožených druhů rostlin a ptáků (Cheek a kol. 2000, Smith a kol. 2000, Reif a kol. 2006). Studované území je situováno do dvou lokalit vysočiny Bamenda Highlands, člověkem značně ovlivněné a silně fragmentované krajině v blízkosti vesnice Big Babanki a v okolí hory Mount Oku, kde je zachován největší celistvý fragment horského lesa v Západní Africe (**obr. 2**). Podle publikace Cheek a kol. (2000) se za nejvíce zachovalé zbytky přirozené vegetace považuje oblast Mt. Oku a hřebenu Ijim Ridge, kde byly založeny naše trvalé plochy. Vyskytuje se zde téměř 1 000 druhů rostlin na území 20 x 20 km, a z toho 52 je ohrožených druhů, z kterých 14 se počítá mezi druhy endemické (Cheek a kol. 2000). Pro Kamerun se uvádí kolem 900 druhů ptáků (Fishpool a Evans 2001), z toho je 28 endemických druhů, čímž se toto území řadí jako třetí nejbohatší ptačí oblast v Africe (Stattersfield a kol. 1998). Navzdory biologické významnosti studovaného území, je nedostatečné množství studií zkoumající zdejší životní prostředí, organismy a jejich vzájemné působení (De Klerk a kol. 2004).



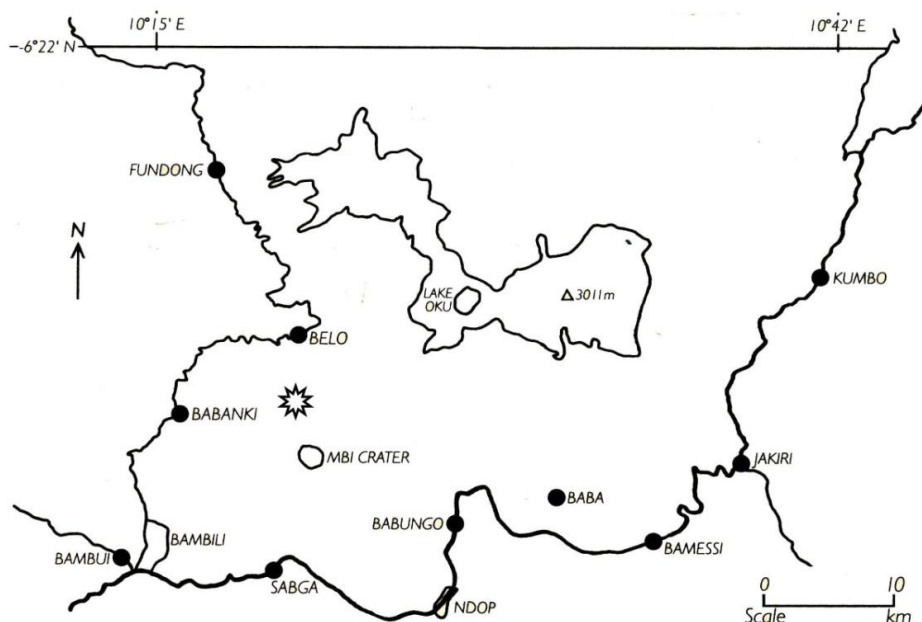
**Obrázek 1:** Mapa Kamerunu a studované území - vrchovina Bamenda Highlands.  
Zdroj: [www.mapsofworld.com](http://www.mapsofworld.com)



**Obrázek 2:** Mapka ukazuje detailnější pohled na studované území. Můžeme si zde všimnout výrazného kontrastu mezi lokalitami – prosvětlených, fragmentovaných lesů v okolí B. Babanki a naopak sytě zelených, neporušených lesů v okolí hory Mt. Oku a jezera Lake Oku. Zdroj: Google Earth.

## 2.1. Big Babanki

První studovaná lokalita se nachází v oblasti jménem My Ogade, asi 5 km jihovýchodně od vesnice Big Babanki, Bamenda Highlands ( $6^{\circ}5'26''\text{N}$ ,  $10^{\circ}18'9''\text{E}$ ; 2 000 – 2 400 m n. m). Oblast je součástí masivu Mt. Oku a je 21 km severovýchodně od města Bamenda, 27 km jihozápadně od Mt. Oku a 5 km od kráteru Mbi (obr. 3). Pracovní území zaujímalo plochu o rozloze přibližně  $9\text{ km}^2$  a obsahovalo mozaiku zbytků horského lesa, odlesněných ploch pokrytých hasivkou orličí (*Pteridium aquilinum*), příležitostně spásané submontánní pastviny s dominancí *Poacea* (především *Sporobolus africanus* a *Pennisetum clandestinum*), keře a zakrslou vegetaci kolem potoků s *Lasiosiphon glaucus* a s množstvím *Labiatae* a *Compasitae* (obr. 4). Horský les představoval jednu větší plochu a několik menších fragmentů, z velké části propojených koridory vodotečí s keřovou a lesní vegetací. Období dešťů se vyskytuje na obou lokalitách od přelomu března a dubna do půlky listopadu s průměrným úhrnem srážek od 1 780 do 2 290 mm (Hawkins a Brunt 1965).



**Obrázek 3:** Podrobná mapka studovaného území; lokalitu B. Babanki přibližně označuje značka v podobě hvězdy, lokalita Mt. Oku je u jezera Lake Oku a potom dále východním směrem k vrcholu Mt. Oku (3 011 m n. m.).  
Zdroj: Cheek a kol. 2000.



**Obrázek 4:** Ukázka fragmentace zájmového území Big Babanki.

## 2.2. Okolí Mount Oku

Mount Oku (3 011 m n. m.) a hřbet Ijim Ridge (2 000 – 2 400 m n. m) tvoří nejvyšší část vysočiny Bamenda, severozápadní provincie Kamerunu (6°12' N, 10°27' E), (**obr. 3**). Mt. Oku, charakteristické kráterovým jezerem Lake Oku (**obr. 5**), je převážně tvořeno třetihorní čedičovou lávou, ležící na žulovém podkladu. Povrchové vrstvy popelu a škváry se místně vyskytují. Převažují laterické, živinami chudé půdy s vysokým obsahem železa a hliníku, tedy červené půdy vzniklé tropickým zvětráváním. Protože půda je odvozena od třetihorního lávového materiálu, může obsahovat značné množství sutě. Průměrná maximální teplota většiny území pohoří se pohybuje mezi 20 – 22°C v prosinci, minimální potom mezi 13 – 14°C v listopadu. Na vrcholu Mt. Oku se průměrné teploty pohybují mezi 16 – 19°C maximálně, minimálně pak mezi 9 – 11°C. Roční úhrn srážek je až 3 000 mm (Hawkins a Brunt 1965).



**Obrázek 5:** V okolí jezera Lake Oku, pod horou Mt. Oku, se nachází poslední celistvý zbytek horského deštného lesa vysočiny Bamenda Highlands.

### 2.3. Popis vegetace

Přestože dříve byla většina území zalesněná, dnešní vegetaci vrchoviny Bamenda Highlands dominují pastviny, s ploškami savan. Nejvýznamnějším přírodním faktorem, který ovlivňuje vegetaci ve studované oblasti je nadmořská výška (Cheek a kol. 2000). Na studovaných územích se vyskytují tyto horské biotopy:

- horský les; 2 000 – 3 000 m n. m.

Tato vysokohorská lesní společenstva jsou silně poškozena (především v oblasti Big Babanki) těžbou a vypalováním. Pouze deset druhů tvoří 90 % zápoje horského lesa na Mt. Oku a vrchovině Ijim Ridge. Jsou to *Schefflera abyssinica*, *Schefflera mannii*, *Prunus africana*, *Rapanea melanophloeos*, *Bersama abyssinica*, *Syzygium staudtii*, *Ixora foliosa*, *Carapa grandiflora*, *Clausena anisata* a *Arundinaria alpina* (Cheek a kol. 2000). Podrost je tvořen především 3 m vysokými monokarpickými bylinami rodu *Plectranthus* a *Oreacanthus*,

kteří dovolují několika dalším druhům rostlin růst v jejich stínu (Richards 1963), (**appendix 1**). V nejvyšších částech Mt. Oku se vyskytuje *Podocarpus latifolius*, který tvoří lokálně dominantní porosty.

- ekoton horského lesa a luk; 2 000 – 3 000 m n. m.

Hranice mezi lesem a travinným společenstvem je jedno z nejbohatších míst druhové diverzity v oblasti hřbetu Ijim Ridge. Vyskytuje se zde množství druhů, pro které je zapojený les nevhodný pro malý světelný požitek, zatímco na loukách jsou vystaveny poškození okusem a sešlapem pasoucích se krav a koz. Vyskytují se zde dřeviny jako *Nuxia congesta*, *Maesa lanceolata*, *Lasiosiphon glaucus* (Cheek a kol. 2000).

- horské louky; 2 300 – 3 000 m n. m.

Tomuto vegetačnímu typu dominuje *Sporobolus africanus*. Jedná se o cca 60 cm vysokou trsnatou travu. Nevyskytují se zde další dominantní druhy a vegetace bývá často druhově chudá (Cheek a kol. 2000). Hawkins a Brunt (1965) prokázali, že přirozeným loukám dominovali zástupci rodu *Hyparrhenia*, kteří byli vlivem opakovaných požárů a sešlapu dobyt看em nahrazeny rodem *Sporobolus*.

- louky tvořené *Hyparrhenia*

Vyvinuté travní porosty se skládají z izolovaných, až 3 m vysokých trsů. Listy zcela pokrývají zem mezi trsy. Tyto louky jsou tvořeny druhy *Hyparrhenia bracteata*, *H. diplondra*, *H. filipendula*, *Melinis minutiflora* (Cheek a kol. 2000).



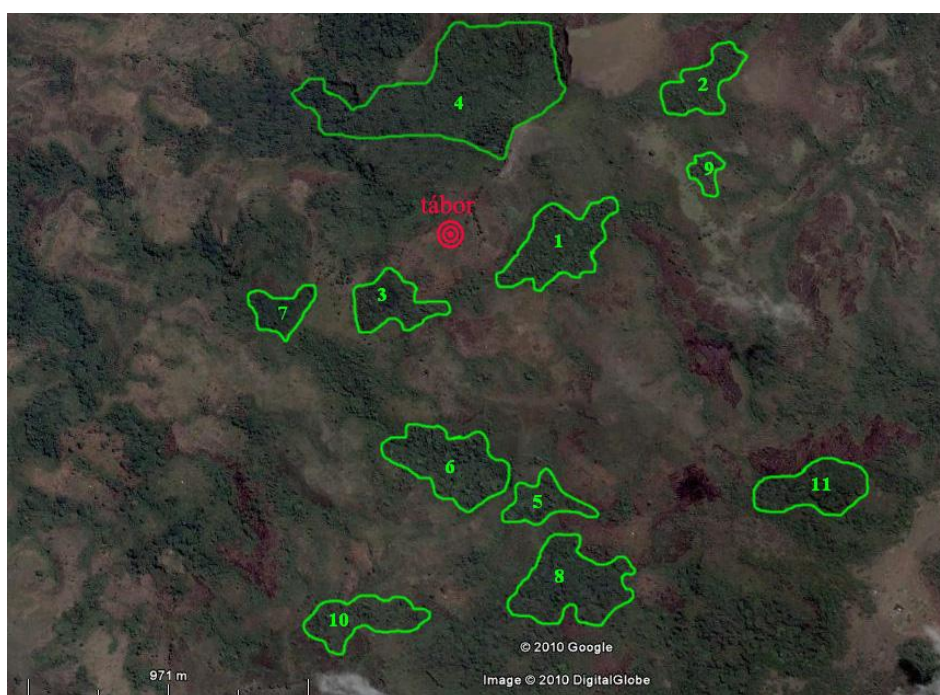
## 3. Sběr dat

### 3.1. Druhová skladba a diverzita stromů horského tropického lesa

V období od prosince 2008 do konce ledna roku 2009 byly založeny trvalé plochy v okolí vesnice Big Babanki a Mt. Oku. Na lokalitě Big Babanki se jednalo o vytipování a založení trvalých ploch v 11 lesních fragmentech (**obr. 6**). V interiéru každého fragmentu byly podle velikosti a možnosti podmínek reliéfu založeny trvalé kruhové plochy o poloměru 20 m. Pokud byly zakládány více jak dvě trvalé plochy ve fragmentu, vzdálenost od středu jedné plochy ke druhé byla vždy alespoň 100 m. Plochy měly velikost 0.125 ha; souřadnice středu jednotlivých ploch byly zaneseny do GPS (Global Positioning System) spolu s nadmořskou výškou. Celkový počet trvalých ploch byl 21, v nadmořských výškách od 2 000 – 2 400 m n. m. V každé ploše byly štítkem označeny všechny stromy, které měly v prsní výšce (DBH: diameter at breast height, 130 cm nad bází kmene) obvod alespoň 20 cm. U všech označených jedinců byly měřeny vlastnosti stromu, tj. DBH, výška jedince, výška nasazení koruny, rozpětí koruny, druh a prostorové rozmístění měřené pomocí ultrazvukového Haglöf Vertex III Hypsometr (výškové rozlišení: 0,1 m, vzdálenostní rozlišení: 0,01 m) opatřený 360 ° transpondérem.

V okolí Mt. Oku bylo založeno 23 trvalých ploch. Na rozdíl od lokality Big Babanki nebyly plochy zakládány ve fragmentech, ale v souvislém porostu. Plochy byly rozloženy tak, aby pokrývaly změnu druhového složení na výškovém gradientu od 2 200 – 2 900 m n. m.

V tabulce 1 jsou uvedena čísla fragmentů, jejich velikosti (ha) a procentuální průměrné hodnoty za jednotlivé trvalé plochy ve fragmentech, udávající podíl bezlesí a lesa v kruhové ploše 3,12 ha. Kvantifikace odebraných vzorků a četnosti výskytu jednotlivých druhů jsou uvedeny v tabulce 2.



**Obrázek 6:** Rozmístění a označení studovaných fragmentů na lokalitě B. Babanki.  
Zdroj: Google Earth.

**Tabulka 1:** Celkové velikosti fragmentů a průměrné hodnoty podílu bezlesí a lesa trvalých ploch v % za jednotlivé fragmenty v kruhové ploše 3,12 ha ( $r = 99,7$  m) na lokalitě B. Babanki.

Číslo fragmentu	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Velikost fr. (ha)	7,1	3,3	3,8	72,9	2,7	6,2	3	13	1,4	4,5	4,8
Bezl./les ve fr. (%)	35/65	41/59	35/65	0/100	40/60	16/84	31/69	17/83	79/21	51/49	5/95

**Tabulka 2:** Seznam nejčtenějších druhů stromů, se základní kvantifikací – počty opakování při odběru listů, počty odebraných vývrtů, četnosti výskytu na lokalitách B. Babanki a Mt. Oku a optimum výskytu dle Cheek a kol. (2000). V závorce je vyjádřeno procentuální zastoupení z celkového počtu stromů na jednotlivých lokalitách. Druhy, které se vyskytovaly v porovnání obou lokalit častěji, jsou tučně zvýrazněny.

Druh	Počet opakování odběru listů	Počet vývrtů	Četnost výskytu -Big Babanki-	Četnost výskytu -Mt. Oku-	Výskyt v m n. m.
<i>Agauria salicifolia</i>		10	17 (1,3 %)		2000 - 2800
<i>Albizia gummifera</i>	5	12	29 (2,2 %)		2000 - 2300
<i>Allophylus bullatus</i>	5	10	33 (2,5 %)	26 ( <b>2,6 %</b> )	2000 - 2600
<i>Bersama abyssinica</i>			1 (0,1 %)	44 ( <b>4,4 %</b> )	2300
<i>Bridelia speciosa</i>	5	19	94 (7,1 %)		1600 - 2500
<i>Canthium dunlapii</i>	5	18	140 ( <b>10,6 %</b> )	9 (0,9 %)	2200 - 2400
<i>Carapa grandiflora</i>	5	18	81 ( <b>6,1 %</b> )	58 (5,8 %)	2160 - 2450
<i>Cassipourea malosana</i>	4	9	32 ( <b>2,4 %</b> )	9 (0,9 %)	2200 - 2400
<i>Clausena anisata</i>	5	6	7 ( <b>0,5 %</b> )	2 (0,2 %)	2200 - 2500
<i>Crassocephalum bougheyannum</i>	5	10	16( <b>1,2 %</b> )	7 (0,7 %)	1900 - 2400
<i>Croton macrostachyus</i>	5	11	42 ( <b>3,2 %</b> )	1 (0,1 %)	1900 - 2300
<i>Ficus clamycarpa</i>	5	9	10 (0,8 %)		2300
<i>Hypericum lanceolatum</i>				27 (2,7 %)	2000 - 2900
<i>Ixora foliosa</i>	5	11	33 (2,5 %)	50 ( <b>5 %</b> )	2000 - 2800
<i>Lasiosiphon glaucus</i>	5	9	9 (0,7)		
<i>Maesa lanceolata</i>			194 ( <b>14,7 %</b> )	59 (5,9 %)	1900 - 3000 2160 - 2800

<i>Nuxia congesta</i>	5	13	57 (4,3 %)	128 ( <b>12,9 %</b> )	2260 - 2500
<i>Pavetta hookeriana</i>	5	10	47 ( <b>3,6 %</b> )	6 (0,6 %)	1700 - 2800
<i>Pittisporum viridiflorum</i>	5	17	74 ( <b>5,6 %</b> )	21 (2,1 %)	2000 - 2900
<i>Podocarpus latifolius</i>				138 ( <b>13,9 %</b> )	2500 - 3000
<i>Polyscias fulva</i>	5	9	47 (3,6 %)		2500
<i>Prunus africana</i>	5	8	13 (1 %)	37 ( <b>3,7 %</b> )	2300 - 2800
<i>Rapanea melanophloeos</i>	1	9	11 (0,8 %)	124 ( <b>12,5 %</b> )	2400 - 2800
<i>Rytigynia neglecta</i>	5	7	9 (0,7 %)	22 ( <b>2,2 %</b> )	2100 - 2500
<i>Schefflera abyssinica</i>		3	3 (0,2 %)	50 ( <b>5 %</b> )	2000 - 2300
<i>Schefflera mannii</i>	5	15	38 (2,9 %)	29 ( <b>2,9 %</b> )	2000 - 2400
<i>Syzygium staudtii</i>	5	21	188 (14,2 %)	104 ( <b>10,5 %</b> )	1900 - 2500
<i>Trema orientalis</i>	4	10	35 (2,6 %)		2100 - 2300
<i>Xymalos monospora</i>	5	8	61 (4,6 %)		2260 - 2300
<b>Celkem</b>	<b>114</b>	<b>309</b>	<b>1321</b>	<b>992</b>	

### 3.1.1. Funkční vlastnosti stromů

Od každého druhu byly odebírány listy pro výpočet specifické listové plochy (SLA) a stanovení listového obsahu živin N, P a také byly odebrány vývrty Preslerovým nebozezem (Mora, Sweden) v DBH pro stanovení hustoty dřevní hmoty. Pro odebrání vzorků vývrtů a listů byl zvolen reprezentativní počet jedinců, kteří byli náhodně vygenerováni ve stávajících plochách. Tímto způsobem byly odfiltrovány stanovištní rozdíly a mohli jsme zjišťovat rozdíly mezi druhy. Listy byly odebírány pokud možno v maximálně dosažitelné výšce a osluněné. Listy po odebrání byly uloženy v deskách a herbářovány, aby nedošlo např. ke zkroucení nebo hnilobě a zkreslení výsledků analýz obsahu živin a SLA.

Po návratu do ČR došlo ke zpracování vzorků. Vývrty byly změřeny s přesností na 0,1 mm a vysušeny při teplotě 80 °C po 24 h do konstantní hmotnosti, zváženy s přesností na 0,01 g na digitálních vahách (Kern). Hustota dřeva byla počítána jako poměr suché váhy a objemu ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) (Feamside 1997). Z naměřených velikostních vlastností dřevin byly počítány další parametry, např. štíhlostní index kmene (SSI), relativní délka koruny (RCL), nebo koeficient variance (CV) jednotlivých velikostních parametrů, který nám charakterizuje míru nepodobnosti stromů. Štíhlostní index nám charakterizuje tvar kmene, čím je hodnota větší, tím má strom méně dřevní hmoty na jednotku délky kmene. Počítá se jako poměr výšky stromu a průměru kmene. Relativní délka koruny byla počítána jako poměr délky koruny a celkové výšky.

Pro stanovení SLA byl použit scanner (Epson) k digitalizaci listů, které byly následně zpracovány v programu Adobe Photoshop 7.0, kd byl zjišťován počet pixelů listů. Přepočítané plochy byly vyděleny suchou váhou listů ke stanovení specifické listové plochy (SLA,  $\text{m}^2\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

Listy byly dále mineralizovány na stanovení listového obsahu živin N a P dle Adamec (2002) s menšími modifikacemi. Listy byly vysušeny při 80 °C na konstantní hmotnost a pomlety. K mineralizaci byly použity 12 ml mineralizační zkumavky, do kterých bylo váženo 0,8 – 1 mg pro stanovení N a 1,2 – 2 mg pro P. Při mineralizaci N bylo k naváženému množství přidáno 0,2 ml 98%  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a vzorky se daly na 7 h mineralizovat při teplotě 220 – 240 °C. Po skončení mineralizace bylo přidáno 10 ml destilované  $\text{H}_2\text{O}$  a vzorek

se nechal stát po dobu 24 h, aby došlo k usazení sazí. N byl stanovován jako  $\text{NH}_4\text{-N}$  kalorimetricky přístrojem FIAstar 5010 Analyzer (Tecator, Höganäs, Sweden). K naváženému množství P bylo naopak přidáváno 0,15 ml 60%  $\text{HClO}_4$  a mineralizace probíhala po 3 h při teplotě 170 °C. Po přidání 10 ml destilované  $\text{H}_2\text{O}$  byl vzorek analyzován jako  $\text{PO}_4\text{-P}$  na stejném přístroji. Slepé vzorky byly použity u obou mineralizačních metod.

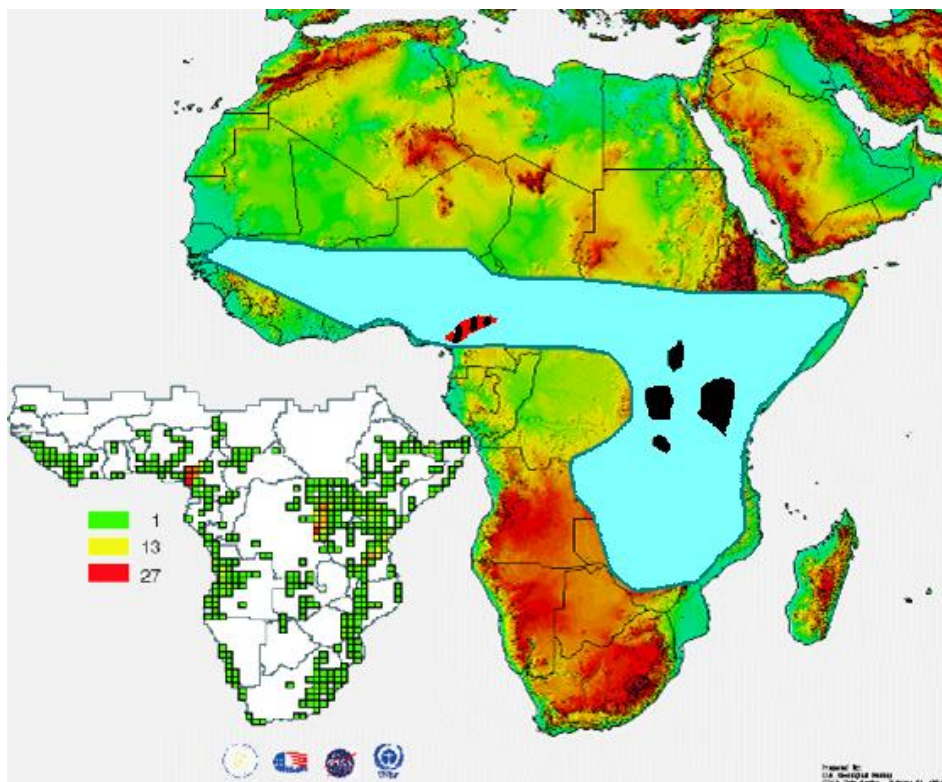
### 3.2. Druhá skladba a diverzita avifauny horského tropického lesa

Při porovnání složení a struktury ptačích společenstev bylo pracováno opět na stejných lokalitách, tedy v okolí Big Babanki a Mt. Oku. V oblasti Big Babanki byly v interieuru 10 fragmentů (fragменты č. 1 – 10) vytyčeny 3 sčítací body vzdálené od sebe vždy alespoň 100 m. Na každém bodě byly prováděny dvě kontroly, přičemž se v ranních hodinách sčítali všichni slyšení a vidění ptáci. Z důvodu stanovení zachytitelnosti jednotlivých druhů byli všichni jedinci zaznamenáváni v okruzích 15, 30 a 50 m od sčítacího bodu. Na bodu se trávilo 20 min, přičemž se rozlišovaly dva časové intervaly (do 10 min, 10 – 20 min). Podobným způsobem bylo postupováno také na lokalitě Mt. Oku, kde bylo vytyčeno rovněž 30 bodů ve srovnatelné nadmořské výšce, s tím rozdílem, že se jednalo o souvislou plochu horského lesa. Sčítání probíhalo stejnou metodikou. Ptáci byli sčítáni pouze v porostech tvořenými *Schefflera abyssinica* a *Schefflera mannii* (v analýzách označeny jako continuous) v nadmořské výšce cca 2 200 – 2 400 m n. m., tedy nedošlo k měření ptačích druhů v podcarpových porostech.

Sledované druhy ptáků byly rozděleny do 3 skupin, podle areálu rozšíření na Africkém kontinentě (**obr. 7**). První skupinou jsou druhy, které mají široký areál rozšíření (značeny W, widespread). Obývají biotopy savanovitěho charakteru od Sahary až po jižní Afriku. Druhou skupinou (značeny M) jsou druhy, které obývají horské biotopy Keni, Ugandy, Rwandy a Kamerunu. Tyto druhy jsou vázány na zbytky primárních horských lesů. Poslední, třetí skupinou jsou druhy endemické (značeny E), které mají areál výskytu pouze ve vysočině Bamenda Highlands. Jednodušší odhady pokryvnosti pater a hustoty vegetace byly prováděny na všech sčítacích bodech (bylinné patro do 3 m ve třech kategoriích hustoty- keře a mladé stromy 3-5 m, stromy 5-15 m a > 15 m).

Detailní data o ptačích společenstvech i vegetační struktuře z uspokojivého počtu fragmentů horského lesa by nám měla umožnit zodpovědění na většinu otázek uvedených v úvodu. Porovnání diverzity ptačích společenstev a abundancí jednotlivých druhů ve fragmentech horského lesa, různé rozlohy i vegetační struktury nám umožní odhadnout senzitivitu endemických ptačích druhů na postupující degradaci a fragmentaci tohoto jedinečného biotopu.

Sledované druhy a jejich rozdělení do skupin je uvedeno v tabulce 3, jejich počty znázorňuje tabulka 4.



**Obrázek 7:** Větší mapka ukazuje distribuci diverzity ptačích druhů v Africe. Tyrkysově jsou označeny široce rozšířené savanové druhy (W), černě horské druhy (M) a červeně endemické druhy (E), (černo-červená plocha značí společný výskyt M a E druhů). Menší mapka zobrazuje africký endemismus, s které je jasně patrné, že vysočina Bamenda Highlands patří mezi oblasti s největším výskytem endemických druhů ptáků.

Zdroj: Jetz a kol. 2004, [www.junglephotos.com](http://www.junglephotos.com)

**Tabulka 3:** Pozorované druhy ptáků podle areálu rozšíření. W-široce rozšířené savanové druhy, M-druhy afrických hor, E-endemické druhy vázané na vysočinu Bamenda Highlands. U každého druhu je uvedena zkratka použita v ordinačních analýzách.

<b>W-druhy</b>	<b>zkratka</b>	<b>M-druhy</b>	<b>zkratka</b>	<b>E-druhy</b>	<b>zkratka</b>
<i>Batis minor</i>	batmin	<i>Apalis cinerea</i>	apacin	<i>Andropadus montanus</i>	andmon
<i>Colius striatus</i>	colstr	<i>Apalis jacksoni</i>	apajac	<i>Andropadus tephrolaemus</i>	andtep
<i>Corythaeola cristata</i>	corcri	<i>Apalis pulchra</i>	apapul	<i>Bradypterus bangwaensis</i>	braban
<i>Cossypha niveicapilla</i>	cosniv	<i>Cinnyris reichenowi</i>	cinrei	<i>Columba sjostedti</i>	colsje
<i>Dendropicos fuscescens</i>	denfus	<i>Cisticola chubbi</i>	cischu	<i>Cossypha isabellae</i>	cosisa
<i>Dendropicos goertae</i>	dengoe	<i>Coracina caesia</i>	corcae	<i>Cyanomitra oritis</i>	cyaori
<i>Elminia longicauda</i>	elmlon	<i>Cryptospiza reichenowi</i>	cryrei	<i>Laniarius atroflavus</i>	lanatr
<i>Estrilda nonnula</i>	estnon	<i>Dendropicos ellioti</i>	denell	<i>Nesocharis shelleyi</i>	nessch
<i>Ficedula hypoleuca</i>	fichyp	<i>Elminia albiventris</i>	elmalb	<i>Phyllastrephus poensis</i>	phypoe
<i>Francolinus squamatus</i>	frasqu	<i>Linurgus olivaceus</i>	linoli	<i>Platysteira laticincta</i>	plalat
<i>Oriolus nigripennis</i>	orinig	<i>Muscicapa adusta</i>	musadu	<i>Ploceus bannermani</i>	ploban
<i>Phylloscopus trochilus</i>	phytro	<i>Parus albiventris</i>	paralb	<i>Tauraco bannermani</i>	tauban
<i>Pogoniulus bilineatus</i>	pogbil	<i>Ploceus insignis</i>	ploins	<i>Urolais epichlora</i>	uroepi
<i>Pycnonotus barbatus</i>	pycbar	<i>Ploceus melanogaster</i>	plomel		
<i>Saxicola torquata</i>	saxtor	<i>Pogoniulus coryphaeus</i>	pogcor		
<i>Serinus mozambicus</i>	sermoz	<i>Pseudalcippe abyssinica</i>	pseaby		
<i>Tchagra australis</i>	tchaus	<i>Serinus burtoni</i>	serbur		
<i>Treron calva</i>	trecal				
<i>Turdus pelios</i>	turpel				
<i>Turtur tympanystris</i>	turtym				
<i>Zosterops senegalensis</i>	zossen				



**Tabulka 4:** Počty druhů ptáku dle jejich rozdělení.

rozdělení	W - druhy	M - druhy	E - druhy	Celkem
počet	21	17	13	51

### 3. 3. Statistické zpracování

Výsledky byly zpracovány pomocí mnohorozměrných metod v programu CANOCO a analýzou variance (ANOVA) a lineární regresi v programu Statistica 9, za použití metod analýzy variance (ANOVA) a lineární regrese. Data o druhovém složení lesní vegetace, vyjádřená biomasou kmenů jednotlivých druhů odebraných z kruhových ploch o průměru 40 m byla vzhledem k vysoké beta diverzitě zhodnocena nepřímou ordinační metodou DCA (Detrended Correspondence Analysis) v programu CANOCO (Ter Braak a Šmilauer 1998) po logaritmické transformaci. Použití této ordinační metody je založené na předpokladu unimodální druhové odpovědi (beta-diverzita vyjádřená délkou první a druhé osy DCA byla  $>3$ , což dovoluje použití unimodálních metod). Kvůli přítomnosti některých druhů s malou frekvencí a biomasou byla použita volba 'downweighting of rare species'. Ordinační osy DCA korespondují s dominantními gradienty v druhové skladbě. Z výsledků analýzy DCA byly vytvořeny ordinační diagramy, které znázorňují podobnost mezi snímky na základě druhové skladby a dále vyjadřují vztahy dominantních vegetačních gradientů k faktorům prostředí, kterými jsou v tomto případě různé typy lesních porostů, odpovídající různé míře odlesnění a jejich nadmořskou výškou, tedy fragmentační a výškový gradient.

Rozdíly v druhové skladbě lesní vegetace ve vztahu k nadmořské výšce a typu porostu (fragmentovaný vs. spojitý porost) byly zhodnoceny pomocí přímé ordinační analýzy CCA (Canonical Correspondence Analysis) v programu CANOCO (Ter Braak a Šmilauer 1998). Celkem byly provedeny tři analýzy CCA. V první nás zajímalo, kolik procent variability v druhových datech vysvětlí obě proměnné prostředí společně. V druhé a třetí analýze bylo testováno, kolik procent variability v druhových datech vysvětlí jedna proměnná prostředí, nezávisle na druhé. V tomto případě byl typ porostu či nadmořská výška zvolena jako jediný prediktor a jeho vliv na druhovou skladbu lesní vegetace testován po odfiltrování vlivu druhé

proměnné definované jako kovariata. Průkaznost těchto testů byla získána pomocí Monte Carlo permutačního testu s 499 opakováními (Ter Braak a Šmilauer 1998). Odpověď druhů na fragmentaci a nadmořskou výšku, vyjádřenou skórem druhů na první ordinační ose parciální CCA analýzy (species scores), jsme se snažili vysvětlit pomocí naměřených druhových vlastností. Druhové vlastnosti byly testovány jako prediktory odpovědi stromů na gradientech prostředí pomocí lineární regrese a korelace.

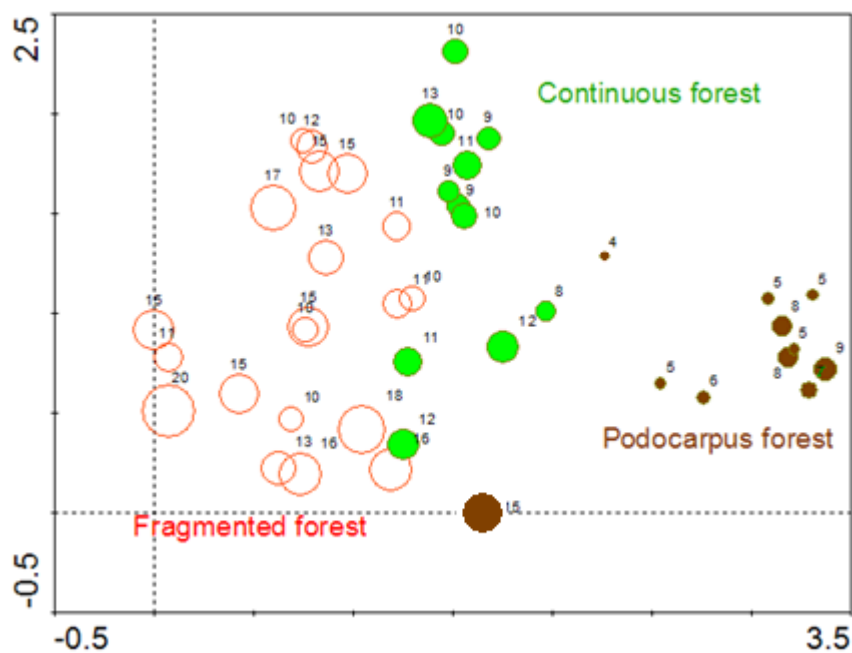
Data o druhové skladbě avifauny lesních ploch byla hodnocena vzhledem k relativně nízké beta diverzitě pomocí PCA (Principal Component Analysis). Tato ordinační metoda je založená na předpokladu lineární druhové odpovědi (beta-diverzita vyjádřená délkou první a druhé osy DCA byla  $<2$ , což doporučuje použití lineárních metod). Do PCA diagramu snímku byly pasivně promítnuty informace o příslušnosti ptačích druhů do tří skupin podle rozšíření na africkém kontinentě (endemické, horské a široce rozšířené-savanové druhy). Podobně jako pro dřevinnou složku lesních ploch, bylo dále testováno pomocí přímé gradientové analýzy RDA (Redundancy Analysis), zda jsou průkazné rozdíly ve skladbě avifauny mezi spojitým a fragmentovaným porostem. Vzhledem k tomu, že ptačí společenstva nebyla sledována pro podcarpové porosty nejvyšších poloh, ale „pouze“ pro spojitý a fragmentovaný porosty podobných nadmořských výšek od 2 200-2 400 m, netestovali jsme vliv nadmořské výšky na složení ptačích společenstev. Složení ptačích společenstev jsme se snažili vysvětlit kromě typem porostu (fragmentovaný, spojitý) také jeho vertikální strukturou, resp. pokryvností jednotlivých vegetačních pater.

## 4. Výsledky

### 4. 1. Vliv fragmentace a nadmořské výšky na druhovou skladbu a strukturu stromové složky horského tropického lesa

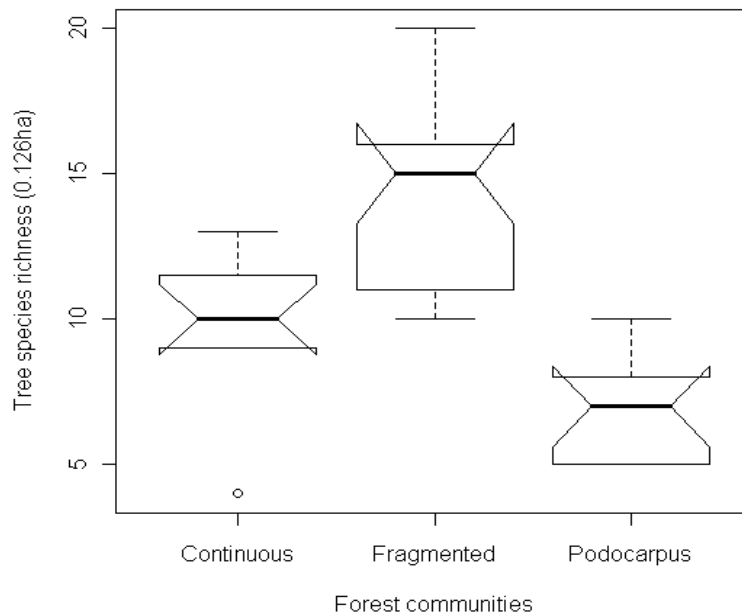
Při hodnocení získaných dat o dřevinné složce pomocí DCA analýzy byly lesní plochy rozděleny do tří typů biotopů. Data z lokality Big Babanki představují fragmenty dominantního typu horské lesní vegetace nižších a středních poloh od 2 000-2 400 m n. m. (*Schefflera-Syzygium* fragmentovaný les), jsou zde proto značeny jako *fragmented*. Mt. Oku představuje dva typy biotopů, jednak spojitý typ horského lesa nižších a středních poloh (*Schefflera-Syzygium* spojitý les), označen jako *continuous*, a horský les nejvyšších poloh (2 500-2 900 m n. m.), kterému dominuje druh *Podocarpus latifolius*, označen jako *podocarpus*.

Na DCA ordinačním diagramu (**obr. 8**) je zobrazena druhová diverzita stromů lesních ploch. První ordinační osa koresponduje s gradientem nadmořské výšky, zatímco druhá ordinační osa s fragmentací lesního biotopu. Fragmentace a nadmořská výška měly průkazný vliv na druhové složení stromové vegetace lesních ploch a společně tyto dva faktory prostředí vysvětlily 16,4 % variability (CCA,  $P = 0,002$ ,  $F = 6,607$ ). Po odfiltrování vlivu fragmentace vysvětlila nadmořská výška 14 % variability (partial CCA,  $F = 6,676$ ,  $P = 0,002$ ), zatímco fragmentace vysvětlila 9,5 % variability po odečtení vlivu nadmořské výšky (partial CCA,  $F = 4,326$ ,  $P = 0,002$ ). Z výsledků je patrné, že fragmentované porosty se vyznačují větší druhovou diverzitou ve srovnání se spojitým a podocarpovým lesem. Je to dáno kombinací výskytu jak lesních tak savanovitých druhů, které se setkávají právě ve fragmentovaných biotopech. Jako druhově nejchudší se jeví lesy vrcholových partií hřebene Mt. Oku, kde převládá *Podocarpus latifolius*.



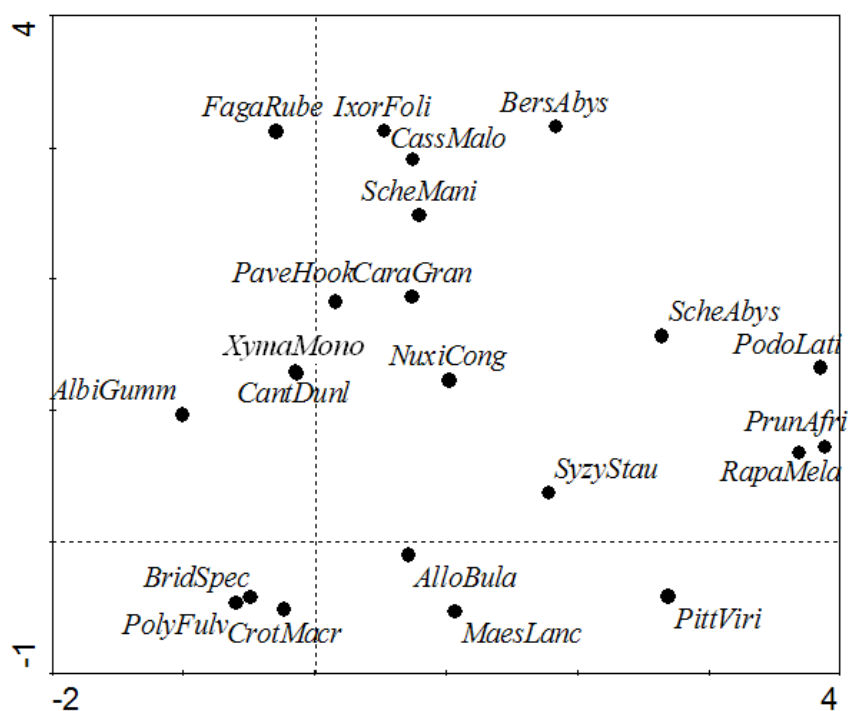
**Obrázek 8:** DCA ordinační diagram hodnotící dřevinou složku lesní vegetace s vneseným počtem druhů stromů. První ose je korelována s nadmořskou výškou (2 000-2 900 m n. m.), druhá ordinační osa s fragmentací krajiny. Velikost kolečka odpovídá počtu druhů.

Při zjišťování rozdílů v počtech druhů mezi spojitým, fragmentovaným a podocarpovým biotopem (**obr. 9**) dojdeme k podobným závěrům, tj. že fragmentovaný les má na ploše 0,125 ha průkazně největší druhovou diverzitu v porovnání s ostatními lesními biotopy. Vyskytuje se zde průměrně 15 druhů dřevin.



**Obrázek 9:** Závislost druhové diverzity na ploše 0,125 ha mezi jednotlivými typy lesních biotopů; continuous (spojitý les), fragmented (fragmentovaný les), podocarpus (podocarpový les). K párovému porovnání tří typů lesních porostů jsme použili tzv. Tukey notches. Boxploty s překrývajícími se vidlicemi (“overlapping notches”) značí průkazně rozdílné mediány.

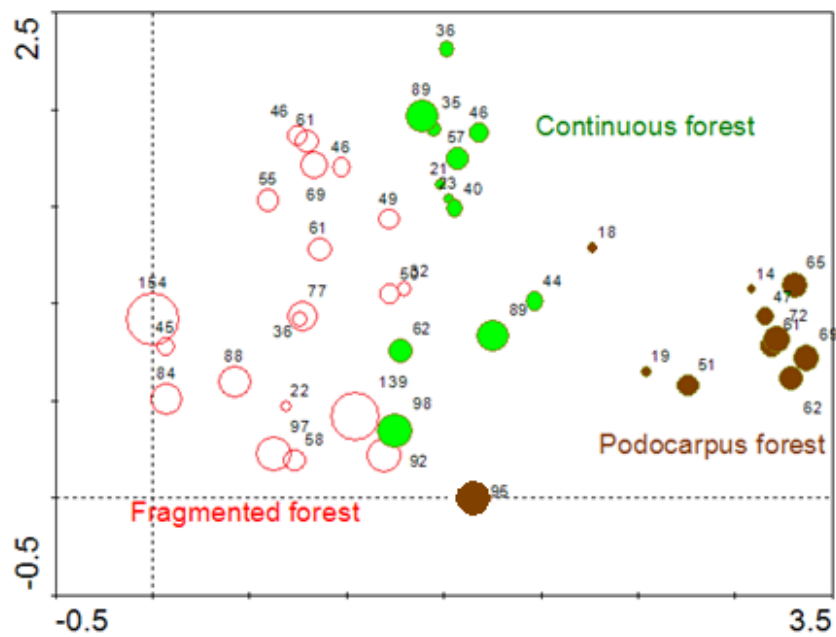
Pokud se budeme zajímat, které druhy preferují fragmentované lesy a které naopak tvoří klimaxová stadia horských lesů, odpověď nám podá DCA ordinační diagram se zastoupením druhů (**obr. 10**). Druhy jako *Albizia gummifera*, *Bridelia speciosa*, *Polyscias fulva*, *Croton macrostachyus* se vyskytují v nižších nadmořských výškách ve fragmentované krajině a vytváří společenstva ekotonů. Jsou to spíše savanové druhy, které mohou mít schopnost odolávat požárům nebo nedostatku vody. Naproti tomu *Schefflera manii*, *Carapa grandiflora* nebo *Pavetta hookeriana* jsou typickými zástupci klimaxových druhů původních spojitých lesních porostů jádrové zóny horských lesů, v nadmořských výškách od 2 000 do 2 500 m. S přibývajícím nadmořskou výškou vzrůstá podíl druhů jako *Prunus africana*, *Rapanea melanophloeos* nebo *Schefflera abyssinica*, které jsou typickými zástupci klimaxových druhů horských lesů od 2 500 do 2 900 m. Tvoří porosty v nejvyšších částech Mt. Oku společně s druhem *Podocarpus latifolius*.



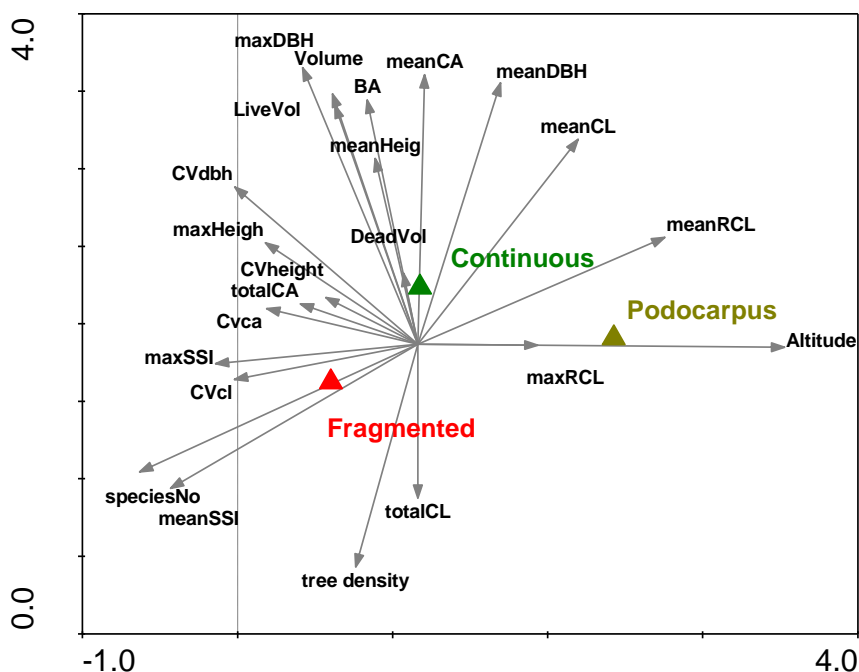
**Obrázek 10:** DCA ordinační diagram hodnotící dřevinou složku lesní vegetace s vynesným optimem hojných druhů stromů na první ordinační ose, která je korelována s nadmořskou výškou (2 200-2 900 m n. m.), a druhé ordinační ose korelované s fragmentací lesa. *Albizia gummifera* – AlbiGumm, *Allophylus bullatus* – AlloBula, *Bersama abyssinica* – BersaAbys, *Bridelia speciosa* – BridSpec, *Canthium dunlapii* – CantDunl, *Carapa grandiflora* – CaraGran, *Cassipoures malosana* – CassMalo, *Croton macrostachyus* – CrotMacr, *Fagara rubescens* – FagaRube, *Ixora foliosa* – IxorFoli, *Maesa lanceolata* – MaesLanc, *Nuxia congesta* – NuxiCong, *Pavetta hookeriana* – PaveHook, *Pittisporum viridiflorum* – PittViri, *Podocarpus latifolius* – PodoLati, *Polyscias fulva* – PolyFulv, *Prunus africana* – PrunAfri, *Rapanea melanophloeos* – RapaMela, *Schefflera abyssinica* – ScheAbys, *Schefflera mannii* – ScheMani, *Syzygium staudtii* – SyzyStau, *Xymalos monospora* – XymaMono.

Z DCA ordinačního diagramu s vynesným počtem stromových jedinců na studovaných lesních plochách (**obr. 11**) vyplývá, že trvalé plochy, které byly založeny ve fragmentované krajině, obsahují největší počty jedinců, nejméně jedinců se potom vyskytuje v podocarpovém lese. Z DCA diagramu (**obr. 12**), kde jsou pasivně promítnuty faktory prostředí, včetně strukturních vlastností, vidíme, že ve fragmentovaném lese vzrůstají počty druhů a celková denzita, stromy jsou štíhlejší a mají větší poměr mezi výškou a průměrem kmene. Narušením fragmentů vznikají gapy a dochází tak k výskytu malých a velkých stromů. Tento stav můžeme vyjádřit koeficientem variance průměru kmene (CV) (**obr. 13**), který nám charakterizuje velikostní nepodobnost, neboli čím je hodnota CV vyšší, tím jsou si kmene méně podobné. Z hodnot CV můžeme usuzovat o dynamice ploch, protože v lese, který zmlazuje, jsou mnohem větší velikostní rozdíly než ve spojitém, nenarušeném porostu.

Pro spojité porosty jsou charakteristické vysoké hodnoty DBH, objemu živého a mrtvého dřeva. Se stoupající nadmořskou výškou se zvyšuje hodnota RCL, která vyjadřuje poměr koruny k výšce stromu, tedy že podocarpus jsou nízko větvené (**obr. 12**). Z toho můžeme vyvozovat, že tyto porosty nemají příliš hustý zápoj koruny, jsou celkově světlejší a prostupnější.

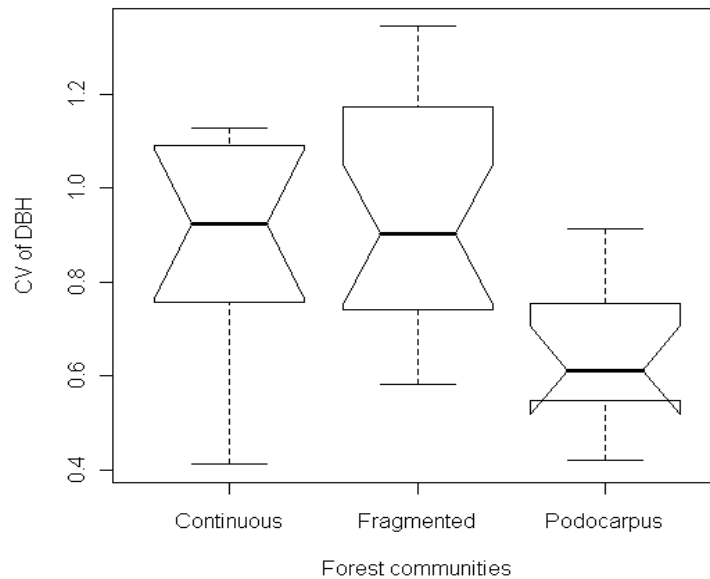


**Obrázek 11:** DCA ordinační diagram hodnotící dřevinnou složku lesní vegetace s vneseným počtem stromových jedinců. Velikost kolečka odpovídá počtu jedinců na ploše. Fragmented forest (fragmentovaný les), continuous forest (spojitý les) a podocarpus forest (podokarpový les).



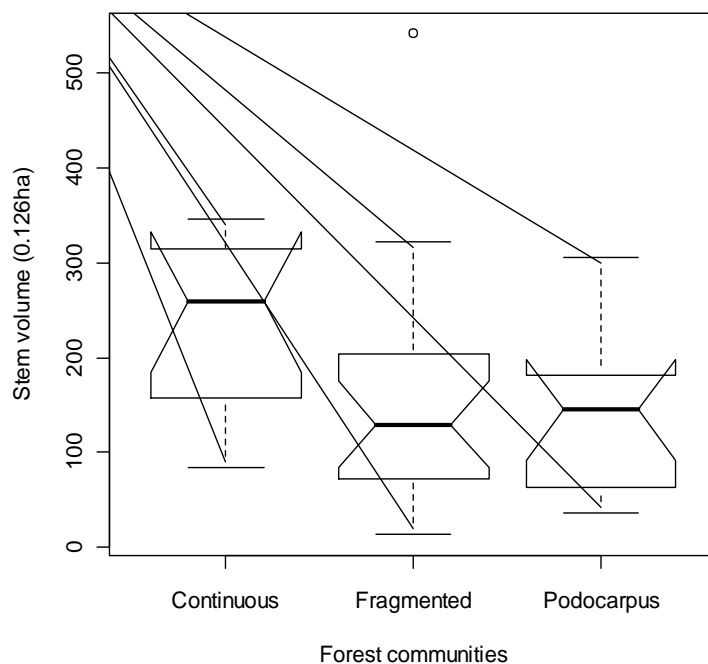
**Obrázek 12:** DCA ordinační diagram lesních ploch s pasivně promítnutými faktory prostředí (Altitude – nadmořská výška, Fragmented - fragmentovaný les, Continuous - spojitý les, Podocarpus - podokarpový les), a biometrickými parametry porostu DBH – průměr v prsní výšce, BA – celková bazální plocha kmene, Volume – objem dřeva, SSI – štíhlostní index kmene, CV – koeficient variance, CL – výška koruny, RCL – relativní délka koruny, CA – plocha koruny, speciesNo – počet druhů, tree density – denzita stromů, liveVol/deadVol – objem živého/mrtvého dřeva, max – maximální hodnoty, mean – průměrné hodnoty. Altitude – nadmořská výška. Fragmented forest (fragmentovaný les), continuous forest (spojitý les) a podocarpus forest (podokarpový les).



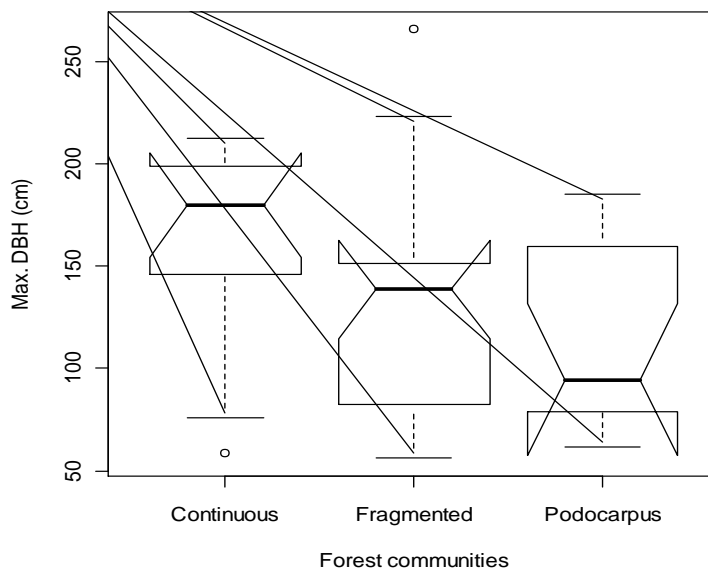


**Obrázek 13:** Závislost indexu koeficientu variance DBH na typu lesního biotopu; continuous (spojitý les), fragmented (fragmentovaný les), podocarpus (podocarpový les).

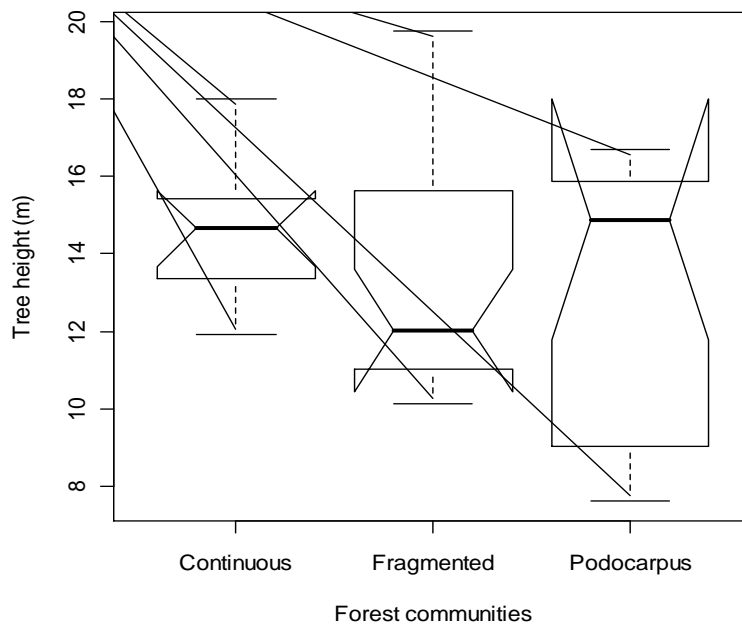
Naopak v zapojeném lese se vyskytuje více mohutnějších jedinců, jako např. škrtičů *Schefflera abyssinica* nebo *Schefflera mannii* a proto i objem dřeva je zde větší (**obr. 14**). Tomu také odpovídají hodnoty DBH, které v porovnání s ostatními biotopy jsou největší ve spojitém porostu (**obr. 15**). Druhy klimaxových stádií ve spojitých porostech nemají vedle ostatních měřených parametrů také výškovou převahu. Podíváme-li se na závislost výšky stromu na typu lesního stanoviště, (**obr. 16**) zjistíme, že hodnoty spojitého porostu v porovnání s ostatními biotopy nedosahují takových výrazných rozdílů jako u předchozích vlastností. Podocarpové lesy, přestože se vyskytují v nejvyšších oblastech studovaného území a mohou proto být nejvíce ovlivněny nepříznivými klimatickými podmínkami, dosahují podobných výšek jako druhy v nižších polohách. Podobně, budeme-li sledovat závislost průměru plochy koruny na typu lesního biotopu (**obr. 17**), vyjde nám, že druhy ve spojitém a podocarpovém porostu mají podobné plochy korun, kdežto druhy ve fragmentovaných plochách dosahují nižších hodnot. To podporuje představu, že fragmentované plochy jsou osídlovány pionýrskými a savanovými druhy vyžadujícími dostatek světla, a které tudíž investují více do výškového než šířkového růstu, než jsou později zastíněny a vytlačeny klimaxovými druhy.



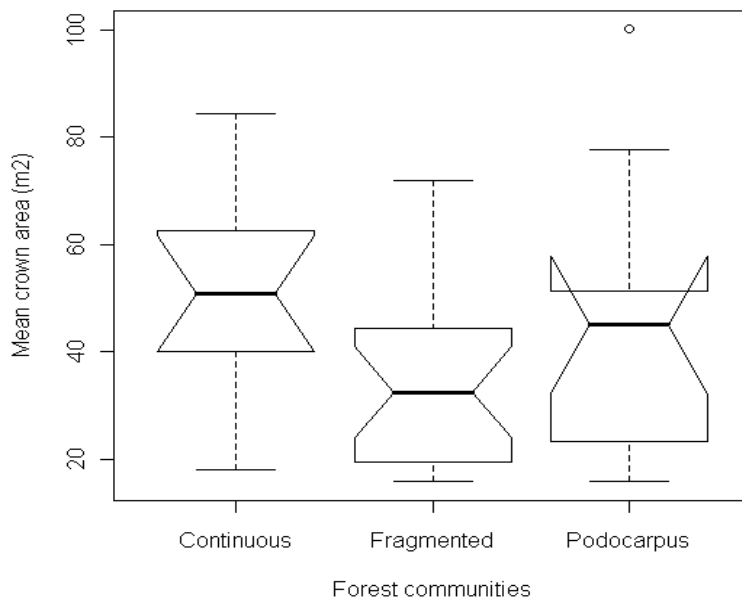
**Obrázek 14:** Závislost objemu kmene (stem volume) na ploše 0,125 ha na typu lesního biotopu; continous (spojitý les), fragmented (fragmentovaný les), podocarpus (podocarpový les).



**Obrázek 15:** Závislost DBH v cm (průměr v prsní výšce; 130 cm od báze kmene) na typu lesního biotopu; continous (spojitý les), fragmented (fragmentovaný les), podocarpus (podocarpový les).



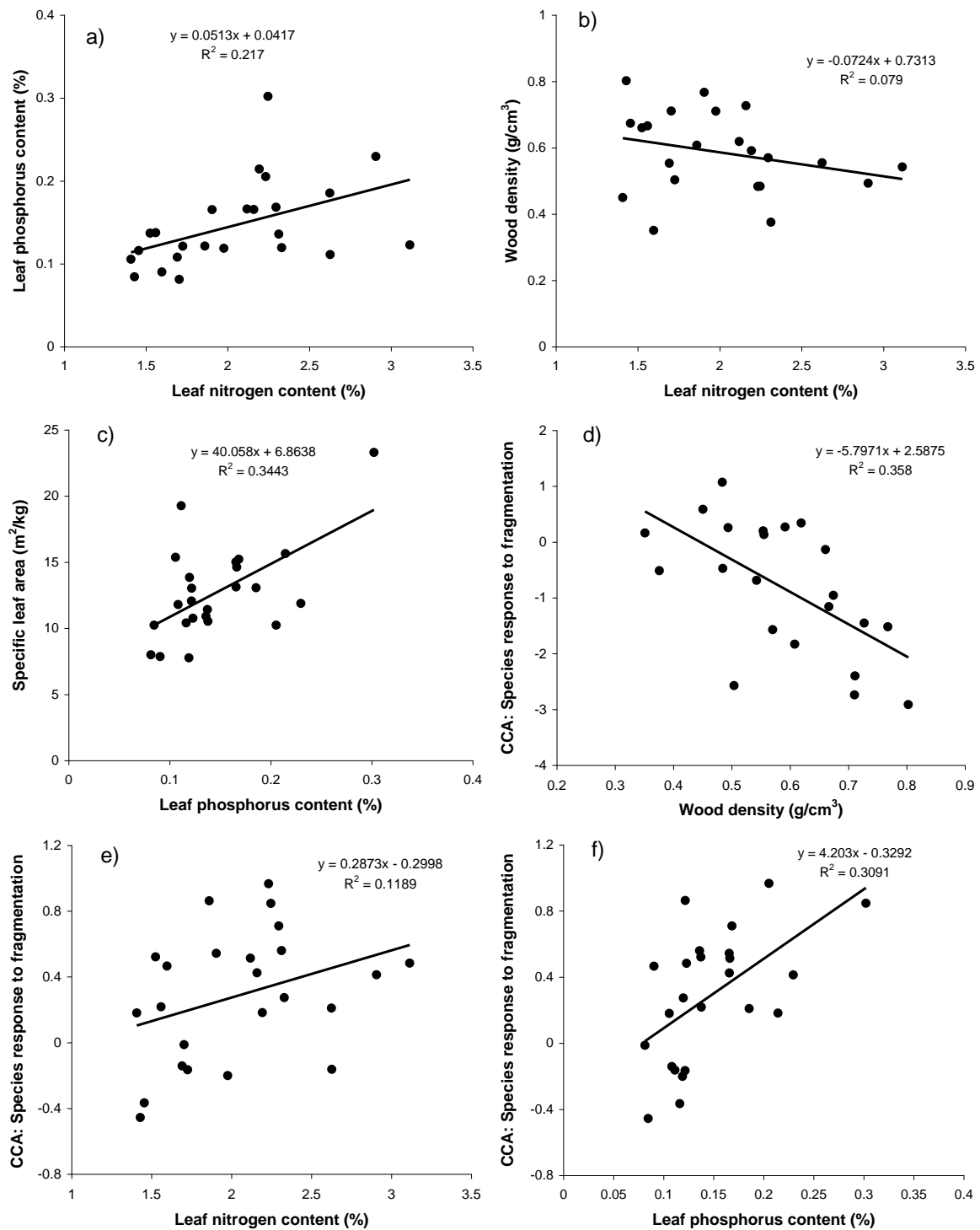
**Obrázek 16:** Závislost výšky stromu v m na typu lesního biotopu; continuous (spojitý les), fragmented (fragmentovaný les), podocarpus (podocarpový les).



**Obrázek 17:** Závislost průměru plochy koruny v m<sup>2</sup> na typu lesního biotopu; continuous (spojitý les), fragmented (fragmentovaný les), podocarpus (podocarpový les).

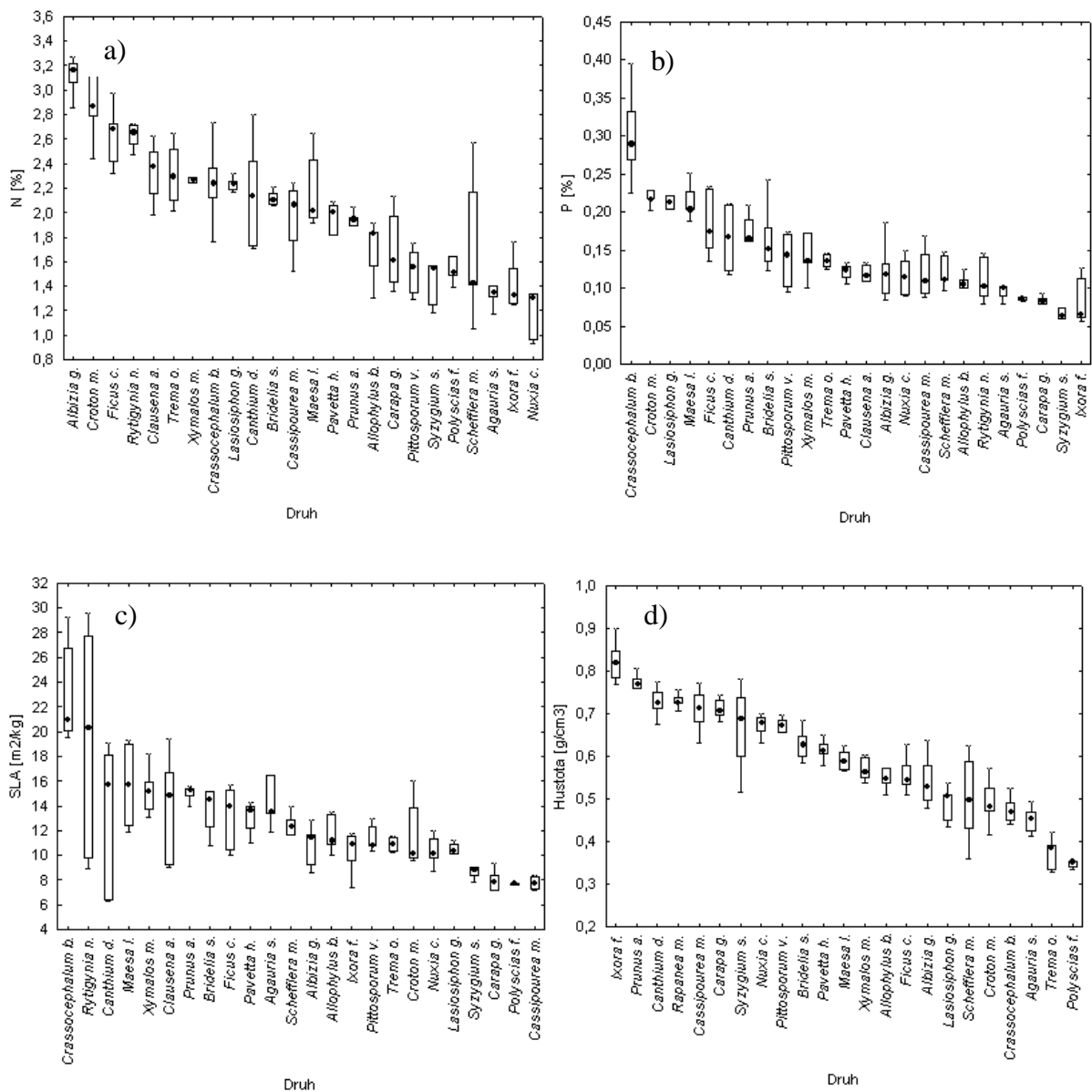
## 4. 2. Funkční vlastnosti dřevin

Z výsledků analýz obsahu N a P v listových pletivech, hustoty dřeva, specifické listové plochy a odpovědi druhů na fragmentaci a nadmořskou výšku (vyjádřené pomocí „species scores“ v parciálních CCA analýzách) jsme zjišťovali vzájemné vztahy (**obr. 18**). Pozitivní korelace byla zjištěna mezi listovým N a P (**a**); také specifická listová plocha byla pozitivně korelovaná s listovým P (**c**). Negativní korelace byla zjištěna mezi hustotou dřeva a obsahem N v listových pletivech (**b**), tedy s klesající hustotou dřeva se zvyšuje obsah listového dusíku. Studované druhové vlastnosti se průkazně lišily mezi stromy vázanými na spojitý porost a těmi, které preferují lesní fragmenty. Hustota dřeva stoupala s klesající fragmentací, jak je (**d**). Klimaxové druhy spojitého lesa mají větší hustotu dřeva (rostou pomaleji) než dřeviny vázané na lesní fragmenty a jejich blízké okolí. Dřeviny vázané na klimaxové lesy měly menší obsah listového N a P (**e**, **f**). Naopak rychle rostoucí dřeviny narušených lesních porostů mají vyšší koncentrace těchto makroprvků v listových pletivech. Na rozdíl od fragmentace nebyl nalezen průkazný vztah mezi skórem druhů pro nadmořskou výšku a zvolenými druhovými vlastnostmi.



**Obrázek 18:** Grafy vyjadřující závislost a) obsahu listového P (leaf phosphorus content) a obsahu listového N (leaf nitrogen content), b); denzity dřeva (wood density) a obsahu listového N (leaf nitrogen content), c); specifické listové plochy (specific leaf area) a obsahu listového P (leaf phosphorus content), d); cca analýzy druhové odpovědi na fragmentaci (CCA species response to fragmentation) a denzity dřeva (wood density), e); cca analýzy druhové odpovědi na fragmentaci (CCA species response to fragmentation) a obsahu listového N (leaf nitrogen content), f); cca analýzy druhové odpovědi na fragmentaci (CCA species response to fragmentation) a obsahu listového P (leaf phosphorus content).

Při sledování obsahu živin v listech zjistíme, že druhy, které mají těžiště rozšíření v bezlesé savanovité krajině či suchých tropických lesích severně od Bamenda Highlands (*Albizia gummifera*, *Croton macrostachyus*) mají nejvyšší naměřené hodnoty koncentrace listového dusíku (>3%). Také další světlomilné druhy dosahující větší abundance v lesních fragmentech či jejich blízkém okolí, jako *Lasiosiphon glaucum* a *Crassocephalum bougheyannum* měli vyšší koncentrace N v listových pletivech (**obr. 19 a**). Druhy s vyšším obsahem listového N byly také součástí spojitého lesního porostu, většinou šlo o nízké stromy či větší keře pod hlavním korunovým zápojem jako *Rytigynia neglecta*, *Clausena anisata* a *Xymalos monospora*. Naopak dominantní dřeviny tvořící horní stromové patro zapojeného klimaxového lesa jako *Schefflera mannii*, *Carapa grandiflora* nebo *Ixora foliosa* mají nejnižší hodnoty listového N. Podobně mezidruhové rozdíly, jako u koncentrací dusíku získáme pro obsah listového fosforu (**b**). Nejvyšších koncentrací listového P dosahují *Crassocephalum bougheyannum*, *Croton macrostachyus*, *Lasiosiphon glaucum* a *Maesa lanceolata*, tedy druhy spojené s fragmentovanou krajinou. Nižší stromy tvořící podrost horského tropického lesa mají vyšší hodnoty SLA (**c**) (*Rytigynia neglecta*, *Clausena anisata* a *Xymalos monospora*), podobně jako některé pionýrské dřeviny vázané na fragmentovanou krajinu (*Crassocephalum bougheyannum*). Naopak nejmenších hodnot specifické listové plochy dosahují klimaxové druhy primárních lesů (*Cassipourea malosana*, *Schefflera mannii*, *Carapa grandiflora*). U klimaxových druhů jsme zjistily největší hodnoty hustoty dřevní hmoty (**d**) (*Ixora foliosa*, *Cassipourea malosana*), a také u druhů vázaných na podocarповé porosty nejvyšších poloh (*Rapanea melanophloeos*, *Prunus africana*). Nej hustší dřevo celkově má *Ixora foliosa*, nejméně pak světlomilný druh *Polyscias fulva*.



N P SLA (m<sup>2</sup>.kg<sup>-1</sup>) Hustota dřeva (g.cm<sup>-3</sup>)

	F	P	F	P	F	P	F	P
Intercept	4325,013	0,00	1034,055	0,00	1643,425	0,00	34074,44	0,00
Druh	9,833	0,00	5,544	0,00	5,346	0,00	63,03	0,00

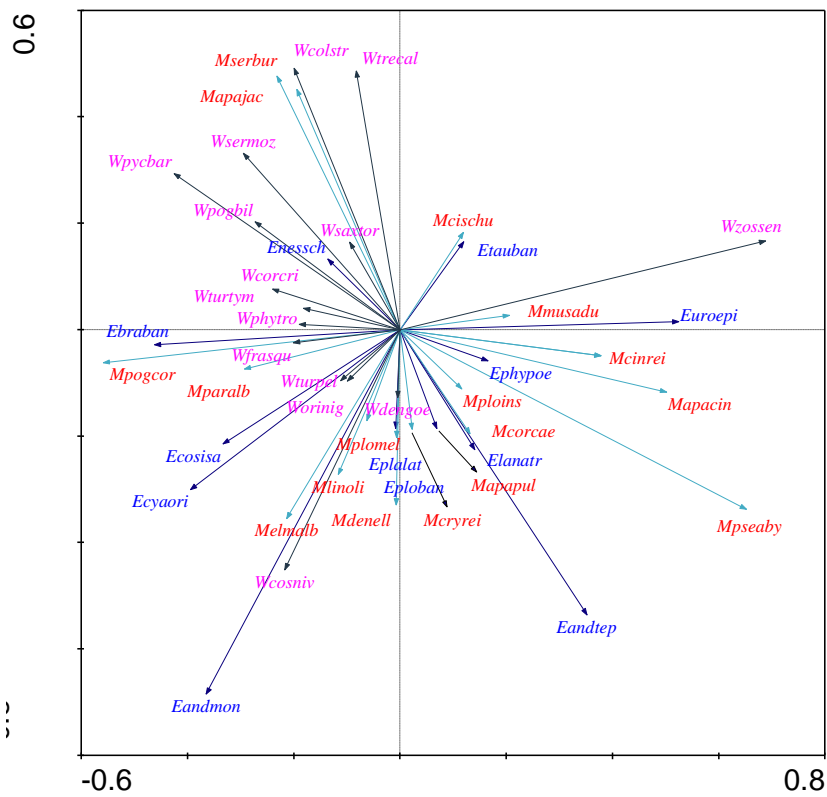
**Obrázek 19:** Funkční vlastnosti vybraných druhů. Graf a) množství obsahu listového dusíku (%), b) množství obsahu listového fosforu (%), c) specifická listová plocha (m<sup>2</sup>.kg<sup>-1</sup>), d) hustota dřeva (g.cm<sup>-3</sup>). V tabulce jsou výsledky testu analýzy variance.

Testované veličiny srovnávající rozdíly mezi třemi typy habitatů jsou uvedeny v **appendix 2**.

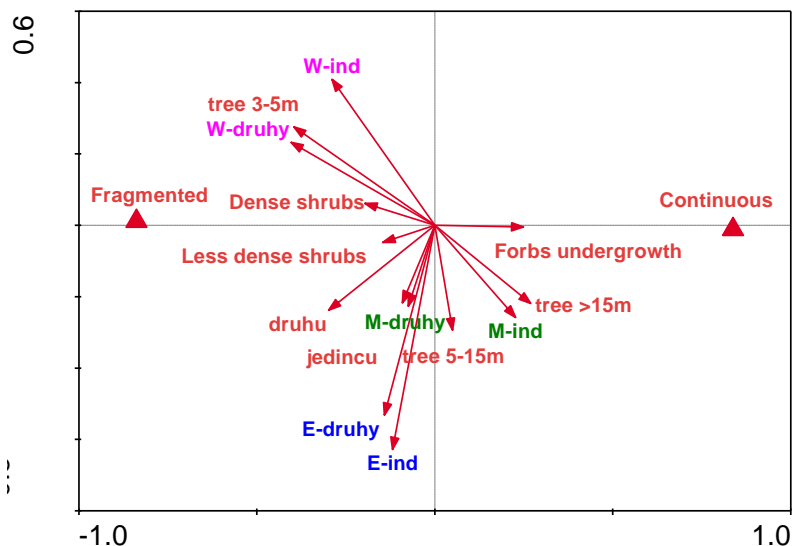
### **4. 3. Vliv fragmentace a struktury porostu na druhovou skladbu a diverzitu ptačích populací horského tropického lesa**

Pro sledované druhy ptáků, rozdělené do tří skupin podle rozšíření na africkém kontinentě (endemické, horské a široce rozšířené-savanové druhy), jsme nejprve zjišťovali, jaký preferují typ porostu. PCA diagramy (**obr. 20 a 21**) ukazují větší počet savanových druhů v oblasti fragmentovaného lesa, zatímco více lesních druhů je ve spojitém porostu. Fragmentace měla průkazný vliv na druhové složení ptačích společenstev. Ve společné RDA analýze (**obr. 22**) nám fragmentace a struktura lesního porostu vysvětlily 20,2 % variability ( $F = 2,235$ ,  $P = 0,002$ ). V praciální RDA vysvětlila fragmentace lesních porostů, po odečtení vlivu vertikální struktury lesní vegetace, 8,7 % variability ve skladbě avifauny ( $F = 5.069$ ,  $P = 0.002$ ). Struktura lesního porostu vysvětlila po odfiltrování rozdílu v typech porostu 10,7 % variability v druhové skladbě ptačích společenstev ( $F = 1,375$ ,  $P = 0,004$ ). Široce rozšířené druhy se vyskytují v porostech, jejichž stromový zápoj tvoří jedinci s výškou 3-5 m a s větší hustotou keřového podrostu. Naproti tomu horské druhy preferují klimaxové porosty, kde se vyskytují velké stromy nad 15 m s výskytem bylinného podrostu tvořeného 3 m vysokými monokarpickými bylinami rodu *Plectranthus* a *Oreacanthus*; nižší stromová patra většinou chybějí, či jsou jen málo vyvinuté. Ordinační diagram (**obr. 21**) nám také prozrazuje, že endemické druhy vrchoviny Bamenda Highlands preferují spíše lesní biotopy. Překvapivě nejsou ovšem striktně vázány na lesní podmínky, jak by se dalo předpokládat, ale více jim vyhovují ekotony, jako pestřejší biotop, který nabízí jak výhody lesního interioru, tak výhody bezlesí. Oproti tomu horské druhy, které se vyskytují kromě vrchoviny Bamenda Highlands také v jiných horských oblastech Afriky, jsou více vázané na lesní biotopy. Výsledky preference biotopu savanovitých druhů (**obr. 21**), které mají areál výskytu na většině území subsaharské Afriky, jen potvrdily, že tyto druhy mají těžiště výskytu v bezlesé, keřovité krajině.

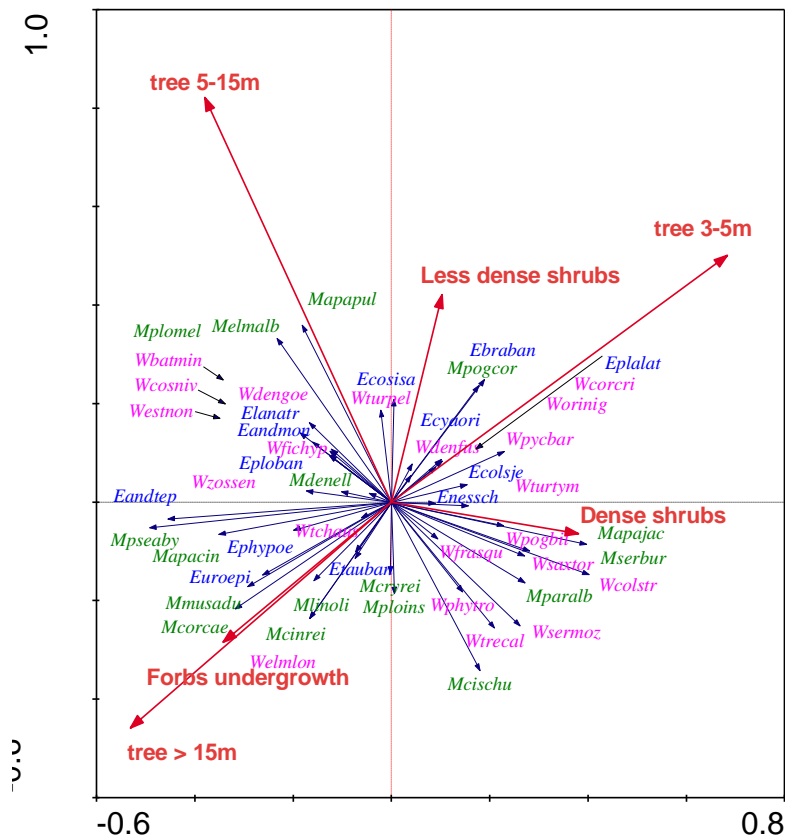




**Obrázek 20:** PCA ordinační diagram hodnotící druhovou skladbu ptačích společenstev horského tropického lesa v oblasti Bamenda Highlands.

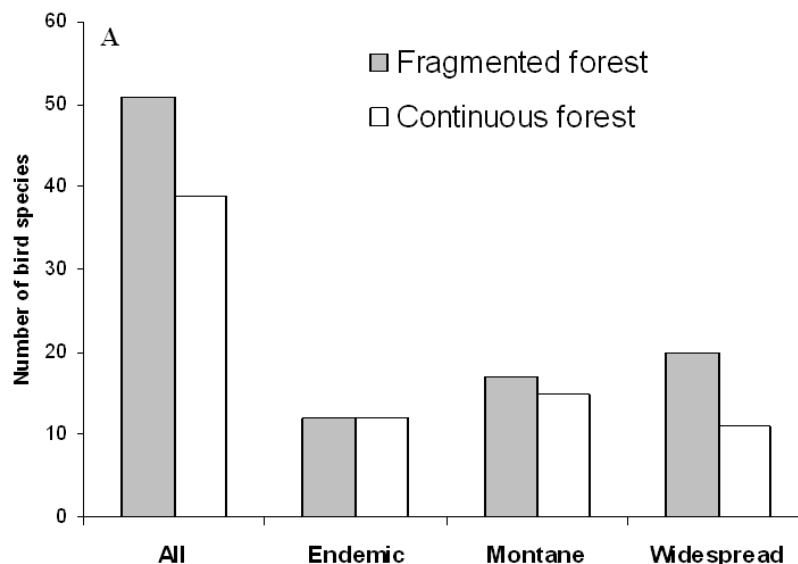


**Obrázek 21:** PCA ordinační diagram hodnotící druhovou skladbu ptačích společenstev horského tropického lesa v oblasti Bamenda Highlands s pasivně promítnutými typy lesních porostů (Fragmented - fragmentovaný les v oblasti Big Babanki, Continuous - spojitý les v oblasti Mt. Oku), počtem ptačích druhů a jedinců tří skupin podle rozšíření na Africkém kontinentě (E – endemické druhy (ind. - jedinci), M – horské druhy, W – široce rozšířené druhy), a pokryvem jednotlivých vegetačních pater (Forbs undergrowth – bylinný podrost, Less dense shrubs – keře s menší hustotou, Dense shrubs, husté keře, Tree – stromy vysoké 3-5 m, 5-15 m a více než 15 m).

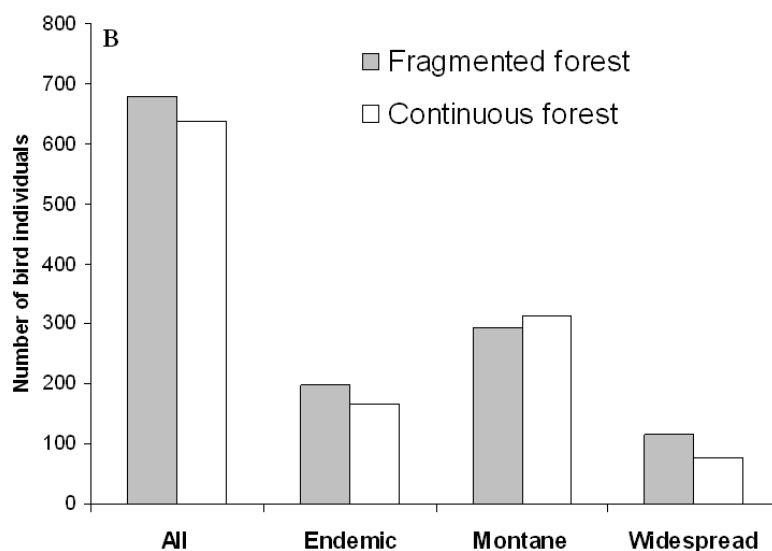


**Obrázek 22:** RDA diagram rozšíření druhů ptáků. Forbs undergrowth – bylinný podrost, Less dense shrubs – keře s menší hustotou, Dense shrubs, husté keře, Tree – stromy na výškové škále 3-5 m, 5-15 m a více než 15 m. **E – endemické druhy:** *Andropadus montanus* – andmon, *Andropadus tephrolaemus* – andtep, *Bradypterus bangwaensis* – braban, *Columba sjostedti* – colsje, *Cossypha isabellae* – cosisa, *Cyanomitra oritis* – cyaori, *Laniarius atroflavus* – lanatr, *Nesocharis shelleyi* – nessch, *Phyllastrephus poensis* - phypoe, *Platysteira laticincta* – plalat, *Ploceus bannermani* - ploban, *Tauraco bannermani* – tauban, *Urolais epichlora* – uroepi. **M – horské druhy:** *Apalis cinerea* – apacin, *Apalis jacksoni* – apajac, *Apalis pulchra* - apapul, *Cinnyris reichenowi* – cinrei, *Cisticola chubbi* – cischu, *Coracina caesia* – corcae, *Cryptospiza reichenowi* – cryrei, *Dendropicos ellioti* – denell, *Elminia albiventris* – elmalb, *Linurgus olivaceus* – linoli, *Muscicapa adusta* - musadu, *Parus albiventris* - paralb, *Ploceus insignis* - ploins, *Ploceus melanogaster* - plomel, *Pogoniulus coryphaeus* - pogcor, *Pseudalcippe abyssinica* - pseaby, *Serinus burtoni* – serbur. **W – široce rozšířené druhy:** *Batis minor* - batmin, *Colius striatus* – colstr, *Corythaeola cristata* – corcri, *Cossypha niveicapilla* – cosniv, *Dendropicos fuscescens* – denfus, *Dendropicos goertae* - dengoe, *Elminia longicauda* - elmlon, *Estrilda nonnula* – estnon, *Ficedula hypoleuca* - fichyp, *Francolinus squamatus* - frasqu, *Oriolus nigripennis* - orinig, *Phylloscopus trochilus* – phytro, *Pogoniulus bilineatus* - pogbil, *Pycnonotus barbatus* - pycbar, *Saxicola torquata* – saxtor, *Serinus mozambicus* - sermoz, *Tchagra australis* - tchhaus, *Treron calva* - trecal, *Turdus pelios* - turpel, *Turtur tympanystria* - turtytm, *Zosterops senegalensis* - zossen.

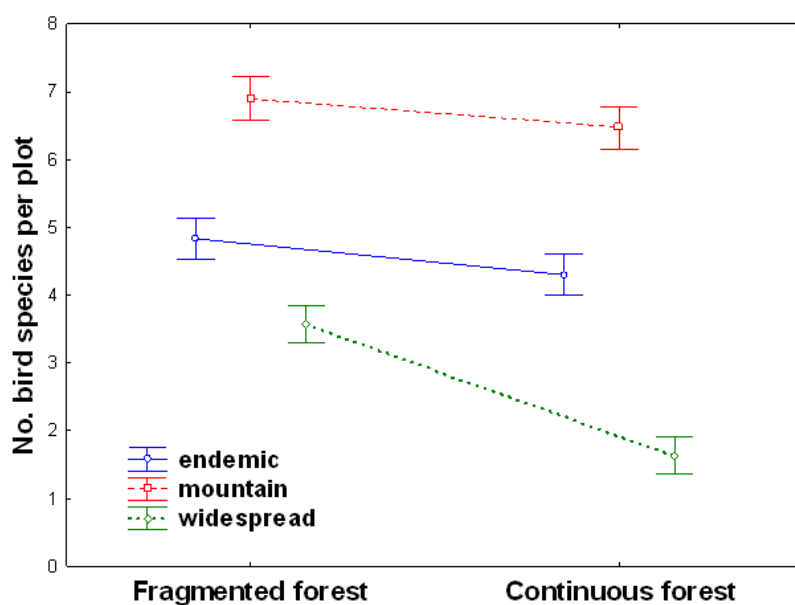
Obrázek 23 ukazuje rozdíl v celkovém počtu druhů tří skupin ptáků mezi dvěma typy lesních biotopů. Celkově bylo zaznamenáno více ptačích druhů v lesních fragmentech. To je dáno větším počtem široce rozšířených druhů ve fragmentovaných biotopech. Široce rozšířené druhy jsou celkově nejbohatší skupina, následovaná horskými a endemickými druhy. Toto neplatí pro celkové počty zaznamenaných jedinců; nejpočetnější jsou druhy horské, dále endemické a nejméně jedinců bylo sledováno u široce rozšířených druhů. Celkový počet endemických a horských druhů je zhruba stejný pro spojitý a fragmentovaný lesy (**obr. 24**). Při testování rozdílu v počtech druhů na ploše 0.125 ha (**obr. 25**) bylo zjištěno, že horské druhy jsou nejpočetnější skupinou, následované endemickými a široce rozšířenými druhy. Vyrovnaná druhová bohatost indikuje, že horské druhy ptáků příliš nerozlišují mezi fragmentovaným a spojitým lesem, stejně jako endemické druhy. Výjimkou jsou široce rozšířené druhy. Nejmenší počet druhů se vyskytuje ve spojitém porostu u široce rozšířených druhů a počet roste s fragmentací, tj. že se zvyšující se fragmentací se zvyšuje výskyt těchto druhů. Pokud budeme sledovat počty jedinců na ploše mezi jednotlivými lesními biotopy (**obr. 26**), zjistíme podobné tendence výskytu, tedy že nejsou výrazné rozdíly v počtech endemických druhů mezi jednotlivými biotopy a že s fragmentací se zvyšuje počet široce rozšířených druhů. Změna nastala pouze u horských druhů, které se v největších počtech vyskytují ve spojitém biotopu.



**Obrázek 23:** Rozdíly v počtech druhů mezi jednotlivými typy lesních biotopů. Šedé sloupečky jsou fragmentované biotopy, bílé spojitý les.



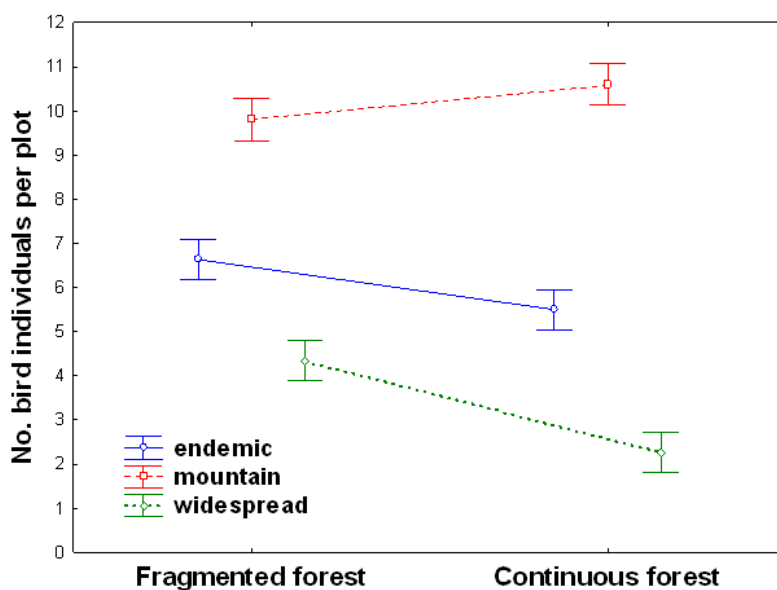
**Obrázek 24:** Rozdíly v počtech jedinců mezi jednotlivými typy lesních biotopů. Šedé sloupečky jsou fragmentované biotopy, bílé spojité les.



*F*      *P*

Typ porostu	11,1	0,002
Ptačí skupiny	118,4	0,000
Interakce	5	0,008

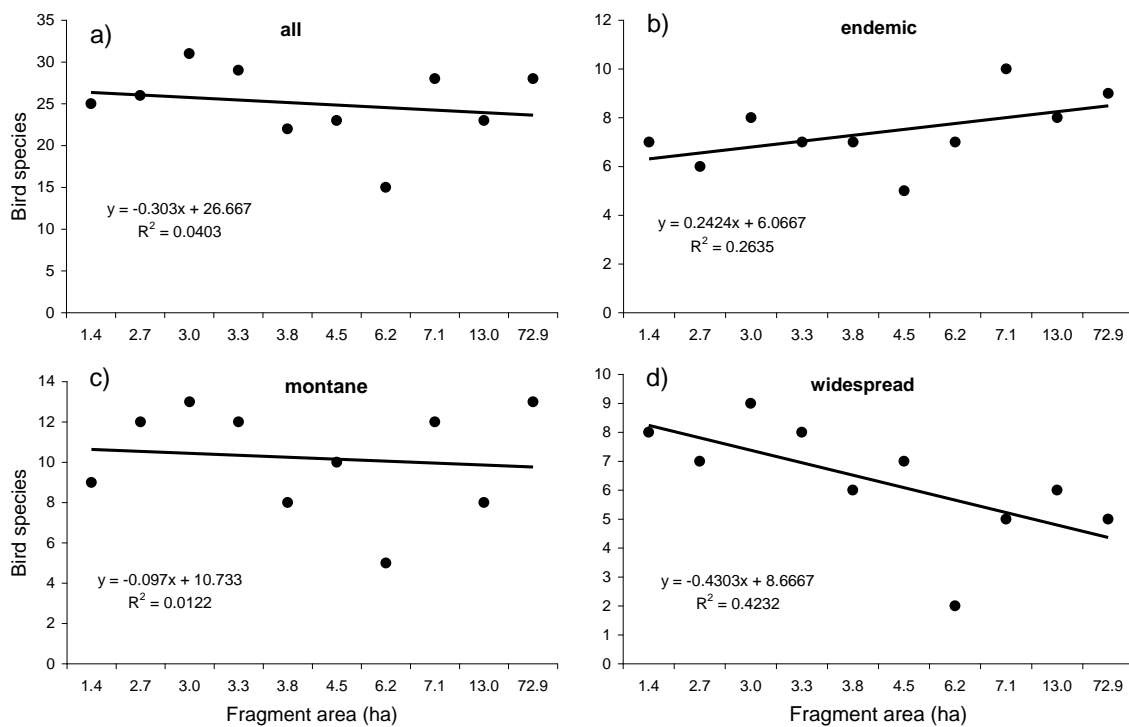
**Obrázek 25:** Graf znázorňující jednotlivé typy lesních biotopů (osa x); fragmented forest (fragmentovaný) a continuous forest (spojitý) a počty ptačích druhů na ploše 0,125 ha (osa y). Endemiti jsou modře, horské červeně a široce rozšířené druhy zeleně značeny. Výsledky faktoriální analýzy variance jsou uvedeny v tabulce.



	<i>F</i>	<i>P</i>
Typ porostu	3,3	0,076
Ptačí skupiny	139,5	0,000
Interakce	6,2	0,003

**Obrázek 26:** Graf znázorňující jednotlivé typy lesních biotopů (osa x); fragmented forest (fragmentovaný) a continuous forest (spojitý) a počty ptačích jedinců na ploše 0,125 ha (osa y). Endemiti jsou modře, horské červeně a široce rozšířené druhy zeleně značeny. Výsledky faktoriální analýzy variance jsou uvedeny v tabulce.

Posledním testovaným ukazatelem byl vztah druhové bohatosti k velikosti fragmentu (**obr. 27**). U endemických a horských druhů není příliš patrný trend ve změně druhové početnosti v závislosti na velikosti fragmentu. Výjimkou jsou široce rozšířené druhy, jejichž druhová diverzita klesá s velikostí fragmentu.



**Obrázek 27:** Závislost diverzity ptáků na velikosti fragmentu: a) všechny druhy, b) endemické druhy, c) horské druhy, d) široce rozšířené druhy.

## 5. Diskuze

### ***1. Dochází ke změně druhové skladby stromových populací horského tropického lesa s měnící se nadmořskou výškou a jsou porosty nejvyšších poloh druhově chudší?***

Na základě našich dat můžeme konstatovat, že s nadmořskou výškou dochází ke změně druhového složení. Druhy, které se vyskytují v nejnižších polohách (kolem 2000 m n. m.) jsou např. *Bridelia speciosa*, *Croton macrostachyus*, *Polyscias fulva*. Se vzrůstající nadmořskou výškou se začínají objevovat druhy jako např. *Nuxia congesta*, *Syzygium staudtii* nebo *Allophylus bullatus*, které přechází do porostů s druhy vyskytující se v nejvyšších partiích (až 2 900 m n. m. u *Podocarpus latifolius*), kterými jsou *Schefflera abyssinica*, *Rapanea melanophloeos*, *Prunus africana* nebo *Podocarpus latifolius*. Nejmenší druhová diverzita byla pozorována v podocarpových porostech, které se vyskytují v nejvyšších částech Mt. Oku. Počty druhů dřevin se snižují se zvyšující se nadmořskou výškou, proto se všeobecně předpokládá, že horské pralesy nejsou tak druhově bohaté, jako tropické deštné pralesy (Hamilton 1995).

### ***2. Druhová skladba stromu lesních společenstev je bohatší ve spojitém, nebo fragmentovaném porostu?***

Pokud se zaměříme na rozdíly druhové bohatosti mezi jednotlivými typy lesních biotopů zjistíme, že jako druhově nejbohatší se jeví fragmentované porosty na lokalitě Big Babanki v porovnání s ostatními porosty, vyskytující se na Mt. Oku. Průměrně se ve fragmentovaných porostech na ploše 0,125 ha vyskytuje 15 druhů dřevin. Tato druhová bohatost je dána především přítomností ekotonu. Dřeviny v tomto ekotonovém pásu jsou menší než v interioru a také je zde jiná dřevinná skladba v porovnání s interiozem. Ta je dána



především častými požáry, lepšími světelnými vlastnostmi, větrnou expozicí atd. Pastevci a lovci jsou zodpovědní za vznik požárů, které se každoročně vyskytují v období sucha, a to od prosince do února (Richards 1963), kdy vypalují rozsáhlé plochy tvořené především hasivkou orličí (*Pteridium aquilinum*). Pravidelné vypalování má za následek, že lesní fragmenty jsou zachovány převážně ve špatně dostupném terénu a většinou na prameništích, nebo kolem vodních toků. Na spáleništích zůstávají zachovány rezistentní druhy, jako *Hypericum revolutum*, *Agauria salicifolia* (Richards 1963), nebo lesíky tvořené druhem *Lasiosiphon glaucum*. Paradoxně právě tato disturbance v podobě požárů (a částečně i pastvy) má za následek že fragmentované porosty jsou druhově nejbohatší. Požáry částečně pronikají do porostů a umožňují disperzi světlomilných druhů.

Dominantní klimaxový druh *Schefflera mannii* je jako epifytický druh vázaný na hostitelskou dřevinu *Syzygium staudtii* a tvoří spolu hlavní vegetační typ (Cheek a kol. 2000) na lokalitě Big Babanki. *Syzygium staudtii* ale většinou chybí v ekotonech fragmentů (Richards 1963) kam mohou zasahovat požáry, tudíž můžeme usuzovat, že dokud bude pokračovat vypalování, je znemožněn sukcesní vývoj vedoucí do klimaxového stádia. Naproti tomu na lokalitě Mt. Oku tvoří jeden s hlavních vegetačních typů *Schefflera abyssinica*, která jako svoji hostitelskou rostlinu využívá *Lasiosiphon glaucum* (Cheek a kol. 2000). *Schefflera abyssinica* se rozšiřuje v hájčích tvořenými *Lasiosiphon glaucum*, svoji hostitelskou rostlinu časem přeroste a zahubí, čímž dochází k sukcesnímu posunu do klimaxového stádia (**appendix 1.**).

### **3. Liší se vybrané funkční vlastnosti dřevin ve fragmentovaném a spojitém porostu?**

Světlomilné druhy, které se vyskytují převážně na lesních okrajích, se vyznačují menší hustotou dřevní hmoty než stínomilné druhy (Lawton 1984). Podle výsledků rozšíření druhů jsme jako světlomilné druhy určili *Albizia gummifera*, *Croton macrostachyus*, *Lasiosiphon glaucum* a *Crassocephalum bougheyannum*, za stínomilné druhy můžeme považovat např. *Schefflera mannii*, *Carapa grandiflora* nebo *Ixora foliosa*. Všechny druhy splňují výše uvedený předpoklad, kromě stínomilného druhu *Schefflera mannii*, který jako stínomilný druh dosahuje nízkých hodnot dřevní hustoty. Je zde samozřejmě velké množství anatomických a mechanických rozdílů mezi strukturou dřeva (Brown a kol. 1952), které mohou ovlivnit výsledky. Podobnou nesourodost pozoroval Lawton (1984) v tropických

lesích Costa Rici, který klasifikoval druh *Conostegia* sp. 2 ( $0,693 \text{ g.cm}^{-3}$ ) jako světlomilnou dřevinu, ačkoliv semenáčci i vzrostlejší jedinci mohli tolerovat zastínění od kompetitorů. Lehčí dřevo je pravděpodobně slabší (Brown a kol. 1952) a taky prokazuje vyšší pravděpodobnost poškození kmene při vichřicích. Světlomilné druhy zřejmě investují do jiných aspektů růstu, jako je zvýšený prodlužovací růst, nebo produkce listů (Lawton 1982). Tomuto zjištění odpovídá pouze *Crassocephalum boughyanum*, který se vyznačuje největší specifickou listovou plochu mezi sledovanými druhy. Zbylé světlomilné druhy naopak dosahují průměrných hodnot, ale je otázkou, do jaké míry kompenzují velikost listů početností.

Posledním sledovaným ukazatelem u vlastností dřevin bylo zjištění obsahu živin (N a P) v listových pletivech. Mnoho studií poukazuje, že množství těchto prvků v pletivech vyjadřuje dostupnost živin v půdě (Vitousek a Farrington 1997, Aerts a Chapin 2000, Hobbie a Gough 2002), ale chemismus listů ovlivňují i další faktory, např. změny v klimatu, životní strategie rostliny nebo herbivorie (Reich a kol. 1999, Wright a kol. 2001). Dle našich analýz, nejvíce N v listových pletivech mají světlomilné druhy (*Albizia gummifera*, *Croton macrostachyus*) sekundárních stanovišť v porovnání s dominantními druhy primárních porostů. Dusík je jeden ze základních stavebních prvků rostlin a je obecně potřebný k růstu (Šebánek a kol. 1983), proto světlomilné rostliny mají rychlejší prodlužovací růst a tedy i větší množství N v listech. Druhy s vyšším obsahem listového N byly také součástí spojitého lesního porostu, většinou šlo o nízké stromy či větší keře pod hlavním korunovým zápojem jako *Rytigynia neglecta*, *Clausena anisata* a *Xymalos monospora*. Tyto druhy měly také nejvyšší hodnoty specifické listové plochy. Při zjišťování množství obsahu P dospějeme k obdobným výsledkům jako u N, tedy že světlomilné druhy se vyznačují vyššími koncentracemi. Tropické lesy jsou obecně bohaté na živiny N a chudé na P (Hedin 2004) a proto jsou rostliny více limitovány P než N (Reich a Oleksyn 2004). To může být důvod, proč se výsledky mezidruhově výrazněji neliší. Townsend (2007) zjistil překvapivě velké rozdíly v koncentracích P v listových pletivech (až o 25 %) mezi obdobím sucha a deště v oblastech Costa Rici. Příčina těchto změn není zatím objasněna, ačkoliv se během období sucha nejenom zvyšuje množství P v listových pletivech, ale dochází také k navýšení množství půdních mikroorganismů, ale i množství P extrahovatelného z pryskyřice (Cleveland a kol. 2004).

#### ***4. Druhová skladba ptačích společenstev lesních fragmentů se liší od spojitého porostu kvůli přítomnosti druhů vázaných na lesní lemy a okolní bezlesou krajinu.***

Na základě teorie ostrovní biogeografie (MacArthur a Wilson 1967) je druhová bohatost ovlivněna velikostí ostrova a stupněm izolace. U menších, více izolovaných fragmentů se očekává méně druhů než ve větších, méně izolovaných (Cook a kol. 2002). Zmenšení plochy fragmentů vede k redukci heterogenity biotopů, které působí převážně na druhy citlivé na velikost plochy, tj. specialisty, kteří se přirozeně vyskytují v nízkých hustotách (Newmark 1991). To znamená, že endemické druhy budou chybět, nebo budou vzácní v malých fragmentech studovaného území. Při sledování vlivu velikosti fragmentace jsme došli k obdobným závěrům, kde počet endemických druhů se zvyšuje s velikostí fragmentu, nicméně rozdíl v počtech druhů mezi nejmenšími a největšími fragmenty nedosahuje výrazného rozdílu. U horských druhů je lehce klesající trend v počtech druhů v závislosti na velikosti fragmentu, počty široce rozšířených druhů klesají s velikostí fragmentů. Beier a kol. (2002) naopak uvádí, že teorie ostrovní biogeografie (MacArthur a Wilson 1967) není významným mechanismem pro lesní druhy ptáků západní Afriky citlivých na velikost plochy, protože pravé ostrovy (předmět MacArthurova a Wilsonova pojednání) – na rozdíl od fragmentů – jsou obklopeny neterestrickou maticí a nejsou náchylné k okrajovým efektům. Vegetace obklopující fragmenty je dynamická, podléhá sukcesním změnám a celkově není nehostinná pro mnoho druhů vyskytujících se ve fragmentech (Bierregaard a kol. 1992).

Odlesňování v tropických zemích je hlavní hrozbou pro globální biodiverzitu (Myers 84(22)). Lesní druhy jsou ovlivňovány ztrátou biotopu, ale mohou také vyhynout, jestliže zbývající lesní fragmenty jsou příliš malé k udržení životaschopné populace (Turner 1996). Ptáci jsou často využíváni jako bioindikátory, protože jsou lehce kvantifikovatelní (Furness a Greenwood 1993, Turner 1996) a více studií prokázalo, že fragmentace ovlivňuje ptačí společenstva v tropických lesích (Kattan a kol. 1994, Stouffer a Bierregaard 1995, Turner 1996). Během fragmentace biotopu dochází ke zvýšení významu ekotonů (Robinson a kol. 1995), které jsou nevhodné pro některé druhy ptáků, zejména pro ty, které jsou specializovány na interior biotopu (Laurence a kol. 1997). Nicméně díky výskytu druhů vyžadujících jak

lesní, tak okolní bezlesou matici, může dojít v ekotonu ke zvýšení diverzity (Murcia 1995) a dokonce některé druhy mohou být na tuto zónu specializovány. To je především případ temperátní zóny, zatímco v tropických oblastech je předpokládána nižší druhová diverzita (Báldi 1996).

Terborgh a kol. (1990) zjistili, že počet ptačích druhů se nemění, nebo klesá v ekotonu, bez ohledu na typ ekotonu. Stejně tak Lovejoy a kol. (1986) pozoroval, že počet ptačích druhů klesá v ekotonech amazonských pralesů, jako důsledek vysokého stupně biotopové specifičnosti. Také dlouhodobé fragmentační studie v Amazonii dokládají silný vliv fragmentace na společenstva tropických ptáků brzy po izolaci fragmentů (Bierregaard a Stouffer 1997). Rozdíl v evoluční historii mezi temperátním a tropickým lesním biotopem může vysvětlit rozdílné odpovědi ptačích společenstev k ekotonům. Báldi (1996) uvádí, že ptačí druhy v temperátní zóně jsou adaptovány k nestálým biotopům s relativně malou velikostí fragmentů, zatímco tropické druhy jsou adaptovány na více stabilní biotopy s většími fragmenty. Proto druhy, které jsou tolerantní k ekotonovým biotopům, jsou hojnější v temperátní zóně než v tropech, kde je naopak vyšší relativní počet druhů adaptovaných na interior. Tyto závěry odporují našim zjištěním, které ukazují, že počet druhů ve fragmentovaných porostech je stejný, nebo větší v porovnání se spojitými porosty. Rozdílné závěry mezi uvedenými pracemi a předkládanou prací mohou být vysvětleny specifickým vývojem zkoumaného území.

Naše výsledky ukazují, shodně s prací Reif a kol. (2006), že většina horských a endemických druhů se na studovaném území vyskytuje v relativně velkých počtech a že většina široce rozšířených druhů je méně hojná, přestože je v této skupině pozorováno nejvíce druhů. Naše závěry jsou v rozporu s jedním z obecných makroekologických pravidel, a to že široce rozšířené druhy budou více hojné než druhy s malým rozsahem (Brown 1995). Tento jev není ovšem neobvyklý v afrotropickém regionu (Reif a kol. 2006), endemické a horské druhy mají vyšší počty než široce rozšířené druhy v Namuli v severním Mozambiku (Ryan a kol. 1999), podobně také endemické druhy jsou mezi nejvíce hojnými druhy v oblasti Kumbira, Angola (Sekercioglu a Riley 2005). Tyto studie dokládají, že endemické a neendemické horské druhy mají vyšší početnosti také v jiných afrických pohořích (Reif a kol. 2006).

**5. Předpoklad, že druhová skladba ptačích společenstev je bohatší ve spojitém než fragmentovaném porostu může indikovat dlouhodobou přítomnost zapojeného horského lesa, který vedl k adaptaci většiny ptačích druhů na spojitě lesní porosty.**

Vysoká míry diverzity ptačích druhů vrchoviny Bamenda Highlands je přisuzována současným klimatickým podmínkám, které jsou většinou vnímány jako důležitý *prediktor* druhového bohatství, nicméně tato druhová rozmanitost může být také přisuzována vlivu specifického horského podnebí a historického vývoje (Jetz a kol. 2004, De Klerk, 2004). Vlivem klimatické stability a dlouhotrvající izolace hostí pohoří Cameroon Mountains mnoho unikátních životních forem (Fjeldsa a Lovett 1997). Během pleistocénu bylo klima o 2 – 4 °C chladnější, což způsobilo, že se horské lesy rozšířily o 600 m, ale pravděpodobněji až o 1 000 m dále do nižších nadmořských poloh (Maley, 1991) a ustoupily zpět do vyšších nadmořských poloh, ovšem už v menších fragmentech během období klimatického optima (Elenga a kol. 2000). Z paleoekologických závěrů se můžeme domnívat, že afromontánní krajina zřejmě nikdy nebyla zcela pokryta spojitými lesními porosty, ale musela obsahovat mozaiku nelesních biotopů (Tropek a Konvicka 2009), vzniklou a udržovanou např. pralesními slony v důsledku pošlapání nebo odkorňování (Bonnington a kol. 2008), nebo na suťových polích (Cheek a kol. 2000). Historický výskyt fragmentů by mohl vysvětlit, proč sledované druhy ptáků (endemické a horské) nekorelují negativně s fragmentací lesních biotopů, ale zachovávají si relativně velkou abundanci.

Reif a kol. (2007) se ve své práci ze stejného území domnívá, že endemické druhy se původně vyskytovaly ve spojitých porostech, ale dokázaly se adaptovat k využívání relativně nedávno fragmentované krajiny. Tento model chování se dá stejně dobře interpretovat opačně, a to že by ptáci běžně preferovali otevřenou mozaiku biotopů (Tropek a Konvicka 2009). Přítomnost ptáků ve fragmentech nemusí nutně signalizovat preferenci tohoto biotopu, ale spíše nedostatek alternativní volby (William a Sullivan 2005). Motýli a další hmyz jsou známí pomalou adaptací na ekologické změny (Thomas a kol. 2004) a proto je nepravděpodobné, že by změnilí svoje biotopové požadavky, kdyby se jednalo o recentní lesní mýtiny (Tropek a Konvicka 2009), čemuž odpovídá i fakt, že navzdory současnému odlesnění motýlí společenstva západní Afriky nejsou ohrožena vyhynutím (Larsen 2008).

## 5. 1. Způsoby ochrany přírody a krajiny

Způsob aktuálního využívání krajiny, teorie ochrany přírody a navrhování rezervací je spojen s oborem tzv. krajinné ekologie (Primack a kol. 2001). Jednou z klíčových otázek krajinné ekologie je, zda k ochraně biodiverzity je lepší jedna velká rezervace, nebo několik malých (Diamond 1975). V naší studii můžeme pro zjednodušení krajinu Big Babanki vnímat jako několik malých, fragmentovaných rezervací (přestože se ve skutečnosti o rezervaci nejedná), naproti tomu Mt. Oku může představovat velkoplošnou rezervaci (kterou ve skutečnosti také je). Autoři mnoha studií (Simberloff a Abele 1976, Järvinen 1982) došli k závěru, že dvě nebo více malých rezervací dohromady mohou obsahovat více druhů než jedna velká rezervace o stejné celkové rozloze. Tyto závěry mohou být vyvráceny za předpokladu, že plochy jsou zcela izolované od jiných větších ploch, které slouží jako rezervoáry druhů. Nepochybně je zde mnoho případů, kde druhy jsou pouze udržovány v rezervacích, protože sousedí s oblastmi vhodného biotopu (Burkey 1989). Cole (1981) naznačuje, že více malých rezervací může zachovávat více druhů než jedna velká rezervace pouze pokud je možná výměna fauny se zdrojovým rezervoárem. Stejně tak Burkey (1989) uvádí, že druhy mají větší šanci na přežití, pokud se vyskytují v jedné velké ploše než ve fragmentované ploše.

Na základě našich výsledků můžeme vyvozovat, že fragmentované plochy se vyznačují nejenom větším celkovým počtem druhů ptáků v porovnání se zapojeným porostem, ale i celkovým počtem jedinců. Pouze v případě, kdy jsme sledovali počet jedinců na ploše, tak jsme došli k závěru, že horské druhy ptáků se vyskytují více ve spojitém porostu než ve fragmentovaném. Malé a fragmentované rezervace – v našem případě plochy – mohou hrát důležitou roli k zachování místních endemických druhů (Terborgh 1974). Horské a endemické druhy, mezi které patří ohrožené druhy jako *Andropadus montanus*, *Bradypterus bangwaensis*, *Ploceus bannermani* a *Tauraco bannermani*, patří mezi běžně se vyskytující druhy, které obývají dokonce malé lesní fragmenty, z čehož můžeme vyvozovat, že tyto druhy jsou relativně odolné vůči lesní fragmentaci (Reifl a kol. 2006). Dokonce bylo pozorováno Velké modré turaco (*Corythaeola cristata*), které bylo považováno za vyhynulé, vlivem odlesňování ve zkoumané oblasti (Fotso 2001).

Mezi hlavními problémy oblasti Mt. Oku, kromě pozvolného úbytku lesa, introdukce nepůvodních druhů jako je např. *Eucalyptus sp.*, patří rapidní vymírání druhu *Prunus africana*. Tento druh je využíván nejen jako řezivo, palivové dříví, ale především k léčbě množství nemocí v tradiční medicíně. Navíc v západním světě je ceněn pro léčbu hyperplazie prostaty (Steward 2003). K léčbě se využívá především kůra, která je loupána ze stromů a ten následně usychá (Cheek a kol. 2000) a během požárů je náchylnější ke vznícení.

## 6. Závěr

Fragmentované porosty na lokalitě Big Babanki se vyznačují vyšší druhovou diverzitou v porovnání s ostatními sledovanými porosty, která je dána větší otevřeností a horizontální stratifikací zápoje a vyskytuje se zde množství světlin. Pravidelné disturbance (těžba, vypalování) podporují světlomilné druhy odolávající požárům v ekotonu fragmentů. Naproti tomu na lokalitě Mt. Oku, kde se nachází kontinuální porost, převažují klimaxové druhy, které ovlivňují světelné podmínky v podrostu, kde navíc převažují monokarpické rostliny, které znemožňují přítomnost světlomilných dřevin. Tyto faktory způsobují nižší druhovou diverzitu dřevin v porovnání s fragmentovanými porosty. Podocarpové porosty, které se vyskytují v nejvyšších partiích Mt. Oku, mají vlivem klimatických podmínek taktéž nízkou druhovou diverzitu.

Ze sledovaných vlastností ptáků můžeme vyvodit, že jak endemické, tak horské druhy vyžadují les, nicméně je pro ptáky více důležitá struktura lesa než samotná celková rozloha fragmentu. Široce rozšířené savanové druhy jsou vázány především na bezlesí. Z výsledků je patrný trend, že s rostoucí velikostí lesa dochází k poklesu množství široce rozšířených druhů. Jelikož fragmentovaná oblast je už delší dobu využívána, je nepravděpodobné, že by druhy mohli reagovat na degradaci s časovým zpožděním. Více pravděpodobné je, že endemické druhy jsou adaptované na určitou míru bezlesí, jelikož zkoumaná oblast zřejmě nikdy nebyla pokryta neporušenými porosty.

Těmito závěry můžeme usuzovat, že spojitě porosty nejsou jediným biotopem v pohoří západní Afriky, které mají ochránářskou hodnotu. Lesy jsou neocenitelné pro mnoho druhů specializujících se na lesní interior, ale heterogenní mozaika různých biotopů a sukcesních stádií si zaslouží pozornost ochrany přírody (Tropek a Konvicka 2009).



## 7. Literatura

- Adamec L.** 2002. Leaf absorption of mineral nutrients in carnivorous plants stimulates root nutrient uptake. *New Phytologist* 155: 89-100.
- Aerts R. a Chapin F. S.** 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1-68.
- Andér H.** 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Báldi A.** 1996. Edge effects in tropical versus temperate forest bird communities: three alternative hypotheses for the explanation of differences. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 42: 163-172.
- Beier P., Van Drielen M. a Kankam B. O.** 2002. Avifaunal Collapse in West African Forest Fragments. *Conservation Biology* 16: 1097-1111.
- Bierregaard R. O., Lovejoy T. E., Kapos V., dos Santos A. A. a Hutchings R. W.** 1992. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. *Bioscience* 42: 859-866.
- Bierregaard R. O. a Stouffer P. C.** 1997. Understorey birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. V: Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities (eds. W. F. Laurance a R. O. Bierregaard, Jr.), pp: 138-155. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Bonnington C., Weaver D. a Fanning E.** 2008. Some preliminary observations on the possible effect of elephant (*Loxodonta africana*) disturbance on butterfly assemblages of Kilombero Valley, Tanzania. *African Journal of Ecology* 46: 113-116.
- Brosset A.** 1990. A long-term study of the rainforest birds in M'Passa (Gabon). V: Biogeography and ecology of forest bird communities (eds. A. Keast), pp: 259-274. Academic Publishers, Hague, N.
- Brown J. H.** 1995. Macroecology. University of Chicago Press, Chicago, USA.

- Brown H. P., Panshin A. J. a Forsaith C. C.** 1952. Textbook of woody technology. Vol II. The physical, mechanical and chemical properties of the commercial woods of the United States. McGraw-Hill Book Co., New York, USA.
- Burgess R. L. a Sharpe D. M.** 1981. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer, New York, USA.
- Burkey T. V.** 1989. Extinction in nature reserves: the effects of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55: 75-81.
- Cleveland C. C., Townsend A. R., Constance B. C., Ley R. E. a Schmidt S. K.** 2004. Soil microbial dynamics in Costa Rica: seasonal and biogeochemical constraints. *Biotropica* 36 (2): 184-195.
- Cole B. J.** 1981. Colonization abilities, island size, and the number of species on archipelagoes. *The American Naturalist* 117: 629-638.
- Cook W. M., Lane K. T., Foster B. L. a Holt R. D.** 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5: 619-623.
- Crowe T. M. a Crowe A. A.** 1982. Patterns of distributions, diversity and endemism in Afrotropical birds. *Journal of Zoology* 198: 417-442.
- De Klerk H. M., Fjeldsa J., Blyth S. a Burgess N. D.** 2004. Gaps in the protected area network for threatened Afrotropical bird. *Conservation Biology* 17: 529-537.
- Diamond J. M.** 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-145.
- Doumenge C., Gilmour D., Perez M. R. a Blockhus J.** 1995. Conservation status and management issues. V: Tropical montane cloud forest (eds. L. S. Hamilton, J. O. Juvik a F. N. Scatena), pp: 24-37. Springer-Verlag, New York, U.S.
- Elenga H., Peyron O., Bonnefille R., Jolly D., Cheddadi R., Guiot J., Andrieu V., Bottema S., Buchet G., De Beaulieu I. L., Hamilton A. C., Maley J., Marchant R., Perez-Obiol R., Reille M., Riollet G., Scott L., Straka H., Taylor D., Van Campo E., Vincens A., Laarif F. a Jonson H.** 2000. Pollen-based biome reconstruction for southern Europe and Africa 18,000 yr. BP. *Journal of Biogeography* 27: 621–634.
- Ewers R. M. a Didham R. K.** 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81 (1): 117-142.
- Fahrig L.** 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61 (3): 603-610.

- Fahrig L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fattorini S.** 2007. Historical relationships of African mountains based on cladistic analysis of distributions and endemism of flightless insects. *African Entomology* 15(2): 340-355.
- FAO.** 1993. Summary of the final report of forest resources assessment 1990 for the tropical world. Paper prepared for the 11. th COFO meeting, Rome, IT.
- FAO.** 2002. Case study of exemplary forest management in Central Africa: community forest management at the kilom-Ijim mountain forest region, Cameroon. Forest Resources Division, Rome, IT.
- Feamside P. M.** 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90: 59-87.
- Fishpool L. D. C. a Evans M. I.** 2001. Important Bird Areas in Africa and Associated Island: Priority sites for conservation. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Fjeldsa J. a Lovett J. C.** 1997. Geographical patterns of old and young species in African forest biota: the significance of specic montane areas as evolutionary centres. *Biodiversity and Conservation* 6: 325-346.
- Fotso R. C.** 2001. A contribution to the ornithology of Mount Oku forest, Cameroon. *Malinbus* 23: 1-12.
- Furness R. W. a Greenwood J. J. D.** 1993. Birds as monitors of environmental change. Chapman & Hall, London, UK.
- Gaston K. J. a Blackburn T. M.** 1996. The tropics as a museum of biological diversity: an analysis of New World avifauna. *Proceedings of the Royal Society, London B* 263: 63-68.
- Graham C. H., Smith T. B. a Languy M.** 2005. Current and historical factors influencing patterns of species richness and turnover of birds in the Gulf of Guinea highlands. *Journal of Biogeography* 32: 1371-1384.
- Haila Y.** 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321-334.
- Hamilton L. S.** 1995. Moutain Cloud Forest Conservation and Research: A Synopsis. *Mountain research and development.* 15 (3): 259-266.

- Harrington G. N., Freeman A. N. D. a Crome F. H. J.** 2001. The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. *Journal of Tropical Ecology* 17: 225-240.
- Hawkins P a Brunt M.** 1965. The Soils and Ecology of West Cameroon. V: The Plants of Mount Oku and The Ijim Ridge, Cameroon. A conservation checklist (eds. M. Cheek, J. M. Onana a J. B. Pollard), pp: 10, Royal Botanic Garden, Kew, UK.
- Hedin L. O.** 2004. Global organization of terrestrial plant–nutrient interactions. *The National Academy of Sciences* 101(30): 10849-10850.
- Hill J. L., Curran P. J. a Foody G. M.** 1994. The effects of sampling on the species-area curve. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 97-106.
- Hobbie S. E. a Gough L.** 2002. Foliar and soil nutrients in tundra on glacial landscapes of contrasting ages in northern Alaska. *Oecologia* 131: 453–462.
- Hobbs R. J.** 1993. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheat belt. V: Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities (eds. W. F. Laurance a R. O. Bierregaard, Jr.), pp: 3-12. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Cheek M., Onana J. M. a Pollard J. B.** 2000. The Plants of Mount Oku and the Ijim Ridge, Cameroon. A conservation checklist. Royal Botanic Garden, Kew, UM.
- Chen J. J., Franklin J. F. a Spies T. A.** 1993. An empirical model for predicting diurnal air-temperature gradients from edge into old-growth Douglas-fir forest. *Ecological Modelling* 63: 179-198.
- ICBP.** 1992. Putting Biodiversity on the Map: Priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Jacobs M.** 1988. The tropical rain forest: A first encounter. Springer-Verlag, Berlin and Heidelberg, D.
- Järvinen O.** 1982. Conservation of endangered plant populations: Single large or several small reserves. *Oikos* 38: 301-307.
- Jetz W., Rahbek C. a Colwell R. K.** 2004. The coincidence of rarity and richness and the potential signature of history in centres of endemism. *Ecology Letters* 7: 1180-1191.

- Kattan G. H., Alvarez-López H. a Giraldo M.** 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8: 138-146.
- LaBastille A. a Pool D. J.** 1978. On the need for a system of cloud-forest parks in Middle America and the Caribbean. *Environmental Conservation* 5(3): 183-190.
- Larsen T. B.** 2008. Forest butterflies in West Africa have resisted extinction... so far (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea). *Biodiversity Conservation* 17: 2833–2847.
- Laurance W. F. a Bierregaard O. Jr.** 1997. *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.* University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Laurance W. F., Laurance S. G., Ferreira L. V., Rankin-de Morena J. M., Gascon C. a Lovejoy T. E.** 1997. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science* 278: 1117-1119.
- Lawton R. O.** 1982. Wind stress and elfin stature in a montane rain forest tree: an adaptive explanation. *American Journal of Botany* 69: 1224-1230.
- Lawton R. O.** 1984. Ecological constraints on wood density in a tropical montane rain forest. *American Journal of Botany* 71 (2): 261-267.
- Lovejoy T. E., Birregaard., R. O. Jr., Rylands A. B., Malcolm J. R., Quintela C. E., Harper L. H., Brown K. S. Jr., Powell A. H., Powell G. V. N., Schubart H. O. R. a Hays M. B.** 1989. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. V: *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity* (eds. M. E. Soulé), pp: 257-285. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- MacArthur R. H. a Wilson E. O.** 1967. *The theory of island biogeography.* Princeton University Press, Princeton, USA.
- Maley J.** 1991. The African rain forest vegetation and paleoenvironments during late Quaternary. *Climate Change* 19: 79-98.
- Murcia C.** 1995. Edge effects in fragmented forests – implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10 (2): 58-62.
- Newmark W. D.** 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology* 5: 67-78.
- Primack R. B., Kindlmann P. a Jersáková J.** 2001. *Biologické principy ochrany přírody.* Portál, Praha, ČR.

- Pickett S. T. A. a Thomson J. H.** 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13: 27-37.
- Poore D. a Sayer J.** 1991. *The Management of Tropical Moist Forest Lands: Ecological Guidelines*. Second edition. IUCN, Gland, Switzerland a Cambridge, UK.
- Reif J., Horák D., Sedláček O., Riegert J., Pešata M., Hrázský Z., Janeček Š. a Storch D.** 2006. Unusual abundance-range size relationship in an Afrotropical bird community: the effect of geographic isolation? *Journal of Biogeography* 33: 1959-1968.
- Reif J., Sedláček O., Horák D., Riegert J., Pešata M., Hrázský Z. a Janeček S.** 2007. Habitat preferences of birds in a montane forest mosaic in the Bamenda Highlands, Cameroon. *Ostrich* 78: 31–36.
- Reich P. B., Ellsworth D. S., Walters M. B., Vose J. M., Gresham C., Volin J. C. a Bowman W. D.** 1999. Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. *Ecology* 80 (6): 1955-1969.
- Reich P. B. a Oleksyn J.** 2004. Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101 (30): 11001-11006.
- Richards P. W.** 1963. Ecological Notes on West African Vegetation III. The Upland Forests of Cameroons Mountain. *Journal of Ecology* 51: 529-554.
- Robinson S. K., Thompson F. R., Donovan T. M., Whitehead D. R., Faarborg J.** 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987-1990.
- Ryan P. G., Bento C., Cohen C., Graham J., Parker V. a Spottiswoode C.** 1999. The avifauna and conservation status of the Namuli Massif, northern Mozambique. *Bird Conservation International* 9: 315–331.
- Saunders D. A., Hobbs R. J. a Margules C. R.** 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Sekercioglu C. H. a Riley A.** 2005. A brief survey of the birds in Kumbira Forest, Gabela, Angola. *Ostrich* 76: 111–117.
- Sieving K. E., Wilson M. F. a De Santo T. L.** 2000. Defining corridor function for endemic fragmented South-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14: 1120-1132.
- Simberloff D. S. a Abele L. G.** 1976. Island biogeography theory and conservation practice.

Science 191: 285-286.

**Smith T. B., Holder K., Girman D., O'Keefe K., Larison B. a Chan Y.** 2000. Comparative avian phylogeography of Cameroon and Equatorial Guinea mountains: implications for conservation. *Molecular Ecology* 9 (10): 1505-1516.

**Stadtmüller T.** 1987. Cloud forests in the humid tropics. A bibliographic review. United Nations University, Tokyo, a CATIE, Turrialba, Costa Rica.

**Stattersfield A. J., Crosby M. J., Long A. a Wege D. C.** 1998. Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation. BirdLife International, Cambridge, UK.

**Stewart K. M.** 2003. The African cherry (*Prunus africana*): from hoe-handles to the international herb market. *Economic Botany* 57(4): 559-569.

**Stouffer P. C. a Bierregaard R. O. Jr.** 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445.

**Šebánek J., Gréc L., Javor A. a Švihra J.** 1983. Fyziologie rostlin. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, ČSSR.

**Ter Braak C. J. F. a Šmilauer P.** 1998. Conoco reference manual and users guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination. Microcomputer Power, Ithaca, USA.

**Terborgh J. W.** 1974. Preservation of natural diversity: The problem of extinction prone species. *BioScience* 24: 715-722.

**Terborgh J., Robinson S. K., Parker III, Munn. C. A. a Pierpont N.** 1990. Structure and Organization of an Amazonian Forest Bird Community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.

**Thomas D. W. a Achoundong G.** 1991. Montane forests of Western Africa. In AETFAT Congress.

**Thomas J. A., Telfer M. G., Roy D.B., Preston C.D., Greenwood J.J.D., Asher J., Fox R., Clarke, R.T. a Lawton, J.H.** 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879–1881.

**Townsend A. R., Cleveland C. C., Asner G. P. a Bustamante M. M. C.** 2007. Controls over foliar N:P ratios in tropical rain forests. *Ecology* 88 (1): 107-118.

- Tropek R. a Konvicka M.** 2009. Forest eternal? Endemic butterflies of the Bamenda highlands, Cameroon, avoid close-canopy forest. *African Journal of Ecology*.
- Turner I. M.** 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Vandermeer J. a Carvajal R.** 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* 158: 211-220.
- Vitousek P. M. a Farrington H.** 1997. Nutrient limitation and soil development: Experimental test of a biogeochemical theory. *Biogeochemistry* 37: 63–75.
- Watson J. E. M., Whittaker R. J., Dawson T. P.** 2004a. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forest of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120: 311-327.
- Watson J. E. M., Whittaker R. J., Dawson T. P.** 2004b. Avifaunal responses to habitat fragmentation in the threatened littoral forests of southeastern Madagascar. *Journal of Biogeography* 31: 1791-1807.
- White F.** 1983. The vegetation of Africa. Unesco, Paris, FR.
- Whitmore T. C.** 1975. Tropical rain forests of the Far East. Oxford University Press, London, UK.
- Whitmore T. C.** 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. V: Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities (eds. W. F. Laurance a R. O. Bierregaard, Jr.), pp: 3-12. University of Chicago Press, Chicago, US.
- Wilcox B. A. a Murphy D. D.** 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879-887.
- William P. B. a Sullivan P. J.** 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. *Oikos* 111: 1-8.
- World Bank** 1995. Republic of Cameroon. Biodiversity Conservation and Management. Washington DC, USA.
- Wright H. E. Jr.** 1974. Landscape development, forest fire and wilderness management. *Science* 186: 487-495.



**Wright I. J, Reich P. B. a Westoby M.** 2001. Strategy shifts in leaf physiology, structure and nutrient content between species of high- and low-rainfall and high- and low-nutrient habitats. *Functional Ecology* 15 (4): 423-434.

## **8. Přílohy**

### **1. appendix 1**

- obrázky 28-35

### **2. appendix 2**

- tabulky 5, 6, 7

## appendix 1



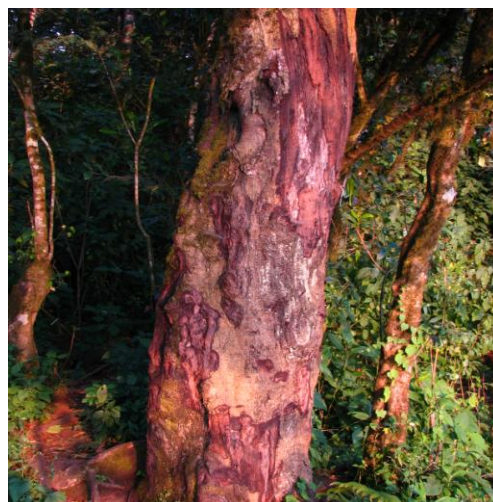
28



29



30



31

**Obrázek 28:** Ukázka vypalování na lokalitě Big Babanki.

**Obrázek 29:** Epifytická *Schefflera abyssinica* rostoucí na *Lasiosiphon glaucus*, Mt. Oku.

**Obrázek 30:** Na tomto obrázku je patrný proces sukcese. Hájky s *Lasiosiphon glaucus* (spodní část obrázku) slouží jako hostitelská rostlina pro *Schefflera abyssinica*, až je *Lasiosiphon glaucus* zahubena a vznikne tak klimaxové stádium lesa s *Schefflera abyssinica* (horní část obrázku), Mt. Oku.

**Obrázek 31:** Odebraná kůra z kmene *Prunus africana*, který je následně odsouzen k zániku.



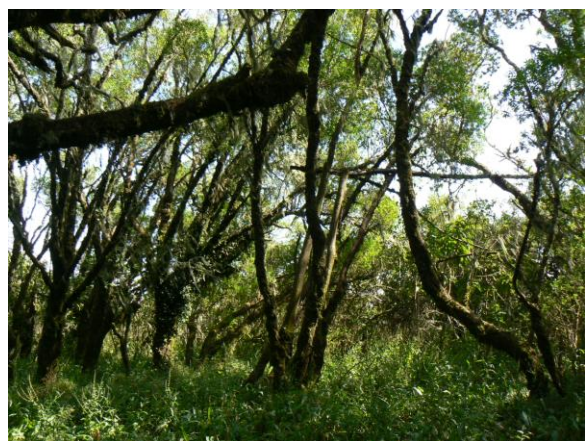
32



33



34



35

**Obrázek 32:** Podrost fragmentovaného lesa, Big Babanki.

**Obrázek 33:** Zničení podrostu v důsledku pastvy, Bib Babanki.

**Obrázek 34:** Podrost spojitého porostu tvořen až 3 m vysokými monokarpickými bylinami rodu *Plectranthus* a *Oreacanthus*, Mt. Oku.

**Obrázek 35:** Podocarpový porost, Mt. Oku.

## appendix 2:

**Tabulka 5:** Testované veličiny pro fragmentované porosty, F – hodnota testovacího kritéria, P – je dosažená hladina významnosti (hodnoty označeny \* vyšly průkazně na hladině významnosti  $p = 0,05$ ), DBH – průměr v prsní výšce, BA – celková bazální plocha kmene, Volume – objem dřeva, SSI – štíhlostní index kmene, CV – koeficient variance, CL – výška koruny, RCL – relativní délka koruny, CA – plocha koruny, speciesNo – počet druhů, liveVol/deadVol – objem živého/mrtvého dřeva.

Testovaná veličina	Max.	Min.	Průměr	Směrodatná odchylka	Počet ploch	F	P
density	154,00	22,00	69,33	33,37	21	1,4566	0,244
speciesNo	20,00	10,00	13,76	2,95	21	28,316	0,05*
Volume (m <sup>3</sup> )	542,26	13,26	160,33	123,39	21	3,5106	0,05*
LiveVol (m <sup>3</sup> )	541,90	13,22	157,03	121,88	21	2,7756	0,074
DeadVol (m <sup>3</sup> )	24,58	0,04	4,63	6,88	15	1,3414	0,276
BA (m <sup>2</sup> )	18,52	0,84	7,33	4,49	21	4,5592	0,05*
meanDBH (cm)	46,46	17,83	26,80	8,50	21	7,5306	0,05*
CVDBH (cm)	1,34	0,58	0,92	0,24	21	5,8309	0,05*
meanHeight (m)	19,74	10,14	13,16	2,66	21	0,9897	0,380
Cvheight (m)	0,64	0,29	0,44	0,08	21	1,7991	0,178
meanCL (m)	11,21	4,29	6,34	1,56	21	14,474	0,05*
totalCL (m)	795,50	105,20	387,12	159,37	21	0,0959	0,908
CVcl (m)	0,88	0,41	0,64	0,12	21	7,807	0,05*
meanSSI(m <sup>3</sup> )	0,79	0,54	0,65	0,07	21	48,626	0,05*
meanRCL (m)	0,63	0,31	0,47	0,09	21	21,069	0,05*
meanCA (m <sup>2</sup> )	71,93	15,83	33,23	15,83	21	3,2966	0,05*
totalCA (m <sup>2</sup> )	3021,25	360,00	1857,90	740,12	21	0,5144	0,601
Cvca (m <sup>2</sup> )	2,09	0,76	1,39	0,30	21	4,1498	0,05

**Tabulka 6:** Testované veličiny pro spojité porosty, DBH – průměr v prsní výšce BA – celková bazální plocha kmene, Volume – objem dřeva, SSI – štíhlostní index kmene, CV – koeficient variance, CL – výška koruny, RCL – relativní délka koruny, CA – plocha koruny, speciesNo – počet druhů, liveVol/deadVol – objem živého/mrtvého dřeva, Hodnoty *F* a *P* pro srovnání rozdílů mezi třemi typy habitatů jsou uvedeny v **tabulce 4**.

Testovaná veličina	Max,	Min,	Průměr	Směrodatná odchylka	Počet
density	98,00	18,00	52,64	28,93	11
speciesNo	13,00	4,00	10,00	2,41	11
Volume (m <sup>3</sup> )	347,16	90,29	248,59	85,42	11
LiveVol (m <sup>3</sup> )	346,94	84,96	235,65	95,35	11
DeadVol (m <sup>3</sup> )	110,28	0,21	15,82	35,66	9
BA (m <sup>2</sup> )	15,93	5,51	11,55	3,55	11
meanDBH (cm)	73,05	24,76	44,36	15,74	11
CVDBH (cm)	1,13	0,41	0,87	0,25	11
meanHeight (m)	18,00	11,93	14,49	1,72	11
Cvheight (m)	0,61	0,34	0,45	0,09	11
meanCL (m)	11,06	6,92	9,12	1,30	11
totalCL (m)	619,50	126,40	368,46	173,26	11
CVcl (m)	0,84	0,49	0,57	0,09	11
meanSSI(m <sup>3</sup> )	0,67	0,40	0,49	0,08	11
meanRCL (m)	0,70	0,44	0,59	0,06	11
meanCA (m <sup>2</sup> )	84,37	18,02	51,10	20,47	11
totalCA (m <sup>2</sup> )	3456,25	925,50	1789,29	667,95	11
Cvca (m <sup>2</sup> )	2,16	0,85	1,34	0,44	11

**Tabulka 7:** Testované veličiny pro podcarpové porosty, DBH – průměr v prsní výšce, BA – celková bazální plocha kmene, Volume – objem dřeva, SSI – štíhlostní index kmene, CV – koeficient variance, CL – výška koruny, RCL – relativní délka koruny, CA – plocha koruny, speciesNo – počet druhů, liveVol/deadVol – objem živého/mrtvého dřeva, Hodnoty *F* a *P* pro srovnání rozdílů mezi třemi typy habitatů jsou uvedeny v **tabulce 4**.

Testovaná veličina	Max,	Min,	Průměr	Směrodatná odchylka	Počet
density	115,00	14,00	54,50	26,71	12
speciesNo	10,00	5,00	6,92	1,83	12
Volume (m <sup>3</sup> )	307,39	36,61	140,94	83,62	12
LiveVol (m <sup>3</sup> )	306,49	36,21	138,50	82,77	12
DeadVol (m <sup>3</sup> )	11,67	0,08	2,93	3,83	10
BA (m <sup>2</sup> )	13,08	3,49	7,70	2,94	12
meanDBH (cm)	82,05	22,43	39,46	17,01	12
CVDBH (cm)	0,91	0,42	0,65	0,15	12
meanHeight (m)	16,68	7,61	13,09	3,58	12
Cvheight (m)	0,56	0,32	0,40	0,07	12
meanCL (m)	11,68	5,15	8,94	2,06	12
totalCL (m)	647,70	151,90	364,78	135,70	12
CVcl (m)	0,69	0,35	0,49	0,09	12
meanSSI(m <sup>3</sup> )	0,49	0,28	0,42	0,06	12
meanRCL (m)	0,78	0,58	0,65	0,07	12
meanCA (m <sup>2</sup> )	100,08	15,93	44,73	24,66	12
totalCA (m <sup>2</sup> )	2711,84	846,25	1604,42	626,77	12
Cvca (m <sup>2</sup> )	1,59	0,72	1,06	0,25	12