

**Czynniki kształtujące bogactwo gatunkowe ptaków
w mozaice górskich lasów deszczowych Zachodniej Afryki**



Anna Skierczyńska

Rozprawa doktorska

Wydział Biologii
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza

2021, Poznań

Rozprawa doktorska została wykonana
w Zakładzie Ekologii Behawioralnej,
Instytut Biologii Środowiska
Wydział Biologii UAM

Promotor:

prof. dr hab. Tomasz S. Osiejuk

*Zakład Ekologii Behawioralnej, Instytut Biologii Środowiska, Wydział Biologii,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu*

Recenzenci:

dr hab. Konrad Hałupka

*Zakład Ekologii Behawioralnej, Instytut Biologii Środowiskowej
Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Wrocławski*

prof. dr hab. Cezary Mitrus

*Zakład Ekologii Kręgowców i Paleontologii, Instytut Biologii Środowiskowej
Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu*

Spis treści

Streszczenie.....	4
Abstract (in English)	5
Wprowadzenie	
1.1 Bogactwo gatunkowe awifauny i specyfika obszaru Bamenda Highlands.....	6
1.2 Zróżnicowane aspekty ekologii awifauny obszarów tropikalnych.....	9
Cele badań.....	14
Materiał i metody	
2.1 Teren badań.....	15
2.2 Analizy przestrzenne.....	20
2.3 Metody akustycznego szacowania bogactwa gatunkowego awifauny.....	23
2.4 Analizy statystyczne i predyktywne.....	25
2.5 Analiza rozmieszczenia <i>Emberiza tahapisi</i> (trznadla cynamonowego) na Mendongbou jako test metod zautomatyzowanych.....	31
Wyniki	
3.1 Lista stwierdzonych gatunków i podział na grupy funkcjonalne.....	35
3.2 Charakterystyka siedliskowa powierzchni badawczych.....	45
3.3 Awifauna zróżnicowanych typów lasu na obu powierzchniach.....	52
3.4 Modele predyktywne siedlisk optymalnych dla wybranych gatunków leśnych na powierzchni Mendongbou.....	66
3.5 Preferencje mikrosiedliskowe wybranych przedstawicieli awifauny leśnej.....	86
3.6 Rozmieszczenie <i>E. tahapisi</i> na Mendongbou w oparciu o liczenia transektowe i detekcję akustyczną.....	91
Dyskusja	
4.1 Bogactwo gatunkowe awifauny terenu badań.....	95
4.2 Gatunki o ograniczonym zasięgu stwierdzone w trakcie prowadzenia badań.....	98
4.3 Czynniki siedliskowe powierzchni Kilum Ijim i Medongbou.....	102
4.4 Predykcja siedlisk optymalnych dla wybranych gatunków.....	108
4.5 Wykorzystanie automatycznych metod detekcji ptaków na Mendongbou w oparciu o test z udziałem <i>Emberiza tahapisi</i>	112
4.6 Podsumowanie.....	115
Podziękowania.....	119
Literatura.....	120
Zestawienie tabel i rycin.....	137
Appendix.....	143

Streszczenie

Przedmiotem badań niniejszej pracy była awifauna lasów oraz czynniki wpływające na jej rozmieszczenie i występowanie w lasach pierwotnych (Kilum Ijim) oraz pofragmentowanych (Mendongbou) w obrębie gór Bamenda Highlands w Kamerunie.

Łącznie podczas badań stwierdziłam 137 gatunków ptaków, w tym 14 o tzw. ograniczonym zasięgu (endemicznych) oraz 60 obecnych na nagraniach automatycznych, co stanowiło trzon dalszych analiz. W trakcie pracy wyodrębniłam 15 gatunków o dużej powszechności w różnych typach środowisk leśnych, dla których wykonałam analizę preferencji siedliskowych.

W pracy wykazałam min., że 1) dwie powierzchnie nie różnią się znacząco ogólnym bogactwem gatunkowym, jednak istnieją wyraźne różnice w częstości stwierdzeń poszczególnych gatunków, zwłaszcza w różnych typach lasu; 2) analizowane gatunki pomimo podobnie wysokiej częstości stwierdzeń w lasach przedstawiają całe spektrum preferencji siedliskowych i potencjalnej odporności na postępującą fragmentację lasów, przy czym ich endemizm nie odgrywa tu wyraźnej roli. Natomiast najistotniejszymi czynnikami wpływającymi na rozmieszczenie wybranych gatunków był typ lasu, nachylenie stoku, ekspozycja stoku, wielkość płata leśnego, jego wewnętrzna struktura pionowa, a także sąsiedztwo niektórych typów siedlisk otwartych. Poszczególne gatunki charakteryzowało szerokie spektrum odpowiedzi na poszczególne czynniki siedliskowe, przy czym nie było powiązane z ich endemizmem. Wyniki te pozwalają do pewnego stopnia określić skalę wpływu postępującej fragmentacji lasów na omawianych przedstawicieli awifauny leśnej, co doskonale obrazują modele siedlisk optymalnych.

Abstract

In this study I present assessment of total bird species diversity and habitat preferences modeling of selected 15 forest bird species in two montane areas in Bamenda Highlands in Cameroon.

Two study sites differed in environmental protection status - Kilum Ijim is protected primeval forest complex, whereas forests on Mendongbou area are being logged and also often changed into pastures. Both areas were sampled using automatic acoustic methods and detailly mapped based on satellite images. This data combined allowed to model habitat suitability for selected bird species.

In total I found 137 bird species including 14 endemics and 60 regularly detected on acoustic recordings. A group of 15 forest species was selected based mainly on abundance in various types of forest habitats and for those habitat suitability models were constructed.

Some of the key factors determining birds' species distribution were: forest type, slope, aspect of the slope, forest patch area, and coverage of particular vegetation layers within the forest. The nearest open habitat type was also important for some species, especially those preferring forest edges and clearings. As predicted, response to each factor varies between bird species. Among the 15 selected I found species preferring primeval forest patches as well as those inhabiting forest (also fragmented and partly degraded patches), but often foraging in nearest open habitats. Those results show how co-occurring forest bird species (endemic and non-endemic) actually vary in habitat preferences and therefore their response to forest fragmentation and habitat loss may also vary greatly.

Wprowadzenie

1.1 Bogactwo gatunkowe awifauny i specyfika obszaru Bamenda Highlands

Na obszarach tropikalnych występuje dwie trzecie wszystkich gatunków lądowych naszej planety (Dirzo i Raven 2003). I chociaż od czasu kiedy Weiner (1999) pisał, że nie odkryto jeszcze nawet połowy wszystkich gatunków tropikalnych wiele się zmieniło, to jednak stwierdzenie to pozostaje w dużej części aktualne. Lasy tropikalne Afryki uchodzą za najlepiej poznane wśród tropików świata, a jednak rocznie opisuje się tutaj średnio prawie 80 nowych gatunków roślin naczyniowych (Raven i in. 2020). Jednocześnie są to obszary o stosunkowo niewielkiej powierzchni w porównaniu do Ameryki Południowej, z którą w czasach Gondwany tworzyły płynne kontinuum (Axelrod i Raven 1978). Od czasu oddzielenia się tych kontynentów powierzchnia lasów tropikalnych w Afryce znacząco się zmniejszyła w efekcie działania wielu czynników geologicznych i klimatycznych (Wichura i in. 2015, Couvreur 2014), takich jak np. powstanie Wielkiej Doliny Ryftowej czy oderwanie Antarktydy, które skutkowało powstaniem zimnego prądu morskiego wzdłuż zachodniego wybrzeża Afryki. W efekcie tych procesów wilgotne lasy tropikalne Afryki zostały silnie pofragmentowane i w wielu miejscach zubożone. Przełożyło się to bezpośrednio na bogactwo gatunkowe wielu grup organizmów i razem z wpływami antropogenicznymi doprowadziło do tego, że w chwili obecnej liczba gatunków roślin naczyniowych, ptaków lęgowych czy płazów, jest w Afryce o około połowę mniejsza niż w neotropikach (Raven i in. 2020).

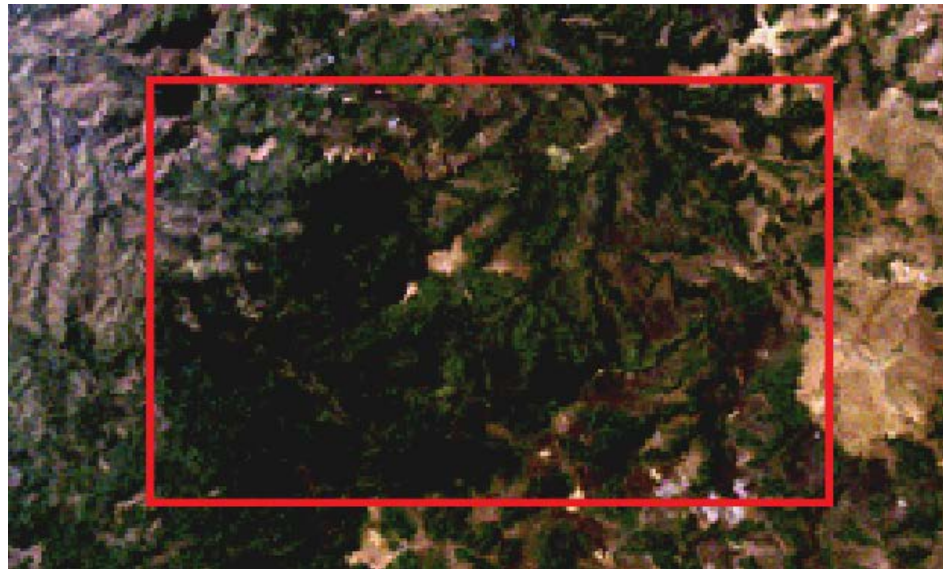
W najbardziej interesującej mnie Afryce Zachodniej szczególnie dużą rolę odegrały dwa czynniki - procesy górotwórcze i późniejsze zlodowacenia. Doprowadziły one z jednej strony do zachowania w tej części Afryki lasów tropikalnych, a z drugiej zaś przyczyniły się do powstania wielu endemicznych gatunków roślin i zwierząt. Około 84mln lat temu powstało pasmo gór wulkanicznych nazywanych dzisiaj Cameroon Mountains - historia powstawania i kształtowania nie jest do końca zbadana. Góry te rozpoczynają się w Zatoce Gwinejskiej, gdzie niektóre szczyty tworzą grupę wysp u wybrzeży Kamerunu, a następnie ciągną się na północny wschód aż do Jeziora Czad. Pierwotnym środowiskiem

na całym tym obszarze są górskie lasy deszczowe. W czwartorzędzie ich zasięg ulegał dużym fluktuacjom (Elenga i in. 2000), które wynikały ze zmian w wilgotności i temperaturze powietrza towarzyszącym zlodowaceniom (Maley 1991). Lasy górskie w trakcie zlodowaceń obejmowały swoim zasięgiem także niższe partie gór tworząc płynne kontinuum z lasami nizinnymi. Natomiast w czasie interglacjałów lasy górskie wycofywały się w wyższe partie gór, a tym samym ulegały fragmentacji (Maley i Elenga 1993). Taka sytuacja ma miejsce obecnie, a lasy górskie występują wyłącznie powyżej 1600m.n.p.m. (Thomas 1986) i są mocno rozczłonkowane. Jednocześnie od czasu ostatniego zlodowacenia klimat w tym rejonie świata jest dość ustabilizowany (Maley 1991, Fjeldsa i Lovett 1997), dlatego też zarówno Góry Kamerunu jako całość, jak i niektóre ich fragmenty czy pojedyncze masywy (np. Mt. Kupe czy Mt. Cameroon) charakteryzuje bardzo wysoki stopień endemizmu (Stuart 1986). Rosnące tutaj górskie lasy deszczowe należą do unikalnych centrów bioróżnorodności i endemizmu o znaczeniu lokalnym (Stattersfield i in. 1998, De Klerk i in. 2004), kontynentalnym (Brooks i in. 2001, Oates i in. 2004) i globalnym (Graham i in. 2005, Orme i in. 2005).

W ciągu ostatnich kilkunastu lat w obrębie samych tylko gór Bamenda Highlands (będących również obszarem badań niniejszej rozprawy) opisano 8 nowych gatunków roślin - min. storczyków i kawy (Bauters i n. 2018, Cheek i in. 2017, Cheek i in. 2018 (1) i (2), Mytnik-Ejsmont i in. 2014, Szlachetko i in. 2017), a także nowe gatunki roślin istotne dla medycyny (Cheek i in. 2017 (2)). Stwierdzono występowanie endemicznych motyli leśnych (np. Tropek i Konvicka 2009), a pojedyncze raporty i badania nad awifauną tych terenów również wskazywały na obecność co najmniej kilku gatunków endemicznych ptaków (np. Sedlacek i in. 2007, Birdlife 2002).

Jak wspomniałam, pierwotnym środowiskiem gór Kamerunu, w tym fragmencie znanego jako Bamenda Highlands, są górskie lasy tropikalne. Wraz ze stopniowym wzrostem liczby ludności były one coraz intensywniej wykorzystywane przez lokalne społeczności jako miejsce zdobywania pożywienia, leków czy hodowania pszczół. Jednak najbardziej znaczący wpływ na lasy tropikalne miała (i ma nadal) wycinka drzew w celu pozyskanie drewna i/lub terenów pod pastwiska i pola uprawne, która prowadzi do fragmentacji tych cennych siedlisk (Achard i in. 1998, Balmford i in. 2001, Gardner 2002, Buchanan i in. 2009, Asefa i in. 2017). Jeszcze kilkadziesiąt lat temu drzewa ścinano ręcznie, a do transportu wykorzystywano siłę ludzi i zwierząt, co znacznie ograniczało

możliwości i skalę wycinki w trudnym, górskim terenie. Doskonale pokazują to jedne z pierwszych zdjęć satelitarnych tego obszaru, gdzie jeszcze w latach 1970-tych większość wyżej położonych lub trudniej dostępnych obszarów Bamenda Highlands porośniętych jest gęstym lasem (Ryc.1).



A



B

Ryc. 1. Zdjęcia satelitarne obszaru badań A - Landsat 2.02.1976r. B - GoogleSatelite 2012r. Kolorem czerwonym oznaczono granice powierzchni Mendongbou

Wraz ze wzrostem dostępu do technologii (takich jak np. piły mechaniczne) i różnego rodzaju pojazdów wykorzystywanych do transportu drewna na większe odległości, wycinka lasów przybrała na sile osiągając w wielu miejscach tempo rabunkowe. Przedstawione dwa zdjęcia satelitarne przedstawiają jak zmieniła się sytuacja

na przestrzeni 40 lat na samym obszarze badań niniejszej pracy. Oba zdjęcia satelitarne powstały w trakcie pory suchej, widoczne są duże kontrasty między zielonym lasem a wysuszoną roślinnością terenów otwartych.

Warto zwrócić uwagę jak zmniejszyła się powierzchnia lasów ogółem i jak zmieniła się wielkość dużego kompleksu leśnego w stosunku do sytuacji obecnej (Ryc.1A vs 1B). Na pozostałym obszarze widoczne są niewielkie, często bardzo wąskie fragmenty leśne ciągnące się wzdłuż strumieni położonych w stromych dolinkach. Lasy te ocalały przed wycinką w dużej mierze dzięki swojej trudnej dostępności, która stanowi duże wyzwanie dla transportu drewna. Zwłaszcza te niewielkie fragmenty szczególnie narażone są na degradację, a już sama ich struktura oraz warunki świetlne, termiczne i wilgotność powietrza są zgoła odmienne od tych panujących w dużych kompleksach leśnych (Doležal i in. dane niepublikowane - za Sedláček i in. 2014). Przedstawiony teren nie jest wyjątkiem pod względem zanikania środowisk leśnych, gdyż obecnie na zdecydowanej większości obszaru gór Bamenda Highlands lasy deszczowe zostały wycięte (Gardner 2002), a w ich miejsce pojawiły się nowe siedliska typu otwartego i półotwartego, które razem z pozostałymi płatami leśnymi tworzą mozaikę siedlisk stale modyfikowaną przez człowieka i wprowadzane przez niego zwierzęta hodowlane.

1.2 Zróżnicowane aspekty ekologii awifauny obszarów tropikalnych

Współcześni badacze wiedzą zdecydowanie więcej o ptakach strefy umiarkowanej, z której sama się wywodzi, niż o awifaunie tropików, od których się przecież wszystko zaczęło. I ponieważ wiedza o ptakach strefy umiarkowanej jest tak rozbudowana, łatwo jest wpaść w pułapkę przekładania wielu poznanych już schematów na obszary dopiero poznawane. W rzeczywistości takie postępowanie przypomina objaśnianie mechanizmów pierwotnych przez mechanizmy wtórne, w dodatku wykształcone w zupełnie innym środowisku (Skutch 1985). Tymczasem wystarczy porównanie kilku elementów historii życiowych ptaków (np. wróblowych) z obu stref klimatycznych aby dostrzec jak różne czynniki wpływały na ich ewolucję (Wikelski i in. 2003, Tieleman i in. 2005). Na obszarach tropikalnych uderzająca jest już sama różnorodność historii życiowych i mnogość strategii przystosowawczych. Ze względu na stabilność klimatyczną i związany z nią stały dostęp do pokarmu, większość gatunków w tropikach prowadzi osiadły tryb życia. Ich terytoria są

całoroczne, a to oznacza całoroczną konieczność ich obrony. W związku z tym nierzadko można znaleźć śpiewające samice - śpiewają solo, w duecie z samcem a nawet razem z całą grupą rodzinną (Osmun i Mennill 2011). To ostatnie to efekt pozostawiania młodych przy rodzicach - u niektórych gatunków do czasu złożenia nowego lęgu, a czasami młode z poprzedniego lęgu pomagają w karmieniu kolejnych piskląt. W tym czasie również aktywnie bronią zajmowanego przez rodzinę terytorium. W strefie umiarkowanej takie strategie praktycznie nie występują.

Od dawna wiadomo także, że sama wielkość lęgu jest w tropikach mniejsza (Skutch 1949) i wydaje się, że to właśnie większa liczba jaj składanych przez ptaki w strefie umiarkowanej jest odpowiedzią na skoncentrowany w czasie i skrócony okres lęgowy (Stutchbury i Morton 2001). Na wielkość lęgu w tropikach wpływają w różnych kombinacjach takie czynniki jak dostępność pokarmu, wysoka presja drapieżnicza, patogeny, ograniczone możliwości dyspersji młodych (Ricklefs i Wikelski 2002), a także fakt, że wróblowe tej strefy klimatycznej dłużej opiekują się młodymi, które też później opuszczają terytoria rodziców (Russell i in. 2004). Ponadto dzięki temu, że nie ma tutaj efektu wiosny, czyli synchronizacji lęgów wielu gatunków wymuszonej warunkami pogodowymi (i pokarmowymi), ptaki mogą manipulować czasem przystąpienia do lęgu. Mogą dzięki temu ograniczać najbardziej limitujący z czynników, np. poprzez lęgi w czasie kiedy dostępność pokarmu jest suboptymalna, ale jednocześnie presja drapieżnicza jest ograniczona (Morton 1971). Dla niektórych gatunków jeden ustalony moment w roku to też byt wiele i mogą obierać strategię lęgów asynchronicznych trwających nawet przez cały rok (Stutchbury i Morton 1995, Stutchbury 1998).

Fakt, że terytoria są całoroczne jest powiązany jeszcze z kilkoma innymi aspektami życia ptaków. Ptaki łączą się w pary, które są znacznie trwalsze niż ich wiosenne odpowiedniki u gatunków strefy umiarkowanej. W tropikach częściej zmiana partnera wynika ze śmierci jednego z ptaków niż ze zwyczajnej zmiany momentu w sezonie, przy czym obie płcie mogą aktywnie bronić terytorium (Morton i Derrickson 1996, Gill i Stutchbury 2006). Stałość terytoriów wpływa na ich wielkość, a to z kolei prowadzi do mniejszego zagęszczenia sąsiadów, którzy mogliby wchodzić w konflikty, ale także do kopulacji pozapartnerskich (EPC). Również samice w tropikach nie wydają się być zanadto skłonne do takich zachowań. Współczynnik EPC u ptaków tropikalnych jest (średnio) dużo

niższy niż w strefie umiarkowanej, a wiele gatunków jest zarówno socjalnie jak i faktycznie monogamicznych (Stutchbury i Morton 2001, 2008).

Mówi się więc ogólnie, że ptaki w tropikach mają wolniejsze tempo życia i składają się na to takie czynniki jak mniej liczne lęgi, brak migracji, brak zimy, długi czas życia, wolniejsze tempo dojrzewania młodych czy późniejsza dyspersja (Wikelski i in. 2003a). W związku z tym znacznie rzadziej obserwuje się strategie oparte na wydawaniu na świat dużej liczby potomstwa, a bardzo częste są wyraźne inwestycje energetyczne w strategię i dostosowania zwiększające przeżywalność dorosłych ptaków (Ricklefs i Wikelski 2002, Tieleman i in. 2005). Faktycznie, niskie spoczynkowe tempo metabolizmu jest powszechne u ptaków tropikalnych (Wikelski i in. 2003), a niektóre badania wskazują, że może ono być związane z nasłonecznieniem środowiska (im bardziej słoneczniej tym niższe tempo, Weathers 1997).

Wszystkie spośród wyżej wymienionych elementów historii życiowych powiązane są z poziomem testosteronu, który jest u gatunków tropikalnych wyraźnie niższy niż u gatunków ze strefy umiarkowanej. Wpływa to pozytywnie na ich ogólną odporność immunologiczną, a tym samym również na długość życia (Ricklefs i Wikelski 2002), a znana ze strefy umiarkowanej hipoteza upośledzenia immunologicznego (Folstad i Karter 1992, Hillgarth i Wingfield 1997, Roberts i in. 2004) nie znajduje tutaj zastosowania. Tymczasem niski poziom testosteronu u ptaków tropikalnych podczas sezonu lęgowego (Levin i Wingfield 1992, Hau 2001) nie obniża poziomu aktywnej obrony terytorium (Wikelski i in. 1999), a również samice, u których poziom testosteronu naturalnie jest niski, agresywnie bronią swoich terytoriów (Ketterson i in. 2005).

Stabilne, całoroczne terytoria, trwałe pary, czasami grupy rodzinne - wszystkie te czynniki wpływają na aktywność głosową ptaków. Wspomniane już duety są dość częste, a w miarę poznawania kolejnych gatunków (choćby w trakcie badań do niniejszej pracy) okazuje się, że jest ich więcej niż początkowo sądzono. Niższy poziom testosteronu sprawia, że częstość wokalizacji ptaków w tropikach jest mniejsza nawet w szczycie sezonu lęgowego i wynosić może nawet mniej niż jedną piosenkę na minutę (np. Wikelski i in. 2000, Stutchbury i Morton 2001), choć niektóre gatunki mogą osiągać przeciętne tempo rzędu 4-5 piosenek na minutę (podobnie jak ptaki wróblowe strefy umiarkowanej) przez krótki czas w ciągu doby np. w chórze porannym (Morton i in, niepubl. - za Stutchbury i Morton 2001). Niektóre gatunki utrzymują podobne, niskie tempo śpiewu

przez cały rok, w kontraście do ograniczonych do sezonu lęgowego ptaków strefy umiarkowanej (Stutchbury i Morton 2001, Gill, niepublikowane - za Stutchbury i Morton 2001). Nieco podobną do strefy umiarkowanej sezonowość w aktywności głosowej można zaobserwować na obszarach górskich, gdzie dodatkowo z dużą dozą prawdopodobieństwa można oczekiwać występowania sezonowych migrantów pionowych. Wiąże się to z przejściem z pory deszczowej w suchą, które dla wielu gatunków w tym rejonie wskazywane jest jako początek lęgów (Tye 1991).

Wskazane przeze mnie wyżej aspekty historii życiowych awifauny obu stref klimatycznych to jedynie zarys podstawowych różnic. Wiele pozostaje jeszcze do odkrycia i zbadania, i chociaż badania awifauny tropikalnej pozostają póki co na poziomie zdecydowanie niewystarczającym, to jednak stale rośnie liczba badaczy podejmujących ten temat (przeglądowo Brito i Oprea 2009). Afrykańskie wilgotne lasy tropikalne filogenetycznie tworzą odrębny typ, który wykształcił się po oddzieleniu się Afryki i Ameryki Południowej (Slik i in. 2018). Jednocześnie jest to typ lasów tropikalnych najmniej podobny do innych. Dlatego też nie ma żadnej pewności czy i jak wiele z poznanych aspektów biologii i ekologii awifauny tropików na jednym kontynencie ma jakiegokolwiek przełożenie na analogiczne zjawiska w tropikach innych części świata. Innymi słowy, coraz wyraźniejsze staje to jak niewiele wiadomo nie tylko o gatunkach strefy tropikalnej jako całości, ale przede wszystkim o tropikach na różnych kontynentach. W niniejszej pracy podejmuję się zadania poszerzenia wiedzy podstawowej o gatunkach ptaków gór Bamenda Highlands, ze szczególnym uwzględnieniem czynników siedliskowych wpływających na rozmieszczenie niektórych z nich.

Obecny stan wiedzy o podstawowych aspektach biologii i ekologii wielu gatunków obszaru badań niniejszej pracy jest w wielu przypadkach dość ograniczony. Dodatkowo dostępne dane w dużej mierze gromadzone są dzięki obserwacjom terenowym przyrodników, ornitologów, podróżników i fotografów (Billerman i in. 2020), natomiast badania naukowe, szczególnie w warunkach górskich pozostają w zdecydowanej mniejszości. Najlepiej zbadanymi obszarami pasma gór Kamerunu (pod względem badań awifauny) jest masyw Mt Cameroon (np. Djomo Nana i in. 2014a i 2014b, Sedlacek i in. 2015, Ferenc i in. 2016, Vokurkova i in. 2018), w znacznie mniejszym stopniu masyw góry Mt Kupe (np. Bowden 1998, 2001), a w obrębie Bamenda Highlands jest to las Kilum Ijim (Maisels i Forboseh 1999, McKay 1994 i 1996, Forboseh i Ikfuingei 2001, Forboseh i in.

2003, Djomo Nana i in. 2014). Większość badań ma charakter inwentaryzacji tych obszarów, a poznawanie poszczególnych gatunków jest na bardzo początkowym etapie i wiele informacji jest niekompletnych, a czasami nawet mogących uchodzić za sprzeczne (Billerman i in. 2020). Jak bardzo interesujące są to obszary wskazują na przykład badania Jiri Reif'a (i in. 2006), który wbrew przewidywaniom współczesnej teorii makroekologicznej wykazał, że na obszarze Mendongbou gatunki endemiczne i niektóre gatunki górskie mają znacznie szersze nisze ekologiczne niż gatunki szeroko rozpowszechnione. Ponadto autor stwierdza, że taki wzorec może być uniwersalny w zbiorowiskach awifauny lasów górskich w Afryce. To kolejny przykład tego jak słabo zbadane są obszary tropikalne i jak wzorce i teorie sformułowane dla strefy umiarkowanej mogą wymagać weryfikacji podczas badań w tropikach.

Jednak badania terenowe w tej strefie klimatycznej są trudne z kilku powodów i nawet jeżeli pominąć aspekty takie jak czasami niestabilna sytuacja społeczno-polityczna, odległość do terenu badań czy też specyficzne warunki pracy, to jednak największym utrudnieniem jest brak wystarczającej liczby odpowiednio wykwalifikowanych osób, które mogłyby przeprowadzić chociażby liczenia punktowe. Jest to podstawowa i najczęściej stosowana metoda używana do badań awifauny (Buckland 2006, Simons i in. 2007), a właśnie braki kadrowe są jej podstawowym ograniczeniem (Hobson i in. 2002). Nowoczesne, automatyczne metody zbierania danych akustycznych i ich analizy pomagają rozwiązać ten problem (np. Venier i in. 2011, Celis-Murillo i in. 2012, Sueur i in. 2012). Wszystkie wymienione wyżej czynniki - od niewielkiego stanu wiedzy na temat awifauny aż do prozaicznych ograniczeń technicznych sprawiły, że w mojej pracy posłużyłam się właśnie metodami automatycznymi. Pozyskane w ten sposób dane stały się podstawą niniejszej rozprawy.

Cele badań

W niniejszej pracy podjęłam próbę opisanego bogactwa gatunkowego ptaków środowisk leśnych dwóch wybranych obszarów Bamenda Highlands w oparciu o automatyczne metody akustyczne oraz wyodrębnienia czynników determinujących rozmieszczenie wybranych gatunków w silnie pofragmentowanych środowiskach powierzchni badawczej Mendongbou.

Cele pracy obejmują w ujęciu bardziej całościowym: (1) opis i porównanie bogactwa gatunkowego ptaków na dwóch powierzchniach badawczych o różnym charakterze, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków endemicznych. Następnie (2) wyodrębnienie grupy gatunków leśnych oraz porównanie obu powierzchni pod względem ich występowania i częstości stwierdzeń w kontekście zróżnicowanych parametrów siedliskowych. Kolejny krok stanowiła (3) próba wyodrębnienia czynników środowiskowych wpływających na rozmieszczenie analizowanych gatunków, ocena jakości fragmentów leśnych na powierzchni Mendongbou pod względem ich użyteczności dla wybranych gatunków ptaków jako grupy oraz dla każdego z nich indywidualnie (z wykorzystaniem predykcji siedlisk optymalnych). Czynniki mogące determinować występowanie ww. grupy gatunków ptaków rozpatrywałam także w sali mikrosiedliskowej (4), analizując bezpośrednio otoczenie punktów nagraniowych.

Ostatnim z celów badawczych (5) była analiza występowania jednego z gatunków - *Emberiza tahapisi* - w oparciu o dwie metody detekcji jego występowania: nagrania automatyczne i liczenia transektowe. Ta część pracy powstała dla pełniejszego zrozumienia przyjętych w pracy metod oraz przedstawienia ich efektywności, jako że nie są to jeszcze metody powszechnie znane i stosowane.

Material i metody

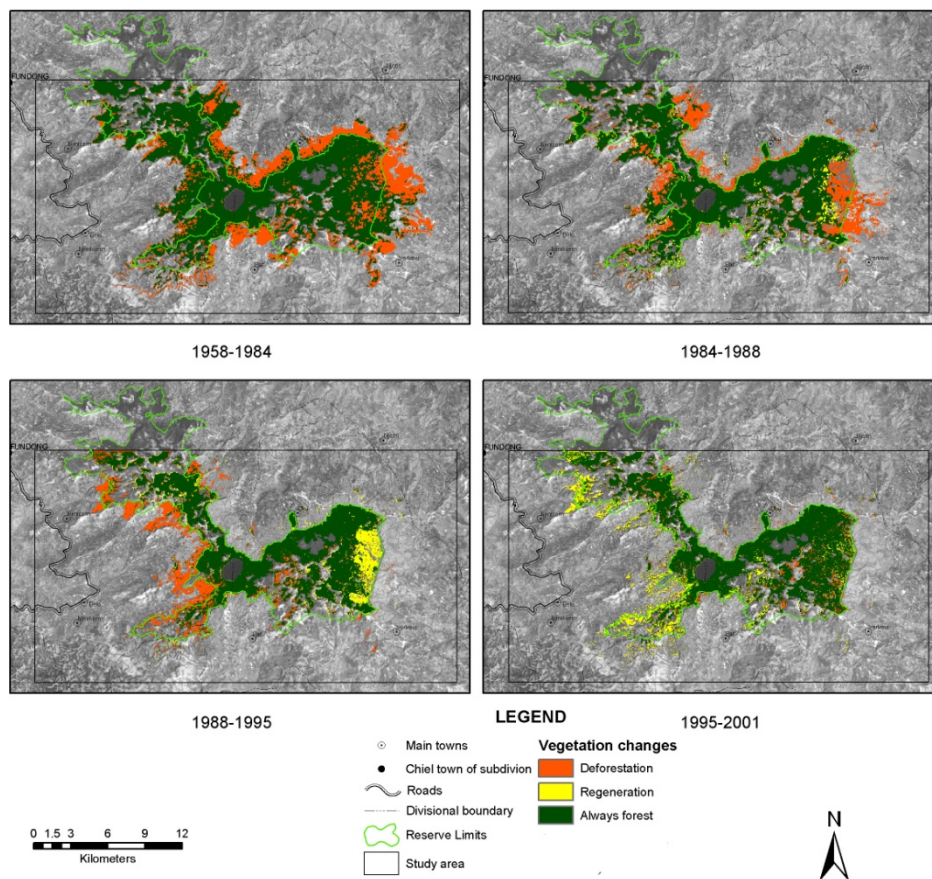
W niniejszej pracy wykorzystałam dwa rodzaje danych - przestrzenne i akustyczne. W związku z tym prace prowadziłam równolegle na dwóch płaszczyznach. Po pierwsze na podstawie zdjęć satelitarnych i własnych zdjęć z terenu badań stworzyłam cyfrową mapę siedlisk obszaru badań, która posłużyła mi zarówno do bieżącego planowania prac terenowych jak i do stworzenia modeli predykcyjnych w końcowej fazie pracy analitycznej. Po drugie na dwóch powierzchniach badawczych zbierałam, a następnie przeszukiwałam materiał akustyczny od kątem występowania wokalizacji ptaków. Dzięki któremu otrzymałam informację na temat tego jakie gatunki ptaków występują w miejscach, gdzie ustawiałam automatyczne urządzenia nagrywające. Dane o występowaniu awifauny połączyłam z danymi przestrzennymi w celu określenia ich wzajemnych powiązań i relacji (patrz: Cele pracy). Poszczególne etapy pracy opisuję szczegółowo poniżej.

2.1 Teren badań

Prace terenowe prowadziłam w latach 2010-2013, każdorazowo w miesiącach listopad i grudzień, które na tym obszarze są początkiem pory suchej. Miejscem badań były góry Bamenda Highlands położone w Północno-Zachodniej Prowincji Kamerunu, niedaleko granicy z Nigerią. Ze względu na wspomnianą we wstępie historię powstawania i obecną specyfikę użytkowania gór Bamenda Highlands wytypowałam do badań dwa obszary różniące się strukturą siedliskową i skalą antropopresji. Wyznaczone obszary charakteryzuje zbliżona powierzchnia i stosunkowo niewielkie oddalenie od siebie (20km w linii prostej), które jednocześnie jest wystarczająco duże aby ptaki nie przemieszczały się między powierzchniami. W ten sposób wytypowałam obszary badań nazywane dalej: Kilum Ijim i Mendongbou.

Powierzchnia badawcza Kilum Ijim jest w rzeczywistości jedynie fragmentem ogromnego obszaru leśnego (ok. 200km²), którego pełna nazwa brzmi Kilum Ijim Forest (6° 19'N, 10° 47'E). Jest to jeden z największych w Afryce Zachodniej kompleks górskich lasów deszczowych i prawdopodobnie ostatni tak dobrze zachowany. Dlatego też został w całości objęty ochroną prawną oraz lokalną w formie tzw. community forest, czyli lasów należących do lokalnej ludności, których sposoby użytkowania i administrowanie zostały zatwierdzone i

częściowo uregulowane przez prawo państwowe (Gardner 2002). Jednocześnie fakt, że las jest zarządzany i gospodarowany przez lokalne społeczności, którym podlegają poszczególne fragmenty, sprawia, że wyznaczone zasady są znacznie lepiej przestrzegane, a przedstawiciele władzy państwowej nie są potrzebni. Aktywną ochronę zapoczątkowano w 1987 roku, kiedy to w efekcie działań Ministerstwa Środowiska i Leśnictwa Kamerunu, Birdlife International oraz indywidualnych działaczy ruszył projekt Kilum Ijim Forest Project. Ogromnym sukcesem tego projektu stało się ograniczenie wycinki lasu i stworzenie rezerwatu, tzw. Plantlife Sanctuary, czyli obszaru chronionego decyzją ministra środowiska z uwagi na cenne gatunki roślin i zbiorowiska roślinne występujące na tym terenie (Ryc.2.). Pozwoliło to na naturalną regenerację lasu, który obecnie sięga dokładnie do granic rezerwatu (Ryc.3), a przylegają do niego pola uprawne.



Ryc. 2. Zmiany zachodzące na przestrzeni lat w lesie Kilum Ijim. Kolor pomarańczowy - obszar wylesiony, kolor biały - odnowienie lasu (naturalne i nasadzenia), kolor zielony - las, który zachował się w stanie pierwotnym. Rycina dzięki uprzejmości GIS unit, Royal Botanic Gardens, Kew.

Dzisiaj można powiedzieć, że połączenie formy ochrony prawnej z poziomym państwem oraz ochrony i opieki roztoczonej nad lasem przez lokalną ludność pozwoliło na

zregenerowanie się lasu, a stabilność tego systemu przez ostatnich ponad 30 lat pozwala przypuszczać, że ten rezerwat ma szansę przetrwać jeszcze długo. Mieszkańcy korzystają z lasu, przy czym promowane jest użytkowanie takie jak łowiectwo, hodowla pszczół czy zbieractwo. Nie bez znaczenia jest również ruch turystyczny i badania naukowe (choć nieliczne). Natomiast wycinka drzew jest ograniczona niemal do zera. Dzięki temu wyraźna jest typowa dla starego lasu tropikalnego struktura pionowa z ciemnym i często niemal pozbawionym podszytu wnętrzem lasu oraz zwartą i gęstą warstwą koron drzew. Dominujące gatunki drzew to *Schefflera abyssinica* i *S. manii* (Araliaceae). Stanowią one ok. 70-90% drzew tworząc wraz z domieszkami innych gatunków warstwę koron wysoką na 30-35m. Warstwa niższych koron praktycznie nie występuje, a niski podrost jest dość rozproszony i osiąga wysokość do 3m. Tworzą go głównie gatunki z rodzajów *Oreacanthus* (Acanthaceae, np. *O. manii*) i *Plectranthus* (Lamiaceae, np. *P. insignis*) (Tye 1992, Doležali i in., dane niepubl. - za Sedláček i in. 2014).



Ryc. 3. Granica lasu i rezerwatu Kilum Ijim Community Forest. Fotografię wykonałam ze ścieżki przez pola uprawne wioski Oku Elak.

Dodatkowo można tutaj także zobaczyć charakterystyczne niewielkie polany leśne powstałe w wyniku przewracanie się starych drzew. W tych miejscach rośliny z niższych warstw rosną bardzo szybko i jest ich dużo, a krawędzie takich polan bujnie porastają różnego rodzaju pnącza tworząc zielone ściany sięgające koron drzew.

Cały kompleks leśny Kilum Ijim rozciąga się maksymalnie w zakresie wysokości od 1 600 do niemal 3 000 m n.p.m. i jest skupiony wokół góry Mount Oku (3011m.n.p.m.) oraz wulkanicznego Jeziora Oku. Teren badań obejmował obszar leśny o powierzchni ok. 9km² położony w środkowej części lasu Kilum Ijim Forest, a dokładniej - na wschód i północny wschód od Jeziora Oku. Był to fragment, który na Ryc.3 znajdował się w strefie zielonej, co znaczy, że nie podlegał zmianom związanym z wycinką i regeneracją. Najniżej położony punkt nagraniowy znajdował się na wysokości 2037m.n.p.m a najwyżej na 2453m.n.p.m. łącznie zebrano nagrania z 62 lokalizacji, co przekłada się na 372h nagrań.

Druga powierzchnia - Mendongbou (6° 5'N, 10° 18'E), zlokalizowana jest w pobliżu wioski Big Babanki i rozciąga się na wysokości od 1 800 do 2250 m n.p.m. Podstawowym czynnikiem różniącym ją od Kilum Ijim jest sposób użytkowania terenu przez lokalną ludność, a także brak ochrony prawnej i lokalnej. Mimo że Mendongbou jest położona w tym samym paśmie górskim co Kilum Ijim, a w linii prostej dzieli je odległość zaledwie 20km, to już na pierwszy rzut oka widać ogromną skalę antropopresji na tym obszarze.

Mendongbou jest mozaiką siedlisk leśnych, otwartych i półotwartych. Górskie lasy deszczowe (LDES) stanowią nieco ponad połowę powierzchni (55%). Jest to wynikiem wycinki drzew, szczególnie szybko postępującej w ostatnich 30 latach. Obecnie lasy deszczowe położone są głównie w miejscach trudniej dostępnych takich jak wąwozy czy doliny strumieni, skąd pozyskanie drewna jest technicznie trudne lub niemożliwe. Efektem tych działań jest bardzo silna fragmentacja tych środowisk. Wielkość płatów leśnych waha się od niewielkich fragmentów o powierzchni kilkuset metrów kwadratowych do maksymalnie 1,28 km² w przypadku największego płata leśnego na powierzchni. Jest on położony w bardzo trudno dostępnym wąwozie, a jego struktura pionowa i układ roślinności jest najbardziej zbliżony do zależności obserwowanych w lesie KilumIjim. Dominujące gatunki drzew to *Schefflera abyssinica*, *S. manii*, *Carapaprocera* (Meliaceae), *Nuxiacongesta*(Buddlejaceae).

Jak wspomniałam, w wielu trudno dostępnych miejscach zachowały się pozostałości lasów. Szczególnym przypadkiem są lasy zlokalizowane wzdłuż strumieni, często w wąwozach o stromych zboczach. Wyodrębniłam je jako osobny typ siedliskowy - lasy strumykowe (LSTR) - ze względu na ich szczególny specyficzny charakter i strukturę. Są one zwykle długie i raczej wąskie, tworzą niejako sieć korytarzy biegnących przez środowiska otwarte i półotwarte, mogą więc pełnić rolę korytarzy dla wielu organizmów leśnych. W strukturze pionowej jest zwykle niewiele drzew wysokich, o dużej pierśnicy, natomiast podszyt jest gęsty i wybujały, co jest naturalną konsekwencją dużego prześwietlenia tych lasów. Gatunki dominujące to: *Syzygium staudti* (Myrtaceae), *Ixora foliosa* (Rubiaceae), *Polyscias fulva* (Araliaceae), *Maesalan ceolata* (Myrsinaceae), *Canthium dunlapii* (Rubiaceae).

Trzecim i ostatnim typem lasów występujących na Mendongbou są lasy prześwietlone (LPRZ). Jest to formacja tworzona przez drzewa i krzewy z gatunku *Gnidia glauca*, które budują zarówno niską (do 6m) i rzadką warstwę koron, jak i warstwę podszytu - formy krzaczaste. Lasy te bardzo często służą miejscowej ludności jako pastwiska. Z jednej strony niewysokie drzewa zapewniają zwierzętom cień, a z drugiej zapewniają trawie akurat tyle światła żeby mogła rosnąć i nie wysychać od nadmiaru palącego słońca. Dodatkowo ten gatunek drzewa jest wykorzystywany przez lokalną ludność w bardzo różnorodny sposób, między innymi do wyrobu biżuterii, ozdób oraz papieru (Avana-tientcheu 2018). Stąd często drzewa te mogą być podcinane lub korowane. Praktyki te są częste w okolicach lasu Kilum Ijim, a na Mendongbou obserwowałam je tylko we wschodniej części powierzchni. Ciągły wypas była ogranicza sukcesję, a więc środowiska te są dość stabilne tak długo jak trwa użytkowanie. W przypadku jego zaniku, następuje rozrost krzewów, pojawiają się również inwazyjne paprocie.

Pozostałe siedliska występujące na obszarze badań mają charakter otwarty lub półotwarty. Do tej ostatniej kategorii zaliczyłam zwarte monokultury trawy słoniowej (TRAW) o wysokości maksymalnej 2-2,5m. Należą tu również zakrzaczenia (ZAK), czyli obszary zdominowane przez kępy krzaków (często jest to *Gnidia glauca*) o wysokości ok.2-4m. Pomędzy nimi często występuje paproć orlica pospolita (*Pteridium aquilinum*), która może również tworzyć samodzielne monokultury o znacznej powierzchni. Wyróżniłam je jako typ środowisk otwartych zwany skrótowo paprocie (PAPR). W warunkach górskich tropikalnych orlica osiąga zwykle 1-2m wysokości. Najbardziej odsłonięte typy środowisk to pastwiska

trawiaste (PAST), będące miejscem wypasu bydła, a także dwa typy siedliskowe położone na zboczach górskich, zwykle tuż poniżej szczytów. Pierwszy z nich obejmuje zbocza porośnięte trawą, pełne wystających fragmentów skalnych o różnej wielkości nazywane wychodniami skalnymi (WYCH). Natomiast jeśli takie wychodnie skalne porastają również niewysokie krzaki do ok. 0,5m, to zostały nazwane zakrzaczeniami na skałach (ZASK).

Za wyjątkiem obszarów porośniętych trawą słoniową, wszystkie pozostałe środowiska otwarte i półotwarte były lub są wykorzystywane jako pastwiska dla zwierząt hodowlanych (bydła, koni, owiec, kóz). Wychodnie skalne i zakrzaczenia na skałach (a także niektóre pastwiska) położone są tuż poniżej górskich szczytów, gdzie cienka warstwa gleby, strome i odsłonięte zbocza utrudniają rozwój większych roślin i w ten sposób ograniczają sukcesję. Dzięki temu obszary te nie są dodatkowo wypalane przez pasterzy. Jednak praktyka wypalania traw i paproci pod pastwiska jest na tym obszarze powszechna. Paradoksalnie jej stosowanie sprzyja rozrostowi orlicy pospolitej, która dzięki podziemnym kłączom regeneruje się szybciej niż trawa. Ponieważ zwierzęta niechętnie jedzą paprocie, to regularne wypalanie stopniowo prowadzi do porzucania użytkowanych obszarów i poszukiwania nowych.

2.2 Analizy przestrzenne

Na obu powierzchniach zbierałam dane siedliskowe w skali makro i mikrosiedliskowej. Dane w skali makro w postaci m.in. zdjęć panoramicznych obszaru badań, posłużyły jako pomoc przy tworzeniu map siedliskowych. Mapy te wykorzystałam do stworzenia modeli predykcyjnych występowania wybranych przedstawicieli awifauny na obszarze badań. Natomiast pomiary wybranych parametrów siedliskowych w skali mikro, czyli w bezpośrednim otoczeniu miejsc nagrań automatycznych znalazły zastosowanie w określaniu preferencji mikrosiedliskowych wybranych gatunków ptaków. Szczegółowy przebieg prac opisuję poniżej.

Dla obu obszarów badawczych stworzyłam mapy siedliskowe w oparciu o dostępne źródła satelitarne i własne zdjęcia wykonane podczas prac terenowych. Dla powierzchni Mendongbou stworzyłam szczegółową mapę siedliskową na podkładzie zdjęć satelitarnych z 2012 roku udostępnionych przez Google poprzez wtyczkę OpenLayers w programie Qgis

Desktop 2.12.3. Dla powierzchni Kilum Ijim wykorzystałam zdjęcia satelitarne (udostępnione przez Google za pomocą wtyczki Open Layers w Qgis 2.0 - dla części obszaru zdjęcia z 2012r., dla większości z 2004 r.), a także materiały udostępnione przez działaczy organizacji pozarządowych sieci Satec z siedzibą w Big Babanki oraz ASSOFOMI - Association of Oku Forest Management Institution - stowarzyszenia na rzecz ochrony i zarządzania zasobami leśnymi w rejonie góry i jeziora Oku (w tym lasem KilumIjim) z siedzibą w Oku-Elak.

Wyodrębniłam jedenaście zmiennych będących odzwierciedleniem różnych siedlisk i obszarów użytkowych występujących na obu powierzchniach. Każda zmienna oprócz pełnej nazwy posiada także czteroliterowy kod (z jednym wyjątkiem trzyliterowym), którego dla uproszczenia często używam jako zamiennika długiej nazwy.

Na powierzchni Mendongbou wyróżniłam następujące typy siedlisk:

LDES - las deszczowy- ocalałe fragmenty lasów deszczowych o charakterze najbardziej zbliżonym do pierwotnego (w dalszej części pracy nazywane też w skrócie pierwotnymi);

LSTR - las strumykowy - niewielkie fragmenty leśne o charakterze liniowym, ciągnące się wzdłuż strumieni górskich, najczęściej bardzo prześwietlone, z wybujałym podszytem;

LPRZ - las prześwietlony - prześwietlone formacje zadrzewień składające się niemal wyłącznie z niewysokich drzew i krzewów z gatunku *Gnidia glauca* (Fresen. 1838), często wykorzystywane jako pastwiska, Warstwa podszytu nieobecna lub bardzo skąpa, warstwę runa tworzy głównie trawa;

PAST - pastwiska - obszary trawiaste, czasami z niewielkimi zakrzaczeniami (do 50cm wysokości, głównie rodzaj *Hypericum*, np. *H.revolutum*), miejsce wypasu krów, koni, owiec;

ZAK - zakrzaczenia - obszary z dominacją niewysokich krzewów (do 2-3m wys.) najczęściej z gatunku *Gnidia glauca* i *Hypericum lan ceolatum*;

PAPR - paprocie - obszary porośnięte orlicą pospolitą *Pteridium aquilinum*.

WYSK - wychodnie skalne - zbocza górskie z licznymi niewielkimi fragmentami odkrytych skał wystającymi z podłoża;

ZASK - zakrzaczenia na skałach - skaliste zbocza górskie porośnięte przez niskie krzewinki z rodzaju *Hypericum* (do 50cm wysokości);

TRAW - obszary trawiaste - obszary porośnięte trawą słoniową *Pennisetum glaucum*, na obszarze badań maksymalnie do 1900m n.p.m.; (do 4m wysokości);

AGRO - budynki i pola uprawne - chaty pasterskie i towarzyszące im niewielkie poletka; na obszarze badań obecne jedynie w trzech lokalizacjach;

PDRZ - drzewa rosnące pojedynczo, w pewnym oddaleniu od innych, należące do różnych gatunków.

Dla powierzchni Kilum Ijim mapa została utworzona w analogiczny sposób, z tą różnicą, że zawiera w sobie wyłącznie trzy typy siedliskowe -

LDES - górski las deszczowy, a także występujące w dwóch lokalizacjach

PAST - pastwiska oraz nieliczne

WYSK - wychodnie skalne. Inne typy siedlisk zasadniczo nie występują na tym obszarze.

Do map dołączyłam również model numeryczny terenu (wielkość oczka siatki - 93m) wzbogacając ją o dane na temat uśrednionej wysokości nad poziomem morza, nachylenia i ekspozycji stoku. Zmienne te otrzymały następujące oznaczenia skrótowe:

WYSO - wysokość nad poziomem morza – podana w metrach nad poziomem morza;

NACH - nachylenie stoku - podane w klasach: 1 – od 0 do 20 stopni, 2 – od 21 do 40 stopni, 3 – od 41 do 60 stopni, 4 – powyżej 60 stopni nachylenia;

EKSP - ekspozycja stoku – podana w ośmiu kategoriach:

1 – ekspozycja północno- wschodnia, 2- ekspozycja wschodnia, 3 – ekspozycja południowo-wschodnia, 4 – ekspozycja południowa, 5 – ekspozycja południowo-zachodnia, 6 - ekspozycja zachodnia, 7 – ekspozycja północno-zachodnia, 8 – ekspozycja północna.

Opis mikrosiedliskowy w punktach nagraniowych

W skali mikrosiedliskowej brałam pod uwagę następujące zmienne:

SGAT - suma wszystkich gatunków ptaków stwierdzonych w punkcie nagraniowym oraz zmienne środowiskowe z opisu siedliskowego wykonywanego w miejscu nagraniowym (szczegółowo opisane poniżej);

PC1, PC2, PC3 - pokrycie procentowe roślinności w piętrach lasu;

LDRZ - liczba drzew o pierśnicy większej niż 25cm;

MDRE - martwe drewno;

WLKP - wielkość pła leśnego;

STRU - odległość do najbliższego strumienia.

Pierwsza z wymienionych wyżej zmiennych – SGAT, opisująca liczbę gatunków ptaków odnosi się do wyniku analizy akustycznej nagrania sporządzonego przez automatyczne urządzenie nagrywające w tzw. punkcie nagraniowym (patrz rozdz.2.3 Metody akustycznego szacowania bogactwa gatunkowego awifauny). Natomiast kolejne zmienne dotyczą już parametrów siedliskowych. Zmienne WLKP i STRU obliczyłam na podstawie opisanej wcześniej mapy siedliskowej. Wartości pozostałych zmiennych są efektem zbioru danych w każdym punkcie nagraniowym. Każdorazowo lokalizację takiego punktu namierzałam przy wykorzystaniu odbiornika sygnału GPS GarminGPSMap 62s zapisując jego dokładne koordynaty oraz wysokość nad poziomem morza. Następnie zbierałam (wraz ze współpracownikami) szereg informacji opisujących bezpośrednie otoczenie punktu. W promieniu ok. 25m liczyłam drzewa o pierśnicy większej niż 25cm, martwe drzewa (leżące, stojące i zawieszane/oparte) oraz szacowałam procentowe pokrycie warstw roślinności leśnej w pięciu klasach wysokości: poniżej 1m, między 1 a 3m, między 3 a 5m, między 5 a 10m i powyżej 10m wysokości. Klasy wysokościowe wyróżnione zostały w oparciu o naturalną strukturę pionową górskich lasów tropikalnych występujących w Bamenda Highlands (wg Doleżał i in. dane niepublikowane - za Sedláček i in. 2014; z modyfikacjami). Przyjęto, że warstwa najniższa (do wysokości 1m) odzwierciedla wysokie runo obserwowane często np. w pofragmentowanych lasach powierzchni Mendongbou, natomiast warstwa wysokościowa do 3m odpowiada niskiemu podszytowi np. w lesie Kilum Ijim. Warstwa 3-5m jest z kolei odpowiedzią na potrzebę wyróżnienia wysokiego podszytu występującego na powierzchni Mendongbou w bardziej prześwietlonych lasach. Dwie ostatnie warstwy wysokościowe odzwierciedlają warstwę koron niskich i wysokich. Późniejsze analizy obliczeniowe poddały weryfikacji te obserwacyjne założenia dotyczące gromadzenia danych (por. Analizy statystyczne i przestrzenne). Dodatkowo fotografowałam otoczenie wszystkich punktów nagraniowych, tak aby uzyskać materiał dokumentacyjny dla całego otoczenia każdej lokalizacji urządzenia nagrywającego.

2.3 Metody akustycznego szacowania bogactwa gatunkowego awifauny

W celu szacowania bogactwa gatunkowego awifauny wykorzystałam metody akustyczne, w znacznym stopniu zautomatyzowane. Ze względu na trudny górski teren, gdzie ścieżki i przejścia w znakomitej większości należy wykonać samodzielnie, prowadzenie

liczeń transektowych czy punktowych jest dość skomplikowane i bardzo trudne. Zastosowanie automatycznych rejestratorów dźwięku pozwoliło uniknąć płoszenia ptaków przez obserwatora poruszającego się przez gęstą roślinność (alternatywnie konieczność wcześniejszego wycięcia odpowiednio szerokiej drogi), ale również dało możliwość zbierania danych przez znacznie dłuższy czas niż mógłby to zrobić obserwator i to w kilku miejscach jednocześnie. Dlatego też zastosowałam automatyczne urządzenia nagrywające SM2 TerrestrialPackage firmy Wildlife Acoustics. Na obu powierzchniach wytypowałam lokalizacje do przeprowadzenia nagrań, zwane dalej "punktami nagraniowymi". W obrębie próbkowanych środowisk wyznaczałam trasy, gdzie możliwe było poruszanie się na większe odległości, a następnie wzdłuż takiej trasy ustawiałam urządzenia nagrywające w odległości zapewniającej izolację akustyczną pomiędzy nimi.

Początkowo przeprowadziłam serię nagrań dwudobowych w celu określenia okresów największej aktywności wokalne ptaków. Były to 48-o godzinne nagrania w szesnastu losowo wybranych lokalizacjach w różnych typach środowisk (po osiem punktów na terenach leśnych i otwartych). Podczas ręcznych analiz wyodrębniłam dwa okresy największej aktywności głosowej ptaków, które rozszerzyłam dodatkowo o pół godziny na początku i na końcu tych okresów. W ten sposób wyznaczony został reżim czasowy nagrań automatycznych, który od tej chwili obejmował chór poranny, czyli 4 godziny rozpoczynające się na godzinę przed wschodem słońca oraz chór wieczorny, czyli 2 godziny rozpoczynające się na godzinę przed zachodem słońca. Godzinę wschodu i zachodu słońca urządzenia nagrywające określają same na podstawie wprowadzanych współrzędnych geograficznych miejsca, w którym są zlokalizowane. Wszystkie te parametry w każdym punkcie nagraniowym sprawdzałam także na odbiorniku GPS Map 62s, którego używałam podczas prac terenowych.

Urządzenia nagrywające umieszczałam samodzielnie lub z pomocą uczestników wyprawy na wysokości ok.2-2,5 metra na drzewie (ew.krzaku). Urządzenia rejestrowały dźwięk jednokanałowo, ze standardowym wzmocnieniem 12dB, częstotliwością próbkowania 48 000 kHz i rozdzielczością 16 bit. Na powierzchni Kilumlijim nagrania przeprowadzone były w 62 punktach, natomiast na powierzchni Mendongbou łącznie w 92 punktach w środowiskach leśnych różnego typu (LDES, LSTR, LPRZ). Lokalizacje punktów wybrałam losowo z uwzględnieniem minimalnej odległości 80 metrów pomiędzy punktami, której celem było zminimalizowanie ryzyka jednoczesnego nagrywania tych samych

osobników. Minimalne odległości związane były z położeniem rekorderów po przeciwnych stronach stromych stoków, pomimo pozornej bliskości było one dobrze izolowane akustycznie.

Zgromadziłam łącznie 1518 godzin nagrań, które analizowałam zarówno z wykorzystaniem technik półautomatycznych jak i manualnie. Podczas ręcznego oznaczania gatunków korzystałam programu Raven Pro 64 1.5 (Cornell Lab of Ornithology), natomiast przy półautomatycznym wyszukiwaniu wokalizacji użyłam programu XBAT (Cornell Lab of Ornithology) działającego na platformie MatLabR2010a. Program ten wyszukuje i oznacza na nagraniu fragmenty o wskazanym poziomie podobieństwa do jednego lub kilku zdefiniowanych wcześniej wzorców, którymi są wybrane fragmenty wokalizacji jednoznacznie przypisane do jakiegoś gatunku. Uzyskane w ten sposób wyniki wyszukiwania w postaci oznaczonych fragmentów wokalizacji każdorazowo weryfikowałam manualnie, a następnie w razie potrzeby uaktualniałam wzorce. Ponadto wiele nagrań automatycznych o słabszej jakości (np. wykonanych w wietrzne dni) przeszukiwałam ręcznie w celu uniknięcia pomyłek i ominięć przez program automatyczny.

Identyfikację gatunków zarówno w sposób automatyczny jak i manualny przeprowadzałam w oparciu o znane wokalizacje pochodzące głównie z nagrań wykonanych przy jednoczesnej wizualnej obserwacji nagrywanego gatunku. Nagrania te wykonywałam samodzielnie na powierzchni badań, korzystałam również z nagrań innych członków zespołu badawczego. Wyjątkowo posiłkowałam się także materiałami dostępnymi online (np. www.xenocanto.org).

2.4 Analizy statystyczne i predyktywne

Pierwszym krokiem była analiza danych mikrosiedliskowych, zbieranych we wszystkich punktach nagraniowych. Sama metodyka zbierania danych zaczerpnięta była z prac terenowych zespołu botaników (Doleżal i in. dane niepubl.), którzy pracowali w górach Bamenda Highlands we wcześniejszych latach. Ponieważ według tej metody dane o pokryciu roślinności zbierane są aż w pięciu warstwach wysokościowych, postanowiłam podjąć próbę zgrupowania ich metodą wyodrębniania głównych składowych (PCA). Zastosowałam tu program IBM SPSS Statistics 21. PCA (Principal Component Analysis) jest metodą, która służy

m.in. do redukcji liczby zmiennych opisujących zjawiska i/lub do siły powiązania zmiennych. Polega ona na przekształceniu obserwowalnych zmiennych wejściowych w nowe, nieobserwowalne i zarazem nieskorelowane zmienne nazywane głównymi składowymi. Każda z głównych składowych jest liniową funkcją zmiennych wejściowych, a główne składowe są tak uporządkowane, żeby wariancje kolejnych składowych były coraz mniejsze. Prowadzi to do redukcji liczby zmiennych i ich agregacji w nowe zmienne (składowe), co z kolei znacząco poprawia możliwości tłumaczenia analizowanych zjawisk i interpretację wyników. W niniejszej pracy ze względu na fakt, że zmienne reprezentują porównywalne wielkości wykorzystano analizę PCA opartą na macierzy kowariancji (tutaj z metodą rotacji Varimax z normalizacją Kaisera). Otrzymane zmienne wykorzystałam do porównania powierzchni badawczych. Wykorzystałam test U Manna-Whitney'a, przy czym zastosowałam również (opcjonalnie w programie SPSS) permutacje na poziomie 10 000 powtórzeń. Istotność statystyczną opartą o metodę Monte Carlo obliczyłam w oparciu o próbę 10 000 tabel, przy liczbie startowej generatora liczb losowych 2 000 000.

Warto odnotować, że analiza PCA objęła dane dotyczące pokrycia roślinności w przedziałach wysokościowych oraz liczbę, starszych drzew. Analiza ta polegała więc przede wszystkim na redukcji zmiennych obejmujących przedziały wysokościowe. Natomiast w punktach nagraniowych liczyłam również martwe drzewa, które jednak nie dały się zaklasyfikować do żadnej warstwy wysokościowej. Stało się tak dlatego, że w gęstym lesie tropikalnym wiele martwych drzew nie jest w stanie faktycznie się przewrócić i dzieje się to dopiero po pewnym czasie. Często można zaobserwować martwe drzewa oparte o inne pnie lub wręcz wiszące na płataninie gałęzi i lian na wysokości zwykle nie przekraczającej kilku metrów. Specyfika górskiego terenu może także sprawić, że drzewo przewracając się opiera się o przeciwległą ścianę wąwozu. Sporadycznie zdarzały się również stojące martwe drzewa. W tej sytuacji zdecydowałam się wyłączyć martwe drewno z analizy PCA i pozostawiłam je jako odrębną zmienną.

W drugim etapie prac wykorzystałam dane o występowaniu poszczególnych gatunków ptaków pochodzące z analiz materiału akustycznego. Celem było zestawienie i porównanie obu powierzchni pod względem możliwych różnic częstości występowania poszczególnych gatunków ptaków oraz różnic w liczbie gatunków wykrywanych średnio w punkcie nagraniowym. Wykorzystałam tutaj dwie metody - analizę skupień oraz test G.

Pierwsza z metod pozwala na wyodrębnienie wewnątrz dużej grupy rekordów (w tym przypadku gatunków ptaków występujących na nagraniach) względnie jednorodnych grup w oparciu o wybrane funkcje podobieństwa. Algorytm łączy obiekty w taki sposób, że stopień powiązania między obiektami należącymi do tej samej grupy jest największy, a z obiektami z innych grup jak najmniejszy. Całość jest przedstawiana graficznie w postaci dendrogramu, z którego można łatwo odczytać wyłonione przez analizę grupy oraz wzajemne relacje i odległości między nimi. Podczas analizy na potrzeby niniejszej pracy użyto aglomeracyjnych metod hierarchicznych z wykorzystaniem średniego powiązania między grupami w oparciu o podwójną odległość euklidesową. Metoda ta umożliwia podjęcie próby identyfikacji jednorodnych grup obserwacji w oparciu o wybraną charakterystykę oraz obsługę dużej liczby obserwacji.

Wykonałam dwa warianty analizy, w celu lepszego zobrazowania i zrozumienia zmian w składzie gatunkowym awifauny w zmieniających się lasach na Mendongbou. W pierwszym wariantcie uwzględniłam wszystkie typy lasu (LDES + LSTR + LPRZ, Ryc. 5A), natomiast w drugim wyłączyłam z analizy lasy prześwietlone (wariant na Ryc. 5B- LDES + LSTR).

Druga z metod - test G - oparta jest na porównaniu proporcji między grupami i jest obecnie coraz szerzej stosowaną metodą wszędzie tam, gdzie wcześniej zalecano test Chi kwadrat (McDonald 2014). Dzieje się tak dlatego, że nie wymaga minimalnej wielkości próby i osiąga dokładniejsze wyniki, które w dodatku są lepiej dopasowane rozkładem do teoretycznego rozkładu Chi kwadrat niż sam test Chi kwadrat(!) (pełne porównanie z objaśnieniami i przykładami - Hoey 2012; Harremoës i Tusnády 2012).

Ponieważ jest to test porównujący proporcje pomiędzy grupami, stąd próby wyskalowałam (metodą losowania) zgodnie z procentowym udziałem poszczególnych typów leśnych w całkowitej powierzchni lasów. Porównałam występowanie każdego z gatunków w kilku wariantach: (1) między powierzchniami Kikum Ijim i Mendongbou, a w obrębie powierzchni Mendonbgbou (2) między poszczególnymi typami środowisk leśnych jednocześnie (LDES, LSTR i LPRZ) oraz (3) między typami środowisk w parach (LDES vs LSTR, LDES vs LPRZ, LSTR vs LPRZ). Istotne różnice otrzymane w tej serii testów wyróżniłam w wynikach.

W kolejnym, ostatnim już etapie prac w oparciu o analizę skupień oraz testy G wyodrębniłam dla obu powierzchni badawczych grupy gatunków ptaków najczęściej współwystępujących ze sobą w środowiskach leśnych, a następnie stworzyłam dla nich

modele predyktywne siedlisk optymalnych na powierzchni Mendongbou. Wybrałam dziesięć gatunków, które wchodziły w skład grup podstawowych w analizie skupień na obu powierzchniach (Ryc.5A, 5B i 6). Zastosowałam zarówno podejście indywidualne tworząc model dla każdego z gatunków, jak i bardziej ogólne - budując model dla całej grupy. Następnie bazę modeli poszerzyłam o niektóre gatunki reprezentatywne dla różnych typów siedlisk leśnych w oparciu o wyniki testów G oraz wiedzę o biologii i ekologii gatunku. Dla tych gatunków powstały wyłącznie modele indywidualne. Były to następujące gatunki: *Buccanodon duchailui*, *Bradypterus bangwaensis*, *Pogoniulus bilineatus*, *Urolais epichlora*, *Zosterops senegalensis*.

Modelowanie predyktywne jest metodą, która w oparciu o parametry środowiska w znanych lokalizacjach badanego gatunku pozwala wskazywać potencjalnie optymalne dla niego siedliska na obszarze znacznie przekraczającym próbkowane tereny. Program łączy obecność gatunku i różnego typu parametry siedliskowe, co umożliwia wyłonienie powiązań między nimi, a także w pewnym stopniu ujawnia preferencje siedliskowych badanych organizmów. Te możliwości są niezwykle istotne z punktu widzenia określania czynników środowiskowych determinujących rozmieszczenie wielu przedstawicieli awifauny w pofragmentowanych lasach na Mendongbou. Jednocześnie warto nadmienić, że w przypadku tego oprogramowania, uzyskany wynik jest często opisywany jako mapa prawdopodobieństwa wystąpienia badanego gatunku. Jest to pewnego rodzaju uproszczenie, skrót myślowy. W rzeczywistości uzyskana mapa przedstawia siedliska o różnym stopniu dopasowania do parametrów siedlisk w znanych lokalizacjach gatunku (procentowe prawdopodobieństwo wystąpienia gatunku), będąc *de facto* mapą jego siedlisk optymalnych. Stąd też często można spotkać się z zamiennym stosowaniem pojęć: mapa siedlisk optymalnych i mapa prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku.

Wykorzystałam program MaxEnt (w wersji 3.3.3k, <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>, Phillips i in. 2006), który od kilkunastu już lat jest z powodzeniem stosowany w predykcji rozmieszczenia gatunków z różnych grup systematycznych (np. Phillips 2005, 2008; Phillips i in. 2006, Phillips i Dudik 2008, Suarez-Seoanei in. 2008, Townsend Peterson i in. 2007, Yost i in. 2008, Phillips 2011, Elith i in. 2011). MaxEnt przewiduje przestrzenne rozmieszczenie gatunku w oparciu o dane siedliskowe oraz znane lokalizacje jego stwierdzeń (dane typu "presence only") wykorzystując metody oparte na maksymalnej entropii. Program zakłada *a priori*, że rozmieszczenie gatunku jest

równomierne, a następnie uczy się poprzez szereg powtórzeń i porównań tego założenia z parametrami kwadratów o znanej lokalizacji gatunku, a uzyskane wartości są wzmacniane w celu maksymalizacji prawdopodobieństwa w znanej lokalizacji, co wyraża się w programie jako "training gain". Te wartości są następnie wykorzystywane do przypisania wartości prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku na całym analizowanym obszarze poprzez porównanie parametrów wszystkich kwadratów z parametrami kwadratów o znanej lokalizacji gatunku. Program wykorzystuje dane o gatunku w dwóch podzbiorach: uczącym się i testowym, a ich wielkość można dowolnie regulować. MaxEnt pracuje na siatce kwadratów obejmującej cały badany obszar i zarówno parametry siedliskowe jak i końcowy wynik prawdopodobieństwa przypisane są do poszczególnego kwadratu. Wielkość oczka siatki mapy siedliskowej powierzchni Mendongbou została dostosowana do numerycznego modelu terenu i wynosi 93m. Pozwoliło to na wprowadzenie do bazy siedliskowej informacji na temat nachylenia i ekspozycji stoku oraz uśrednionej wysokości nad poziomem morza pochodzących z numerycznego modelu terenu. Jednocześnie wielkość oczka siatki jest na tyle duża, że wprowadza do modelu dane siedliskowe w nieco szerszym otoczeniu punktu poboru danych, a dodatkowo nie pozwala na zbytne zagęszczenie siatki kwadratów, co mogłoby doprowadzić do istotnego przekłamania w szacowaniu prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku.

Na potrzeby modelowania rozmieszczenia awifauny leśnej przyjąłm trzy strategie podziału danych o lokalizacji gatunków na podzbiory uczące się i testowe, a ich celem było wyłonienie takiej, która pozwoli na zbudowanie modelu najtrafniej przewidyującego wystąpienie gatunku.

Wykorzystałam lokalizacje 92 rejestratorów automatycznych, na których wystąpiły grupy gatunków leśnych. W pierwszej kolejności zbudowałam model, w którym wszystkie dane umieszczone zostały w zbiorze uczącym się, następnie powstał model, w którym 75% rekordów stanowiło podzbiór uczący, a 25% rekordów znalazło się w podzbiorze testowym. W ostatniej wersji modelu poza podzbiorem testowym użyłam techniki bootstrap (Efron, 1979), czyli techniki losowania ze zwracaniem, w której każdy przypadek może być wiele razy wylosowany do zbioru bootstrapowego.

W celu wyłonienia modelu o najlepszym dopasowaniu trzy opisane wyżej wersje porównałam ze sobą na kilka sposobów. Wykorzystałam wskaźniki AUC, wskaźniki błędów zbiorów uczących się i testowych, główne zmienne wyjaśniające model, zmienne kluczowe

podczas budowania modelu oraz graficzne przedstawienie rozkładu prawdopodobieństwa wystąpienia badanej grupy gatunków na powierzchni Mendongbou. Przeprowadziłam także standardowe procedury redukcji liczby zmiennych, w wyniku których zrezygnowano z użycia zmiennej WYSO (wysokość nad poziomem morza), która poprzez swoje znaczne wartości (podane w metrach) wynikające z górskiego charakteru terenu badań osiągała wysoką istotność w modelu, mimo że same wahania wysokości w obrębie terenu badań nie były duże (maksymalnie do 300m, jednak na ponad 80% obszaru badań do 200m). Przeprowadzenie modelowania z wyłączeniem tej zmiennej dało wyniki niemal dokładnie takie same jak z jej uwzględnieniem. Różnica polegała przede wszystkim na znacznym uwidocznieniu udziału innych zmiennych przy jednoczesnym zachowaniu ich wzajemnych relacji i proporcji. Dzięki wyłączeniu zmiennej o wartościach skrajnie odstających, wyniki (przede wszystkim analiza Jackknife) stały się łatwiejsze do odczytania, a wzajemne relacje pomiędzy zmiennymi stały się lepiej widoczne i łatwiejsze do porównania. Dodatkowo dane literaturowe na temat modelowanych gatunków nie wskazywały, aby którykolwiek z nich osiągał górną lub dolną granicę zasięgu wysokościowego w zakresie wysokościowym obu powierzchni badawczych, co mogłoby odgrywać istotną rolę w wynikach. Dlatego też zdecydowałam o wyłączeniu zmiennej WYSO z modeli predykcyjnych. Następnie wybrałam najlepszy z modeli, a jego parametry wykorzystałam do stworzenia predykcji dla poszczególnych gatunków ptaków szczególnie silnie związanych z lasami.

Podczas graficznej projekcji modelu wykorzystałam metodę Natural Breaks (Jenks 1967) dostępną w programie ArcGis 10.1. Jest to metoda klasyfikacji danych w zadaną liczbę klas w taki sposób aby minimalizować odchylenie standardowe od średniej w obrębie każdej klasy, a jednocześnie maksymalizować odchylenie standardowe klasy od średnich innych klas. Innymi słowy metoda ta dokonuje prezentacji rozkładu prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku w taki sposób aby spójność danych wewnątrz klas była największa, a jednocześnie podobieństwo między klasami było możliwie najmniejsze. W rezultacie otrzymałam rozkład prawdopodobieństwa wystąpienia każdego z gatunków w 3 klasach, z których najwyższa dla większości przypadków oznacza 50% lub wyższą wartość prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku.

W oparciu o zbudowane modele podjęłam próbę określenia preferencji siedliskowych wybranych gatunków bazując na wprowadzonych do modeli parametrach siedliskowych. Analiza Jackknife przedstawia preferencje siedliskowe w skali makro, czyli powiązanie

każdego z gatunków z różnymi typami środowisk i parametrami ogólnymi obszaru badań. Analiza ta w dwojaki sposób obrazuje zdolność każdej ze zmiennych do modyfikowania wartości AUC modelu. Po pierwsze, przedstawia wartość AUC dla modelu opartego wyłącznie na pojedynczej zmiennej. Co równie ważne, przedstawia też wartość AUC dla modelu pozbawionego tej zmiennej. W efekcie następuje ocena istotności każdej ze zmiennych w modelu, a tym samym możliwa jest ocena preferencji (i jej kierunku) badanego gatunku względem poszczególnych zmiennych.

Próbę określenia niektórych ogólnych preferencji siedliskowych w skali mikro podjęłam w oparciu o dane dotyczące bezpośredniego otoczenia lokalizacji punktów nagraniowych. Wzięłam pod uwagę czynniki związane z ukształtowaniem terenu (wysokość n.p.m., ekspozycja i nachylenie stoku, odległość do najbliższego strumienia) oraz strukturą lasu (pokrycie roślinności w poszczególnych warstwach, liczbę drzew, ilość martwego drewna). Ze względu na fakt, że dane mikrosiedliskowe dostępne są wyłącznie bezpośrednio z miejsc, gdzie stawiane były automatyczne rejestratory dźwięku zastosowałam testy nieparametryczne dla prób niezależnych, dodatkowo z metodą Monte-Carlo (poziom istotności 95%, 10 tys. powtórzeń). Wykorzystałam tutaj informacje z punktów nagraniowych na powierzchni Mendongbou.

2.5 Analiza rozmieszczenia *Emberiza tahapisi* (trznadla cynamonowego) na Mendongbou jako test metod zautomatyzowanych

Automatyczne urządzenia nagrywające są stosunkowo nowym sposobem zbierania dużej ilości danych akustycznych, jednak z roku na rok zyskują coraz większe grono zwolenników. Są chętnie wykorzystywane w pracy z różnymi gatunkami nietoperzy (np. Caldwell i in. 2019; Mifsud i Vella 2019), ssaków (np. Vu i Tran 2019; Hiroto i in. 2019) czy wreszcie ptaków (Buxton i in. 2018; Abrahams i Denny 2018; Kułaga i Budka 2019). W przypadku tych ostatnich wiele prac skupia się na ogólnej charakterystyce akustycznej nagrywanego środowiska, posiłkując się różnorodnymi sposobami pomiaru ogólnej entropii i powiązania tego z różnorodnością gatunkową badanego obszaru. Z kolei inne badania poświęcone są monitoringowi

poszczególnych gatunków, a wreszcie bardzo niewiele jest prac analizujących całe spektrum gatunków nagrywanych w danym środowisku.

Jednak można powiedzieć, że wciąż nauka jest w fazie poznawania możliwości tej metody i jej pełnego spektrum możliwości. Wiadomo np. że metoda jest bardzo efektywna w przypadku nietoperzy, gdzie w wieczornych lub nocnych nagraniach często mało jest odgłosów tzw. tła (np. Caldwell i in. 2019, Mifsud i Vella 2019). Dobrze sprawdza się też w monitoringu niektórych charakterystycznych gatunków jak np. naczelnie, jelenie czy nawet ryjówki (np. Vu i Tran 2019, Hiroto i in. 2019). W przypadku ptaków metoda ta bywa wykorzystywana do korelacji bioróżnorodności danego obszaru z różnymi wskaźnikami poziomu entropii nagrań automatycznych (Buxton i in. 2018, Abrahams i Denny 2018), jednak pierwsze porównania efektywności detekcji wielu gatunków ptaków przez urządzenie vs obserwatora wskazują na silną zależność tego procesu od typu środowiska, w którym prowadzone są nagrania i obserwacje (Kułaga i Budka 2019). Ponieważ dotychczasowe badania porównawcze prowadzone były w strefie umiarkowanej, postanowiłam przeprowadzić porównanie dwóch metod zbioru i analizy danych na temat występowania jednego z gatunków występujących na powierzchni Mendongbou. Wybrałam gatunek terenów otwartych ze względu na dwa czynniki: po pierwsze tereny otwarte preferowane przez ten gatunek zajmują znacząco mniejszą powierzchnię niż analizowane dalej siedliska leśne. Stąd możliwe było ich kilkukrotne sprawdzenie w ciągu każdego sezonu w celu określenia wszystkich lokalizacji, w których gatunek był obecny. W przypadku środowisk leśnych taki liczenie zupełne któregośkolwiek z gatunków byłoby niewykonalne ze względu na wielkość powierzchni leśnej, wysokogórski charakter terenu, gęstość roślinności oraz możliwość przemieszczania się gatunków pomiędzy płacami leśnymi.

Porównałam więc dwie metody zbioru i analizy danych wymagające zróżnicowanego nakładu pracy i czasu spędzonego na powierzchni i w laboratorium, a także różnej minimalnej liczbie osób koniecznych do zebrania i analizy danych.

Gatunkiem testowanym był trznadel cynamonowy *Emberiza tahapisi*, zamieszkujący tereny otwarte, często pastwiskowe, zawierające wychodnie skalne, pod którymi zakłada gniazda. Na terenie badań przystępuje do lęgów w drugiej połowie listopada i grudniu, wokalizuje intensywnie na wyżej wzniesionych skałkach, krzakach, pojedynczych drzewach, ale także z krawędzi przylegającego do pastwiska lasu dzięki czemu jest łatwy do

zaobserwowania. Piosenki i głosy są bardzo charakterystyczne (Osiejuk 2010) i łatwe w identyfikacji.



Ryc. 4. *Emberiza tahapisi* i przykłady typowych siedlisk zamieszkiwanych przez ten gatunek. Od lewej na górze: *Emberiza tahapisi*, wychodnie skalne na zboczu górskim oraz poniżej dwa przykłady obszarów pastwiskowych: z niskimi i wysokimi (do 1,5m) zakrzaczeniami.

W latach 2011-2013 przeprowadziłam liczenia całkowite metodą transektową ze szczególnym uwzględnieniem okresów maksymalnej dobowej aktywności głosowej gatunku. W 2011 roku cała powierzchnia Mendongbou została sprawdzona przynajmniej dwukrotnie w sezonie, a następnie liczenia powtórzyłam w kolejnych sezonach zachowując również ich replikację. Lokalizacje wszystkich zaobserwowanych i usłyszanych osobników oznaczałam i zapisywałam przy użyciu odbiornika GPS Map 62. Jednocześnie wykorzystując automatyczne urządzenia nagrywające prowadziłam nagrania punktowe na terenach otwartych wg metodyki nagrań opisanej wcześniej. W celu przeszukania zebranego materiału akustycznego wykorzystałam automatyczne, półautomatyczne i manualne metody wykrywania na nagraniach wokalizacji *E.tahapisi* - również zgodnie z metodyką pracy opisaną wcześniej w podrozdziale Metody akustyczne. Otrzymane w ten sposób wyniki razem z wynikami liczeń transektowych wykorzystałam do budowy modelu predyktywnego siedlisk optymalnych w

programie MaxEnt. Na tym etapie wykorzystałam mapę siedliskową powierzchni Mendongbou zawierającą informację na temat typu siedliska w danym miejscu, nachylenia i ekspozycji stoku oraz wysokości nad poziomem morza.

Wygenerowane w modelach prawdopodobieństwo wystąpienia *E. tahapisi* weryfikowałam na trzy sposoby, z wykorzystaniem danych źródłowych modeli. Wykorzystałam lokalizacje *E.tahapisi* pochodzące z (1) liczeń transektowych, (2) nagrań automatycznych oraz (3) podzbiory danych z liczeń transektowych o liczbie rekordów odpowiadającej wariantowi nr 2 (z nagrań automatycznych). W ten sposób oceniałam efektywność przewidywania wystąpienia *E.tahapisi* w danej lokalizacji przez każdy z modeli.

Wyniki

3.1 Lista stwierdzonych gatunków i podział na grupy funkcjonalne

Na terenie badań w latach 2010-2013 wraz z zespołem zaobserwowałam łącznie 137 gatunków ptaków (Tabela 7 i 8). Wyróżniłam sześć grup gatunków, przy czym każdy gatunek został przypisany tylko do jednej grupy. Jako kryteria podziału pod uwagę wzięłam (1) elementy biologii poszczególnych gatunków oraz (2) właściwości wokalizacji gatunku (częstotliwość, natężenie, rozkład dobowy), które najsilniej decydowały o możliwości efektywnego wykrycia obecności gatunku na podstawie jego wokalizacji, a także (3) o możliwości faktycznego przypisania obecności gatunku do lokalizacji (punktu nagrań), w której został wykryty.

Szczególnie istotny jest ostatni czynnik, który ma decydujący wpływ na jakość i wiarygodność wyników otrzymanych na podstawie nagrań automatycznych. Ponieważ nagrania są punktowe, wszystkie wykryte na nich wokalizacje zostają automatycznie przypisane do lokalizacji, z której pochodzi nagranie, a to oznacza, że do lokalizacji przypisane zostaje de facto występowanie wokalizującego gatunku. Taka procedura jest zgodna ze stanem faktycznym dla gatunków, które mają stosunkowo niewielkie arealy osobnicze i wokalizują na tyle głośno, że zostają nagrane przez urządzenia nagrywające.

Poniżej, w grupach 1-4 wyróżniono gatunki, które z różnych względów nie spełniają ww. kryteriów, ponieważ np. ich arealy są zbyt duże, pojawiają nieregularnie, a wokalizacje rzadkie lub niespecyficzne. Przy czym każdy z gatunków może charakteryzować się jedną lub większą liczbą wymienionych cech, niemniej zawsze został zakwalifikowany wyłącznie do jednej z grup na podstawie wyróżnionej arbitralnie dominującej cechy. I tak np. stwierdzenia pojedynczych przedstawicieli danego gatunku, zakwalifikowałam jako ptaki zalatujące (grupa 4), pomijając zupełnie aspekt ich wokalizacji. Analogicznie wyróżniłam kolejne grupy, których szczegółowy opis znajduje się niżej.

W 5 grupie przedstawiam gatunki, które widywane i nagrywane były wyłącznie poza obszarami leśnymi. Wskazuję na ich obecność dla ukazania pełnego bogactwa gatunkowego awifauny stwierdzonej w trakcie całego okresu badań.

Ostatnią jest grupa 6 obejmująca gatunki, których wykrycie na nagraniach odzwierciedla faktyczne ich występowanie w danej lokalizacji, a także niektóre inne gatunki, których stwierdzenie może być istotne z indywidualnych względów, jak w przypadku gatunków endemicznych. Stwierdzenia tej grupy gatunków stanowią podstawę dalszych analiz w niniejszej pracy.

Poniżej zamieszczam opis grup umieszczonych w Tabeli 1 - Wszystkie gatunki ptaków stwierdzone w Kilum Ijim i na Mendongbou w latach 2010-2013.

Grupa 1. Ptaki drapieżne. Wielkość arealów i zdolność do pokonywania bardzo dużych odległości w krótkim czasie uniemożliwia efektywny monitoring tej grupy przez automatyczne rejestratory w skali przestrzennej przyjętej na potrzeby tej pracy. Dodatkowo niewielka częstość wokalizowania utrudnia ich wykrywanie i sprawia, że metody akustyczne nie znajdują szerszego zastosowania w przypadku tej grupy gatunków (dla takiej skali przestrzennej). Zaobserwowano łącznie piętnaście gatunków ptaków drapieżnych, z czego trzy były obserwacjami jednorazowymi.

Grupa 2. Jaskółki i jerzyki. Na powierzchni Mendongbou stwierdzono osiem gatunków jaskółek i trzy gatunki jerzyków, przy czym wszystkie obserwowane osobniki koncentrowały się wokół dwóch sąsiadujących ze sobą wzniesień, które pokryte są pastwiskami i częściowo odkrytymi skałkami. Stwarza to ptakom dogodne warunki do bytowania, zapewniając schronienie wśród skał i pokarm w postaci obfitości owadów towarzyszących wypasany tam zwierzętom hodowlanym. Gatunki te wyłączyłam z analiz akustycznych z kilku powodów. Po pierwsze gatunki są skoncentrowane w pobliżu jednej lokalizacji, położonej znacznie powyżej linii lasu co sprawia, że poszukiwanie ich na nagraniach wykonanych w lesie jest bezzasadne. Po drugie, nawet jeśli założyć, że jaskółki mogą występować na obszarze badań w innych, niewykrytych przez obserwację miejscach (co jest bardzo mało prawdopodobne, zważywszy na czas trwania badań), to latają one jednak zbyt wysoko żeby ich wokalizacje mogły być efektywnie i regularnie nagrywane przez automatyczne rejestratory umieszczone na wysokości 2-2,5 m nad ziemią we wnętrzu lasu. Wszystkie wykryte głosy tych gatunków są więc raczej odzwierciedleniem położenia rekorderów w miejscu, gdzie sporadycznie nad nim przelatywały żerujące wysoko ptaki.

Grupa 3. Migranci długodystansowi. Zaobserwowano dziewięć gatunków migrujących z Palearktyki i zimujących w Afryce. One również zostały przeze mnie wyłączone z analiz akustycznych ze względu na incydentalność obserwacji oraz fakt, że gatunki te na

zimowiskach są poza okresem godowym i przez większość czasu pozostają cicho. Istnieje niewielkie prawdopodobieństwo, że poza słabo niespecyficznymi głosami kontaktowymi ptaki te mają w repertuarze wokalizacje typowe dla czasu przebywania na zimowiskach. Nie mniej jednak nie znalazłam żadnych stwierdzeń czy opisów takich wokalizacji dla obserwowanych gatunków. Migranci długodystansowi na zimowiskach nie wykazują zachowań terytorialnych, bywa, że często zmieniają miejsce pobytu, więc ich stwierdzenie pozwala jedynie określić ich jednorazową obecność w danym miejscu i czasie. Wszystkie stwierdzenia tych gatunków miały miejsce w środowiskach otwartych.

Grupa 4. Gatunki o dużych arealach, nieregularne i/lub pojedyncze stwierdzenia. W tej grupie znalazły się przede wszystkim gatunki, których wykrycie na nagraniach automatycznych było albo sporadyczne względu na rzadkość i/lub niespecyficzność wokalizacji albo też nie dawało adekwatnej informacji o występowaniu gatunku w miejscu stwierdzenia. Znalazły się tutaj gatunki widywane jednorazowo w trakcie całego okresu badań (np. *Turdoides gilberti*), ale także dość regularnie stwierdzane gatunki, które były notowane w różnych lokalizacjach kilkakrotnie w ciągu każdego sezonu badawczego (np. *Streptopelia semitorquata* - gatunek liczny na niższych wysokościach). Wyróżniłam też (oznaczenia 4A) w obrębie tej grupy gatunki, które chociaż rezydują na Mendnongbou i nawet obserwowane były ich lęgi, to jednak nie było możliwe włączenie ich do analiz akustycznych ze względu na fakt, że ich areale znacznie przekraczały wielkość pojedynczego płata leśnego (niektóre dzięcioły czy żoły). W ten sposób umieściłam w jednej grupie wszystkie gatunki, których wykrycie na nagraniach automatycznych nie byłoby tożsame z ich faktycznym i trwałym występowaniem w danej lokalizacji. Wymieniam je w ogólnym zestawieniu w celu pełnego zobrazowania bogactwa gatunków na obszarze badań.

Grupa 5. Gatunki stwierdzane wyłącznie poza lasami i ekotonami tj. na terenach otwartych, np. obszarach zdominowanych przez orlicę pospolitą, zakrzaczenia *Gnidia glauca* czy trawę słoniową, niewymienione wcześniej.

Grupa 6. Gatunki stwierdzane przede wszystkim na nagraniach automatycznych pochodzących ze środowisk leśnych lub ich obrzeży. Niektóre z nich stwierdzane były również poza lasami, co jest najprawdopodobniej efektem wykorzystania takich otwartych miejsc do określonych celów jak np. wodopoje, czy też przemieszczania się między płatami leśnymi. Nie wszystkie gatunki wystąpiły na obu powierzchniach badawczych, niektóre stwierdzone były tylko na jednej z nich. Każdy z wymienionych gatunków wystąpił

przynajmniej jeden raz na którymkolwiek z nagrań automatycznych wykonanych w środowiskach leśnych i/lub na ich obrzeżach. Łącznie wykryto 60 gatunków ptaków wokalizujących na nagraniach automatycznych. Pogrubione w tabeli zostały gatunki endemiczne, które opisuję w osobnym podrozdziale dyskusji.

Spośród wszystkich stwierdzonych 136 gatunków ptaków, 6 było migrantami z Palearktyki, natomiast wśród pozostałych 130 większość stanowiły gatunki szeroko rozpowszechnione w subsaharyjskiej Afryce. Na obszarze badań występuje 12 gatunków endemicznych, a w 2012 roku został zaobserwowany *Kupeornis gilberti* - pojedynczy osobnik endemicznego gatunku, który prawdopodobnie zawędrował tutaj przypadkowo z niżej położonych obszarów. Stwierdziłam 51 gatunków określanych jako przede wszystkim leśne oraz 36 gatunków górskich (wg, Ron i Demey 2004), z czego 28 objęły analizy akustyczne (Tab.1). Łącznie w lasach (w tym w strefie ekotonu) stwierdzone zostały 84 gatunki ptaków.

Tabela 1. Wszystkie gatunki ptaków stwierdzone w Kilum Ijim i na Mendongbou w latach 2010-2013.

Gatunki endemiczne wyróżnione są pogrubieniem czcionki.

Nr	Gr	Kod gatunku	Rodzina	Nazwa gatunkowa		Nazwa polska	L leśny G górski E endemit R rozpowsz.	Gildia pokarmowa
1	1		Accipitridae	<i>Polyboroides typus</i>	Smith, A, 1829	owadożer palmowy	R	5
2	1		Accipitridae	<i>Gypohierax angolensis</i>	Gmelin, JF, 1788	palmojad	R	3
3	1		Accipitridae	<i>Gyps africanus</i>	Salvadori, 1865	sęp afrykański	R	6
4	1		Accipitridae	<i>Gyps ruepelli</i>	Brehm, AE, 1852	sęp plamisty	R	6
5	1		Accipitridae	<i>Polemaetus bellicosus</i>	Daudin, 1800	wojownik zbrojny	R	5
6	1		Accipitridae	<i>Lophaetus occipitalis</i>	Daudin, 1800	orlik długoczuły	R	5
7	1		Accipitridae	<i>Aquila rapax</i>	Temminck, 1828	orzeł sawannowy	R	5
8	1		Accipitridae	<i>Aquila wahlbergii</i>	Sundevall, 1851	orzełek afrykański	R	5
9	1		Accipitridae	<i>Accipiter melanoleucus</i>	Smith, 1800	jastrząb czarno-biały	L R	5
10	1		Accipitridae	<i>Buteo auguralis</i>	Salvadori, 1865	myszołów plamisty	R	5
11	1		Accipitridae	<i>Circus aeruginosus</i>	Linnaeus, 1758	błotniak stawowy	R	5
12	1		Accipitridae	<i>Milvus migrans</i>	Linnaeus, 1758	kania czarna	R	5
13	1		Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i>	Linnaeus, 1758	pustułka	R	5
14	1		Falconidae	<i>Falco biarmicus</i>	Temminck, 1825	raróg górski	G	5
15	1		Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	Tunstall, 1771	sokół wędrowny	R	5
16	1		Falconidae	<i>Falco subbuteo</i>	Linnaeus, 1758	kobuz	R	5
17	2		Apodidae	<i>Apus barbatus</i>	Sclater, 1865	jerzyk afrykański	R	1
18	2		Apodidae	<i>Apus affinis</i>	Gray, 1830	jerzyk mały	R	1
19	2		Apodidae	<i>Apus batesi</i>	Sharpe, 1904	jerzyk czarny	R	1
20	2		Hirundidae	<i>Petrochelidon fuliginosa</i>	Chapin, 1925	jaskółka leśna	R	1
21	2		Hirundidae	<i>Petrochelidon spirodela</i>	Sundevall, 1850	jaskółka towarzyska	R	1
22	2		Hirundidae	<i>Hirundo rustica</i>	Linnaeus, 1758	dymówka	R	1

23	2	Hirundidae	<i>Ptyonoprogne fuligula</i>	Lichtenstein, 1842	jaskółka blada	R	1
24	2	Hirundidae	<i>Cecropis daurica</i>	Linnaeus, 1771	jaskółka rudawa	R	1
25	2	Hirundidae	<i>Riparia paludicola</i>	Vieillot, 1817	brzegówka mała	R	1
26	2	Hirundidae	<i>Psalidoprocne pristopectera</i>	Rüppell, 1836	żałobniczka sawannowa	R	1
27	2	Hirundidae	<i>Psalidoprocne fuliginosa</i>	Shelley, 1887	żałobniczka górską	L G E	1
28	2	Hirundidae	<i>Psalidoprocne nitens</i>	Cassin, 1857	żałobniczka równosterna	R	1
29	2	Hirundidae	<i>Delichon urbica</i>	Linnaeus, 1758	oknówka	R	1
30	3	Accipitridae	<i>Pernis apivorus</i>	Linnaeus, 1758	trzemeljad	R	1
31	3	Phylloscopidae	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Bechstein, 1792	świstunka leśna	R L	1
32	3	Phylloscopidae	<i>Phylloscopus collybita</i>	F. Boie, 1826	pierwiosnek	R	1
33	3	Phylloscopidae	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Linnaeus, 1758	piecuszek	R	1
34	3	Motacillidae	<i>Motacilla flava</i>	Linnaeus, 1758	pliszka żółta	R	1
35	3	Motacillidae	<i>Motacilla alba</i>	Linnaeus, 1759	pliska siwa	R	1
36	4	Motacillidae	<i>Anthus pallidiventris</i>	Sharpe, 1885	świergotek długonogi	R	1
37	4	Columbidae	<i>Streptopelia semitorquata</i>	Rüppell, 1837	synogarlica czerwonooka	R F	2
38	4	Columbidae	<i>Treron calvus</i>	Temminck, 1811	treron krasnonosy	R L	3
39	4	Cuculidae	<i>Clamator leuallantii</i>	Swainson, 1829	kukułka żałobna	R	1
40	4	Caprimulgidae	<i>Caprimulgus tristigma</i>	Rüppell, 1840	lelek skalny	R	1
41	4	Phoeniculidae	<i>Phoeniculus bollei</i>	Hartlaub, 1858	sierpodudek białołowy	R L	1
42	4	Alcenididae	<i>Corythornis leucogaster</i>	Fraser, 1843	zimorodek biało brzuchy	R L	5
43	4	Bucerotidae	<i>Lophoceros fasciatus</i>	Shaw, 1812	dzioborożec żałobny	R L	1,3
44	4	Alcenididae	<i>Halcyon senegalensis</i>	Linnaeus, 1766	łowiec jasny	R	5
45	4A	Meropidae	<i>Merops gularis</i>	Shaw, 1798	żółta czarna	L R	1
46	4A	Meropidae	<i>Merops variegatus</i>	Vieillot, 1817	żółta niebieskopierśna	R	1
47	4	Meropidae	<i>Merops albicollis</i>	Vieillot, 1817	żółta biało gardła	R	1
48	4	Meropidae	<i>Merops nubicus</i>	Gmelin, 1788	żółta szkarłatna	R	1

49	4	Lybiidae	<i>Gymnobucco calvus</i>	Lafnasnaye,1841	tysoń kreskowany	R L	3,1
50	4	Indicatoridae	<i>Indicator minor</i>	Stephens, 1815	miodowód szarogłowy	R	1
51	4A	Picidae	<i>Jynx rufficolis</i>	Wagler, 1830	krętogłów	R	1
52	4A	Picidae	<i>Chloropiccus elliotii</i>	Cassin, 1863	dzięcioł zmienny	R L	1
53	4A	Picidae	<i>Chloropiccus fuscescens</i>	Vieillot, 1818	dzięcioł jasnolicy	R	1
54	4A	Picidae	<i>Chloropiccus goertae</i>	Müller, 1776	dzięcioł popielaty	R L	1
55	4A	Picidae	<i>Campethera tullbergi</i>	Sjöstedt, 1892	dzięciolik górski	R G L	1
56	4	Campephagidae	<i>Campephaga phoenicea</i>	Latham, 1790	liszkojad	R L	1
57	4A	Laniidae	<i>Lanius mackinnoni</i>	Sharpe, 1891	dzierzba białoskrzydła	R	1
58	4	Corvidae	<i>Corvus albus</i>	Statius Muller, 1776	kruk srokaty	R	7
59	4	Leiothrichidae	<i>Turdoides gilberti</i>	Serle, 1949	stoczyk białogardły	L G E	1
60	4	Cisticollidae	<i>Apalis nigriceps</i>	Shelley, 1883	nikornik czarnogłowy	L R	1
61	4	Cisticollidae	<i>Apalis bamendae</i>	Bannerman, 1922	nikornik kameruński	E	1
62	4	Cisticollidae	<i>Bathmocercus rufus</i>	Reichenow, 1895	strumieńczyk czarnolicy	G L	2
63	4	Sturnidae	<i>Onychognatus walleri</i>	Shelley, 1880	czarnotek krótkosterny	L G R	3
64	4	Muscicapidae	<i>Agricola pallidus</i>	von Müller, 1851	mucharka blada	R	1
65	4	Muscicapidae	<i>Thamnolaea cinnamomeiventris</i>	Lafnasnaye,1836	smolarek rdzawobrzuchy	R	1
66	4	Muscicapidae	<i>Cossypha isabellae</i>	Parzudaki, 1847	złotyńka górską	L G E	1
67	4	Nectarinidae	<i>Cinnyris coccinigastrus</i>	Latham, 1801	nektarnik wspaniały	R	4
68	4	Ploceidae	<i>Ploceus bicolor</i>	Vieillot, 1819	wikłacz dwubarwny	L G R	1
69	5	Macrosphenidae	<i>Hylia prasina</i>	Cassin, 1855	pokrzewczyk	R	1
70	5	Cisticollidae	<i>Prinia subflava</i>	Gmelin, 1789	prinia myszata	R	1
71	5	Cisticollidae	<i>Cisticola brunnescens</i>	Heuglin, 1862	chwastówka bladogłowa	R	1
72	5	Cisticollidae	<i>Schistolais leucopogon</i>	Cabanis, 1875	ciemnogłowik białobrody	R	1
73	5	Muscicapidae	<i>Cercotrichas leucophrys</i>	Vieillot, 1817	drozdówka jasna	R	1

74	5		Muscicapidae	<i>Cercotrichas hartlaubi</i>	Reichenow, 1891	łrozdówka sawannowa	R	1
75	5		Ploceidae	<i>Ploceus cucullatus</i>	Statius Muller, 1776	wikłacz zmienny	R	2
76	5		Viduidae	<i>Vidua macroura</i>	Pallas, 1764	wdówka biało brzucha	R	2,1
77	5		Motacillidae	<i>Anthus similis</i>	Jerdon, 1840	świergotek długodzioby	R	1
78	6	Ptesqu	Phasianidae	<i>Pternistis squamatus</i>	Cassin, 1857	szponiastonóg łuskowany	L	3 2
79	6	Tur tyn	Columbidae	<i>Turtur tympanistra</i>	Temminck, 1809	turkaweczka białoczelną	L	2
80	6	Cor cri	Musophagidae	<i>Corythaeola cristata</i>	Vieillot, 1816	szyszak	L R	3
81	6	Tau ban	Musophagidae	<i>Tauraco bannermani</i>	Bates, 1923	turak kameruński	L G E	3
82	6	Chrkla	Cuculidae	<i>Chrysococcyx klaas</i>	Stephens, 1815	kukułeczka biało brzucha	R	1
83	6	Cap nig	Caprimulgidae	<i>Caprimulgus nigriscapularis</i>	Reichenow, 1983	lelek brązowy	L R	1
84	6	Bubafr	Strigidae	<i>Bubo africanus</i>	Temminck, 1821	puchacz afrykański	L R	5
85	6	Col str	Collidae	<i>Colius stratus</i>	Gmelin, JF, 1789	czepiga rudawa	R	3
86	6	Pogcor	Lybiidae	<i>Pogoniulus coryphaea</i>	Reichenow, 1892	wąsaczek żółto grzbiety	L G R	3
87	6	Pog bil	Lybiidae	<i>Pogoniulus bilineatus</i>	Sundevall, 1850	wąsaczek żółtorzytny	L R	4
88	6	Buc duc	Lybiidae	<i>Buccanodon duchaillui</i>	Cassin, 1855	wąsalik	L	3 1
89	6	Cor cae	Campephagidae	<i>Coracina caesia</i>	Sharpe, 1891	kruczyna szara	L R	3 1
90	6	Cor azu	Campephagidae	<i>Coracina azurea</i>	Cassin, 1852	kruczyna lazurowa	L G R	1
91	6	Ori nig	Orolidae	<i>Oriolus nigripennis</i>	Verreaux, J & E, 1855	wilga czarnoskrzydła	L G R	3 1
92	6	Pla lat	Platysteiridae	<i>Platysteira laticincta</i>	Bates, 1926	krępaczek obroźny	L G E	1
93	6	Bat min	Platysteiridae	<i>Batis minor</i>	Erlander, 1901	krępnik ciemnogłowy	R	1
94	6	Tchaut	Malaconotidae	<i>Tchagra australis</i>	Smith, A, 1836	czagra brązowłbista	R	1
95	6	Lanatr	Malaconotidae	<i>Laniarius atrofıavus</i>	Shelley, 1887	dzierzyk żółto brzuchy	E	1
96	6	Elm alb	Stenostriidae	<i>Elminia albiventris</i>	Sjostedt, 1893	muchodławik biało brzuchy	R G L	1
97	6	Elm lon	Stenostriidae	<i>Elminia longicauda</i>	Swainson, 1838	muchodławik błękitny	R	1
98	6	Mel alb	Paridae	<i>Melaniparus albiventris</i>	Shelley, 1881	sikora biało brzucha	R	1

99	6	Uro epi	Cisticollidae	<i>Urolais epichlorus</i>	Reichenow, 1892	długosterek zielony	L G E	1
100	6	Ore pul	Cisticollidae	<i>Oreolais pulcher</i>	Sharpe, 1891	przepaśnik białogardły	R G L	1
101	6	Cambra	Cisticollidae	<i>Camaropectera brachyura</i>	Vieillot, 1821	bęczak zielonogrzbisty	R	1
102	6	Apajac	Cisticollidae	<i>Apalis jacksoni</i>	Sharpe, 1891	nikornik białowąsy	R G L	1
103	6	Apacin	Cisticollidae	<i>Apalis cinerea</i>	Sharpe, 1891	nikornik szary	R G L	1
104	6	Cis chu	Cisticollidae	<i>Cisticola chubbi</i>	Sharpe, 1892	chwastówka uboga	R	1
105	6	Braban	Locustellidae	<i>Bradypterus bangwaensis</i>	Alexander, 1903	krótkolotka rdzawobrewa	L G E	1
106	6	Ari mon	Pycnonotidae	<i>Arizelocichla montana</i>	Reichenow, 1892	gorobilbil oliwkowy	L G E	3
107	6	Aritep	Pycnonotidae	<i>Arizelocichla tephrolaema</i>	Graey, 1862	górobilbil gwinejski	L G E	3
108	6	Pyc bar	Pycnonotidae	<i>Pycnonotus barbatus</i>	Desfontaine, 1789	bilbil ogrodowy	R	3
109	6	Zos sen	Zosteropidae	<i>Zosterops senegalensis</i>	Bonaparte, 1850	szlarnik senegalski	R	1
110	6	Ill ful	Pellorneidae	<i>Illadopsis fulvescens</i>	Cassin, 1859	wyżynniak płowy	R L	1
111	6	Syl aby	Sylviidae	<i>Sylvia abyssinica</i>	Rüppell, 1840	pokrzewka szarogłowa	R G L	1
112	6	Tur pel	Turdidae	<i>Turdus pelios</i>	Bonaparte, 1850	drozd żółtodzioby	R	1 3
113	6	Mus adu	Muscicapidae	<i>Muscicapa adusta</i>	Boie, F, 1828	mucholówka myszata	R G	1
114	6	Cos niv	Muscicapidae	<i>Cossypha niveicapilla</i>	Lafresnaye, 1838	złotokos siwogłowy	R L	1 3
115	6	Sax tor	Muscicapidae	<i>Saxicola torquatusalax</i>	Linnaeus, 1766	kląskawka afrykańska	R	1
116	6	Kakpol	Modulatricidae	<i>Kakamega poliothorax</i>	Reichenow, 1900	gódrozd szaroboczny	L G R	1
117	6	Cyaori	Nectarinidae	<i>Cyanomitra oritis</i>	Reichenow, 1892	nektarnik ubogi	L G E	4
118	6	Cin rei	Nectarinidae	<i>Cinnyris reichenowi</i>	Sharpe, 1891	nektarnik złotoboczny	L G R	4
119	6	Cinbou	Nectarinidae	<i>Cinnyris bouvieri</i>	Shelley, 1877	nektarni tęczy	L G R	4
120	6	Plobag	Ploceidae	<i>Ploceus baglafaecht</i>	Daudin, 1802	wikłacz złotoczelny	L G R	1 3
121	6	Ploban	Ploceidae	<i>Ploceus bannermani</i>	Chapin, 1932	wikłacz kameruński	E	1 3
122	6	Plomel	Ploceidae	<i>Ploceus melanogaster</i>	Shelley, 1887	wikłacz żółtogłowy	L G R	1
123	6	Ploins	Ploceidae	<i>Ploceus insignis</i>	Sharpe, 1891	wikłacz brązowogłowy	L G R	1
124	6	Eup cap	Ploceidae	<i>Euplectes capensis</i>	Linnaeus, 1766	wikłacz przyłdkowy	G R	2

125	6	Eupard	Ploceidae	<i>Euplectes ardens</i>	Boddaert, 1783	wikłacz półobrożny	R	2
126	6	Nesshe	Estrildae	<i>Nesocharis shelleyi</i>	Alexander, 1903	obrożniczka kusa	L G E	1 2
127	6	Nigcan	Estrildae	<i>Nigrita canicapillus</i>	Strickland, 1841	nigrita czarnoczelna	L R	1
128	6	Cry rei	Estrildae	<i>Cryptospiza reichenovii</i>	Hartlaub, 1874	krasnorzytka maskowa	G R	2
129	6	Eus dyb	Estrildae	<i>Euschistospiza dybowski</i>	Oustalet, 1892	kroplik Dybowskiego	R	2,1
130	6	Lag rub	Estrildae	<i>Lagonosticta rubricata</i>	Lichtenstein, MHK, 1823	amarantka zmienna	L R	2,1
131	6	Est ast	Estrildae	<i>Estrilda astrild</i>	Linnaeus, 1758	astyld falisty	R	2
132	6	Est non	Estrildae	<i>Estrilda nonnula</i>	Hartlaub, 1883	astyld biało brzuchy	R	2
133	6	Mot cla	Motacillidae	<i>Motacilla clara</i>	Sharpe, 1908	pliszka jasna	R G	1
134	6	Lin oli	Fringillidae	<i>Linurgus olivaceus</i>	Fraser, 1843	krasnodziób	L G R	2
135	6	Crimoz	Fringillidae	<i>Crithagra mozambica</i>	Statius Müller, 1776	afrokulczyk mozambijski	R	2
136	6	Cri bur	Fringillidae	<i>Crithagra burtoni</i>	Gray, 1862	afrokulczyk grubodzioby	L G R	2
137	6	Embtah	Fringillidae	<i>Emberiza tahapisi</i>	Smith, A, 1836	trznadel cyrkonowy	R	2

Grupy:

- 1 - ptaki drapieżne 2 - jaskółki i języki 3 - migranci długodystansowi
4 - Gatunki o dużych areałach, nieregularne i/lub pojedyncze stwierdzenia 5 - gatunki środowisk otwartych
6 - gatunki efektywnie wykrywane na nagraniach automatycznych.

Gatunek **L leśny** - występujący w środowiskach leśnych niezależnie od wysokości nad poziomem morza, **G górski** - występujący wyłącznie powyżej pewnej wysokości (zależnej od gatunku, jednak najczęściej ok.1500m n.p.m.), **E endemit** - gatunek o ograniczonym zasięgu występowania (w tej pracy jest to maksymalnie obszar pasma Cameroon Mountains), **R rozpowsz** - gatunek szeroko rozpowszechniony w Arfycy, a w przypadku migrantów również poza nią.

Gildie pokarmowe (wg dominującego składnika diety):

- 1 - owadożerne 2 - ziarnojady 3 - owocożerne 4 - nektarniki 5 - drapieżne 6 - padlinożerne
7 - wszystkożerne N - dieta nieopisana, dane szacunkowe.

3.2. Charakterystyka siedliskowa powierzchni badawczych

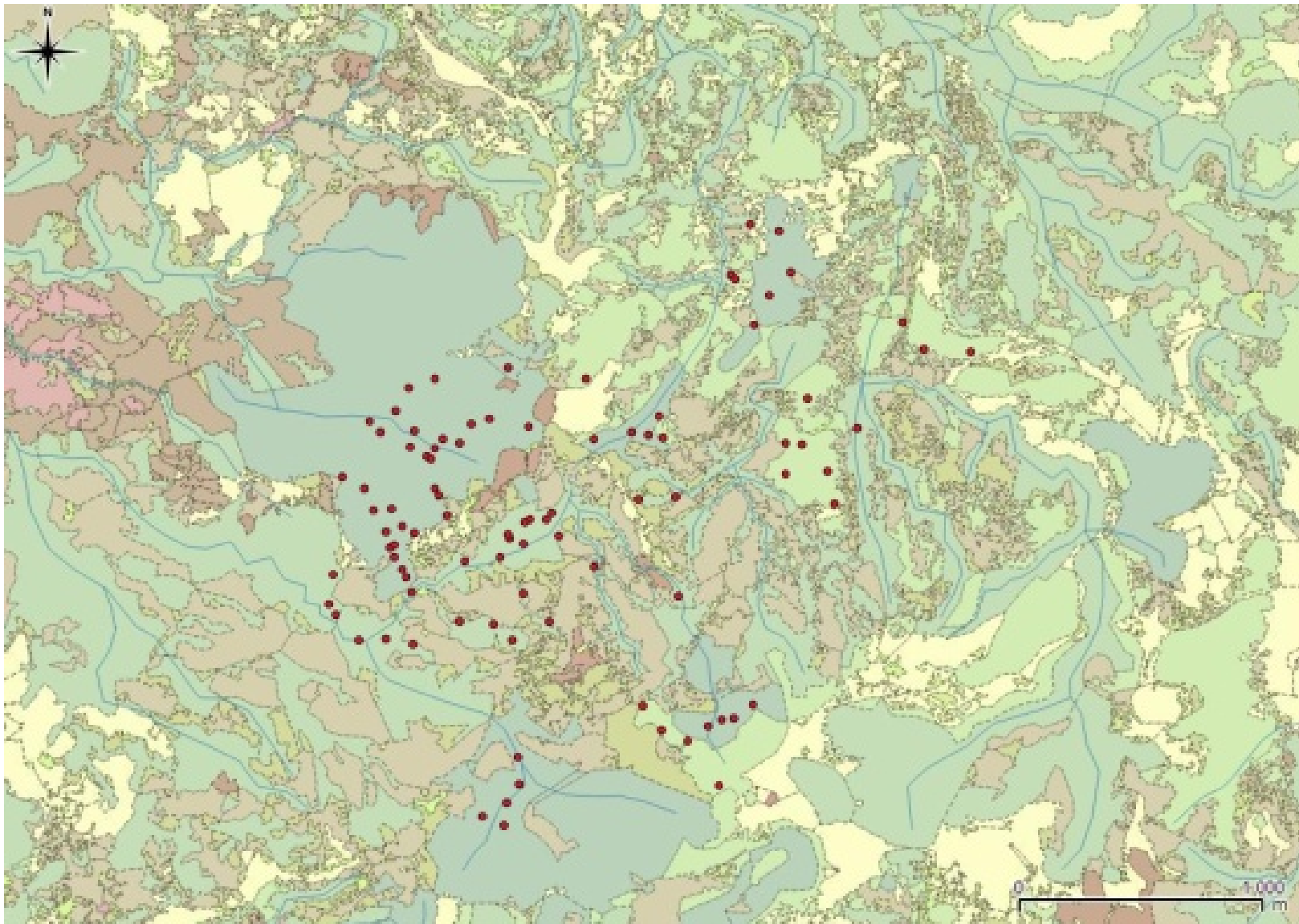
Powierzchnia Kilum Ijim (Ryc. 1) jest nieznacznie mniejsza niż Mendongbou (Ryc. 2). Lasy zajmują ponad 11km² na każdej z nich, jednak na Kilum Ijim są to wyłącznie lasy deszczowe, a na Mendongbou znaleźć można przede wszystkim lasy strumykowe, a w dalszej kolejności lasy prześwietlone i wreszcie lasy deszczowe (Tabela 2).

Punkty nagraniowe zostały wyznaczone we wszystkich typach siedlisk leśnych na obu powierzchniach (Ryc. 1 i 2). W lesie Kilum Ijim wyznaczyłam były 62 punkty nagraniowe, na Mendongbou 94 w tym 27 lokalizacji w lasach strumykowych LSTR, 48 we fragmentach leśnych o pierwotnym charakterze LDES, a 19 w lasach prześwietlonych LPRZ.

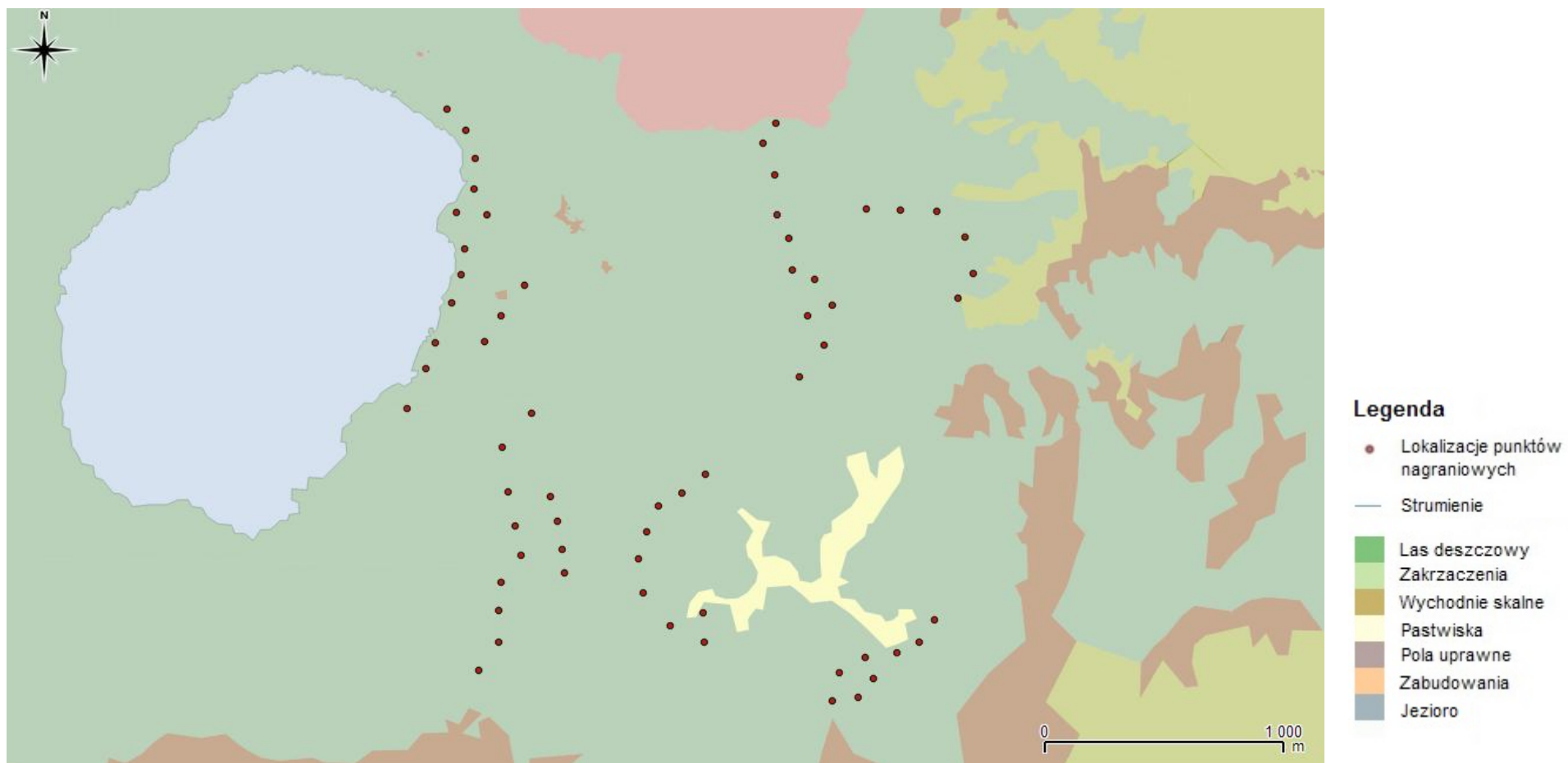
Tabela 2. Rodzaje siedlisk leśnych na obu powierzchniach badawczych

	Mendongbou			Kilum Ijim	
	w km ²	procentowo		w km ²	procentowo
LDES	2,50	12,16	LDES	11,70	66,33
LSTR	6,05	29,40	--	--	--
LPRZ	2,81	13,63	--	--	--
Lasy ogółem	11,36	54,89	Lasy ogółem	11,70	66,33
Mendongbou ogółem	20,57		Kilum Ijim ogółem	17,6	

Zróznicowanie struktury pionowej trzech typów lasów najbardziej obrazowo przedstawia analiza mikrosiedliskowa. W każdym punkcie nagraniowym zebrane zostały dane na temat pokrycia roślinności w 5 klasach wysokościowych oraz liczba starych drzew i ilość martwego drewna. Przeprowadzenie analizy głównych składowych zredukowało liczbę zmiennych (Tabela 3) do trzech klas wysokościowych. Miara adekwatności próby KMO na poziomie 0,611 oraz test sferyczności Barletta 190,84 (df=15, p<0,001) wskazały na zasadność zastosowania metody PCA, stąd w dalszej części pracy zebrane dane siedliskowe omawiam w postaci czynników zgrupowanych.



Ryc. 5. Mapa siedliskowa powierzchni Mendongbou



Ryc. 6. Mapa siedliskowa powierzchni Kilumijim

Pierwszy czynnik PC1 łączy w sobie liczbę drzew o pierśnicy większej niż 25cm z pokryciem w dwóch najwyższych warstwach, tj. między 5 a 10m i powyżej 10m, co w praktyce jest połączeniem pokrycia w warstwach koron z drzewami je tworzącymi (Tabela 2). Drugi czynnik PC2 to pokrycie między wysokością 3 a 5m, odzwierciedla warstwę podszytu, natomiast warstwy najniższe tj. pokrycie roślinności poniżej 1m i między 1 a 3m zgrupowane zostały w czynnik trzeci PC3.

Tabela 3. Analiza głównych składowych (PCA; ang. Principal Component Analysis) zmiennych siedliskowych dla wszystkich punktów nagraniowych. Pogrubiono wartości najlepiej opisujące poszczególne komponenty.

Statystyki badanych zmiennych	PC 1	PC2	PC3
Wartość własna	2,275	1,314	1,043
% wyjaśnionej wariancji	37,920	21,903	17,376
Skumulowany % wariancji	37,920	59,822	77,198
liczba drzew	0,739	0,047	0,331
pokrycie powyżej wys. 10m	0,793	-0,031	0,267
pokrycie między wys. 5 a 10m	0,806	0,265	0,072
pokrycie między wys. 3 a 5m	-0,216	0,824	0,366
pokrycie między wys. 1 a 3m	-0,633	0,141	0,634
pokrycie do wys. 1m	-0,059	-0,736	0,567

Wyróżnione czynniki związane z pokryciem roślinności razem z innymi, wskazanymi już wcześniej czynnikami posłużyły do porównania obu powierzchni badawczych (Tabela 4) oraz poszczególnych typów lasu między sobą (Tabela 5). Różnic nie stwierdziłam jedynie w przypadku ilości martwego drewna i pokrycia roślinności w najniższej warstwie (poniżej 3m). Warto zwrócić uwagę na różnice w nachyleniu i ekspozycji stoku (Ryc.7). Powierzchnia Kilum Ijim jest położona wyżej niż Mendongbou, a zbocza górskie na badanym fragmencie tego kompleksu leśnego są znacznie bardziej strome. Jednak różnice w ekspozycji stoku między powierzchniami są w pewnym stopniu odzwierciedleniem niewielkiej powierzchni lasów deszczowych LDES na powierzchni Mendongbou, a także ich lokalizacji, która nie dawała zbyt wielu możliwości do wytyczania punktów nagraniowych. Ostatnie duże fragmenty lasów

LDES zlokalizowane są na zachodnich, północno-zachodnich i północnych ścianach trudno dostępnego, głębokiego wąwozu. W ten sposób następuje przesunięcie wartości średniej w kierunku wyższych wartości (kodujących kierunek zach., półn.-zach. i półn.) z powodu konieczności próbkowania wyłącznie obszaru zlokalizowanego na zboczach o właśnie takiej ekspozycji.

Tabela 4. Porównanie parametrów środowiska oraz liczby stwierdzonych gatunków w punktach nagraniowych na Kilum Ijim i Mendongbou.

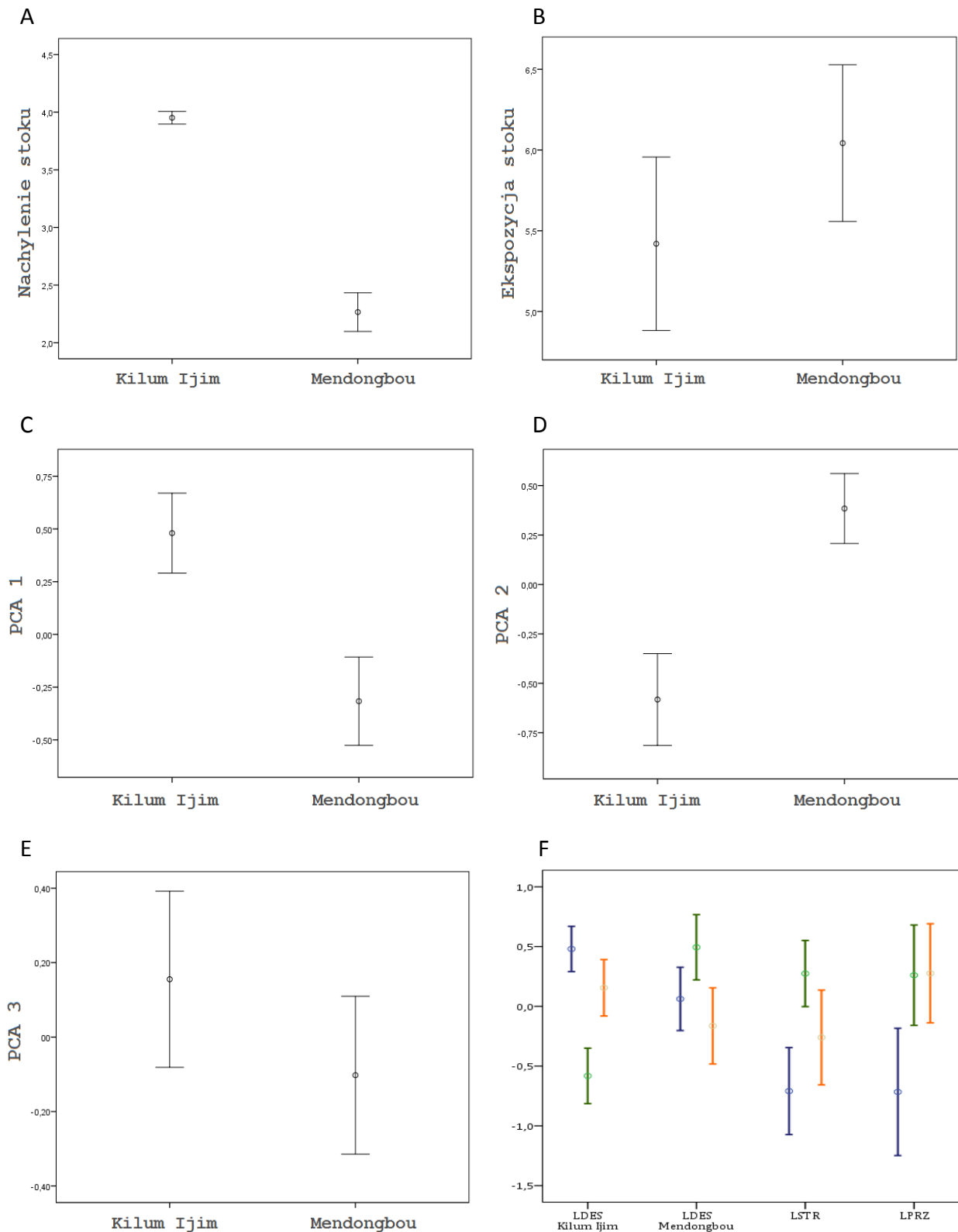
	PC1	PC2	PC3	SGAT	MDRE	LDRZ	NACH	EKSP
U Manna-Whitneya	710	433	1118	365,5	1023,5	1907,0	124	949
P	0	0	0,343	0	0,11	0	0	0,034
P (szacowanie Monte Carlo)	0,001	0,000	0,353	0,000	0,107	0,000	0,000	0,034

Tabela 5. Porównanie pokrycia roślinności we wszystkich typach lasu na obu powierzchniach. Warstwy lasu: PC1 - warstwa koron wysokich, PC2 - warstwa podszytu, PC3 - warstwa najniższa; powierzchnie: KI - Kilum Ijim, Md - Mendongbou; typy lasu: LDES - lasy deszczowe, LSTR - lasy strumykowe, LPRZ - lasy prześwietlone.

Test U Manna - Whitneya	LDES KI vs LDES Md	LDES KI vs LSTR Md	LDES KI vs LPRZ Md	LDES Md vs LSTR Md	LDES Md vs LPRZ Md	LSTR Md vs LPRZ Md
U dla PC1	1137,0	275,0	218,0	353,5	258,0	244,0
P	0,034	0,000	0,000	0,001	0,006	0,780
P (Monte Carlo)	0,031	0,000	0,000	0,001	0,004	0,791
U dla PC2	634,0	402,0	309,0	546,5	389,0	253,0
P	0,000	0,000	0,002	0,263	0,351	0,938
P (Monte Carlo)	0,000	0,000	0,002	0,261	0,360	0,946
U dla PC3	1212,0	641,0	555,0	615,5	343,0	174,0
P	0,096	0,080	0,705	0,720	0,116	0,066
P (Monte Carlo)	0,088	0,079	0,714	0,728	0,123	0,066

Lasy na obu powierzchniach różnią się istotnie pod względem struktury pionowej (Tabela 4 i 5, Ryc. 7). W lesie LDES na Kilum Ijim znacznie bardziej niż we wszystkich typach lasu na Mendongbou rozbudowana jest warstwa koron drzew wysokich o pierśnicy przekraczającej 25cm (PC1) (Tabela 5 i Ryc. 7C). W obrębie trzech typów lasów na Mendongbou pokrycie w tej warstwie maleje wraz ze wzrostem przekształcenia siedlisk leśnych. Pozostałości lasów zlokalizowane wzdłuż strumieni (LSTR) oraz lasy prześwietlone (LPRZ) nie różnią się istotnie pod względem pokrycia w warstwie PC1, co w praktyce obserwacji terenowych czasami przejawiało się zupełnym jej brakiem.

Jednocześnie w lasach, gdzie warstwa koron jest uboższa, widoczny staje się rozrost warstwy podszytu. Zaobserwowałam to zjawisko we wszystkich typach lasu w porównaniu do lasu (LDES) w Kilum Ijim, który uznaję za referencyjny dla tego obszaru. W obrębie Mengongbou różnie w pokryciu tej warstwy nie wystąpiły (Tabela 4 i 5, Ryc. 7).



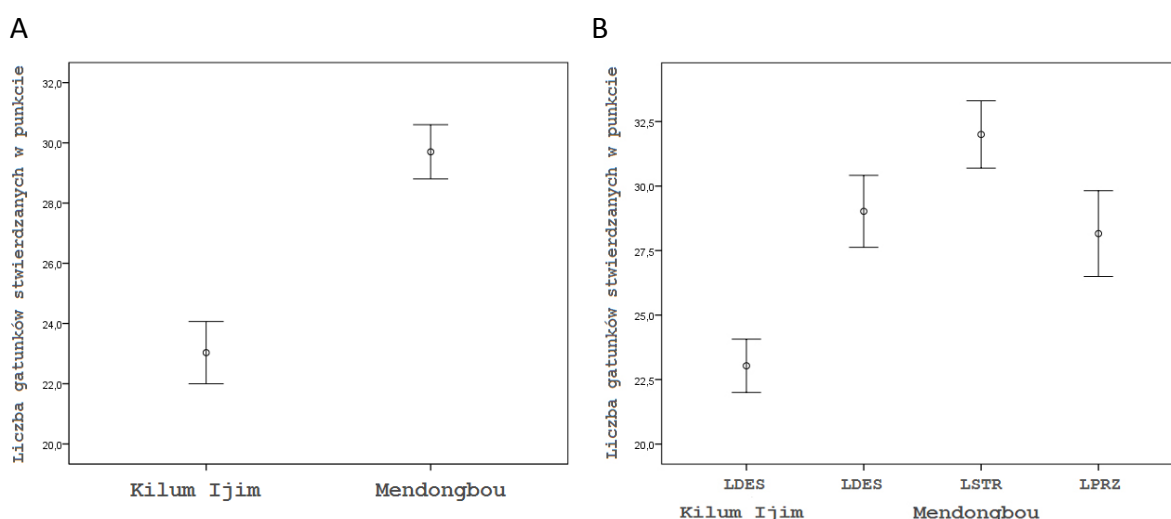
Ryc. 7. Porównanie cech środowiskowych w otoczeniu punktów nagraniowych na powierzchniach Kilum Ijim i Mendongbou. A - nachylenie stoku przedstawione w klasach 1 - 4 (odpowiadającym podziałowi nachylenia 0-90 stopni na cztery równe przedziały); B - ekspozycja stoku (analizowana w klasach - kierunki odpowiadają kolejnym liczbom 1-8 np.: NE - 1, E-2, ES - 3, S-4 etc.); C,D,E - czynniki zgrupowane analizy dyskryminacyjnej, odpowiednio PC1, PC 2, PC3; F - pokrycie w warstwach w poszczególnych typach lasów na obu powierzchniach

3.3 Awifauna zróżnicowanych typów lasu na obu powierzchniach.

Na powierzchni Kilum Ijim w pojedynczej lokalizacji urządzenia nagrywające rejestrowały średnio 23 gatunków, a 29 gatunków na powierzchni Mendongbou (Ryc. 8, Tabela 6). Najbogatsze w przedstawicieli awifauny były lasy strumykowe LSTR, a najmniej gatunków notowała w lasach prześwietlonych LPRZ. Lasy deszczowe LDES uplasowały się w środku rozkładu na Mendongbou, jednak warto zauważyć, że każda z tych wartości osobno jest wyraźnie wyższa od liczby gatunków notowanych w lasach deszczowych LDES Kilum Ijim (Ryc. 8). Różnice w strukturze środowisk leśnych znalazło odzwierciedlenie również w liczbie gatunków ptaków wykrywanych w punkcie nagraniowym (Tabela 5), przy czym liczba ta była wyższa na powierzchni Mendongbou.

Tabela 6. Porównanie liczby stwierdzonych gatunków ptaków w punktach nagraniowych pomiędzy powierzchniami

Powierzchnia	N	Średnia ranga	Średnia \pm SD
Kilum Ijim	62	44,31	23,06 \pm 5,43
Mendongbou	94	101,05	29,75 \pm 4,37
Wartość testu U Manna-Whitneya		794,5	
Istotność asymptotyczna (dwustronna)		0	



Ryc. 8. Liczba stwierdzonych gatunków ptaków w punktach nagraniowych na obu powierzchniach (A) oraz z uwzględnieniem różnych typów lasu na Mendongbou (B)

Spośród 60 gatunków ptaków, które zaklasyfikowałam zostały do grupy nr 6 (gatunków stwierdzanych na nagraniach automatycznych pochodzących ze środowisk leśnych), znakomitą większość wykryłam na nagraniach pochodzących z obu powierzchni. W Mendongbou nie stwierdziłam jedynie gatunku z rodziny krukowatych *Corvus albus*, który reprezentowany był dość licznie na niewielkich pastwiskach w lesie Kilumljim. Na Mendongbou gatunek ten był mało liczny i zalatywał nad powierzchnię z pastwisk położonych na jej zachodnim skraju. Ze względu na fakt, że widywany był często w ciągu dnia i na znacznych wysokościach, to znajdował się poza zasięgiem czasowym i przestrzennym urządzeń nagrywających umieszczonych we wnętrzu lasu, choć faktycznie był obecny na powierzchni.

Z kolei w lesie Kilum Ijim nie stwierdziłam obecności siedmiu innych gatunków stwierdzanych w Mendongbou: *Bubo africanus*, *Corythaeola cristata*, *Cossypha niveicapilla*, *Elminia longicauda*, *Motacilla clara*, *Ploceus melanogaster* oraz *Emberiza tahapisi*. Poza ostatnim, wszystkie te gatunki są gatunkami leśnymi.

Szczegółowe dane na temat średniej liczby stwierdzeń oraz dokładnej liczby punktów nagraniowych, w których dany gatunek był stwierdzony przedstawiam w Tabeli 7 dla wszystkich typów siedliskowych na powierzchni Mendongbou oraz w Tabeli 8 dla powierzchni Kilum Ijim. Uszeregowanie tabel w kolejności malejącej od gatunków wykrywanych w największej liczbie punktów nagraniowych pozwala na łatwiejsze dostrzeżenie różnic w rozpowszechnieniu gatunków na obu powierzchniach.

W szczególności warto zwrócić uwagę jak rozkłada się frekwencja różnych gatunków ptaków w różnych typach lasu. Szczególnie interesujące może być prześledzenie częstości gatunków włączonych do modelowania (w dalszej części pracy). Dla ułatwienia wyróżniłam te pozycje w tabelach.

Apacin - *Apalis cinerea*, Arimon - *Arizelocichla montana*, Aritep - *Arizelocichla tephrolaema*,
Braban - *Bradypterus bangwaensis*, Bucduc - *Buccanodon duchailui*,
Cinrei - *Cinnyris reichenowi*, Elmalb - *Elminia albiventris*, Lanatr - *Laniarius aftroflavus*,
Linoli - *Linurgus olivaceus*, Orepul - *Oreolais pulcher*, Pogcor - *Pogoniulus corphaea*,
Pogbil - *Pogoniulus bilineatus*, Sylaby - *Sylvia abyssinica*, Uroepi - *Urolais epichlorus*,
Zossen - *Zosterops senegalensis*.

Tabela 7. Częstości stwierdzeń wokalizacji gatunków ptaków na punktach nagrań automatycznych na powierzchni Mendongbou. Gatunki uszeregowane są malejąco według liczby stwierdzeń we wszystkich typach lasu.

Gatunek	N = 94 Wszystkie typy lasu				N = 48 Las deszczowy LDES				N = 27 Las strumykowy .LSTR				N = 19 Las prześwietlony LPRZ			
	Średnia	Odch. stand.	Wariancja	Suma	Średnia	Odch. stand.	Wariancja	Suma	Średnia	Odch. stand.	Wariancja	Suma	Średnia	Odch. stand.	Wariancja	Suma
Lanatr	1	0	0	94	1	0	0	48	1	0	0	27	1	0	0	19
Cinrei	0,99	0,10	0,01	93	0,98	0,14	0,02	47	1	0	0	27	1	0	0	19
Linoli	0,97	0,18	0,03	91	0,94	0,24	0,06	45	1	0	0	27	1	0	0	19
Turtyrn	0,93	0,26	0,07	87	0,87	0,33	0,11	42	1	0	0	27	0,95	0,23	0,05	18
Pogbil	0,91	0,28	0,08	86	0,94	0,24	0,06	45	0,93	0,27	0,07	25	0,84	0,37	0,14	16
Orepul	0,89	0,31	0,10	84	1	0	0	48	1	0	0	27	0,47	0,51	0,26	9
Sylaby	0,87	0,33	0,11	82	1	0	0	48	0,96	0,19	0,04	26	0,42	0,51	0,26	8
Colstr	0,82	0,39	0,15	77	0,77	0,42	0,18	37	0,96	0,19	0,04	26	0,74	0,45	0,20	14
Apacin	0,81	0,40	0,16	76	1	0	0	48	0,93	0,27	0,07	25	0,16	0,37	0,14	3
Cisclu	0,79	0,41	0,17	74	0,75	0,44	0,19	36	0,70	0,47	0,22	19	1	0	0	19
Aritep	0,77	0,43	0,18	72	0,98	0,14	0,02	47	0,93	0,27	0,07	25	0	0	0	0
Elmalb	0,75	0,43	0,19	71	0,94	0,24	0,06	45	0,85	0,36	0,13	23	0,16	0,37	0,14	3
Pycbar	0,75	0,43	0,19	71	0,62	0,49	0,24	30	0,89	0,32	0,10	24	0,89	0,32	0,10	17
Tauban	0,75	0,43	0,19	71	0,73	0,45	0,20	35	1	0	0	27	0,47	0,51	0,26	9
Braban	0,74	0,44	0,19	70	0,77	0,42	0,18	37	0,81	0,40	0,16	22	0,58	0,51	0,26	11
Frasqu	0,74	0,44	0,19	70	0,67	0,48	0,23	32	0,78	0,42	0,18	21	0,89	0,32	0,10	17
Arimon	0,71	0,45	0,21	67	0,87	0,33	0,11	42	0,93	0,27	0,07	25	0	0	0	0
Capnig	0,70	0,46	0,21	66	0,96	0,20	0,04	46	0,44	0,51	0,26	12	0,42	0,51	0,26	8
Musadu	0,68	0,47	0,22	64	0,71	0,46	0,21	34	0,52	0,51	0,26	14	0,84	0,37	0,14	16
Corcri	0,64	0,48	0,23	60	0,71	0,46	0,21	34	0,93	0,27	0,07	25	0,05	0,23	0,05	1
Cribur	0,61	0,49	0,24	57	0,33	0,48	0,23	16	0,81	0,40	0,16	22	1	0	0	19
Turpel	0,61	0,49	0,24	57	0,73	0,45	0,20	35	0,78	0,42	0,18	21	0,05	0,23	0,05	1

Ploban	0,56	0,50	0,25	53	0,40	0,49	0,24	19	0,67	0,48	0,23	18	0,84	0,37	0,14	16
Pogcor	0,56	0,50	0,25	53	0,65	0,48	0,23	31	0,52	0,51	0,26	14	0,42	0,51	0,26	8
Orinig	0,55	0,50	0,25	52	0,54	0,50	0,25	26	0,37	0,49	0,24	10	0,84	0,37	0,14	16
Crimoz	0,54	0,50	0,25	51	0,31	0,47	0,22	15	0,67	0,48	0,23	18	0,95	0,23	0,05	18
Uroepi	0,54	0,50	0,25	51	0,54	0,50	0,25	26	0,78	0,42	0,18	21	0,21	0,42	0,17	4
Cyaori	0,53	0,50	0,25	50	0,46	0,50	0,25	22	0,41	0,50	0,25	11	0,89	0,32	0,10	17
Lagrub	0,53	0,50	0,25	50	0,37	0,42	0,24	18	0,52	0,51	0,26	14	0,95	0,23	0,05	18
Plobag	0,5	0,50	0,25	47	0,35	0,48	0,23	17	0,56	0,51	0,26	15	0,79	0,43	0,17	15
Zoosen	0,5	0,50	0,25	47	0,29	0,46	0,21	14	0,59	0,50	0,25	16	0,89	0,32	0,10	17
Plalat	0,46	0,50	0,25	43	0,56	0,50	0,25	27	0,44	0,51	0,26	12	0,21	0,42	0,17	4
Chrkla	0,44	0,50	0,25	41	0,5	0,50	0,25	24	0,44	0,51	0,26	12	0,26	0,45	0,20	5
Bucduc	0,43	0,50	0,25	40	0,75	0,44	0,19	36	0,15	0,36	0,13	4	0	0	0	0
Cryrei	0,40	0,49	0,24	38	0,29	0,46	0,21	14	0,56	0,51	0,26	15	0,47	0,51	0,26	9
Estnon	0,40	0,49	0,24	38	0,21	0,41	0,17	10	0,52	0,51	0,26	14	0,74	0,45	0,20	14
Kakpol	0,39	0,49	0,24	37	0,37	0,49	0,24	18	0,59	0,50	0,25	16	0,16	0,37	0,14	3
Cinbou	0,38	0,49	0,24	36	0,42	0,50	0,25	20	0,22	0,42	0,18	6	0,53	0,51	0,26	10
Eusdyb	0,38	0,49	0,24	36	0,25	0,44	0,19	12	0,59	0,50	0,25	16	0,42	0,51	0,26	8
Batmin	0,35	0,48	0,23	33	0,27	0,45	0,20	13	0,33	0,48	0,23	9	0,58	0,51	0,26	11
Eupcap	0,30	0,46	0,21	28	0,06	0,24	0,06	3	0,26	0,45	0,20	7	0,95	0,23	0,05	18
Apajac	0,29	0,46	0,21	27	0,48	0,50	0,25	23	0,11	0,32	0,10	3	0,05	0,23	0,05	1
Estast	0,29	0,46	0,21	27	0,08	0,28	0,08	4	0,30	0,47	0,22	8	0,79	0,42	0,17	15
Corcae	0,28	0,45	0,20	26	0,17	0,38	0,14	8	0,41	0,50	0,25	11	0,37	0,50	0,25	7
Melalb	0,24	0,43	0,19	23	0,15	0,36	0,13	7	0,18	0,40	0,16	5	0,58	0,51	0,26	11
Ploins	0,22	0,42	0,17	21	0,10	0,31	0,09	5	0,22	0,42	0,18	6	0,53	0,51	0,26	10
Elmlon	0,19	0,40	0,16	18	0,10	0,31	0,09	5	0,37	0,49	0,24	10	0,16	0,37	0,14	3
Plomel	0,18	0,39	0,15	17	0,25	0,44	0,19	12	0,18	0,40	0,16	5	0	0	0	0
Cosnev	0,16	0,37	0,34	15	0,12	0,33	0,11	6	0,30	0,46	0,22	8	0,05	0,23	0,05	1
Corazu	0,15	0,36	0,13	14	0,15	0,34	0,13	7	0,11	0,32	0,10	3	0,21	0,42	0,17	4

Illfulv	0,15	0,36	0,13	14	0,15	0,34	0,13	7	0,22	0,42	0,18	6	0,05	0,23	0,05	1
Thaaus	0,14	0,34	0,12	13	0	0	0	0	0,11	0,32	0,10	3	0,53	0,51	0,26	10
Nesche	0,12	0,32	0,10	11	0,17	0,38	0,14	8	0,11	0,32	0,10	3	0	0	0	0
Cambra	0,08	0,28	0,08	8	0,17	0,38	0,14	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Nigcan	0,06	0,25	0,06	6	0,12	0,33	0,11	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Saxtor	0,06	0,25	0,06	6	0,06	0,24	0,06	3	0	0	0	0	0,16	0,37	0,14	3
Embtah	0,04	0,20	0,04	4	0	0	0	0	0,07	0,27	0,07	2	0,10	0,32	0,10	2
Bubafr	0,02	0,14	0,02	2	0,04	0,20	0,04	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Motcla	0,01	0,10	0,01	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,23	0,05	1
Coralb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 8. Częstości stwierdzeń wokalizacji gatunków ptaków na punktach nagrań automatycznych na powierzchni Kilum Ijim. Gatunki uszeregowane są malejąco względem częstości stwierdzeń.

Gatunek	KilumIjim N = 62													
	Średnia	Odch. stand	Wariancja	Suma										
Apacin	1	1	0	62	Crimoz	0,43	0,50	0,25	27	Corcae	0,18	0,39	0,15	11
Orepul	1	1	0	62	Bucduc	0,42	0,50	0,25	26	Orinig	0,18	0,39	0,15	11
Cinrei	1	1	0	62	Cinbou	0,40	0,49	0,24	25	Plobag	0,11	0,37	0,14	10
Lanatr	1	1	0	62	Cambra	0,39	0,49	0,24	24	Cryrei	0,14	0,36	0,12	9
Linoli	1	1	0	62	Lagrub	0,39	0,49	0,24	24	Saxtor	0,13	0,34	0,11	8
Pogcor	0,98	0,13	0,02	61	Musadu	0,39	0,49	0,24	24	Thaaus	0,13	0,34	0,11	8
Sylaby	0,81	0,40	0,16	50	Cosnev	0,33	0,47	0,21	21	Corazu	0,11	0,32	0,10	7
Arimon	0,71	0,46	0,21	44	Pogbil	0,32	0,47	0,22	20	Melalb	0,11	0,32	0,10	7
Zoosen	0,69	0,46	0,22	43	Tauban	0,32	0,47	0,22	20	Apajac	0,10	0,30	0,09	6
Aritep	0,68	0,47	0,22	42	Plalat	0,31	0,46	0,22	19	Nesche	0,06	0,25	0,06	4
Elmalb	0,68	0,47	0,22	42	Capnig	0,27	0,45	0,20	17	Eupcap	0,05	0,22	0,04	3
Turpel	0,68	0,47	0,22	42	Cyaori	0,26	0,44	0,19	16	Estast	0,02	0,13	0,02	1
Cischu	0,66	0,48	0,23	41	Batmin	0,24	0,43	0,19	15	Bubafr	0	0	0	0
Turtyim	0,64	0,48	0,23	40	Estnon	0,24	0,43	0,19	15	Corcri	0	0	0	0
Pycbar	0,60	0,49	0,24	37	Kakpol	0,24	0,43	0,19	15	Elmlon	0	0	0	0
Coralb	0,55	0,50	0,25	34	Ploban	0,24	0,43	0,19	15	Embtah	0	0	0	0
Illfulv	0,55	0,50	0,25	34	Eusdyb	0,23	0,42	0,18	14	Motclara	0	0	0	0
Uroepi	0,52	0,50	0,25	32	Frasqu	0,23	0,42	0,18	14	Plomel	0	0	0	0
Serbur	0,5	0,50	0,25	31	Ploins	0,23	0,42	0,18	14					
Braban	0,45	0,50	0,25	28	Nigcan	0,21	0,41	0,17	13					
Colstr	0,45	0,50	0,25	28	Chrkla	0,19	0,40	0,16	12					

Analiza skupień (Ryc. 9A,9B,10) wskazała na istnienie pewnych grup gatunków najczęściej ze sobą współwystępujących w środowiskach leśnych. Wzięłam pod uwagę trzy warianty - las Kilum Ijim (Ryc. 10) oraz lasy na Mendongbou w dwóch wersjach - wszystkie typy lasu (Ryc. 9A) i LDES + LSTR (bez LPRZ, Ryc. 9B). W dwóch przypadkach wyodrębniły się dwie grupy gatunków, nazywane przez mnie podstawową i dopełniającą. W wariacie na Ryc. 5B była to jedna grupa, ale zawierająca w sobie większą liczbę gatunków.

Analizując i porównując składy gatunkowe poszczególnych grup zauważyłam, że w znakomitej większości składają się z tej samej puli gatunków, a jedynie gatunki z pierwszej grupy w jednym wariacie, znajdują się często w grupie dopełniającej w innym i vice versa.

Tę podstawową pulę gatunków stanowią:

Apalis cinerea, Arizelocichla montana, Arizelocichla tephrolaema, Cinnyris reichenowi, Colius striatus, Elminia albiventris, Laniarius atroflavus, Linurgus olivaceus, Oreolais pulcher, Pogoniulus bilineatus, Pogoniulus corphaea, Sylvia abyssinica, Turdus pelios, Turtur tympanistra i Zosterops senegalensis.

Przyjrzałam się także danym na temat różnic we frekwencji gatunków na obu powierzchniach oraz w różnych typach siedliskowych (Tabela 9). Z połączenia wyników analizy skupień oraz testu G (Tabela 9) powstała lista gatunków, dla których stworzyłam modele siedlisk optymalnych, a także analizy mikrosiedliskowe (jeśli możliwe). W ten sposób zrezygnowałam z tworzenia modeli siedliskowych dla *Colius striatus*, *Turdus pelios* i *Turtur tympanistra*. Spowodowane jest to preferencjami siedliskowymi tych trzech gatunków (IUCN 2016, Borrow i Demey 2004, de Juana i Kirwan 2020, Collar 2020, Kirwan i in. 2021). Występują w lasach, ale również poza nimi. W lasach chętnie zasiedlają strefy ekotonów, polany śródleśne, a w pobliżu ludzkich siedzib także ogrody i plantacje. Szczególnie *C. striatus* widywany był codziennie na terenach otwartych. Jedynie *T.tympanistra* może lokalnie preferować gęsty las, ale w różnych miejscach Afryki subsaharyjskiej zasiedla całe spektrum środowisk (IUCN 2016, Kirwan i in. 2021) i określenie jego preferencji na obszarze badań wymagałoby osobnych badań z uwzględnieniem większej liczby punktów nagraniowych w różnych typach środowisk nieleśnych.

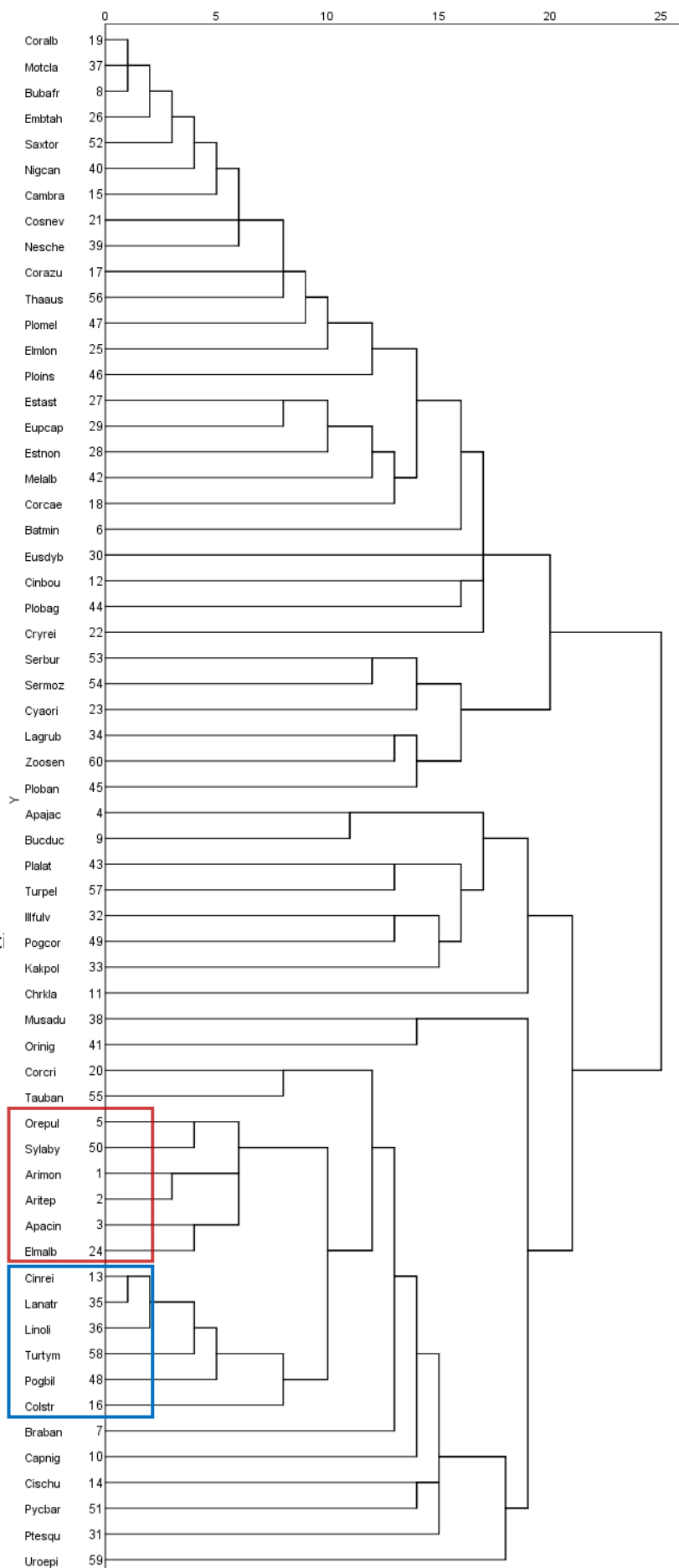
Nie został z tej puli wykluczony *Zosterops senegalensis*, który chociaż widywany był na terenach otwartych, to jednak duża częstość wokalizacji odnotowana w lesie Kilum Ijim skłoniła mnie do dokładniejszego przyjrzenia się jego preferencjom siedliskowym.

W oparciu o Tabelę 9, dane literaturowe i obserwacje terenowe wyróżniłam także trzy gatunki dodatkowe, dla których również przeprowadziłam modelowanie siedlisk optymalnych. Wybrałam gatunki, które z różnych względów są interesujące i mają istotne znaczenie dla pełniejszego zrozumienia opisywanych w pracy zależności, takich jak słyszany tyko w większych płatach leśnych LDES - *Buccanodon duchaillui*. Zaliczyłam tutaj również dwa gatunki endemiczne, najczęściej notowane w lasach LSTR - *Bradypterus bangwaensis*, *Urolais epichlorus*. Przy wyborze gatunków dodatkowych ważne było również, aby liczba stwierdzeń tych gatunków pozwalała na stworzenie modelu.

W ten sposób powstały modele rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla gatunków wyraźnie częściej notowanych w lasach LDES: *Arizelocichla montana*, *Arizelocichla tephrolaema*, *Apalis cinerea*, *Oreolais pulcher*, *Cinnyris reichenowi*, *Elminia albiventris*, *Laniarus atroflavus*, *Linurgus olivaceus*, *Pogoniulus corphaea*, *Pogoniulus bilineatus*, *Sylvia abyssinica*, *Bradypterus bangwaensis*, *Urolais epichlorus*, *Zosterops senegalensis*.

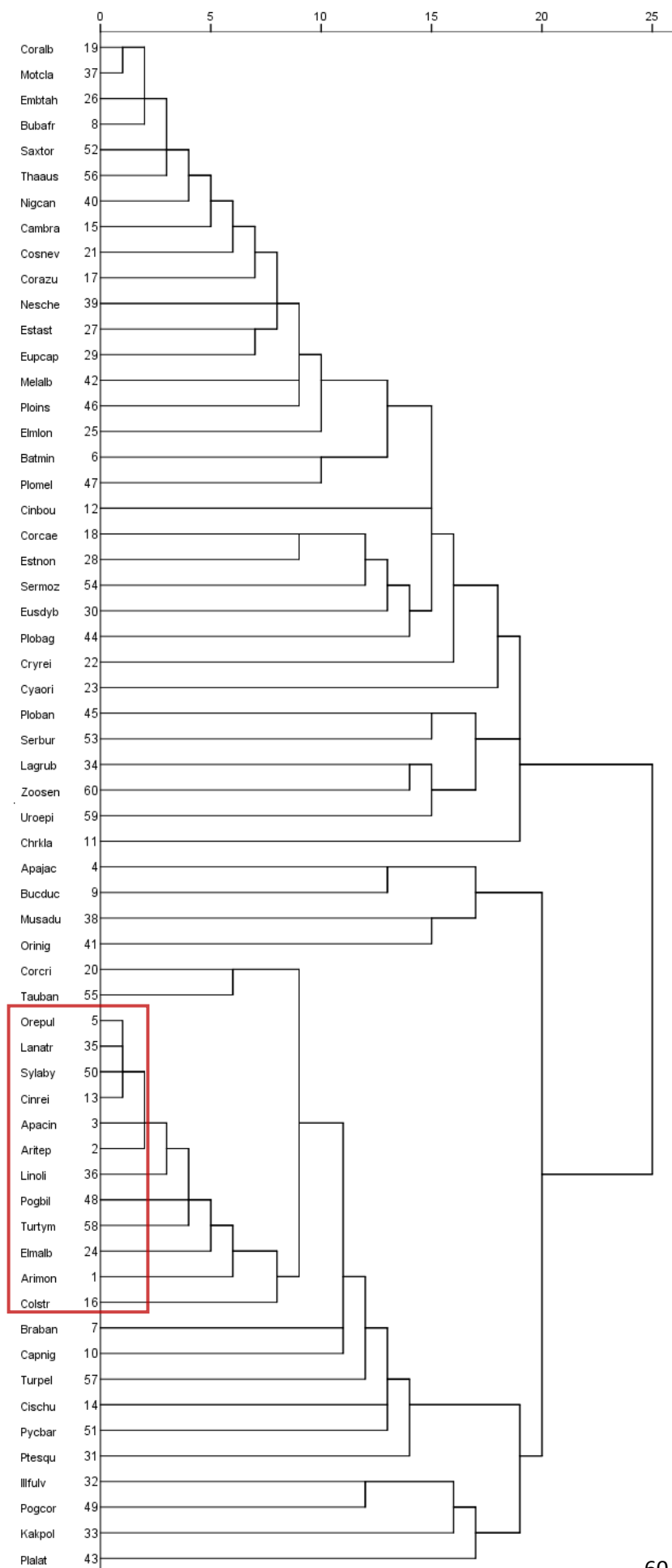
Analiza skupień wskazała na grupę sześciu gatunków najczęściej współwystępujących ze sobą w lasach na Mendongbou (Ryc. 9A). Dla tej grupy jako całości stworzyłam jeden wspólny model predykcji siedliskowej. W skład tej grupy weszły następujące gatunki: *Arizelocichla montana*, *Arizelocichla tephrolaema*, *Apalis cinerea*, *Oreolais pulcher*, *Elminia albiventris*, *Sylvia abyssinica*. Wszystkie te gatunki najchętniej zasiedlają LDES spośród wszystkich typów lasu (Tabela 9).

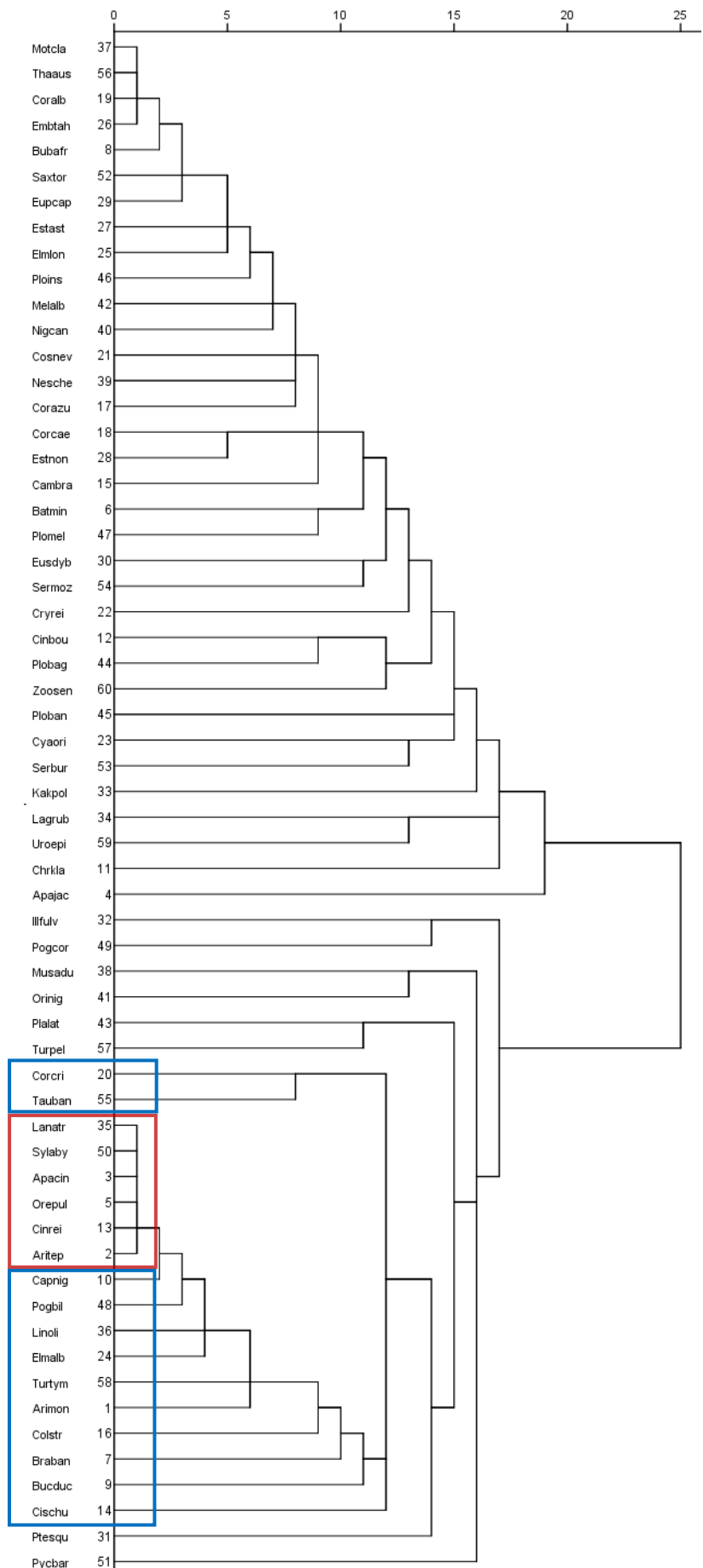
Ryc. 9A. Analiza skupień (w oparciu o kwadrat odległości euklidesowej między grupami) gatunków stwierdzonych na nagraniach automatycznych na powierzchni Mendongbou. Uwzględniłam wszystkie typy lasów: lasy deszczowe, strumykowe i prześwietlone **LDES + LSTR + LPRZ** Kodowanie gatunków ptaków w oparciu o opisane wcześniej skróty np. Apacin = Apaliscinerea. Dla ułatwienia oznaczono grupę podstawową kolorem czerwonym, a dopełniającą niebieskim



Ryc. 5B. Analiza skupień
(w oparciu o kwadrat
odległości euklidesowej)
gatunków stwierdzonych na
nagraniach automatycznych
na powierzchni Mendongbou
w lasach deszczowych
i strumieniowych - **LDES + LSTR**

Kodowanie gatunków ptaków
w oparciu o opisane
wcześniej skróty
np. Apacin = Apaliscinerea.
Dla ułatwienia oznaczono
grupę podstawową
kolorem czerwonym.





Ryc. 5C. Analiza skupień (w oparciu o kwadrat odległości euklidesowej) gatunków stwierdzonych na nagraniach automatycznych na powierzchni Mendongbou w lasach deszczowych - **LDES**

Kodowanie gatunków ptaków w oparciu o opisane wcześniej skróty np. Apacin = Apaliscinerea. Dla ułatwienia oznaczono grupę podstawową kolorem czerwonym.

Ryc. 10. Analiza skupień (w oparciu o kwadrat odległości euklidesowej) gatunków stwierdzonych na nagraniach automatycznych na powierzchni **Kilum Ijim**. Kodowanie gatunków ptaków w oparciu o opisane wcześniej skróty np. Apacin = Apaliscinerea. Dla ułatwienia oznaczono grupę podstawową kolorem fioletowym, a dopełniającą niebieskim.

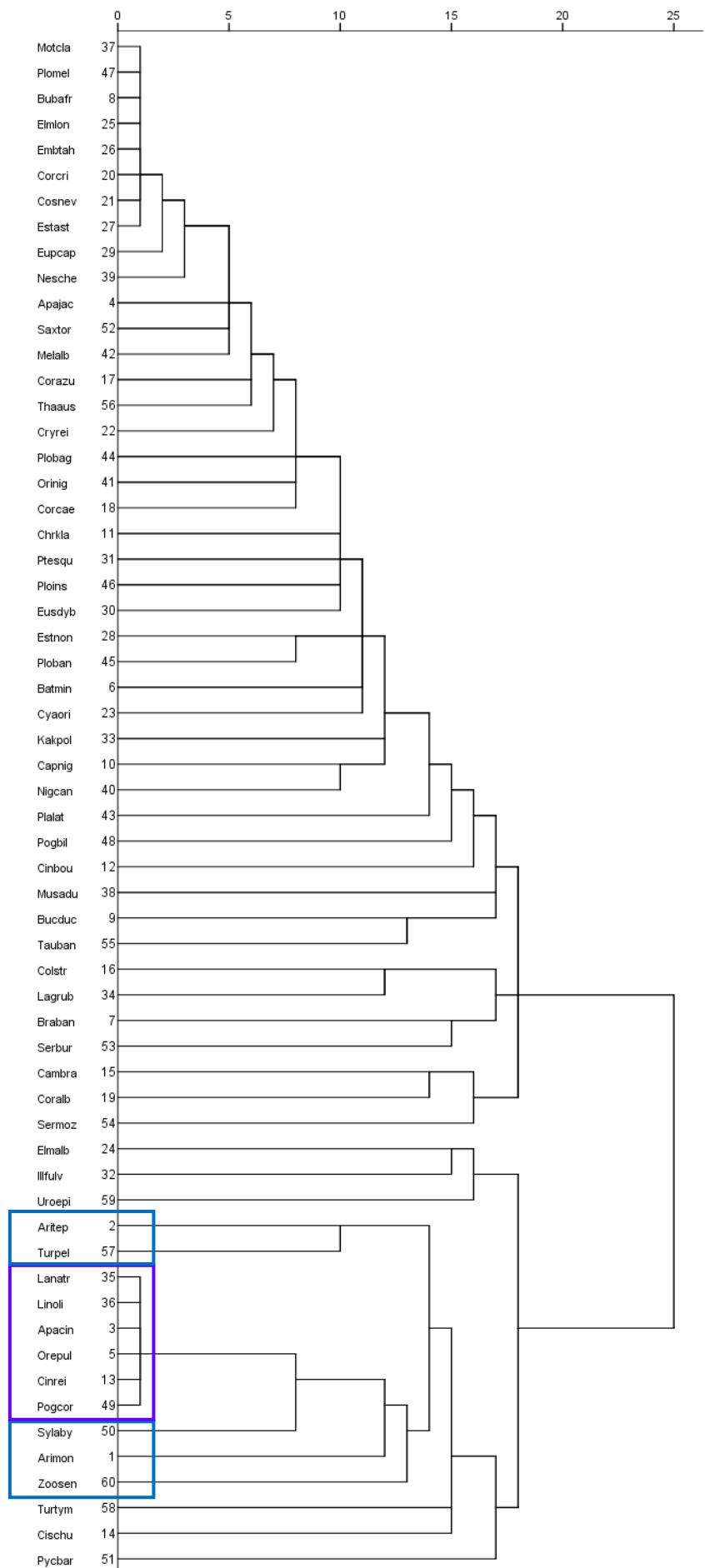


Tabela 9. Porównanie frekwencji gatunków pomiędzy powierzchniami oraz typami siedliskowymi na powierzchni Mendongbou w oparciu o test G. Wartości istotne statystycznie ($p < 0.05$) wyróżniono pogrubioną czcionką. Uwzględniono status gatunków (E-endemiczny, G - górski, R - szeroko rozpowszechniony)

Gatunek	Status	Mendongbou vs Kilum Ijim		LDES vs LSTR vs LPRZ		LDES vs LSTR		LDES vs LPRZ		LSTR vs LPRZ	
		Test G	p	Test G	p	Test G	p	Test G	p	Test G	p
Arimon	E	0,00	0,500	147,61	0,000	0,02	0,441	126,15	0,000	128,93	0,000
Aritep	E	0,44	0,252	155,02	0,000	0,25	0,307	138,63	0,000	128,93	0,000
Apacin	G	2,23	0,068	78,94	0,000	0,25	0,307	70,37	0,000	62,68	0,000
Apajac	G	8,88	0,001	58,67	0,000	32,02	0,000	76,25	0,000	15,25	0,000
Batmin	R	2,06	0,075	13,15	0,001	0,60	0,219	19,01	0,000	12,98	0,000
Braban	E	7,14	0,004	6,28	0,022	0,03	0,434	2,85	0,046	5,44	0,010
Bubafr	R	2,77	0,048	19,78	0,000	12,48	0,000	12,48	0,000	0,00	0,500
Bucduc	R	0,00	0,500	116,65	0,000	41,63	0,000	101,20	0,000	20,79	0,000
Capnig	R	19,01	0,000	28,96	0,000	22,36	0,000	28,88	0,000	0,44	0,254
Chrkla	R	9,54	0,001	8,30	0,008	0,80	0,185	2,89	0,045	6,69	0,005
Cinbou	R	0,05	0,410	13,55	0,001	3,41	0,032	6,98	0,004	19,84	0,000
Cinrei	R	0,02	0,443	0,00	0,500	0,00	0,500	0,00	0,500	0,00	0,500
Cischu	G	1,00	0,158	0,36	0,418	0,27	0,302	7,97	0,002	5,32	0,011
Cambra	G	22,27	0,000	59,33	0,000	37,43	0,000	37,43	0,000	0,00	0,500
Colstr	R	10,43	0,001	4,49	0,053	0,08	0,388	9,00	0,001	7,37	0,003
Corazu	R	0,62	0,216	5,75	0,028	0,20	0,327	0,06	0,404	0,48	0,245
Corcae	R	1,81	0,089	10,35	0,003	9,21	0,001	0,61	0,217	5,13	0,012
Coralb	G	76,25	0,000	0,00	0,500	0,00	0,500	0,00	0,500	0,00	0,500
Corcri	R	87,34	0,000	102,84	0,000	2,42	0,060	60,07	0,000	84,10	0,000
Cosnev	R	0,31	0,289	19,82	0,000	3,03	0,041	3,95	0,023	1,36	0,122
Cribur	G	0,09	0,381	22,03	0,000	8,32	0,002	21,39	0,000	102,87	0,000
Crimoz	R	1,02	0,156	27,58	0,000	10,43	0,001	25,35	0,000	3,95	0,023
Cryrei	G	11,79	0,000	0,94	0,312	0,01	0,462	0,01	0,462	0,04	0,424
Cyaori	E	9,42	0,001	18,77	0,000	9,10	0,001	0,91	0,170	15,69	0,000
Elmalb	G	0,34	0,279	74,72	0,000	1,22	0,135	70,37	0,000	54,09	0,000
Elmlon	R	26,34	0,000	19,94	0,000	18,29	0,000	1,52	0,109	9,61	0,001
Embtah	R	5,55	0,009	15,49	0,000	9,70	0,001	20,79	0,000	2,98	0,042
Estast	R	26,89	0,000	115,49	0,000	11,93	0,000	52,34	0,000	15,79	0,000
Estnon	R	4,04	0,022	59,68	0,000	33,52	0,000	61,57	0,000	4,88	0,014
Eupcap	G	18,74	0,000	94,29	0,000	8,62	0,002	79,32	0,000	39,13	0,000
Eusdyb	R	3,73	0,027	23,21	0,000	23,00	0,000	7,30	0,003	4,58	0,016
Frasqu	R	28,21	0,000	25,51	0,000	15,84	0,000	2,14	0,072	0,30	0,292
Illfulv	R	6,29	0,006	12,74	0,001	5,62	0,009	12,48	0,000	30,50	0,000
Kakpol	G	3,61	0,029	28,47	0,000	12,20	0,000	10,32	0,001	27,98	0,000
Lagrub	R	2,14	0,072	13,63	0,001	1,24	0,132	5,05	0,012	11,26	0,000

Lanatr	E	0,01	0,472	0,00	0,500	0,00	0,500	0,00	0,500	0,00	0,500
Linoli	G	0,08	0,388	0,56	0,377	0,42	0,257	0,42	0,257	0,00	0,500
Melalb	G	4,95	0,013	30,45	0,000	0,03	0,435	31,90	0,000	30,18	0,000
Motcla	R	1,39	0,120	10,99	0,002	0,00	0,500	11,09	0,000	11,09	0,000
Musadu	G	7,48	0,003	7,76	0,010	0,37	0,272	2,97	0,042	8,03	0,002
Nesche	E	2,04	0,077	37,77	0,000	6,95	0,004	37,43	0,000	15,25	0,000
Nigcan	R	8,83	0,001	19,78	0,000	12,48	0,000	12,48	0,000	0,00	0,500
Orepul	G	0,77	0,191	26,20	0,000	0,00	0,500	20,45	0,000	0,00	0,500
Orinig	R	19,65	0,000	20,32	0,000	12,00	0,000	0,91	0,170	19,41	0,000
Plalat	E	2,59	0,054	39,39	0,000	11,64	0,000	35,16	0,000	6,69	0,005
Plobag	R	17,56	0,000	26,76	0,000	10,35	0,001	31,55	0,000	6,01	0,007
Ploban	E	13,17	0,000	32,17	0,000	6,89	0,004	31,55	0,000	2,14	0,072
Ploins	G	0,02	0,441	36,60	0,000	5,62	0,009	35,66	0,000	13,90	0,000
Plomel	G	24,95	0,000	30,03	0,000	0,03	0,435	24,95	0,000	26,34	0,000
Pogbil	R	29,50	0,000	0,50	0,389	0,02	0,441	0,01	0,471	0,01	0,471
Pogcor	G	11,60	0,000	1,12	0,285	0,51	0,239	3,27	0,035	0,37	0,272
Pycbar	R	2,18	0,070	5,37	0,034	4,10	0,021	2,97	0,042	0,09	0,381
Sylaby	G	0,15	0,349	29,49	0,000	0,08	0,388	28,88	0,000	25,95	0,000
Saxtor	R	1,49	0,111	35,16	0,000	0,00	0,500	31,88	0,000	31,88	0,000
Tauban	E	17,78	0,000	20,17	0,000	9,48	0,001	5,81	0,008	66,25	0,000
Tchaus	R	0,04	0,424	81,89	0,000	1,78	0,091	85,95	0,000	39,31	0,000
Turpel	R	0,50	0,240	89,36	0,000	15,25	0,000	60,07	0,000	65,99	0,000
Turtyrn	R	4,67	0,015	0,17	0,459	0,17	0,342	0,33	0,282	117,87	0,000
Uroepi	E	0,04	0,423	37,44	0,000	1,38	0,120	32,72	0,000	46,75	0,000
Zossen	R	3,41	0,032	15,39	0,000	1,89	0,085	16,46	0,000	7,27	0,004

3.4 Modele predyktywne siedlisk optymalnych dla wybranych gatunków leśnych na powierzchni Mendongbou




Pierwszy model predyktywny siedlisk optymalnych powstał dla grupy sześciu gatunków leśnych i obejmował trzy warianty próbkowania danych. W ten sposób mogłam wyłonić parametry dające model o najlepszym dopasowaniu do stanu faktycznego.

Pełen model uczący się pozbawiony jest etapu weryfikacji, co sprawia, że z jednej strony zbiór uczący się jest większy (wpływa korzystnie na dokładność), ale z drugiej strony brak podzbioru testowego nie pozwala oszacować trafności jego przewidywań (brak testowego AUC, brak współczynnika błędu podzbioru testowego - Tabela 10 oraz analizy Jackknife - Ryc. 12). Dwa pozostałe warianty modeli charakteryzują się podobnymi parametrami oceny modelu, choć współczynnik błędu dla podzbioru testowego jest wyraźnie niższy w modelu tylko z 25% zbiorem testowym.

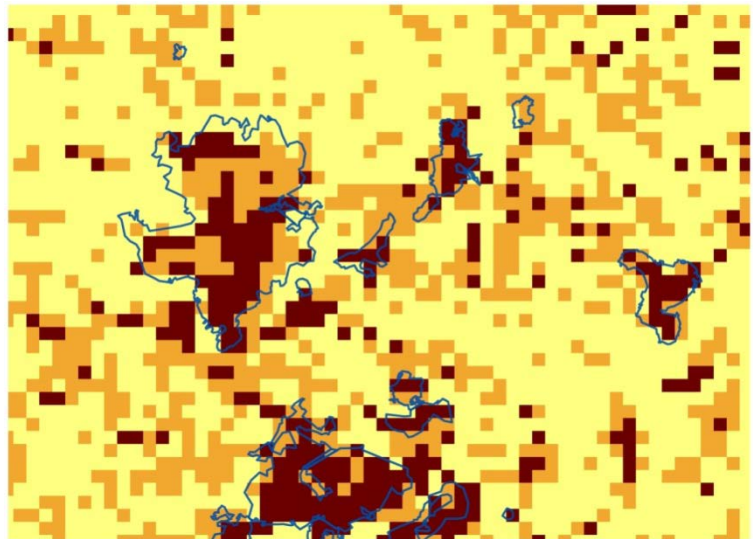
Tabela 10. Zestawienie parametrów trzech wariantów modeli predyktywnych wygenerowanych na powierzchni Mendongbou dla grupy gatunków leśnych *Oreolais pulcher*, *Sylvia abyssinica*, *Arizelocichla montana*, *Arizelocichla tephrolaema*, *Apalis cinerea* i *Elminia albiventris*; A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

1. Pełen model uczący się			2. Model z podzbiorem testowym 25 %			3. Model z podzbiorem testowym 25% i funkcją bootstrap		
Zmienna	A	B	Zmienna	A	B	Zmienna	A	B
LDES	44.9	18.3	LDES	45.8	47.4	LDES	56.3	22.8
LSTR	10.5	26.6	PAST	8.4	7.6	NACH	12.5	8.5
LPRZ	9.5	15.2	LSTR	8.3	16.9	PAST	7.9	8.7
EKSP	7.5	5.9	LPRZ	8.2	16.6	ESKP	6.9	10.6
NACH	6.7	3.1	EKSP	8.1	15.6	LSTR	6.4	15.7
AUC uczące się		0.919	AUC uczące się		0.932	AUC uczące się		0.930
AUC testowe		-----	AUC testowe		0.800	AUC testowe		0.799
AUC testowe SD		-----	AUC testowe SD		0.059	AUC testowe SD		0.079
Współczynnik błędu dla podzbioru testowego			Współczynnik błędu dla podzbioru testowego			Współczynnik błędu dla podzbioru testowego		
---			0.143			0.214		




Prawdopodobieństwo wystąpienia gr. gatunków

	0 - 17%
	18 - 45%
	46 - 91%

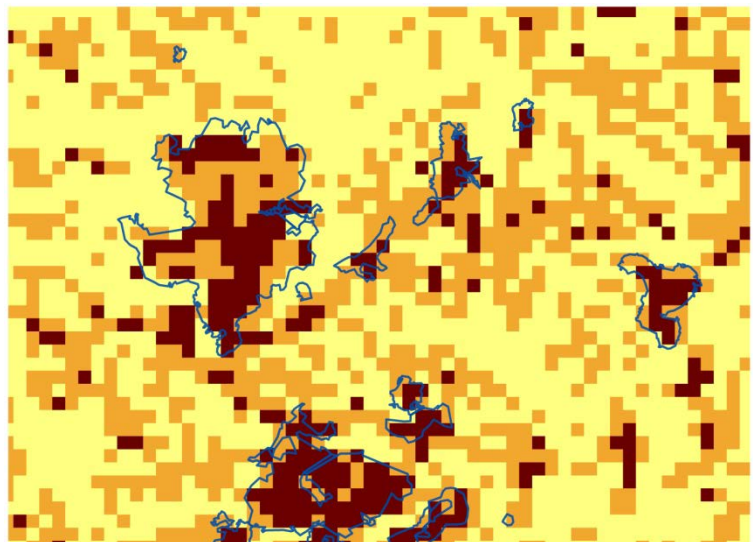
A
Pełen model uczący się, bez podzbioru testowego






Prawdopodobieństwo wystąpienia gr. gatunków

	0 - 19%
	20 - 46%
	47 - 91%

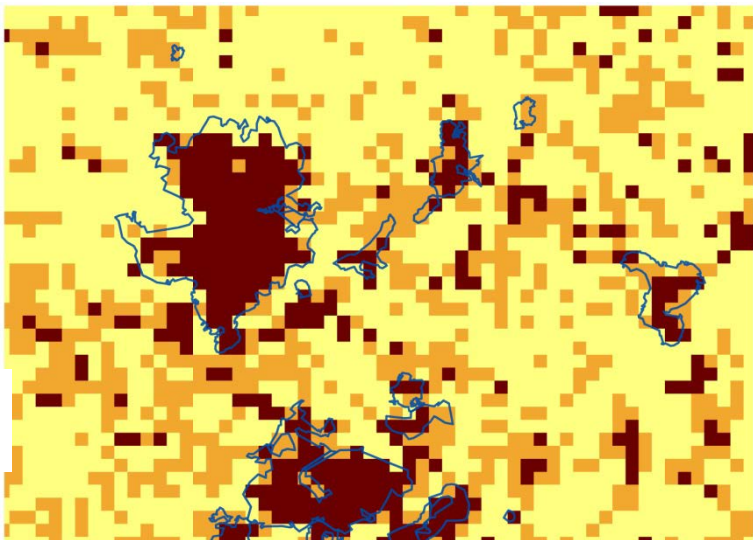
B
Model resamplingowy (bootstrap 25)



Prawdopodobieństwo wystąpienia gr. gatunków

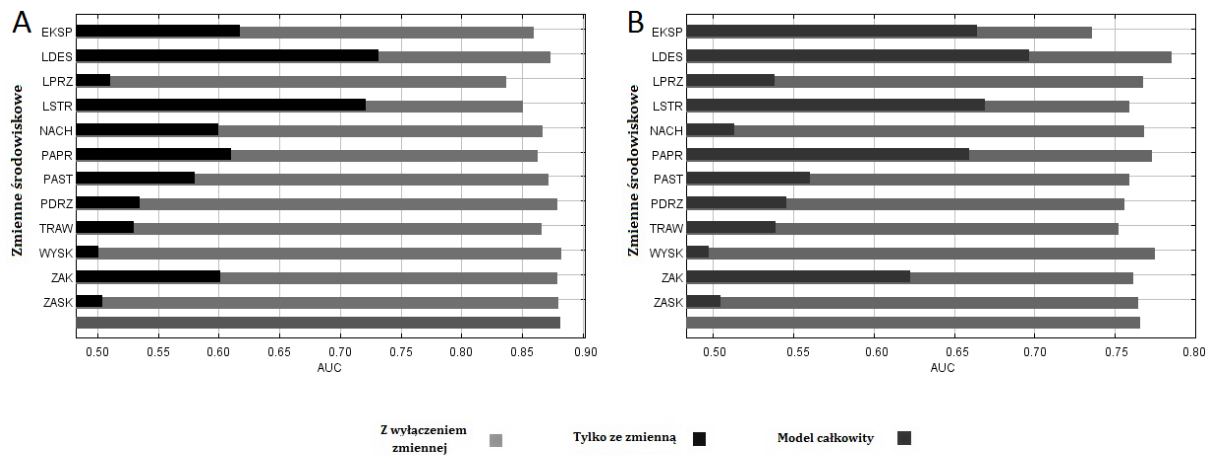
	0 - 16%
	17 - 43%
	44 - 90%

C
Model z 25% zbiorem testowym.



Ryc.11. Mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla grupy gatunków ptaków leśnych na powierzchni Mendongbou (por analiza skupień). Gradacja kolorów odzwierciedla stopień dopasowania kwadratów do parametrów siedliska optymalnego, czyli w praktyce prawdopodobieństwo wystąpienia analizowanej grupy gatunków. Zielone kontury obejmują lasy LDES.

W zależności od wariantu siedliska zaklasyfikowane jako optymalne (najwyższa klasa) zajmowały między 12% (w modelu z opcją bootstrap, Ryc. 11B) a 19% analizowanej powierzchni (w modelu z podzbiorem testowym, Ryc. 11.C). Około 1/3 siedlisk w każdym z modeli zakwalifikowana została jako suboptymalne (Ryc. 11 A, B, C - odpowiednio 29, 32 i 36%). Pozostałe obszary obejmujące niemal połowę Mendongbou nie sprzyjają występowaniu omawianej grupy gatunków.



z wykorzystaniem bootstrapu (A) oraz modelu z 25% podzbiorem testowym (B).

Głównymi zmiennymi budującymi model są we wszystkich wariantach lasy LDES (Tabela 10, Ryc. 12), a na drugiej pozycji znalazły się lasy LSTR. Analiza Jackknife (Ryc. 12) przedstawia siłę wpływu poszczególnych zmiennych na model. Oba warianty wskazują na lasy LDES i LSTR jako najistotniejsze, jednak w wariancie B duże znaczenie ma również ekspozycja stoku (EKSP) oraz niektóre siedliska otwarte najczęściej graniczące z lasami - paprocie (PAPR) i zakrzaczenia (ZAK).

Rozmieszczenie najdogodniejszych siedlisk dla modelowanej grupy gatunków na obszarze badań prognozowane jest w trzech wariantach (Ryc. 11). W największym stopniu to przewidywanie pokrywa się z obszarami lasów w trzecim wariancie, czyli opcji modelu z 25% podzbiorem testowym.

Dla poszczególnych gatunków ptaków leśnych stworzyłam modele indywidualne również w trzech wariantach o parametrach takich jak w przypadku modelu zbiorczego. Wszystkie modele zostały przedstawione w tabelach dla każdego gatunków, a analiza Jackknife oraz mapa siedlisk optymalnych dla wariantu z 25% podzbiorem testowym.

Wszystkie gatunki analizowane w dalszej części to gatunki leśne, jednak ich zależność od samych lasów o pierwotnym charakterze jest zróżnicowana. I tak np. *Buccanodon duchaillui* jest najsilniej związany z ciemnym wnętrzem lasu (Tabela 15, Ryc. 17), co uwidacznia się poprzez ponad 80% udział zmiennej LDES w objaśnianiu zmienności modelu dla tego gatunku oraz podobną zależność w analizie Jackknife. Także w graficznym przedstawieniu modelu można zaobserwować jak rozmieszczenie siedlisk optymalnych dla tego gatunku pokrywa się niemal dokładnie z występowaniem lasów LDES.

Również dość silnie związane z lasami LDES są *Pogoniulus corphaea*, *Apalis cinerea*, *Pogoniulus bilineatus*, *Elminia albiventris*, *Arizelocichla montana*, *Arizelocichla tephrolaema*, *Sylvia abyssinica*. Chociaż w graficznym przedstawieniu modelu widać wyraźnie, że są związane z lasami bardziej pierwotnymi, to jednak rozproszenie siedlisk optymalnych jest większe (Ryc. 24, 15, 23). Rośnie udział innych zmiennych poza LDES, przede wszystkim są to lasy strumykowe LSTR, rzadziej LPRZ, czy NACH lub EKSP.

Niektóre z analizowanych gatunków mimo, że zaliczane są do leśnych, to jednak są dobrze reprezentowane w strefach ekotonów i nieco bardziej prześwietlonych lasach. Ich strefą żerowania jest warstwa podszytu, co uwidacznia się również w strukturze modelu. Takimi gatunkami są *Bradypterus bangwaensis*, *Cinnyris reichenowi*, *Urolais epichlora*. Udział zmiennej LDES w tych modelach spada do ok. 50%, a wyraźnie większy jest udział lasów LPRZ.

Wreszcie są też gatunki, które bardzo chętnie przebywają przy krawędzi lasu, często żerując nawet w pewnej odległości od lasu jak *Laniarius atroflavus* czy *Linurgus olivaceus*. Tutaj udział zmiennej LDES w modelu wynosi jedynie ok. 40-50%, a pojawiają się inne zmienne związane ze środowiskami otwartymi.

Jako ostatni przedstawiam dość ciekawy gatunek - *Zosterops senegalensis*, który w lesie Kilum Ijim był bardzo często stwierdzany na nagraniach z wnętrza lasu, a na Mendongbou wykazywał raczej odmienne preferencje siedliskowe. Szczegółowo analizuję ten przypadek w dalszej części pracy.

W ogólnym ujęciu podczas analizy każdego z modeli ważne jest zwrócenie uwagi na kluczowe zmienne tworzące model, zarówno w obrębie danych przedstawionych tabelarycznie jak i w analizie Jackknife oraz na wartość współczynnika błędu testowego, która im niższa tym lepiej świadczy o jakości dopasowania modelu. Ponadto w analizie Jackknife przedstawiana jest siła poszczególnych zmiennych dla powstałego modelu

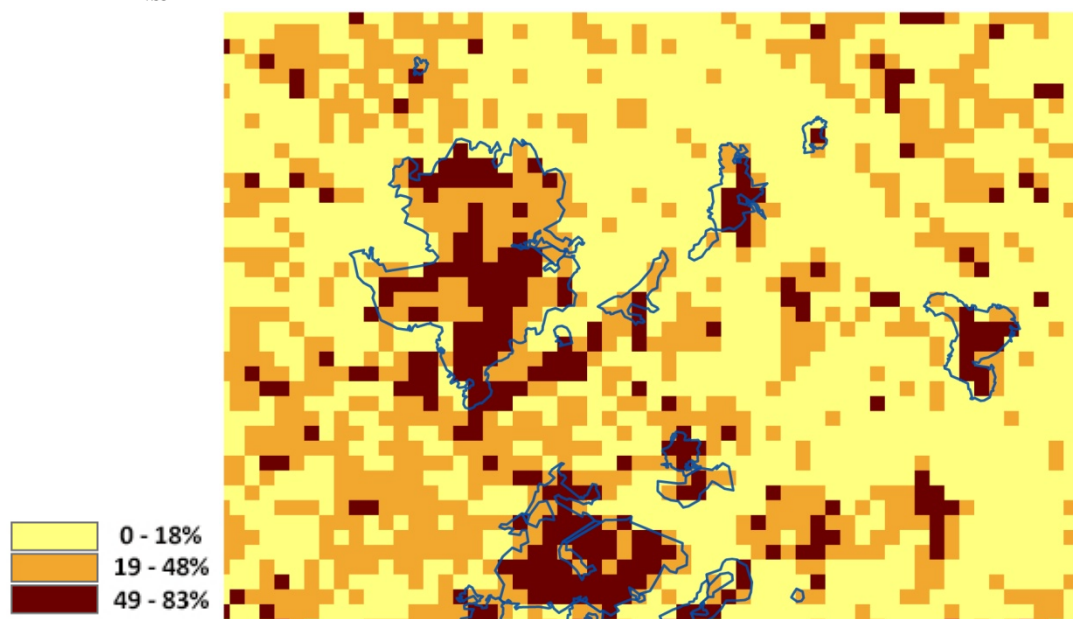
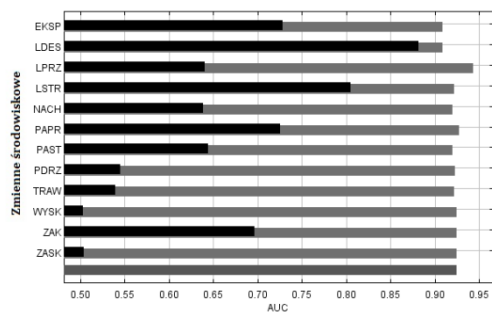
(najciemniejsze paski), co daje obraz zmiennych, które są najistotniejsze, a także pozwala porównać istotność zmiennych między sobą. Paski w jaśniejszym kolorze ilustrują siłę modelu po wyłączeniu z niego tylko tej wybranej zmiennej. To również cenna informacja o tym, która zmienna jest na tyle istotna, że jej usunięcie powoduje znaczące osłabienie wartości predykcyjnych modelu. Warto zauważyć, że zmienne, które tworzą największą siłę modelu (paski ciemne), niekoniecznie są tymi, które najbardziej osłabiają model po ich wykluczeniu (paski jasne).

Tabela 11. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Arizelocichla montana*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Arizelocichla montana</i>									
Pełen model uczący się			Model z opcją bootstrap			Model z 25% zb. testowym			
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	1B	
LDES	56.6	24.0	LDES	61.0	24.0	LDES	42.3	12.6	
LPRZ	9.1	10.1	EKSP	8.3	6.5	LSTR	16.5	32.4	

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
-----		0.000		0.062	
AUC uczące się	0.887	AUC uczące się	0.890	AUC uczące się	0.871
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.907	AUC testowe	0.925
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.001	AUC testowe SD	0.039

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife					
-----		LSTR		LDES	
		LPRZ		LSTR	
		LDES		EKSP	



Ryc. 13. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Arizelocichla montana* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 12. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Arizelocichla tephrolaema*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

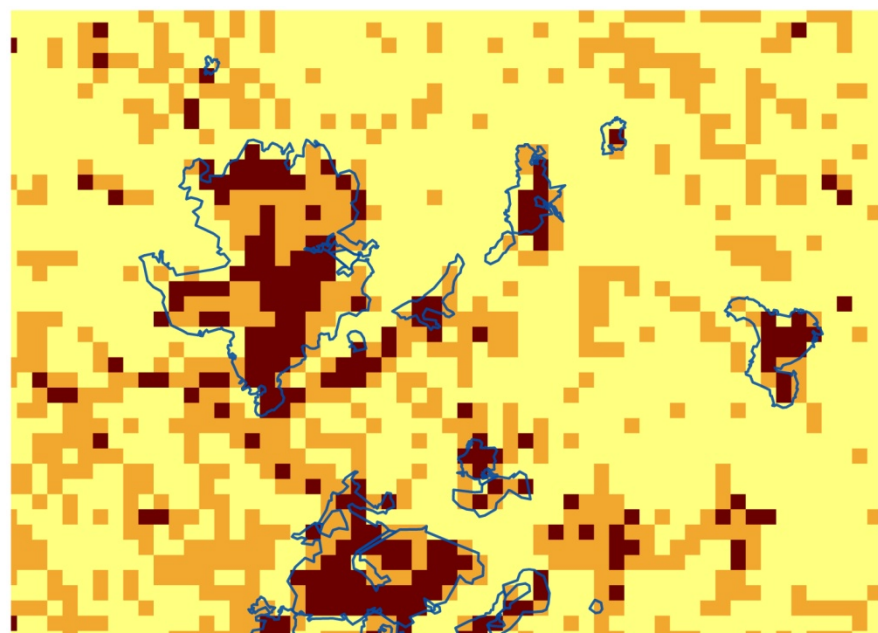
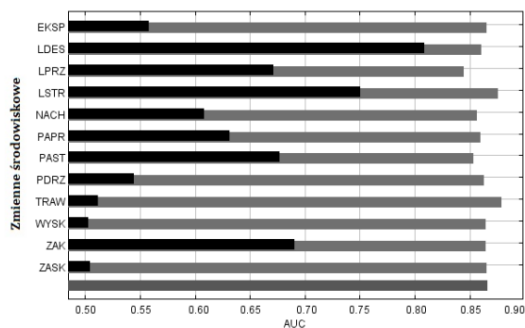
Arizelocichla tephrolaema

Pełen model uczący się			Model z opcją bootstrap			Model z 25% zb. testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	59.7	26	LDES	61.9	20.5	LDES	54.0	30.4
LPRZ	8.9	38.6	NACH	7.5	29.3	LSTR	10.0	14.5

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
	-----		0.143		0.059
AUC Uczące się	0.893	AUC Uczące się	0.900	AUC Uczące się	0.894
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.803	AUC testowe	0.866
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.069	AUC testowe SD	0.053

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife

-----	LDES	LDES
	ZAK	LSTR
	PAST	ZAK



Ryc. 14. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Arizelocichla tephrolaema* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 13. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Apalis cinerea* A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

Apalis cinerea

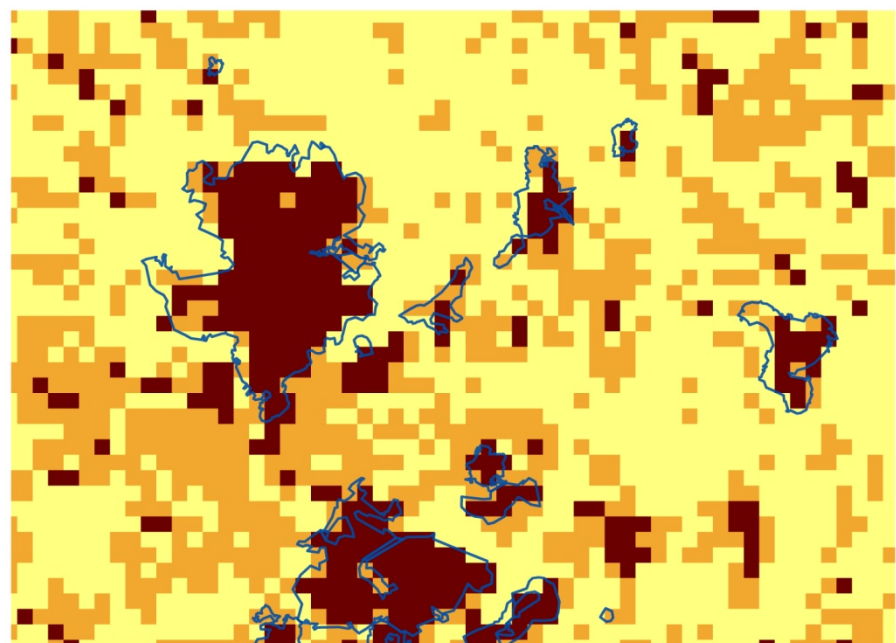
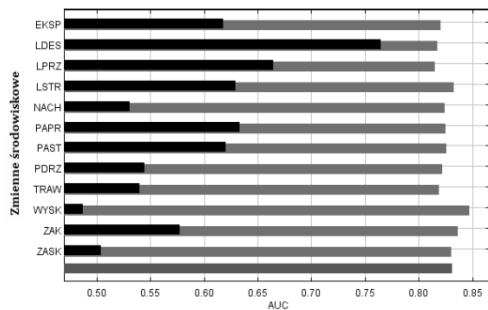
Pełen model uczący się			Model z opcją bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	63.0	24.5	LDES	62.6	32.9	LDES	58.8	23.7
PAST	7.6	22.1	PAST	9.1	18.0	LSTR	10.6	18.1

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego

	-----	0.143	0.111
AUC Uczące się	0.884	AUC Uczące się	0.892
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.788
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.098
		AUC testowe SD	0.056

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife

-----	LDES	LDES
	PAPR	LPRZ
	EKSP	LSTR



Ryc. 15. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Apalis cinerea* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

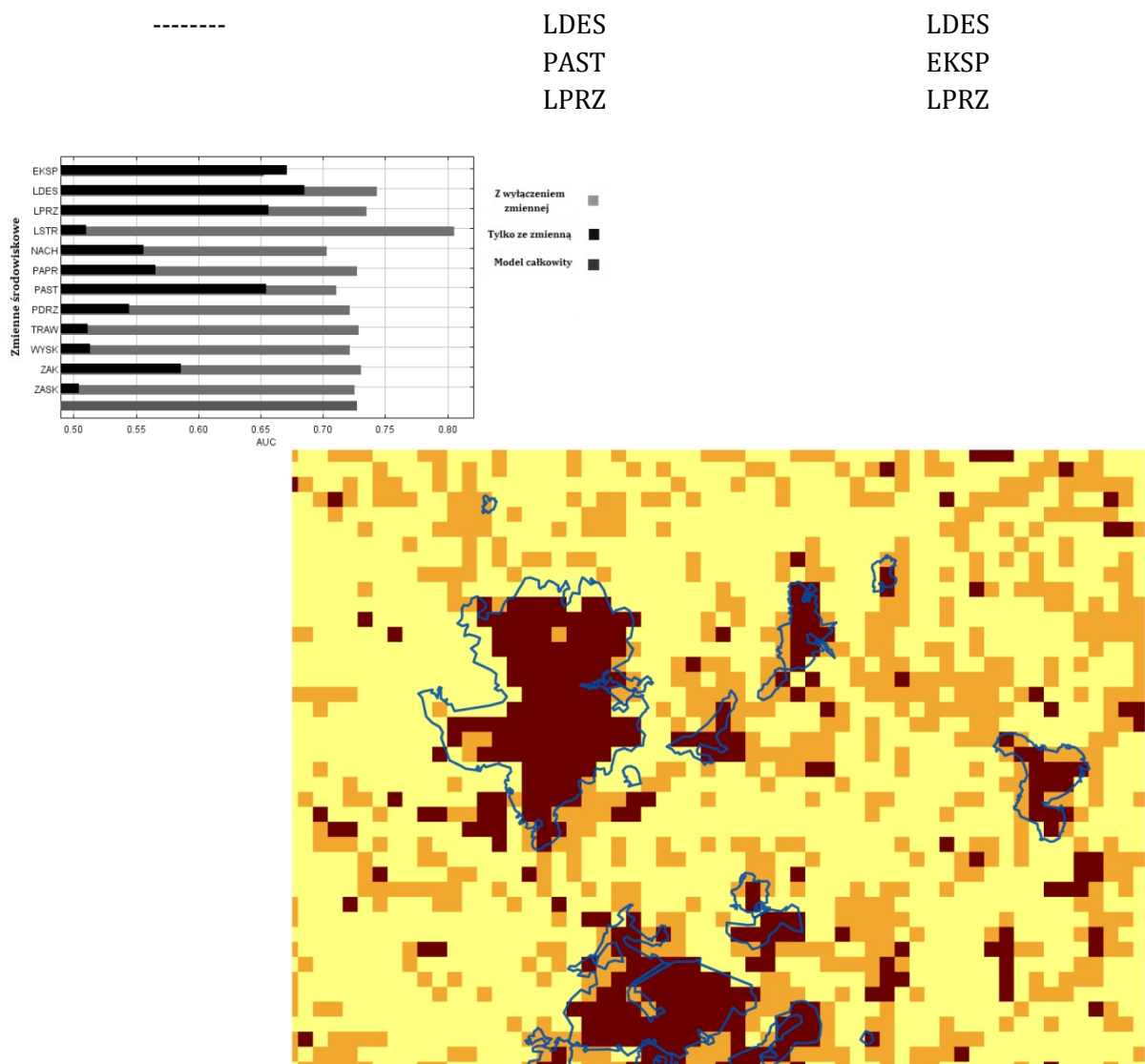
Tabela 14. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Bradypterus bangwaensis* A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

Bradypterus bangwaensis

Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	55.5	30.3	LDES	51.8	29.7	LDES	49.7	28.9
EKSP	13.7	11.8	EKSP	13.0	17.5	LSTR	11.9	10.1

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
-----		0.167		0.118	
AUC Uczące się	0.848	AUC Uczące się	0.857	AUC Uczące się	0.867
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.722	AUC testowe	0.727
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.133	AUC testowe SD	0.065

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife



Ryc. 12. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Bradypterus bangwaensis* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 15. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Buccanodon duchaillui*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

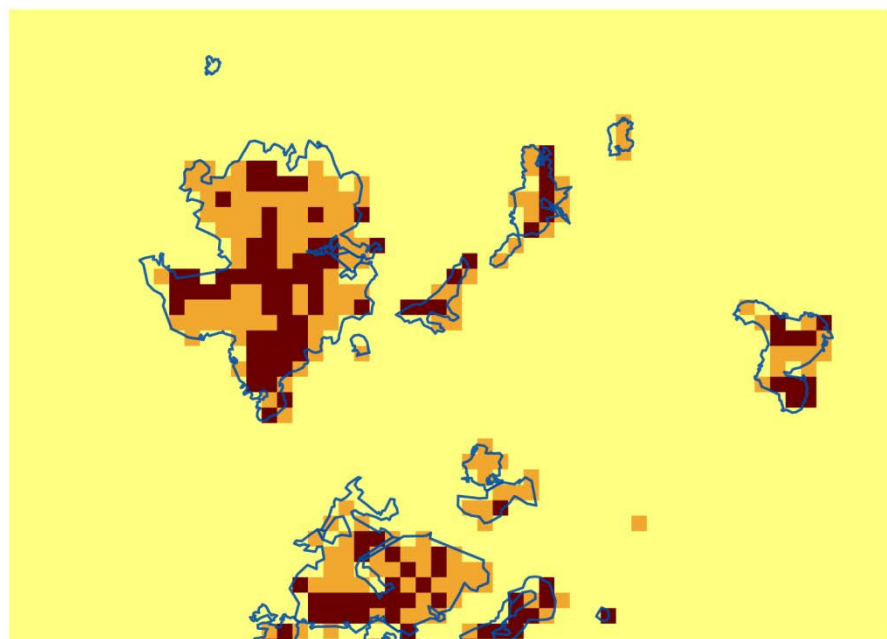
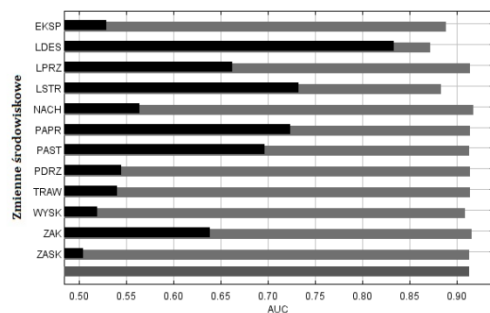
Buccanodon duchaillui

Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	84.1	51.6	LDES	83.1	54.1	LDES	81.8	71.8
EKSP	4.4	4.4	EKSP	4.8	3.5	NACH	6.2	4.5

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
-----		0.000		0.222	
AUC Uczące się	0.954	AUC Uczące się	0.956	AUC Uczące się	0.960
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.957	AUC testowe	0.913
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.017	AUC testowe SD	0.065

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife

-----	LDES	LDES
	LSTR	LSTR

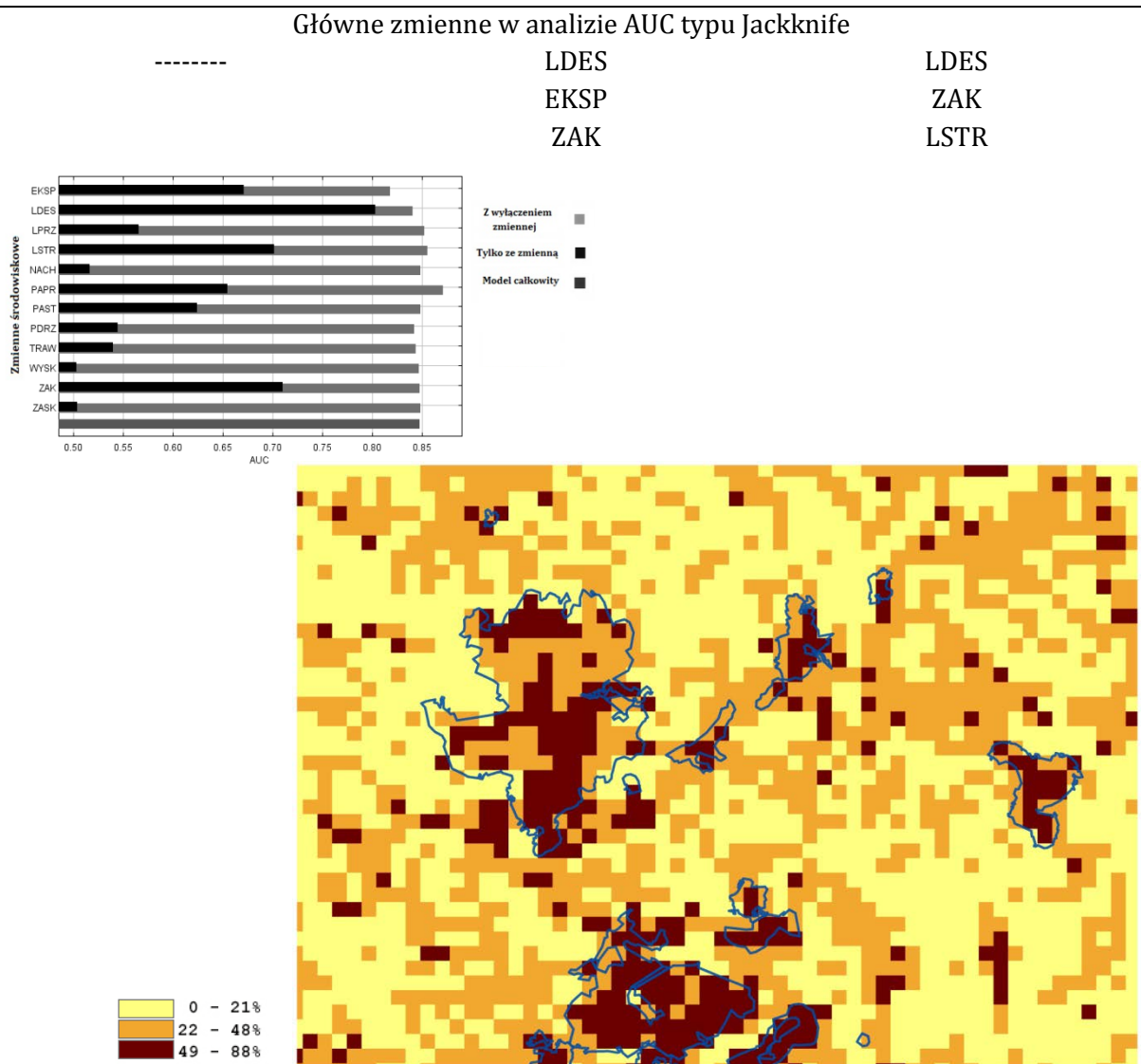


Ryc. 13. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Buccanodon duchaillui* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 16. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Cinnyris reichenowi*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Cinnyris reichenowi</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	43.1	15.1	LDES	49.1	10.6	LDES	43.5	20.2
LSTR	10.4	24.8	LSTR	9.5	26.1	WYSO	13.4	5.7

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
-----		0.222		0.043	
AUC Uczące się	0.876	AUC Uczące się	0.887	AUC Uczące się	0.827
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.697	AUC testowe	0.847
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.089	AUC testowe SD	0.040

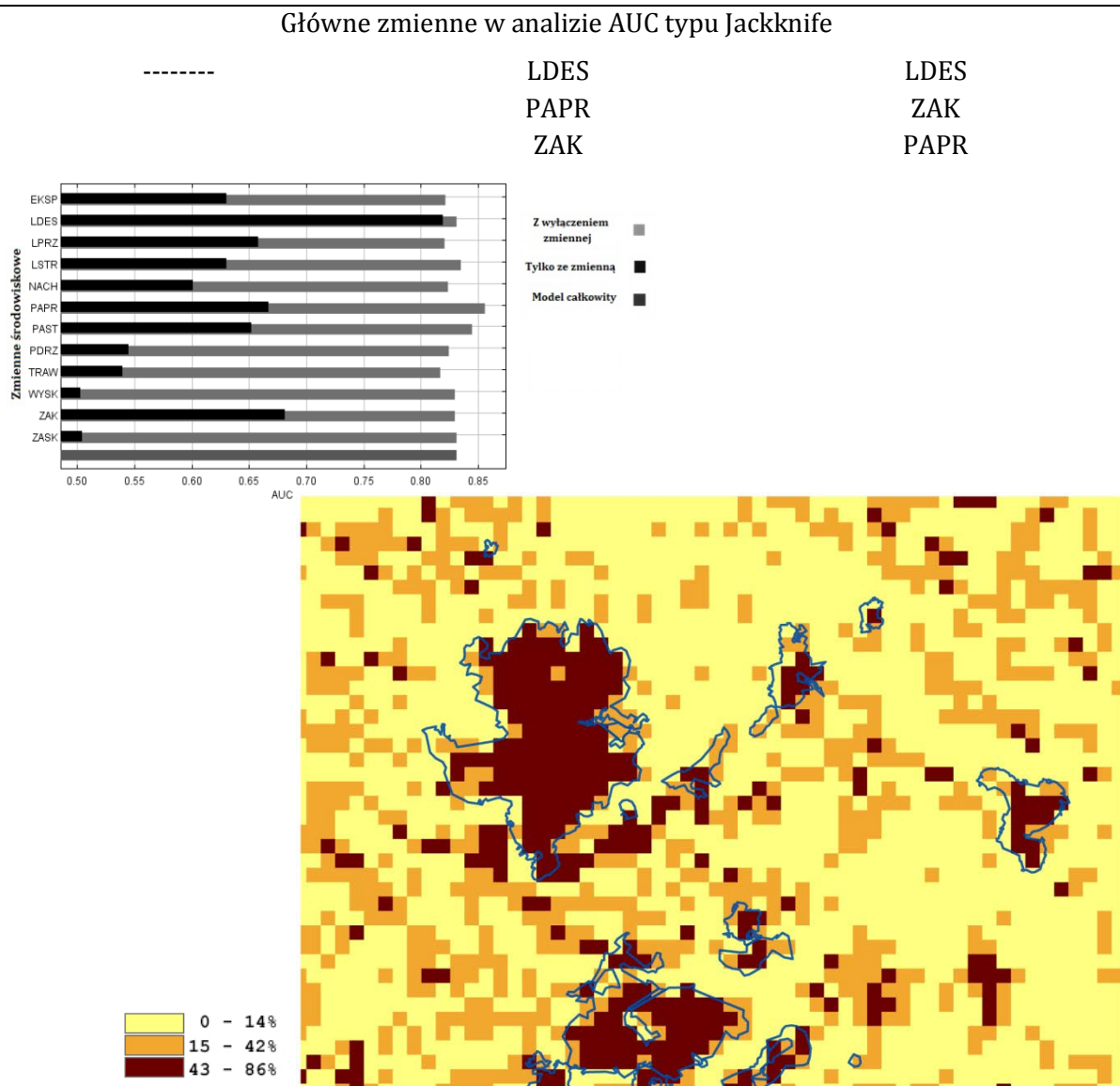


Ryc. 14. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Cinnyris reichenowi* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 17. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Elminia albiventris*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Elminia albiventris</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	57.5	19.6	LDES	64.5	32.3	LDES	55.5	11.1
EKSP	8.1	13.7	PAST	6.7	17.4	PAST	8.3	18.4

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
-----		0.000		0.143	
AUC Uczące się	0.890	AUC Uczące się	0.893	AUC Uczące się	0.893
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.890	AUC testowe	0.831
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.036	AUC testowe SD	0.065



Ryc. 15. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Elminia albiventris* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

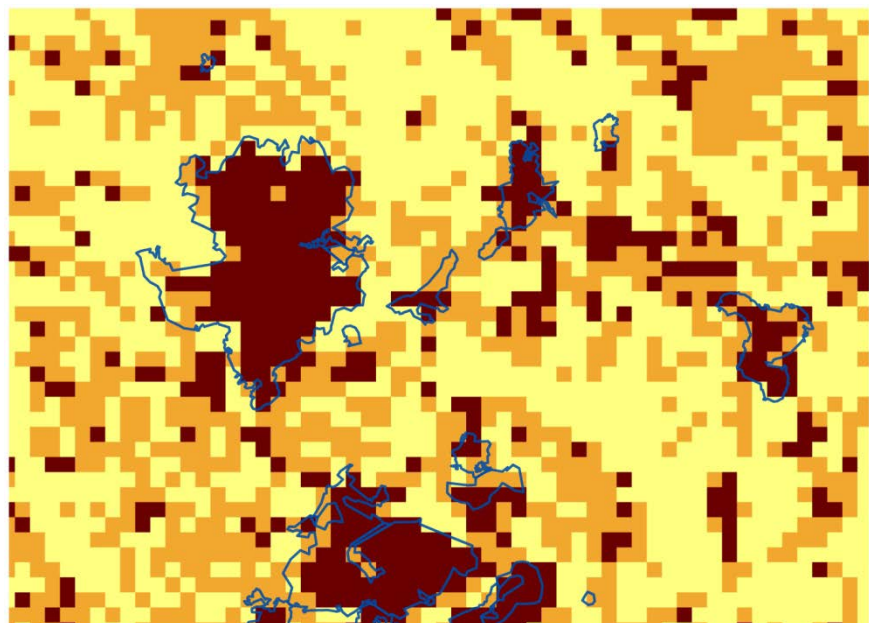
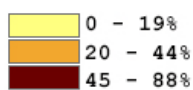
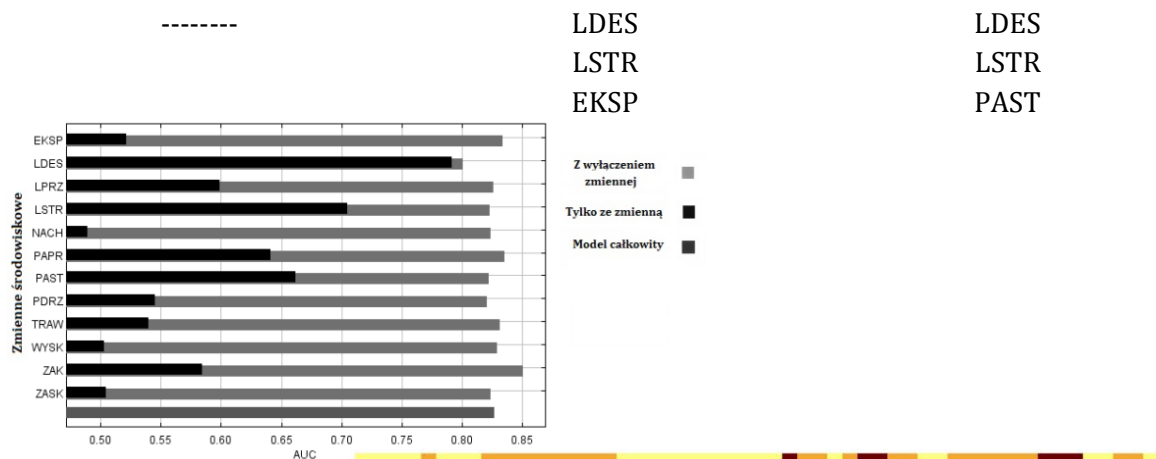
Tabela 18. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Laniarius atrofllavus*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Laniarius atrofllavus</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	44.2	17.9	LDES	46.2	17.4	LDES	42.5	2.5
LSTR	10.5	29.5	LSTR	10.3	18.8	WYSO	17.9	15.7
						PAST	10.8	6

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego

	-----	0.000	0.000	
AUC Uczące się	0.877	AUC Uczące się	0.884	
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.794	
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.066	
			AUC testowe SD	0.032

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife



Ryc. 16. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Laniarius atrofllavus* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

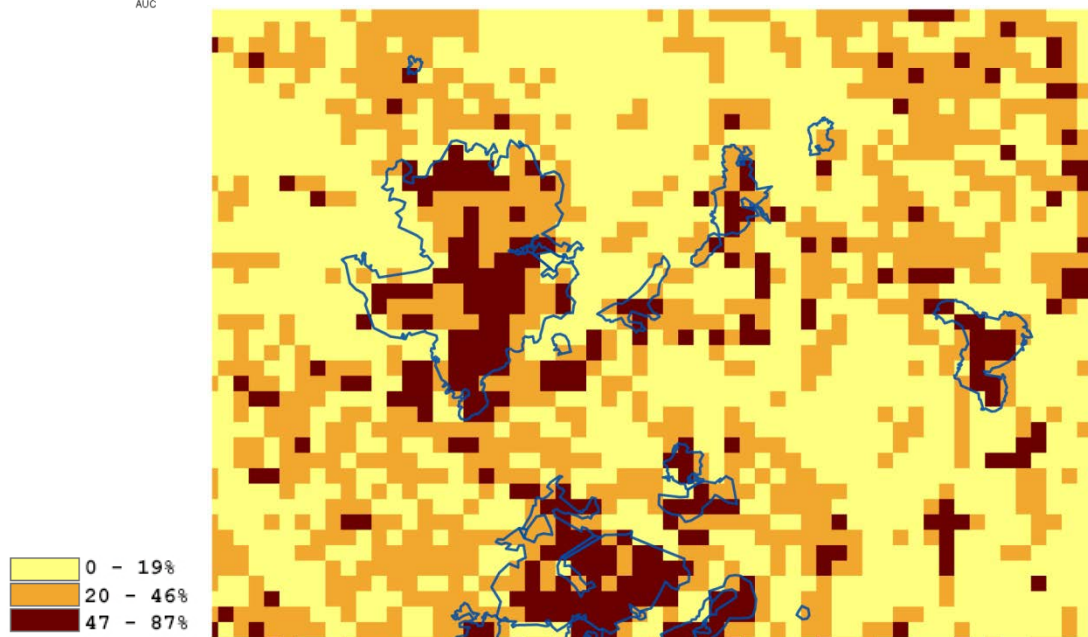
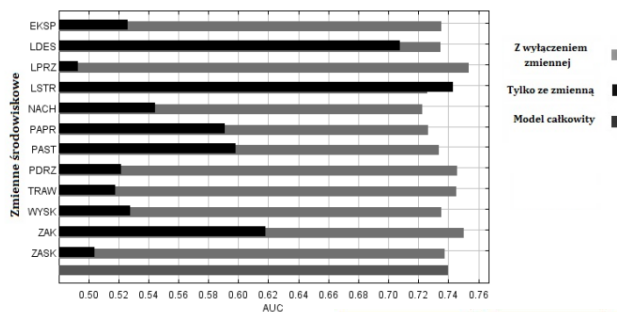
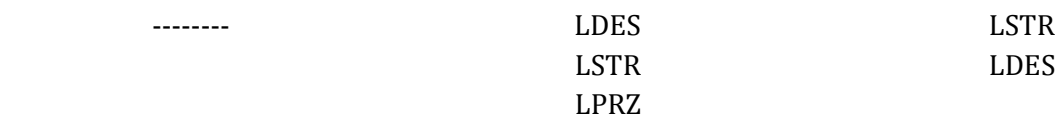
Tabela 19. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Linurgus olivaceus*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Linurgus olivaceus</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	42,4	11.7	LDES	36.4	12.3	LDES	46.9	19.6
LSTR	11.2	15.4	LSTR	12.1	16.6	EKSP	15.0	22.7
						NACH	11.1	7.6

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego

	-----	0.111	0.136
AUC Uczące się	0.873	AUC Uczące się	0.889
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.743
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.091
		AUC testowe SD	0.056

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife



Ryc. 17. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Linurgus olivaceus* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 20. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Oreolais pulcher*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

Oreolais pulcher

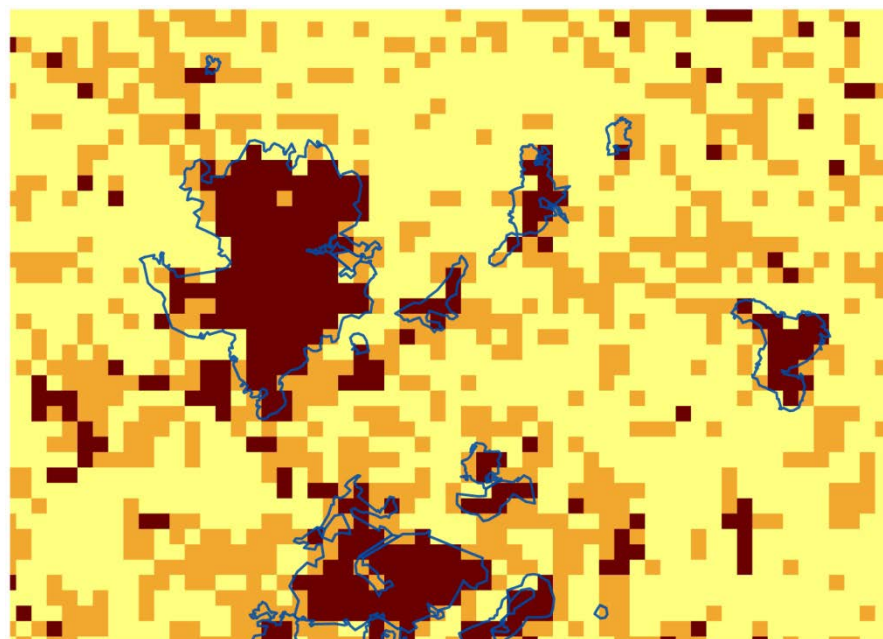
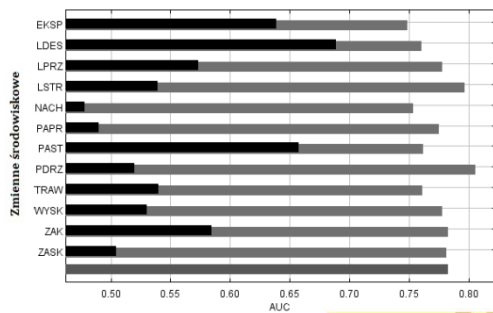
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	50.0	22.4	LDES	58.7	47.9	LDES	63.2	31.4
LSTR	10.5	13.8	NACH	10.2	11.2	LSTR	10.2	6.9

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego

	-----	0.000	0.000
AUC Uczące się	0.889	AUC Uczące się	0.848
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.909
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.042
		AUC testowe SD	0.048

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife

-----	LDES	LDES
	LSTR	PAST
	PAPR	EKSP



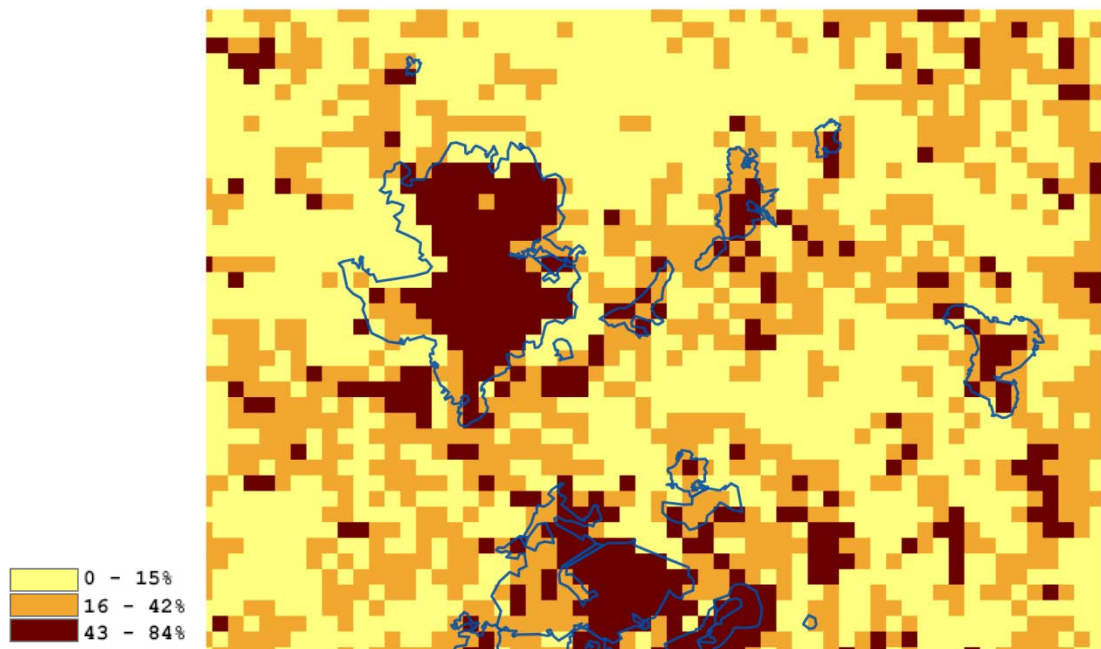
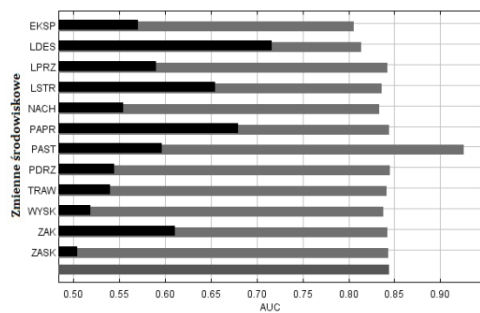
Ryc. 18. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Oreolais pulcher* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 21. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Pogoniulus bilineatus*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Pogoniulus bilineatus</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	60.8	56.0	LDES	65.3	29.9	LDES	64.5	26.0
EKSP	13.0	10.7	EKSP	10.3	7.9	PAST	11.1	48.7

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
	-----		0.174		0.100
AUC Uczące się	0.914	AUC Uczące się	0.920	AUC Uczące się	0.912
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.715	AUC testowe	0.844
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.046	AUC testowe SD	0.043

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife					
	-----		LSTR		LDES
			ZAK		PAPR
					LSTR



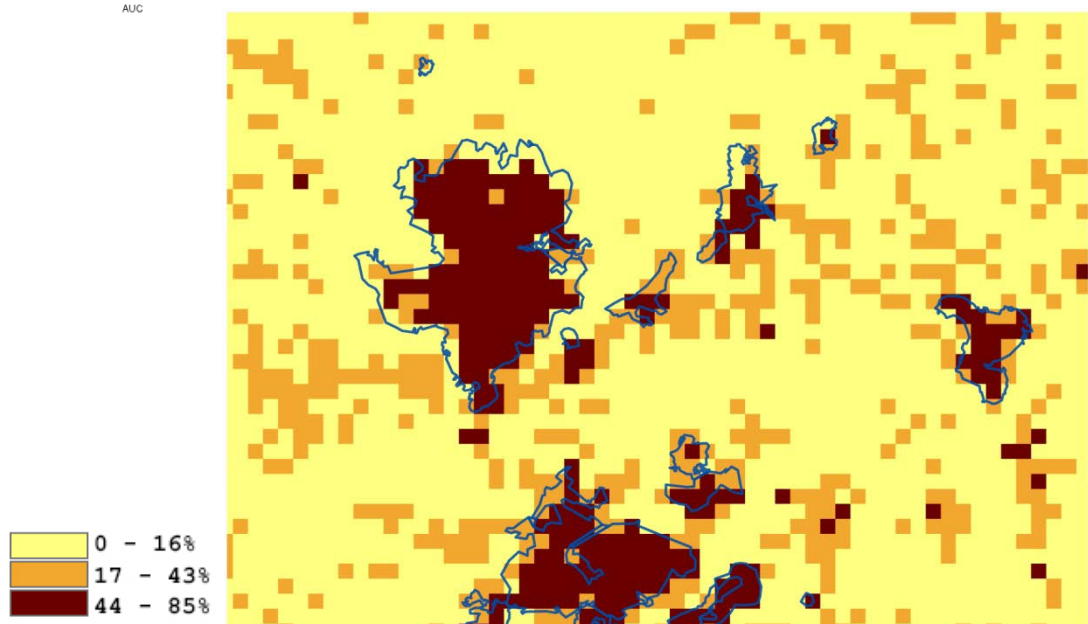
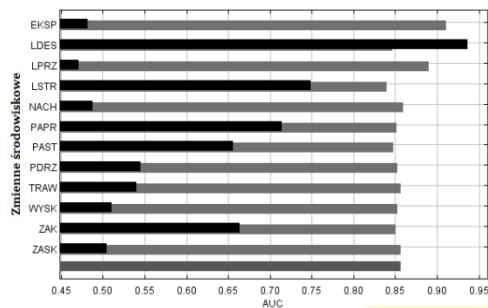
Ryc. 19. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Pogoniulus bilineatus* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

Tabela 22. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Pogoniulus coryphaea*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Pogoniulus coryphaea</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	56.9	33.4	LDES	55.1	36.6	LDES	37.0	11.0
LSTR	13.1	10.7	LSTR	12.3	20.7	LSTR	20.0	17.0

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego					
	-----		0.000		0.000
AUC Uczące się	0.888	AUC Uczące się	0.885	AUC Uczące się	0.877
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.927	AUC testowe	0.856
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.026	AUC testowe SD	0.043

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife					
	-----		LDES		LDES
			LSTR		LSTR
			PAPR		PAPR



Ryc. 20. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Pogoniulus coryphaea* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

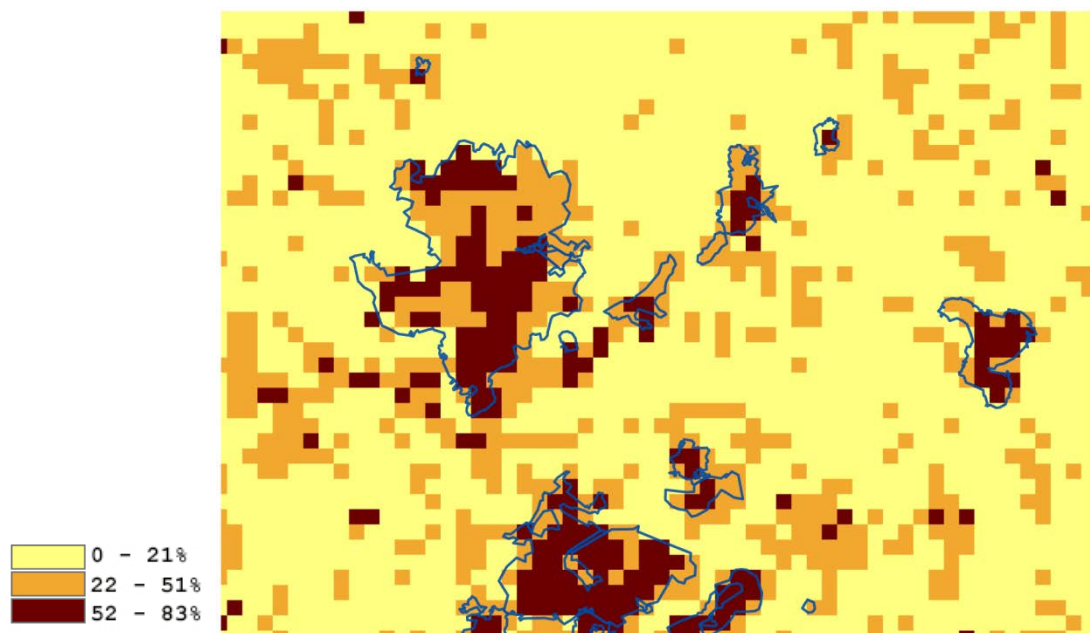
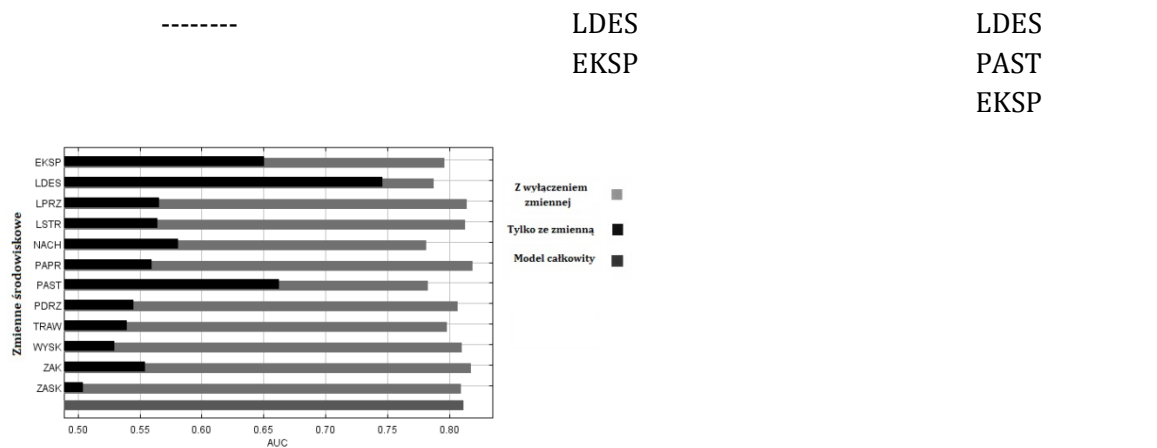
Tabela 23. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Sylvia abyssinica*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Sylvia abyssinica</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
LDES	51.2	21.4	LDES	60.0	34.6	LDES	60.8	27.7
LSTR	10.0	9.7	PAST	10.6	33.9	LSTR	7.3	7.0

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego

	0.000	0.150		
AUC Uczące się	0.898	0.864	AUC Uczące się	0.871
AUC testowe	-----	0.910	AUC testowe	0.812
AUC testowe SD	-----	0.033	AUC testowe SD	0.054

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife



Ryc. 21. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Sylvia abyssinica* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

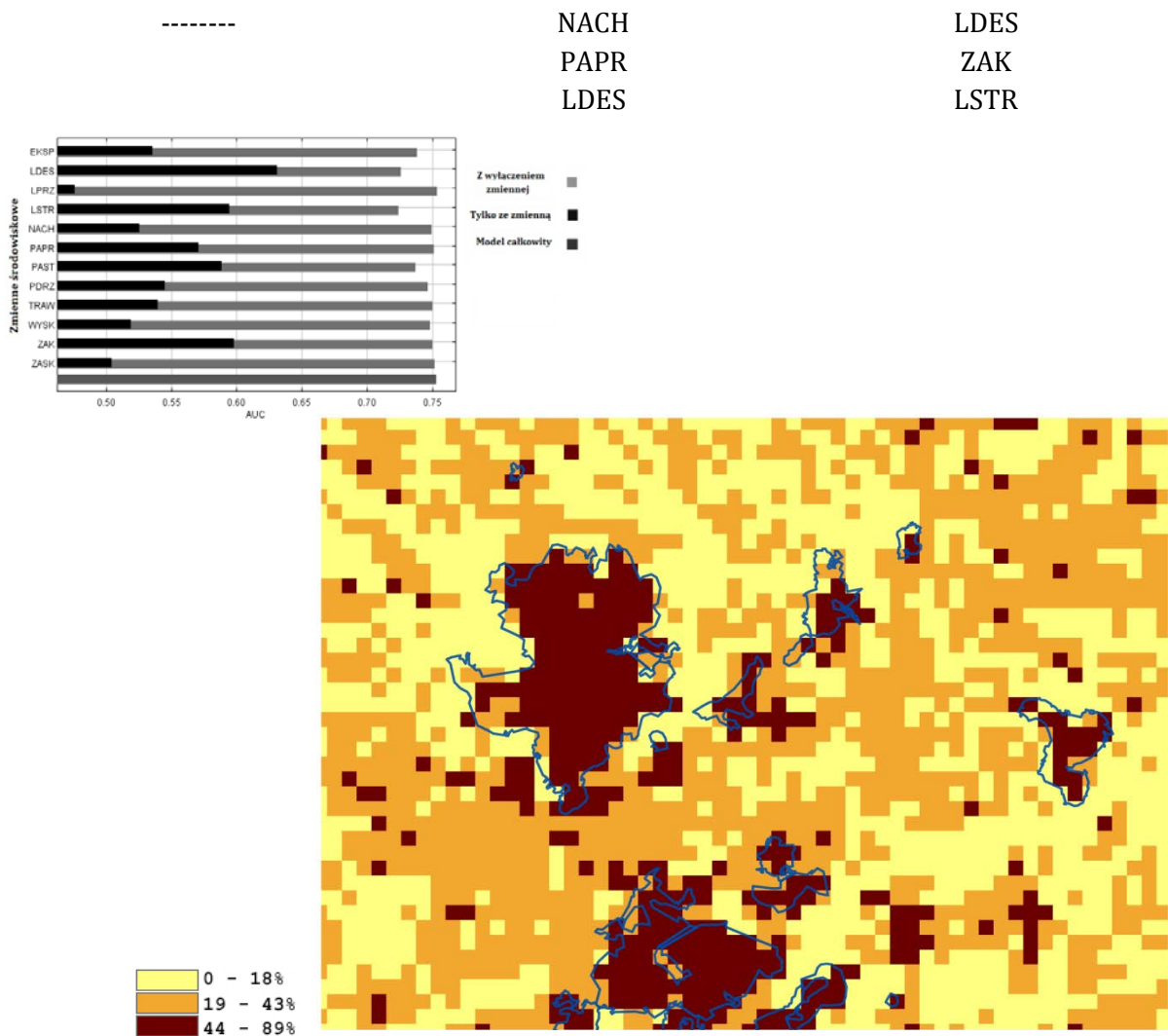
Tabela 25. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Zosterops senegalensis*. A - udział zmiennej w objaśnianiu zmienności modelu (w procentach); B - istotność zmiennej podczas tworzenia powtórzeń modelu

<i>Zosterops senegalensis</i>								
Pełen model uczący się			Model bootstrap			Model z 25% zb.testowym		
Zmienne	A(%)	B	Zmienne	A (%)	B	Zmienne	A (%)	B
EKSP	21.3	19.1	EKSP	21.0	14.4	LSTR	20.5	14.4
LDES	16.2	8.3	LDES	15.9	8.2	EKSP	19.3	21.4
LSTR	13.9	6.4	LSTR	15.0	11.0	NACH	17.2	13.4
			PAST	12.2	16.3			

Współczynnik błędu dla podzbioru testowego

	-----	0.250	0.000
AUC Uczące się	0.846	AUC Uczące się	0.872
AUC testowe	-----	AUC testowe	0.578
AUC testowe SD	-----	AUC testowe SD	0.046
		AUC testowe SD	0.050

Główne zmienne w analizie AUC typu Jackknife



Ryc. 23. Analiza Jackknife i mapa rozmieszczenia siedlisk optymalnych dla *Zosterops senegalensis* na Mendongbou wg modelu z 25% podzbiorem testowym. Skala barw przedstawia dopasowanie siedlisk do parametrów siedliska optymalnego, a zielone kontury lasy LDES.

3.5 Preferencje mikrosiedliskowe wybranych przedstawicieli awifauny leśnej

Ocena wybiórczości mikrosiedliskowej oparta była na porównaniu cech lokalizacji, w których gatunek występował z takimi, w których gatunek nie został nagrany przez automatyczne rejestratory dźwięku. Dla niektórych gatunków o dużej liczbie stwierdzeń np. *Laniarius atrofllavus* czy *Linurgus olivaceus*, przeprowadzenie takiej analizy nie było możliwe z powodu zbyt małej liczby opisanych lokalizacji, gdzie tych gatunków nie nagrano. Wyniki, które uzyskałam dla pozostałych gatunków przedstawiam poniżej. Wielkość płąta leśnego była czynnikiem istotnym dla większości gatunków, przy czym preferowane są fragmenty leśne o większej powierzchni. Dla gatunków wnętrza lasu LDES *Pogoniulus corphaea* i *Buccanodon duchaillui* istotny jest trzeci czynnik zgrupowany PC1 (warstwa koron drzew wysokich). Spośród czynników fizycznego ukształtowania terenu najistotniejsze było nachylenie stoku NACH oraz w niektórych przypadkach również wysokość nad poziomem morza WYSO. Wreszcie, niektóre gatunki wydają się nie mieć preferencji mikrosiedliskowych, co pozostaje w zgodzie z ich szerokim rozpowszechnieniem we wszystkich typach lasu np. *Urolais epichlorus* - Tabela 35, Tabela 24, Ryc. 22).

Tabela 26. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Arizelocichla montana* na powierzchni Mendongbou

<i>Arizelocichla montana</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=67 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=27 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,267 (1,00)	-0,441 (1,08)	-0,72	0,471	0,480
PC2	0,441 (0,86)	0,242 (0,87)	-0,75	0,450	0,470
PC3	-0,101 (1,03)	-0,105 (1,05)	-0,02	0,982	0,991
WLKP	0,623 (0,58)	0,171 (0,27)	-3,75	0,000	0,000
WYSO	2106,06 (100,61)	2179,11 (97,70)	-3,92	0,020	0,021
EKSP	6,00 (2,44)	6,6 (2,35)	-0,23	0,822	0,823
NACH	1,96 (0,81)	2,38 (0,80)	-2,35	0,020	0,020
MDRE	3,02 (2,17)	2,33 (3,08)	-2,37	0,183	0,193
STRU	112,22 (96,94)	122,01 (89,24)	-0,80	0,423	0,434

Tabela 27. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Arizelocichla tephrolaema* na powierzchni Mendongbou

Arizelocichla tephrolaema

Zmienna	Gatunek obecny N=72 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=22 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,201 (0,98)	-0,695 (1,10)	-1,98	0,048	0,047
PC2	0,433 (0,86)	0,223 (0,86)	-0,95	0,342	0,334
PC3	-0,199 (1,05)	0,213 (0,96)	-1,68	0,092	0,900
WLKP	0,624 (0,56)	0,065 (0,04)	-4,72	0,000	0,000
WYSO	2109,71 (104,26)	2183,68 (104,26)	-2,61	0,009	0,007
EKSP	6,01 (2,41)	6,14 (2,27)	-0,10	0,919	0,923
NACH	2,40 (0,82)	1,82 (0,66)	-2,97	0,003	0,003
MDRE	3,03 (2,37)	2,14 (2,75)	-2,27	0,230	0,210
STRU	114,64 (102,73)	116,29 (61,63)	-0,85	0,396	0,404

Tabela 28. Porównanie czynników mikrosiedliskowych dla *Apalis cinerea* na powierzchni Mendongbou

Apalis cinerea

Zmienna	Gatunek obecny N=76 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=18 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,246 (1,00)	-0,613 (1,09)	-1,50	0,134	0,132
PC2	0,416 (0,86)	0,247 (0,88)	-0,66	0,502	0,502
PC3	-0,224 (1,04)	0,410 (0,86)	-2,40	0,016	0,016
WLKP	0,590 (0,57)	0,089 (0,083)	-3,54	0,000	0,000
WYSO	2113,5 (100,77)	2184,11 (104,28)	-2,21	0,027	0,027
EKSP	6,03 (2,43)	6,11 (2,14)	-0,29	0,773	0,776
NACH	2,35 (0,83)	1,89 (0,68)	-2,20	0,028	0,028
MDRE	3,03 (2,33)	1,94 (2,92)	-2,72	0,007	0,006
STRU	112,48 (62,11)	121,48 (62,11)	-1,17	0,247	0,247

Tabela 29. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Bradypterus bangwaensis* na powierzchni Mendongbou

Bradypterus bangwaensis

Zmienna	Gatunek obecny N=70 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=24 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,327 (0,90)	-0,286 (1,34)	-0,36	0,716	0,723
PC2	0,420 (0,77)	0,279 (1,10)	-0,30	0,762	0,766
PC3	-0,095 (1,07)	-0,125 (0,947)	-0,15	0,883	0,888
WLKP	0,556 (0,55)	0,066 (0,03)	-0,37	0,711	0,712
WYSO	2118,53 (97,56)	2151,79 (122,03)	-0,86	0,388	0,384
EKSP	6,04 (2,34)	6,04 (2,49)	-0,19	0,850	0,844
NACH	2,29 (0,82)	2,21 (0,83)	-0,37	0,711	0,727
MDRE	2,61 (2,23)	3,17 (2,88)	-0,60	0,520	0,547
STRU	117,98 (95,58)	106,43 (92,39)	-0,65	0,515	0,524

Tabela 30. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Buccanodon duchailui* na powierzchni Mendongbou

<i>Buccanodon duchailui</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=54 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=40 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,023(1,07)	-0,534 (1,06)	-2,34	0,019	0,019
PC2	0,463 (0,907)	0,325 (0,83)	-0,61	0,543	0,549
PC3	-0,23 (1,09)	-0,006 (0,99)	-1,07	0,283	0,284
WLKP	0,789(576,03)	0,274 (0,408)	-3,98	0,000	0,000
WYSO	2103,85(128,00)	2144,18 (80,42)	-2,38	0,170	0,170
EKSP	5,85(2,63)	6,18 (2,16)	-0,08	0,934	0,938
NACH	2,6(0,84)	2,02 (0,71)	-3,52	0,000	0,000
MDRE	3,15(2,16)	2,58 (2,67)	-1,81	0,070	0,067
STRU	122,49(109,38)	109,51 (82,26)	-0,28	0,777	0,772

Tabela 31. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Elminia albiventris* na powierzchni Mendongbou

<i>Elminia albiventris</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=71 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=23 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,255 (0,96)	-0,508 (1,19)	-1,16	0,244	0,253
PC2	0,406(0,87)	0,316 (0,84)	-0,21	0,829	0,833
PC3	-0,282(1,04)	0,451 (0,80)	-3,02	0,003	0,002
WLKP	0,603(0,57)	0,157(0,27)	-3,46	0,001	0,001
WYSO	2112,84(103,58)	2170,78 (97,65)	-2,18	0,029	0,029
EKSP	5,97(2,43)	6,26 (2,20)	-0,35	0,726	0,731
NACH	2,41(0,78)	1,86 (0,78)	-2,88	0,004	0,004
MDRE	2,86(2,31)	2,43 (2,71)	-1,25	0,211	0,214
STRU	109,29 (98,92)	132,74 (78,24)	-1,51	0,131	0,131

Tabela 32. Porównanie parametrów siedliskowych dla *Oreolais pulcher* na powierzchni Mendongbou

<i>Oreolais pulcher</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=84 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=10 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,308 (1,00)	-0,386 (1,24)	-0,43	0,668	0,677
PC2	0,434 (0,838)	-0,034 (0,99)	-1,43	0,151	0,159
PC3	-0,144 (1,05)	0,251 (0,87)	-1,15	0,249	0,263
WLKP	0,545 (0,56)	0,065 (0,035)	-3,01	0,003	0,002
WYSO	2119,14 (100,79)	2193,2 (118,77)	-1,64	0,100	0,101
EKSP	5,92 (2,47)	7,10 (0,74)	-0,77	0,442	0,454
NACH	2,32 (0,83)	1,8 (0,63)	-1,96	0,050	0,054
MDRE	2,78 (2,31)	3,0 (3,71)	-0,54	0,589	0,597
STRU	113,87 (98,79)	124,78 (44,76)	-1,10	0,270	0,285

Tabela 33. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Sylvia abyssinica* na powierzchni Mendongbou

<i>Sylvia abyssinica</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=82 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=12 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,220 (0,98)	-0,975 (1,12)	-2,38	0,017	0,015
PC2	0,432 (0,90)	0,054 (0,76)	-1,56	0,122	0,125
PC3	-0,183 (1,03)	0,449 (0,91)	-2,07	0,039	0,038
WLKP	0,556 (0,56)	0,066 (0,03)	-3,27	0,001	0,001
WYSO	2119,76 (103,65)	2176,67 (102,20)	-1,71	0,088	0,084
EKSP	6,06 (2,39)	5,92 (2,27)	-0,49	0,060	0,633
NACH	2,32 (0,83)	1,92 (0,67)	-1,61	0,106	0,110
MDRE	3,83 (2,22)	2,25 (3,55)	-2,00	0,046	0,044
STRU	112,75 (2,22)	130,62 (70,84)	-1,05	0,292	0,302

Tabela 34. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Pogoniulus coryphaea* na powierzchni Mendongbou

<i>Pogoniulus coryphaea</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=53 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=41 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,063 (0,93)	-0,645 (1,06)	-2,658	0,008	0,008
PC2	0,46 (0,84)	0,283 (0,89)	-0,98	0,327	0,331
PC3	-0,165 (1,02)	-0,22 (1,06)	-0,72	0,471	0,475
WLKP	0,517 (0,54)	0,464 (0,56)	-1,30	0,192	0,193
WYSO	2125,70 (106,0)	2128,73 (106,01)	-0,01	0,988	0,988
EKSP	6,0 (2,37)	6,10 (2,40)	-0,36	0,722	0,721
NACH	2,30 (0,85)	2,22 (0,79)	-0,35	0,723	0,721
MDRE	2,53 (2,01)	3,05 (2,84)	-0,68	0,494	0,496
STRU	94,44 (91,43)	141,65 (92,59)	-2,550	0,011	0,011

Tabela 35. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Pogoniulus bilineatus* na powierzchni Mendongbou

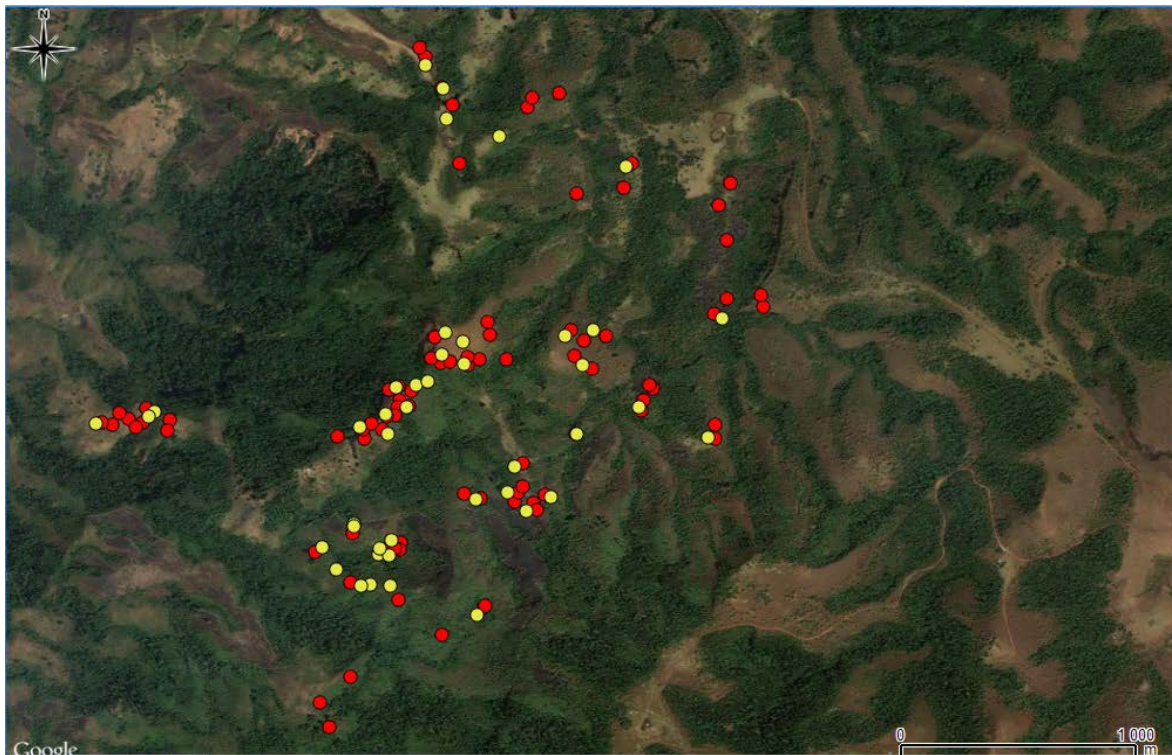
<i>Urolais epichlorus</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=51 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=43 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,313(1,06)	-0,321(0,99)	-0,14	0,888	0,897
PC2	0,367(0,82)	0,404(0,91)	-0,19	0,985	0,986
PC3	-0,14(1,06)	-0,056(1,01)	-0,48	0,630	0,636
WLKP	0,5059(0,553)	0,4788(0,546)	-0,71	0,480	0,481
WYSO	2128,47(114,37)	2125,30(93,19)	-0,34	0,730	0,716
EKSP	5,76(2,30)	6,37(2,43)	-2,04	0,042	0,036
NACH	2,41(0,85)	2,09(0,75)	-1,71	0,087	0,076
MDRE	3,04(2,63)	2,51 (2,29)	-1,10	0,272	0,263
STRU	113,32(99,45)	117,06(89,21)	-0,48	0,630	0,631

Tabela 36. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Zosterops senegalensis* na powierzchni Mendongbou

<i>Zosterops senegalensis</i>					
Zmienna	Gatunek obecny N=47 \bar{x} (\pm SD)	Gatunku brak N=47 \bar{x} (\pm SD)	Z	P	P (Monte-Carlo)
PC1	-0,482(0,98)	-0,152 (1,04)	-1,52	0,128	0,129
PC2	0,351(0,86)	0,416 (0,87)	-0,09	0,925	0,925
PC3	-0,008(0,99)	-0,196 (1,07)	-0,89	0,374	0,375
WLKP	0,292(0,453)	0,696(0,563)	-3,48	0,001	0,001
WYSO	2151,04(93,51)	2103,00(110,60)	-1,89	0,058	0,058
EKSP	6,11(2,23)	5,98(2,51)	-0,19	0,848	0,854
NACH	1,96(0,72)	2,57(0,80)	-3,59	0,000	0,000
MDRE	2,80(2,53)	2,81(2,46)	-0,01	0,993	0,995
STRU	115,42(80,75)	114,64(107,26)	-0,64	0,523	0,527

3.6 Rozmieszczenie *Emberiza tahapisi* na Mendongbou w oparciu o liczenia transektowe i detekcję akustyczną

We wszystkich lokalizacjach, w których *E.tahapisi* był obserwowany lub słyszany podczas liczeń transektowych został on także zarejestrowany przez urządzenia nagrywające. Dodatkowo w jednej z lokalizacji stwierdziłam na nagraniach wielokrotne wokalizacje *E.tahapisi*, podczas gdy ani ja ani żaden inny członek zespołu nie odnotował obecności gatunku w tym miejscu ani w jego pobliżu.



Ryc. 24. Rozmieszczenie lokalizacji ptaków śpiewających i/lub obserwowanych (punkty czerwone N=85) oraz lokalizacje urządzeń nagrywających, które zarejestrowały wokalizacje trznadla cynamonowego (punkty żółte N=43).

Modele siedlisk optymalnych zbudowałam w trzech wariantach opartych na różnej liczbie rekordów początkowych, ponieważ liczba stwierdzeń obserwacyjnych była niemal dwukrotnie większa niż liczba punktów nagrywających. Wszystkie modele wykazały się dużą dokładnością i były dość spójne w hierarchizowaniu najistotniejszych zmiennych w obrębie modeli (Tabela 37). Wszystkie wskazują na ekspozycję stoku na pierwszym miejscu, a na dalszych pozycjach znalazła się również ale tylko model oparty na liczeniach transektowych wskazał na obie z bardzo istotnych zmiennych – WYSK (wychodnie skalne) i ZASK (wychodnie

skalne) . Pozostałe zmienne wskazały tylko na drugą z nich. Nachylenie stoku (NACH) również było istotne we wszystkich wariantach (Tab.37).

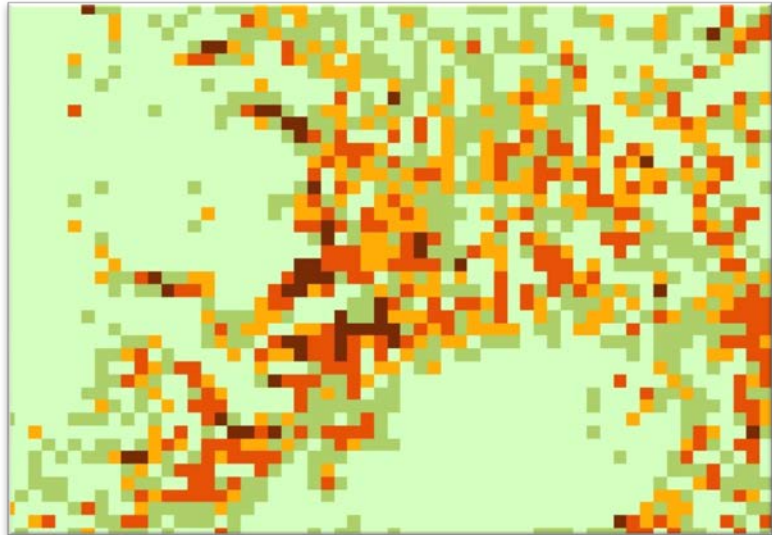
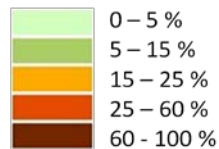
Tabela 37. Porównanie parametrów modeli predykcyjnych dla *E.tahapisi*.

	Model oparty o dane z liczeń transektowych N= 85	Model oparty o dane z nagrań automatycznych N=43	Model oparty o wybrane dane z liczeń transektowych N=43
AUC (+/- SD)	0.945 (+/- 0.012)	0.956 (+/- 0.015)	0.967 (+/- 0.010)
Błąd algorytmu uczącego się	0.039	0.077	0.010
Błąd testowy	0.061	0.250	0.312
Zmienne wyjaśniające łącznie powyżej 65% całkowitej zmienności modelu	EKSP WYSK ZASK NACH	EKSP LSTR NACH ZASK	EKSP LSTR ZASK NACH

Wizualizacje trzech wariantów modeli (Ryc.25) charakteryzuje duże podobieństwo rozkładu, widoczna jest koncentracja kwadratów o większym prawdopodobieństwie wystąpienia *E.tahapisi* w tych samych obszarach, na terenach otwartych, w szczególności na wychodniach skalnych, pastwiskach etc. Zwarte fragmenty leśne pozostają obszarami o bardzo niskim prawdopodobieństwie wystąpienia gatunku we wszystkich wariantach modelu. Wariant A, oparty na najliczniejszym zbiorze danych, jest jednocześnie najlepiej opisującym stan faktyczny obserwowany przeze mnie i członków zespołu przez 4 lata badań. Wariant B (Ryc.25) oparty na danych akustycznych charakteryzuje pewna tendencja do koncentracji wokół najdokładniej próbkowanego fragmentu całej powierzchni Mendongbou, co wynika z mniej liczego zbioru danych wsadowych. Na tle dwóch powyższych wariantów najslabiej przedstawia się model oparty na podzbiorze danych z liczeń transektowych - wariant C (Ryc.25).

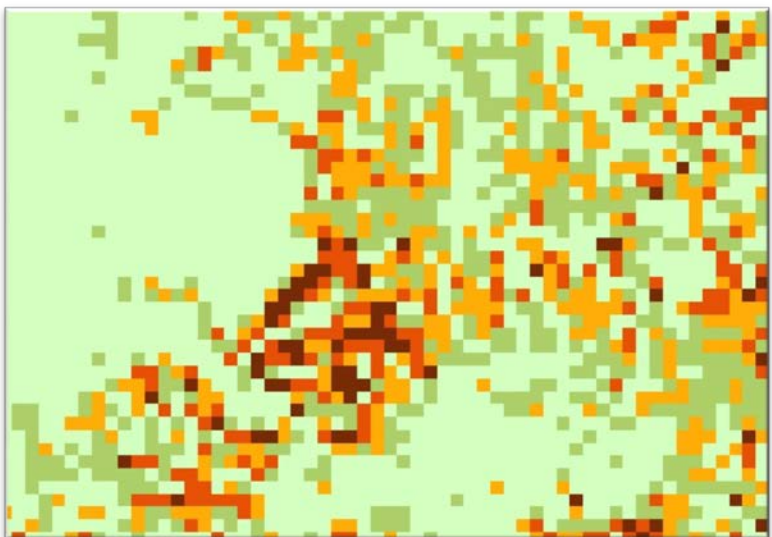
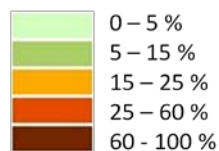
A - dane z liczeń transektowych (N=85)

Prawdopodobieństwo wystąpienia *E.tahapisi*:



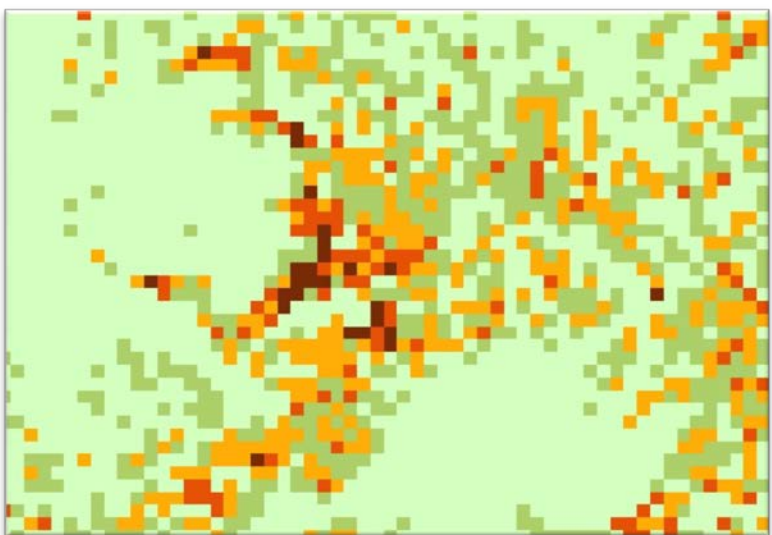
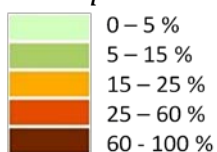
B - dane pochodzące z analizy nagrań automatycznych (N=43);

Prawdopodobieństwo wystąpienia *E.tahapisi*:



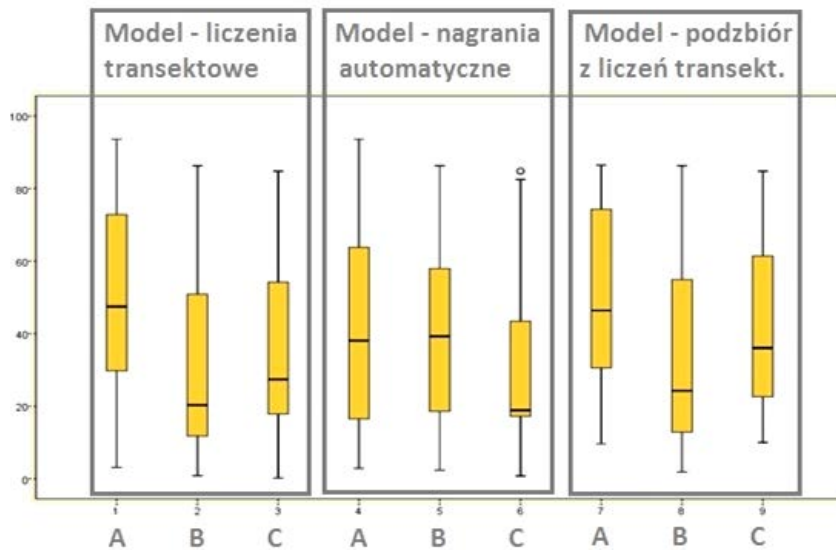
C - podzbiór danych pochodzących z liczeń transektowych odpowiadający liczbie rekordów danym z modelu B (N=43).

Prawdopodobieństwo wystąpienia *E.tahapisi*:



Ryc. 25. Predyktywne modele siedlisk optymalnych dla trznadla cynamonowego powstałe w oparciu o dane z liczeń transektowych i nagrań automatycznych

Weryfikacja szacowań modeli polegała na sprawdzeniu zdolności poszczególnych modeli do przewidywania wystąpienia *E.tahapisi* w oparciu o lokalizacje faktycznie obserwowanych i słyszanych ptaków podczas liczeń transektowych oraz o lokalizacje urządzeń nagrywających, które nagrały wokalizacje gatunku. Trzeci wariant był połączeniem obu źródeł danych. Model oparty na liczeniach transektowych okazał się najdokładniejszy, jednak model oparty o dane z automatycznych rejestratorów nie odstawał znacząco od niego, choć liczba rekordów (punktów nagraniowych) była tutaj niemal o połowę mniejsza (Ryc. 26).



Ryc. 26. Mediana i 95% przedziały ufności prawdopodobieństwa prawidłowego wytypowania obecności *Emberiza tahapisi* w zależności od rodzaju modelu i danych użytych do jego weryfikacji. **A** - dane z liczeń transektowych (N=85); **B** - dane z nagrań automatycznych (N=43), **C** - podzbiór danych z liczeń transektowych (N=43)

4.1 Bogactwo gatunkowe obszaru badań

W ciągu czterech lat prac terenowych wraz zespołem stwierdziłam łącznie 137 gatunków ptaków należących do 22 rodzin, z czego około jedna trzecia była widywana sporadycznie, a niektóre jednorazowo. Dotychczasowe dane z tego samego obszaru mówiły o 108 gatunkach ptaków (Sedláček i in. 2007). Zdecydowana większość stwierdzonych przeze mnie gatunków (ok. 100) w trakcie prowadzenia badań przebywała stale na powierzchni badawczej lub pojawiała się regularnie (np. ptaki drapieżne). Zaobserwowałam dwanaście gatunków endemicznych o zróżnicowanym stopniu rozpowszechnienia na obu obszarach badań oraz dziewięć gatunków migrujących z Palearktyki, a niektóre z nich obserwowane były w tych samych lokalizacjach przez cały jeden sezon badawczy. Ani ja ani żaden z członków zespołu nie zaobserwował zjawiska migracji wysokościowych, jednak ze względu na sezonowość badań, nie można tego zjawiska wykluczyć. Spośród gatunków stwierdzanych w trakcie badań, dwa mogą podejmować sezonowe migracje pionowe. Możliwe, że jeden z nektarników *Cinnyris reichenowi* spędza znaczną część pory deszczowej na niższych wysokościach, a pod koniec tej pory roku przemieszcza się w wyżej położone partie górskich lasów (Cheke i Mann 2020). Jednak nie udało się tej tezy zweryfikować dla obszaru Bamenda Highlands. Drugim z gatunków jest *Emberiza tahapisi*, który był obserwowany i słyszany na Mendongbou dopiero po ok. 2 tygodniach od rozpoczęcia pory suchej. Jednak i w tym przypadku konieczna byłaby dokładniejsza weryfikacja tych przypuszczeń.

W kontekście ogółu wykrytych gatunków wystąpiły pewne różnice w stwierdzonych gatunkach w odniesieniu do wskazań literaturowych. W lesie Kilum Ijim Fotso (2001) opisywał *Apaloderma vittatum* jako gatunek typowo leśny, a *Phyllastrephus poensis* jako gatunek pospolity, jednak podczas moich badań gatunki te nie zostały stwierdzone na żadnej z powierzchni. Na Mendongbou gatunki te nie zostały odnotowane także przez zespół czeski (Riegert i in. 2007), natomiast w lesie Kilum Ijim Eric Djomo Nana (i in. 2014) raportował o pojedynczym stwierdzeniu *A.vittatum*. Autor ten odnotował także kilka innych gatunków, których obecności nie udało się potwierdzić w niniejszej pracy. Były to np. *Centropus monachus* - gatunek terenów otwartych, ale bywa obecny przy krawędziach lasu,

Campephaga petiti i *Phyllastrephus poensis* - gatunki leśne, *Lanius collaris* - gatunek terenów otwartych, chętnie zasiedlający obszary trawiaste, *Streptopelia semitorquata* - na Mendongbou stwierdzana licznie poniżej 1600mn.p.m., *Sylvia borin* - migrant z Północnej Afryki. Przepuszczalnie ze względu na opisaną metodykę i obszar liczeń z pracy Erica Djomo Nana'y część z tych stwierdzeń dotyczyła również obrzeży leśnych i niżej położonych obszarów, więc trudno je bezpośrednio porównywać z danymi z niniejszej pracy, jednak warto je odnotować.

Raportowany przez Stuarta i Jensena (1986) *Malaconotus gladiator* nie został wykryty w żaden sposób w okresie trwania badań, jednak już rok po zakończeniu badań gatunek ten został przez kilku członków zespołu, nagrany i sfotografowany. Podobna sytuacja zachodzi w przypadku *Laniarius poensis*, który był widywany na Mendongbou kilkakrotnie po zakończeniu badań. Dla obszaru Kilum Ijim dane nie są spójne, gdyż gatunek figuruje na liście stwierdzeń BirdLife z 1998 roku, jednak nie pojawia się już w późniejszych publikacjach z tego regionu.

Bezpośrednio na obszarze badań nie stwierdzono również *Spermestes bicolor* i *Chloropeta natalensis* wskazywanych przez Sedláčka (i in. 2007), natomiast *Columba sjostedti* i *Indicator exilis* nie zostały nagrane, jednak były sporadycznie obserwowane przez członków zespołu. Warto dodać, że *Columba sjostedti* na mniejszych wysokościach jest gatunkiem bardzo częstym, podobnie *Spermestes bicolor* widywany był regularnie poniżej próbkowanych powierzchni.

Czteroletni okres badawczy pozwolił także dopisać kilka gatunków do listy awifauny Mendongbou. Najwięcej obserwacji dotyczyło pojedynczych stwierdzeń ptaków migrujących i zalatujących, ale nie tylko. Sedláček (i in. 2007) pisał o łącznie 5 gatunkach jerzyków i jaskółek, podczas gdy ja wraz zespołem regularnie obserwowałam trzy gatunki jerzyków i dziesięć gatunków jaskółek, w tym jeden endemiczny. Potwierdziłam także fakt sugerowany przez Sedláčka (i in. 2007), że *Tauracco bannermani* wbrew wcześniejszym oczekiwaniom (Stuart 1986), nadal występuje w Bamenda Highlands. Słyszany był niemal codziennie, a trzykrotnie obserwowane były lęgi tego gatunku. Reif (i in. 2007) sygnalizował brak *Apalis bamendae* i *Kakamega poliothorax*, jednak w trakcie badań były notowane regularnie przez mnie i/lub członków zespołu, choć niezbyt licznie. *A.bamendae* jest na Mendongbou nieco powyżej górnej granicy swojego zasięgu, stąd są to raczej pojedyncze stwierdzenia, jednak *K.poliothorax* występuje tu regularnie, choć faktycznie osiąga niezbyt duże zagęszczenia.

Obie powierzchnie badawcze były bardzo podobne do siebie pod względem występujących tam gatunków. Jedynie siedem gatunków stwierdzanych było wyłącznie na Mendongbou: *Bubo africana*, *Corythaeola cristata*, *Cossypha albicapilla*, *Elminia longicauda*, *Ploceus melanogaster*, *Motacilla clara* i *Emberiza tahapisi*. Poza dwoma ostatnimi, wszystkie gatunki określane są jako leśne (Borrow i Demey 2004), jednak rzadkie na dużych wysokościach (*Elminia longicauda*, *Cossypha albicapillus*), o nocnym trybie życia (*Bubo africana*), czy rzadko wokalizujący i przebywający głównie w koronach drzew *Ploceus melanogaster*. Wskazane cechy tych gatunków sprawiają, że krótki okres próbkowania lasu Kilum Ijim mógł być niewystarczający do ich stwierdzenia. Podobnie jest w przypadku *Emberiza tahapisi*, który nie był notowany w lesie Kilum Ijim, ale był obserwowany i słyszany na otwartych terenach przylegających do lasu.

Intrygujący jest fakt, że nie stwierdzono *Corythaeola cristata* w lesie Kilum Ijim, mimo, że próbkowanie miało miejsce w trakcie okresu lęgowego (Turner i Kirwan 2020, Tye 1991). Dodatkowo jest to bardzo duży ptak, o donośnym głosie (zasięg słyszalności >1km), na Mendongbou występujący w grupach po 5-6 osobników, stąd przeoczenie go jest dość trudne. Jednak wiele wskazuje na to, że z nieznanych przyczyn nie występuje w Kilum Ijim, co sugerował wcześniej Fotso (2001). Niestety obecnie *C.cristata* za sprawa polowań zniknął również z obszaru (Ernest Vunan Amohlon, Satec Organization - przekaz ustny). W lesie Kilum Ijim stwierdzony został natomiast inny ciekawy gatunek - *Phoeniculus bollei*, o którym wiadomo jedynie, że jest notowany w środowiskach leśnych (nizinnych i górskich), ale także na terenach otwartych. Status i liczebność populacji są nieznane, ale ocenia się że zagrożeniem dla niego może być utrata siedlisk związana z wycinką lasów (IUCN 2016, Ligon i Kirwan 2020). Okres lęgowy tego gatunku trwa cały rok (Ligon i Kirwan 2020), najczęściej widywany w dość hałaśliwych grupach i tak też był obserwowany, min. przeze mnie, w lesie KilumIjim. Ponieważ na Mendongbou nie był notowany ani wcześniej (np. Sedláček i in.2007) ani później (T. Osiejuk - dane niepublikowane do 2017) to należy założyć, że tam nie występuje. Braki w powodu bardzo niewielkiej wiedzy na temat biologii i ekologii *P.bollei* pozwalają jedynie spekulować, iż przyczyną jego nieobecności na Mendongbou jest zbyt mała powierzchnia pozostałego tam fragmentu lasu LDES.

Poza wymienionymi wyżej różnicami, wszystkie pozostałe gatunki były wspólne dla obi powierzchni, choć naturalnie porównywałam wyłącznie gatunki z grupy 6. Zestawianie ze

sobą innych grup byłoby bezzasadne ze względu na wyraźną różnicę w czasie próbkowania obu powierzchni.

Spośród gatunków stale obecnych na obszarze badań 51 określa się w literaturze jako górskie, a 36 jako leśne (wg. Ron i Demey 2004). Na obszarach leśnych stwierdzono 84 gatunki, podobnie jak w lasach gór wschodniej Afryki, gdzie odnotowano 70 gatunków, z czego 25 o tzw. ograniczonym zasięgu (Jensen i in. 2020). Wspólnych dla obu obszarów było 9 gatunków, przy czym obie lokalizacje należą do niezwykle ważnych centrów różnorodności i endemizmu w skali Afryki i całego świata (Myers i in. 2002). W 2006r. na Mendongbou, Jiri Reif (i in. 2006) wskazywał na wyjątkowo duże zagęszczenia gatunków endemicznych w odniesieniu do gatunków szeroko rozpowszechnionych, co tłumaczył ich przystosowaniem do specyficznymi specyficznymi warunków środowiskowych i znacznym stopniem izolacji górskich lasów deszczowych w zachodniej Afryce. Reif uznał to za uniwersalny wzorzec dla afrykańskich lasów górskich, który jak się okazuje, może być szerzej rozpowszechniony w tropikach. Badania filogenetyczne z neotropików wskazują, że najwyższe wskaźniki specjacji gatunkowej ptaków wróblowych występują w liniach genetycznych pochodzących z regionów o małej różnorodności gatunkowej i specyficznymi warunkach środowiskowych, które stanowią potencjalne źródło rozprzestrzeniania się wyspecjalizowanych gatunków na inne obszary (Harvey i in. 2020).

4.2 Gatunki o ograniczonym zasięgu stwierdzone w trakcie prowadzenia badań.

Na obszarze badań stwierdziłam występowanie czternastu gatunków o ograniczonym zasięgu. Sporadycznie widywane były: *Apalis bamendae*, *Turdoides gilberti*, *Cossypha isabellae*, natomiast *Nesocharis shelleyi* i *Psalidoprocne fuliginosa* były regularnie obserwowane jednak na nagraniach automatycznych występowały rzadko ze względu na specyfikę gatunku. Wszystkie pozostałe gatunki endemiczne były bardzo często rejestrowane na nagraniach automatycznych.

Apalis bamendae - gatunek rzadki na Mendongbou, nie obserwowany na Kilum Ijim. Obie powierzchnie znajdują się powyżej górnej granicy zasięgu (700-2050mn.p.m.), gdzie

zastępowany jest przez *Oreolais pulcher* (Bobo i in. 2001). Wielkość populacji światowej jest nieznana, potwierdzonych jest 115 lokalizacji w Kamerunie, od 1996r. gatunek o statusie LC (least concern) według IUCN.

Turdoides gilberti - gatunek stadny, zwykle występuje w grupach ok. 20 osobników (Collar i Robson 2020) i zasiedla niskie warstwy lasu na wysokości 950-2100m n.p.m. (Dami i in 2014). Całkowita populacja gatunku szacowana jest na 6-10 tys. osobników w maksymalnie 10 lokalizacjach na pograniczy Kamerunu i Nigerii, co daje mu status zagrożonego (VU wg. IUCN. 2017). W trakcie badań dwukrotnie obserwowano pojedyncze osobniki na powierzchni Mendongbou, co sugeruje, że jest to raczej przypadkowy pojaw na tym terenie.

Psolidoprocne fuliginosa - gatunek górskiej jaskółki zamieszkujący okolice skalistego szczytu jednej z gór na Mendongbou. Powierzchnia badawcza znajduje się w zasięgu wysokościowym gatunku, jednak poza prawdopodobnym obszarem występowania wskazywanym przez IUCN. Sporadycznie nagrywana przez urządzenia rejestrujące zlokalizowane na obrzeżach lasu, jednak nie włączona do analiz akustycznych ze względu na występowanie poza czy też raczej ponad lasem.

Nesocharis shelleyi - niewielki ptak (ok. 7g), rzadko wokalizujący, o skrytym trybie życia, często pozostaje niewykryty, stąd też niezwykle trudno jest oszacować całkowitą wielkość populacji nawet na intensywnie badanym obszarze (Fry i Keith 2004). Jednak wielokrotne obserwacje i nieco mniej liczne nagrania wskazują, że jest rezydentem na Mendongbou, co jest ok. 100-200m powyżej opisywanego w literaturze zasięgu wysokościowego (Payne 2020).

Platysteira laticincta -gatunek o najmniejszym zasięgu spośród wszystkich wymienionych w niniejszej pracy. Występuje wyłącznie w górach Bamenda Highlands w Kamerunie, a szacowana wielkość populacji 3,5-12 tys. osobników daje mu status gatunku zagrożonego (EN wg IUCN 2016). Dokładniejsze szacunki prowadzono jedynie w lesie Kilum Ijim, gdzie w 1994 r. McKay wskazywał na występowanie 3tys. osobników. Obecnie uważa się, że ten obszar jest jedyną szansą na przetrwanie gatunku ze względu na jego ochronę prawną. Nie jest bowiem do końca jasne, czy *P.laticincta* potrafi się utrzymać w niewielkich fragmentach leśnych (poniżej 1km², McKay i Coulthard 1996) czy też nie (Njabo i Languy 2000). Okres lęgowy gatunku obejmuje miesiące od października do maja (głównie grudzień - luty) (Louette i Sharpe 2020), nie dziwi więc, że w początku pory suchej (listopad - grudzień),

podczas prowadzenia badań do niniejszej pracy, obserwowano zarówno gniazda z jajkami jak i młode podloty tych ptaków. Wokalizacje *P.laticincta* były słyszane rzadko i były to głównie głosy alarmowe o różnym stopniu skomplikowania. Nie jest wiadomym czy gatunek ten dysponuje bardziej złożonymi wokalizacjami w swoim repertuarze, a wiele wskazuje na to, że jest to raczej cichy gatunek.

Cossypha isabellae - gatunek lokalnie pospolity, zasiedlający lasy gór i pogórza, obecnie o statusie najmniejszej troski (LC wg. IUCN. 2016). Szacuje się, że całkowita wielkość populacji przekracza 10tys. osobników, prawdopodobnie występuje trend spadkowy liczebności ze względu na utratę siedlisk. Zasięg ograniczony do górskich obszarów na granicy Kamerunu i Nigerii (Collar 2020). Na powierzchni Mendongbou obserwowany regularnie w pojedynczych lokalizacjach.

Cyanomitra oritis - jeden z gatunków nektarników zasiedlających obszar badań, najmniej liczny spośród tej grupy. Całkowity zasięg występowania ogranicza się do pasma gór Kameruńskich, a wielkość populacji pozostaje nieznana (LC wg IUCN 2016) jednak prawdopodobnie występuje trend spadkowy ze względu na utratę siedlisk. Lokalnie może być pospolity (Cheke i in. 2001). Na Mendonbou najczęściej obserwowany w lasach prześwietlonych.

Ploceus bannermani - jeden z wikłaczy licznie stwierdzany (obserwowany i słyszany) na obszarze badań, wokalizacje obecne także na nagraniach automatycznych. Jest to gatunek górski (powyżej 1100m n.p.m.), na Mendongbou najczęściej widywany w miejscach o charakterze ekotonu, ale również w wysokich zakrzaczeniach na bardziej otwartych terenach (Hořák i in. 2009). Gatunek lęgowy na obszarze badań, a całkowita wielkość jego populacji szacowana jest na 10-20tys. osobników, przy czym prawdopodobnie występuje trend spadkowy spowodowany systematyczną utratą i fragmentacją siedlisk (Craig 2020). Od 2000 roku gatunek posiada status zagrożonego (VU wg. IUCN).

Urolais epichlorus - gatunek górski, występuje powyżej 500mn.p.m. na Mt. Cameroon i powyżej 1000mn.p.m. w pozostałej części zasięgu (Ryan 2020c). Zasiedla górskie lasy i ich obrzeża, chętnie żeruje w koronach drzew, owadożerny. Zasięg występowania ogranicza się do Kamerunu, Nigerii i Gwinei równikowej, co geograficznie oznacza zasięg występowania pokrywa się z pasmem gór Kameruńskich (ang. Cameroon Mountains) oraz wysp będących ich przedłużeniem. Status populacji określa się jako spadkowy, jednak nie jest znana

całkowita jej wielkość (IUCN 2016). Stwierdzany wcześniej na obszarze badań (Sedláček i in. 2007, Reif i in. 2007).

Bradypterus bangwaensis - od 2004 roku uznawany za bliski zagrożenia (NT wg. IUCN). Gatunek o zasięgu raczej małym i pofragmentowanym (Stuart 1986), ograniczonym podobnie jak wyżej wymienione gatunki do pasma Gór Kameruńskich na granicy Nigerii i Kamerunu (ok. 20 lokalizacji) (Elgood i in. 1994, Dowsett-Lemaire i Dowsett 1998, BirdLife International 2016). Chętnie zasiedla strefy ekotonów leśnych i wszelkiego rodzaju zakrzaczeń (Budka i in. 2019) - w głębi lasu w obrębie podszytu czy w pobliżu polan leśnych. Stwierdzany powyżej 1600 mn.p.m. (Pearson 2020), lokalnie gatunek może być bardzo pospolity, tak jak to ma miejsce w przypadku terenu badań niniejszej pracy.

Arizelocichla montana - gatunek lasów górskich zachodniego Kamerunu i wschodniej Nigerii, występuje między 1000-2500m n.p.m., na Mt Cameroon od 500m n.p.m. (Fishpool i Tobias 2020a). Związany z krawędziami lasu, polanami leśnymi, a także siedliskami wtórnymi jak zarastające pastwiska czy odnowienia leśne (Stuart 1986, Bowden 1998, Dowsett-Lemaire i Dowsett 1998 i 1999). Według czerwonej listy gatunków określa się go jako gatunek bliski zagrożenia (NT) z powodu utraty i fragmentacji siedlisk (Fishpool i Tobias 2020). Całkowita wielkość populacji jest nieznana. Na obszarze badań liczny i chętnie wokalizujący. Często widywany w grupach.

Arizelocichla tephrolaema - gatunek bliźniaczy wobec *A. montana*, jednak jeszcze słabiej poznany. Braki danych dotyczą całkowitej wielkości populacji, liczby stanowisk i ewentualnych trendów wewnątrz populacji, jednak wg IUCN uznany za niezagrożony wyginieciem (IUCN 2016). Zasięg występowania obejmuje wyżynne tereny (1000-2900 mn.p.m.) Kamerunu, Nigerii i Gwinei Równikowej. Spotykany w niemal wszystkich chronionych obszarach w obrębie Gór Kameruńskich, a lasach góry Oku oszacowano występowanie *A. tephrolaema* na poziomie 4-5 osobników na hektar lasu (Fishpool i Tobias 2020b). *A. tephrolaema* podobnie jak *A. montana* charakteryzuje się częstym używaniem różnorodnych głosów kontaktowych podczas żerowania w grupach.

Laniarius atroflavus - gatunek górski (zwykle powyżej 1500 mn.p.m., choć na Mt. Cameroon już od 700 mn.p.m.), zasiedla lasy deszczowe i przylegające do nich obszary o charakterze półotwartym. Występuje na terenie zachodniego Kamerunu i wschodniej Nigerii. Gatunek łatwy do obserwacji, chętnie i głośno wokalizujący, często w duetach. Bardzo częsty na obszarze badań, widywany głównie w warstwie podszytu. Całkowita wielkość populacji

jest nieznana, jednak od 2000 roku gatunkowi przyznano status niezagrożonego wyginieciem z powodu braku wskazań o znacznym trendzie spadkowym w populacji.

Tauraco bannermani - największy i najbardziej widowiskowy z endemitów obszaru badań, szczególnie ze względu na swoje bardzo głośne wokalizacje i loty nad latem. Jego występowanie ograniczone jest do maksymalnie 100 lokalizacji w wysokich partiach gór Bamenda Highlands (2200-2600 mn.p.m.) oraz niedawno odkrytych dwóch innych lokalizacjach w obrębie Gór Kameruńskich w niewielkiej odległości od głównej populacji. Ze względu na stosunkowo duże rozmiary ciała, specyfikę zachowań i wielkość arealów gatunek ten nie osiąga dużych zagęszczeń, a jego całkowita populacja jest szacowana na 1,5-7tys. osobników (IUCN). Ze względu na ograniczony zasięg, rozdrobnienie populacji i postępującą fragmentację siedlisk, przewiduje się, że gatunek ten przetrwa jedynie w lesie Kilum Ijim, a jego obecność poza większymi kompleksami leśnymi jest wynikiem utrzymywania się resztek populacji na danym obszarze (Collar i Butchart 2013, Forboseh i Ikfuingei 2001). Zamieszkuje górskie lasy tropikalne, przy czym wybiera raczej gęste i mocno zacienione fragmenty, a w czasie pory suchej prawdopodobnie migruje w wyższe partie gór w poszukiwaniu owocujących drzew. W miejscach bardziej prześwietlonych i/lub niżej położonych partiach gór wypierany jest przez *Tauraco persa* - gatunek preferujący nieco bardziej otwarte siedliska (McKay 1994, McKay i Coulthard 1996). *T. bannermani* obecny był na obu powierzchniach, dodatkowo potwierdzony status lęgowy na Mendongbou.

4.3 Czynniki siedliskowe powierzchni Kilum Ijim i Mendongbou.

Podstawowym zjawiskiem istotnie wpływającym na zmiany w występowaniu gatunków leśnych była (i nadal jest) rozpoczęta 40 lat temu intensywna wycinka drzew prowadząca bezpośrednio do utraty siedlisk leśnych i ich fragmentacji. Oba te zjawiska nie są nowe, jednak nadal wzbudzają wiele kontrowersji i niejasności (por. przeglądowo Fahrig 2017, 2019 oraz Fletcher i in. 2018). Wynika to z faktu, że są to zjawiska wieloczynnikowe i złożone, a mechanizmy, które są przez nie uruchamiane bardzo silnie zależą od warunków lokalnych i tak naprawdę nie są jeszcze do końca poznane (np. Rybicki i Hański 2013, Sigel i in. 2009). Jedną z takich konsekwencji fragmentacji jest efekt krawędzi, który prowadzi do rozbudowy ekotonów, co pociąga za sobą wzrost liczby stwierdzanych gatunków (Murcia

1995). Tendencja wzrostowa jest tak wyraźna, że historycznie ten wzrost powierzchni ekotonów był postrzegany jako zjawisko korzystne z punktu widzenia wzrostu bioróżnorodności (Leopold 1933). Niektórzy badacze nawet dziś twierdzą, że z tego powodu fragmentacja może mieć więcej aspektów pozytywnych niż negatywnych (Fahrig 2017), jednak znaczna większość wskazuje na przewagę skutków negatywnych (przeładowo Fletcher i in. 2018). Dodatkowo w procesie fragmentacji i utraty siedlisk leśnych zmiany różnorodności gatunkowej ptaków następują jeszcze wiele lat po wystąpieniu samego zjawiska (Brooks i in. 1999). Mówimy tu o skali czasowej rzędu dziesiątek, a nawet setek lat w zależności od wymagań siedliskowych poszczególnych gatunków, skali fragmentacji oraz siedliska, w którym zaszła fragmentacja (Robinson 2001, Stouffer i Bierregaard 1995, Stouffer i in. 2006). Dla wielu obszarów tropikalnych ocena tych zjawisk jest o tyle trudna, że brakuje badań naukowych czy jakichkolwiek innych rzetelnych danych z przeszłości, do których można się odnieść. W przypadku Kilum Ijim wyniki pierwszych transektowych liczeń ptaków opublikowano w 2001 roku, a dla Mendongbou w 2007. Wiadomo, że już przed rokiem 1965 wycinka lasów górskich osiągała duże rozmiary i rozmach, co doprowadziło do powstania pierwszego obszaru chronionego w Kamerunie - lasu Kilum Ijim. Na pozostałym terenie Bamenda Highlands wycinka postępowała i postępuje nadal, czego przykładem jest Mendongbou. Można więc założyć, że Kilum Ijim jest wobec Mendongbou obszarem referencyjnym, zwłaszcza jeśli wziąć pod uwagę dostępne dane historyczne (http://www.birdlife.org/images/raw/kilum-ijim_forestcover_change_maps.jpg, Elenga i in. 2000) oraz fakt, że tropikalne lasy Afryki Zachodniej są dość jednorodne z punktu widzenia zbiorowisk roślinnych (Anhuf i in. 2006).

Kilum Ijim jest lasem, w którym zachował się specyficzny mikroklimat, typowy dla naturalnych lasów tropikalnych i niezwykle ważny dla wielu gatunków roślin, grzybów i zwierząt. Chodzi tutaj przede wszystkim o pierwotną strukturę lasu z dużą liczbą starych drzew i rozbudowaną warstwą koron drzew wysokich (czynnik PC1), ubogim podszytem (PC2), a także większą wilgotnością i zaciemnieniem wnętrza lasu (Thery 2001). Dodatkowo są to lasy górskie, więc mamy do czynienia z wysokimi opadami i znacznymi wahaniami dobowymi temperatury (Thiollay 1997). Ten typ siedliska, określane skrótowo w niniejszej pracy jako LDES (las deszczowe), na obszarze Mendongbou występuje już tylko fragmentarycznie zajmując jedynie 11% powierzchni terenu. Powstałe w wyniku działalności lokalnej ludności dwa pozostałe typy lasu LSTR (las strumykowy) i LPRZ (las prześwietlony)

zajmują odpowiednio 29% i 14%, a niemal połowę obszaru Mendongbou zajmują tereny otwarte i półotwarte (Tabela 1). Mimo tego, że pozostałości lasów pierwotnych na Mendongbou klasyfikowane są jako LDES, charakteryzuje je nieco odmienna struktura niż las Kilum Ijim (Tabela 5 i 6). Te różnice mogą wynikać z kilku powodów, po pierwsze pozostałe na Mendongbou fragmenty są stosunkowo niewielkie i mógł tutaj odegrać rolę efekt krawędzi powodując rozrost podszytu (Murcia 1995). Przemawia za tym brak różnic w warstwie PC2 pomiędzy lasami LDES oraz LSTR, które są najczęściej wąskimi pasmami lasu o dużym prześwietleniu. Po drugie z obserwacji terenowych wynika, że prawdopodobnie tylko jeden z próbkowanych płatów leśnych na Mendongbou nie jest poddawany selektywnej wycince drzew. Tego typu wycinka zmniejsza nie tylko liczbę starych i dużych drzew budujących warstwę koron PC1 (Laurance i in. 1997, Paula i in. 2011, Berenguer i in. 2014), ale poprzez zróżnicowaną dyspersję epifitycznych gatunków roślin i grzybów może wpływać także na samą strukturę pozostałych drzew w lesie (Michalski i in. 2007, Laurance i in. 2011, Paula i in. 2011).

Przynależność płata leśnego do określonego typu lasu wyróżnionego przez mnie wynika przede wszystkim z jego genezy, jednak powiązana jest też niezwykle istotnie z jego strukturą pionową, a co za tym idzie warunkami świetlnymi i wilgotnością. Dzieje się tak między innymi dlatego, że ilość światła wewnątrz lasu tropikalnego jest znacząco różna w lesie o charakterze pierwotnym w porównaniu do lasu antropogenicznie zmienionego (Yamada i in. 2014, Osazuwa-Peters i in. 2015). Zaburzenia stosunków świetlnych w lesie tropikalnym pociągają za sobą zmiany w strukturze lasu zmiany w strukturze pionowej (Denslow i in. 1990, Endler 1993), a także w składzie gatunkowym różnych grup roślin i zwierząt (Foggo i in. 2001). W tym kontekście ilość światła w lesie jest istotna dla ptaków nie tylko ze względu na ocenę ryzyka drapieżnictwa czy przy zdobywaniu pokarmu (Kacelnik 1979), ale ze względów anatomicznej budowy oka (Miller 1979, Land 1981) i wielkości źrenicy wpływa na moment rozpoczęcia aktywności głosowej przez poszczególne gatunki w chórze porannym (Thomas i in. 2002). Na Mendongbou fragmentacja lasów sprawiła, że wiele płatów leśnych jest całkowicie prześwietlonych. Dotyczy to przede wszystkim lasów prześwietlonych użytkowanych jako pastwiska oraz w pewnym stopniu lasów strumykowych, których prześwietlenie wynika z ich niewielkich szerokości. Szczególnie LSTR charakteryzują się bardzo bujną warstwą podszytu (warstwa PC2), która może sprzyjać występowaniu gatunków preferujących tą warstwę lasu czy strefy ekotonu. Na Mendongbou widać to min.

na przykładzie gatunków takich jak owocożerne *Arizelocichla montana* i *Arizelocichla tephrolaema*, które są ściśle związane z krzewami owocowymi rosnącymi obficie przy krawędziach lasu czy na niewielkich polanach śródleśnych (Stuart 1986, Bowden 1998, Dowsett-Lemaire i Dowsett 1999). Spośród gatunków owadożernych (nieco) częściej w lasach LSTR niż LDES stwierdzałam: *Sylvia abyssinica*, *Bradypterus bangwaensis*, *Elminia albiventris*, *Urolais epichlorus*. Za wyjątkiem *Sylvia abyssinica* dieta tych gatunków jest bardzo słabo poznana i nie jest wiadome jakie dokładnie grupy owadów stanowią ich bazę pokarmową (Billerman i in. 2020). Dlatego też mogę jedynie przypuszczać na podstawie obserwacji terenowych, że większe prześwietlenie powoduje wzrost temperatury powietrza (w stosunku do chłodnego wnętrza lasu LDES), wzrost ilości kwiatów i owoców, a co za tym idzie zwiększa populację owadów, które z kolei przyciągają ww. gatunki ptaków.

Fragmentacja lasów zwiększa obszar ekotonu jednocześnie sprzyjając sukcesji roślin o większej podatności na przesuszanie (Laurance i in. 2001), a ponieważ krawędzie lasu są mniej wilgotne niż jego wnętrze (Camargo i Kapos 1995, Laurance i in. 2001, Laurance i in. 2006), to w małych płatach leśnych mogą wystąpić znaczne zaburzenia stosunków wodnych. Tym bardziej, że ostre słońce tropikalne, zwłaszcza w warunkach wysokogórskich, ma bardzo silne działanie osuszające. Dla szacowania możliwości utrzymania wilgotności przez fragment leśny istotne jest kilka czynników (Schwartz i in. 2019) związanych z jego strukturą i ukształtowaniem terenu, na którym się znajduje. Im mniejsza powierzchnia płata leśnego, a także im uboższa warstwa koron wysokich, tym bardziej jest on podatny na prześwietlenie oraz utratę wilgotności, które pociągają za sobą dalsze stadia sukcesji. Najważniejszymi aspektami ukształtowania terenu, które odgrywają rolę w bilansie wodnym lasów górskich są nachylenie i ekspozycja stoku (Sayama i in. 2021) (odpowiednio zmienne NACH i EKSP w modelach predykcyjnych). Nachylenie stoku istotnie wpływa na tempo spływu wód powierzchniowych i opadowych, a także na strukturę gleby (Dykes i Thornes 2000, Noguchi i in. 1997a i 1997b), co w niewielkich płatach leśnych może istotnie zmniejszać roślinom dostępność wody i w ten sposób przyczyniać się do jego szybszej degradacji. Natomiast ekspozycja stoku jest niezwykle ważna ze względu na powiązanie z dużymi dobowymi wahaniami temperatury wynikającymi z górskiego charakteru powierzchni badawczej oraz nasłonecznieniem, które jest powiązane z możliwościami utrzymania wilgotności szczególnie w niewielkich fragmentach leśnych. W efekcie synergii tych czynników płaty leśne położone na południowych stromych stokach gór są znacznie bardziej wrażliwe na przesuszanie i

prawdopodobnie znikną znacznie szybciej niż te zlokalizowane na mniej stromych i/lub nasłonecznionych stokach. Zmienna NACH ma tak istotne znaczenie, że jej wyłączenie z modeli dla poszczególnych gatunków w większości przypadków silnie osłabia model. Nieco rzadziej podobną rolę odegrała zmienna EKSP (szczególnie w przypadku *Urolais epichlorus*, *Pogoniulus bilineatus*, *Oreolais pulcher*, *Bradypterus bangwaensis*).

Na Mendongbou obszary leśne zajmują jedynie połowę powierzchni tworząc pewnego rodzaju mozaikę siedlisk leśnych, półotwartych i otwartych. W tym kontekście rozmieszczenie lasów i ich wzajemna konfiguracja, a także możliwości przemieszczania się między nimi stanowią dla ptaków leśnych tzw. przepustowość macierzy środowiskowej (Aben i in. 2012). Zależnie od wielu czynników determinujących możliwości i skłonność do przemieszczania się (np. rozmiar ciała, wielkość areału osobniczego, odległość do pokonania w otwartym terenie itd.) przepustowość ta będzie miała inną wartość dla każdego z gatunków. Z tego powodu środowiska otwarte i półotwarte takie jak zakrzaczenia (ZAK), paprocie (PAPR) czy (PAST) również są istotne z punktu widzenia gatunków leśnych, a siłę i kierunek ich oddziaływania określają indywidualne modele predyktywne. Udało mi się wykazać, że jedną z takich istotnych zmiennych były PAST (pastwiska), których wyłączenie z modelu znacznie zwiększało jego siłę, szczególnie dla *Pogoniulus bilineatus* i *Urolais epichlorus*. Oba gatunki są dość silnie związane z lasami i ten wynik wskazuje, że takie bardzo otwarte przestrzenie są dla tych gatunków dużą barierą. Ma to duże znaczenie w kontekście postępującej fragmentacji lasów przy jednoczesnym poszukiwaniu coraz to nowych terenów pod pastwiska dla bydła. Z kolei ZAK (zakrzaczenia) w bezpośrednim sąsiedztwie lasu są bardzo chętnie eksplorowane przez niektóre gatunki w poszukiwaniu pokarmu (np. *Laniarius atroflavus*, *Arizelocichla montana*), a ze względu na swoją wysokość (do ok.3m) mogą również ułatwiać ptakom przemieszczanie się pomiędzy fragmentami leśnymi, jednak nie jest jasne jak duże odległości mogą pokonywać poszczególne gatunki.

Poza wybiórczością siedliskową w skali typów środowisk na całej powierzchni, wskazałam również czynniki mikrosiedliskowe (mierzone w bezpośrednim otoczeniu punktów nagraniowych), które dopełniały trendy i tendencje przedstawione w analizie predyktywnej. Najistotniejszą rolę dla większości próbkowanych gatunków odegrało pokrycie roślinności w poszczególnych warstwach lasu (PC1, PC2 i PC3), a także wielkość płata leśnego (WLKP). To połączenie czynników nie dziwi, jako że wskazuje na istotność dużych płatów leśnych o dobrze zachowanej strukturze pionowej, najbardziej zbliżonej do

pierwotnych lasów tropikalnych. Nie dla wszystkich gatunków wszystkie omawiane czynniki były istotne statystycznie, jednak widoczne jest powiązanie z ich biologią i ekologią. Gatunki silniej związane z lasami LDES (np. *Apalis cinerea*, *Pogoniulus coryphaea*) wykazywały preferencje w kierunku większego pokrycia warstwy PC1, a mniejszego w warstwie PC3. Natomiast dla gatunków zasiedlających strefy ekotonu, takich jak *Urolais epichlorus* czy *Bradypterus bangwaensis* nie udało się wskazać istotnych powiązań z pokryciem warstw lasu. Najsilniejsze powiązania ze środowiskami pierwotnymi tego obszaru wykazuje *Buccanodon duchailui*, u którego model predyktywny przedstawił bardzo silną preferencję w kierunku LDES (Tabela 15, Rycina 13), a analiza mikrosiedliskowa (Tabela 30) wskazała na takie czynniki istotne jak duże pokrycie warstwy koron drzew wysokich, wielkość płata leśnego oraz nachylenie stoku. Model wskazał na obecność gatunku praktycznie wyłącznie w dużych fragmentach lasów LDES (Rycina 13), które ocalały przed wycinką przede wszystkim dlatego, że zlokalizowane są w trudno dostępnych miejscach, na stromych zboczach lub w wąwozach, stąd istotność zmiennej NACH (Tabela 30).

Czynniki określane jako MDRE (martwe drewno) oraz STRU (odległość do najbliższego strumienia) okazały się istotne dla niewielkiej liczby gatunków. Jedynie *Sylvia abyssinica* i *Apalis cinerea* wykazały powiązania z ilością martwego drewna. Nie jest do końca jasne z czego wynika ta zależność, jednak może to mieć związek z ich owadożernością. Oba gatunki chętnie przeczesują korony drzew w poszukiwaniu larw chrząszczy, a także form dorosłych z rodziny *Scotylinae* (kornikowatych) oraz gąsienic i pająków (Ryan 2020, Collar i Robson 2020). Skład zbiorowisk chrząszczy nawet w warstwie koron może być powiązany z ilością martwego drewna w lesie tropikalnym (Kessler i in. 2009) i stąd najprawdopodobniej wynika istotność tego czynnika w analizach mikrosiedliskowych (Tabela 28 i 33).

Odległość do strumienia okazała się istotna jedynie dla *Pogoniulus coryphaea* (Tabela 34). Gatunek ten wyraźnie częściej był notowany w lasach LDES, a również model wskazał na występowanie niemal wyłącznie w tym typie lasu (Ryc. 20). Górski charakter terenu i duże opady pory deszczowej sprawiają, że obie powierzchnie badawcze obfitują w górskie strumienie, czasami stopniowo zanikające w trakcie trwania pory suchej. Możliwe że *P.coryphaea* preferuje takie miejsca o większej wilgotności ze względu na to, że jest to gatunek owocożerny. Według niektórych źródeł w poszukiwaniu owoców osobniki tego gatunku mogą nawet eksplorować strefy ekotonu, zakrzaczenia w niewielkiej odległości od lasu (Short i Horne 2020). Stąd nie dziwi jego obecność również w lasach strumykowych,

które z jednej strony obfitują w owoce, a z drugiej mogą pełnić funkcję korytarzy między fragmentami lasów LDES.

W ujęciu ogólnym zestaw wyróżnionych cech siedliskowych pozwala trafnie przewidzieć występowanie analizowanych gatunków na powierzchni badawczej, co niejednokrotnie stwierdzałam wraz z zespołem w trakcie prac terenowych. W kontekście trudnych warunków pracy terenowej w górach Bamenda Highlands jest to o tyle ważne, że pozwala na stosunkowo łatwe rozszerzenie obszaru badawczego bez konieczności angażowania wielu ludzi, sprzętu i czasu bezpośrednio na miejscu. Dla przeanalizowanych wyżej gatunków możliwa jest rozbudowa bazy danych siedliskowych poprzez mapowanie najnowszych zdjęć satelitarnych. Technika ta może stać się również jedną z bezpieczniejszych metod pracy, zwłaszcza na obszarach niedawno jeszcze objętych lokalnymi walkami zbrojnymi.

4.4 Predykcja siedlisk optymalnych dla wybranych gatunków

Gatunki ptaków leśnych w różny sposób reagują na postępującą na Mendongbou fragmentację lasów, a odpowiedź ta nie zależy od stopnia rozpowszechnienia gatunku (endemiczny/górski/szeroko rozpowszechniony). Spośród wyróżnionych przez mnie gatunków wyłania się pewnego rodzaju spektrum reakcji na zmniejszenie się powierzchni leśnej i wzrost stref ekotonu. Niektóre z gatunków zmniejszają liczebność i zasięg, podczas gdy innym przekształcenia środowiska wydają się bardzo sprzyjać.

Najsilniej związany z lasami okazał się *Buccanodon duchaillui*, dla którego zmienna LDES objaśniała ponad 80% zmienności modelu, co pokazuje jak silna jest to zależność. Jednak gatunek ten na innych obszarach może występować w różnych typach środowisk leśnych, niekoniecznie naturalnych. I tak np. w Kenii poza lasami naturalnymi obserwowany był na bardzo prześwietlonych plantacjach gujawy, a nawet plantacjach niektórych obcych gatunków drzew (Munyekenye i in. 2008), jednak w Ugandzie omijał takie siedliska (Sekercioglu 2002). Lokalne warunki są tutaj jak widać ważne dla gatunku, jednak dokładniejsze określenie tych powiązań wymaga jeszcze wielu badań w wielu lokalizacjach. *Apalis cinerea* również wyraźnie preferował lasy LDES, jednak ten gatunek notowany jest wyłącznie powyżej 850m n.p.m., a jego obserwacje pochodzą przede wszystkim ze środowisk

leśnych (Ryan 2020, Borrow i Demey 2010). Stąd można przyjąć, że jest to gatunek lasów górskich o raczej wąskiej niszy siedliskowej.

Trzecim gatunkiem, który wydaje się być silnie związany z lasami LDES jest *Pogoniulus coryphaea*, który był notowany na Mendongbou niemal wyłącznie w lasach tego typu, a dodatkowo stwierdzeń tych było znacznie mniej niż w Kilum Ijim, gdzie dominował nad *Pogoniulus bilineatus*. Zarówno model jak i analiza mikrosiedliskowa wskazały na silny związek obu gatunków z zmiennymi LDES i LSTR, a także ekspozycją stoku. W skali mikrosiedliskowej ujawniła się preferencja w kierunku dużego pokrycia warstwie drzew wysokich i niewielkiej odległości do strumienia, co wskazuje odpowiednio na preferencje w kierunku lasów LDES i LSTR. Natomiast różnice w rozpowszechnieniu siedlisk optymalnych dla obu gatunków na Mendongbou są łatwo dostrzegalne na formie graficznej modelu (Ryc. 19 i 20). Jest to o tyle ciekawe, że chociaż taką samą zależność opisywał w lasach LDES Kilum Ijim Eric Djomo Nana (2014), to w niektórych lokalizacjach oba te gatunki mogą być notowane także w strefie ekotonu (Reif i in. 2006, Billerman i in. 2020, Borrow i Demey 2010). Na Mendongbou w lasach strumykowych i prześwieconych przez cztery sezony badawcze zdecydowanie częściej stwierdzany był *P. bilineatus* (zarówno w detekcji akustycznej jak i przez obserwacje). Ciekawe wyniki liczeń transektowych z 2016 roku prezentuje Jan Riegert (i in. 2021), gdzie na Mendongbou *P. coryphaea* jest nawet bardziej liczny niż *P. bilineatus*. Jeżeli faktycznie nastąpił wzrost liczebności tego gatunku, to jest to niewątpliwie trend pozytywny. Jednak warto zwrócić uwagę, że liczenia skupiały się głównie na obszarach otwartych i takie gatunki były głównym tematem pracy. Ponadto całe liczenia obejmowały 29 punktów, podczas gdy nagrania automatyczne pozwoliły na stwierdzenie obecności *P. coryphaea* w 53 z 94 punktów rozmieszczonych w samych tylko środowiskach leśnych na Mendongbou. Można więc powiedzieć, że wyniki liczeń nie pozostają w sprzeczności z moimi badaniami, zwłaszcza jeśli wziąć pod uwagę fakt, że piosenki obu gatunków z rodzaju *Pogoniulus* są słyszalne z dużej odległości, również poza lasem.

Preferujące nieco bardziej przeświecone środowiska *Arizelocichla montana*, *A. tephrolaema*, *Oreolais pulcher* i *Sylvia abyssinica* tworzą grupę gatunków powiązanych z lasami LDES, ale jednocześnie bardzo chętnie zasiedlających lasy strumykowe (LSTR). Wynika to z faktu, że najczęściej żerują i przystępują do lęgów w strefie podszytu PC2, która jest wyjątkowo bujna w lasach LSTR. Dla tych gatunków fragmentacja dużych płątów leśnych LDES i pozostawienie lasów strumykowych stwarza nowe siedliska prowadząc do wzrostu

liczebności lokalnych populacji. Lasy prześwietlone LPRZ ze względu na niemal zupełny brak podszytu nie stanowią dla nich atrakcyjnego środowiska (Tabela 7 i 9). Wszystkie gatunki były już stwierdzone licznie na obu powierzchniach badawczych (Reif i in. 2006, Sedláček i in. 2007, Djomo Nana 2014). Duża liczebność i rozpowszechnienie na obszarze Mendongbou oraz zasiedlanie lasów strumykowych sugerują, że populacje tych gatunków są stabilne, a obecny współczynnik fragmentacji siedlisk w pewnym stopniu jej sprzyja.

Jeszcze słabsze powiązania z lasami LDES mają gatunki chętnie eksplorujące tereny otwarte w pewnej odległości od lasu, np. *Laniarius atroflavus*, *Linurgus olivaceus*, *Cinnyris reichenowi*, *Urolais epichlorus*, *Bradypterus bangwaensis*. Są to gatunki bardzo liczne na Mendongbou, a ich duże liczebności stwierdzone były tu już wcześniej (Reif i in. 2007, Reif i in. 2006, Hořák i in. 2009). Model predykcyjny przedstawia ich prawdopodobne rozmieszczenie nie tylko w lasach LDES i LSTR, ale także w lasach prześwietlonych LPRZ i w sąsiadujących z nimi zakrzaczach (ZAK). Szczególnie *C. reichenowi*, *L. atroflavus* i *L. olivaceus* chętnie zasiedlają LSTR, niewielkie prześwietlone fragmenty leśne i inne formacje z rozbudowaną warstwą podszytu PC2, ale także eksplorują tereny otwarte (Fry 2020, Clement 2020, Cheke i Mann 2020, Reif i in. 2007, Riegert i in. 2004). W tych trzech przypadkach modelowanie wskazuje na niski udział zmiennej LDES w tworzeniu modelu (poniżej 50%), uwidacznia się natomiast istotność zmiennych o charakterze ekotonów takich jak LSTR czy bardziej otwartych ZAK, PAST, PAPR (Tabele 16, 18, 19, Ryc. 14, 16, 17). Stąd można wnioskować, że fragmentacja lasów sprzyja ich rozprzestrzenieniu i są raczej odporne na jej potencjalnie negatywne skutki (Reif i in. 2007, Forbeseh i in. 2003). Ten trend potwierdzają również badania z sąsiadującej z Kamerunem Nigerii, gdzie Temidayo Osinubi (i in. 2014) analizował preferencje siedliskowe *L. atroflavus* na pograniczu chronionego lasu i wylesionych terenów przypominających siedliska PAPR i LSTR na Mendongbou. Wskazuje on na występowanie gatunku we wszystkich typach siedlisk, a także na znacznie większą liczbę arealów osobniczych na granicy lasu i w szczątkowych fragmentach leśnych (podobnych do LSTR) na terenach otwartych. Osinubi sugeruje też, że *L. atroflavus* wybiera miejsca w sąsiedztwie cieków wodnych, jednak nie mogłam tego zweryfikować ze względu na powszechność gatunku na Mendongbou oraz dużą liczbę strumieni.

Kolejne dwa gatunki o zasięgu ograniczonym do pasma gór Kamerunu *Bradypterus bangwaensis* i *Urolais epichlorus* wykazują podobne preferencje siedliskowe. Lasy LDES objaśniają maksymalnie 50% zmienności modelu, natomiast wyraźny jest udział zmiennych

opisujących lasy prześwietlone LPRZ, siedliska otwarte (np. pastwiska PAST) oraz ukształtowanie terenu (NACH i EKSP). W skali mikrosiedliskowej (Tabela 35) istotna dla *U.epichlorus* jest jedynie ekspozycja stoku, natomiast dla *B.bangwaensis* żaden z analizowanych czynników nie okazał się istotny. Dodatkowo Michał Budka (i in. 2020) wskazuje na pozytywną zależność między występowaniem *B.bangwaensis* i pokryciem roślinności w przedziale 3-5m wysokości i unikaniem dużego pokrycia w warstwie 5-10m. To wskazuje na silny związek z warstwą podszytu, choć warto zwrócić uwagę, że analizy w tej pracy obejmowały dane siedliskowe w punktach nagraniowych zarówno z Mendongbou jak i z Kilum Ijim. Ponieważ są to bardzo różne obszary, zdecydowałam sprawdzić, czy na samej tylko powierzchni Mendongbou wynik będzie podobny. Zmienne środowiskowe przeanalizowałam w dwóch wariantach (przed jak i po redukcji zmiennych w analizie PCA), jednak istotnego związku z warstwą podszytu nie stwierdziłam. Oba omawiane gatunki określane są jako lokalnie pospolite (Serle 1965, Forboseh i in. 2003, Sedlacek i in. 2007), choć Jiri Reif (i in. 2006) odnotował tylko jedno stwierdzenie *U.epichlorus*. Jednak wiele wskazuje na to, że mogło to być przeoczenie spowodowane krótkim czasem prac terenowych, ponieważ duża liczebność tego gatunku utrzymywała się przez cały okres moich badań (Tabela 7). Oba wspomniane gatunki są bez wątpienia silnie związane z warstwami ekotonu i siedliskami bardziej otwartymi - stąd ich powszechność w lasach LSTR i LPRZ.

Intrygującym gatunkiem okazał się być *Zosterops senegalensis*. Liczba stwierdzeń tego gatunku w lesie Kilum Ijim była wyższa (procentowo) niż w lasach na Mendongbou, choć tutaj notowany był najczęściej w LSTR niż w LDES (Tabela 7 i 8), a widywany był również na terenach otwartych. W całym zasięgu występowania gatunek ten wybiera różnorodne siedliska - od wyłącznie wysokogórskich w północnej części zasięgu do nizinnych w południowej (von Balen 2020, IUCN 2016), przy czym na niżu wręcz unika środowisk leśnych prawdopodobnie ze względu na zbyt dużą wilgotność (IUCN 2016). Na obszarach górskich lasy deszczowe określane są jako siedlisko priorytetowe dla gatunku, co stwierdził min. Eric Nana dla obszaru Kilum Ijim, gdzie ptaki były bardzo liczne. Jednak ten sam autor zwraca uwagę, że w lasach na Mt Cameroon omawianego gatunku nie ma wcale, mimo bardzo wielu podobieństw między lasami w tych dwóch lokalizacjach. Najprawdopodobniej przyczyna tego stanu rzeczy jest zbyt duża wilgotność lasów na Mt Cameroon, wynikająca z bezpośredniego sąsiedztwa morza.

4.5 Wykorzystanie automatycznych metod detekcji ptaków na Mendongbou w oparciu o test z udziałem *Emberiza tahapisi*

Zarówno na Mendongbou jak i w Kilum Ijim moje badania były pierwszym przypadkiem zastosowania automatycznych metod detekcji akustycznej. W takiej sytuacji wręcz konieczna jest ocena efektywności wykorzystywanych technologii w nowym środowisku, dla nowych gatunków. Uznałam, że najlepszą metodą będzie przeprowadzenie dla jednego z gatunków ptaków tzw. liczeń całkowitych (Gregory i in. 2004), które obejmują liczenie transektowe osobników nie tylko słyszanych, ale także widzianych. W ten sposób mogłam nieco zniwelować efekt relatywnie krótkiej obecności obserwatora w danym miejscu w porównaniu do urządzenia nagrywającego przez okres chóru porannego i wieczornego. Wybrałam gatunek terenów otwartych, ponieważ wbrew temu co pisze Jan Riegert (i in. 2006 i 2021) w lesie tropikalnym nie jest możliwe odnotowanie wszystkich ptaków widzianych w promieniu 50m od obserwatora (nie ma takiej widoczności ze względu na gęstą roślinność, por. także fotografie w Appendix). Tymczasem w siedliskach otwartych zasięg obserwacyjny jest nawet większy niż zasięg nagrywania urządzenia rejestrującego, stąd mogę stwierdzić, że podjęłam wszelkie kroki aby zmaksymalizować wykrywalność *E.tahapisi* podczas liczeń całkowitych. Tym bardziej zaskoczeniem był fakt, że mimo kilkukrotnej obecności w jednej z lokalizacji ani razu nie stwierdziłam *E.tahapisi* (ja ani żaden z członków zespołu), podczas gdy urządzenie nagrywające zarejestrowało wielokrotnie wokalizujące ptaki. To potwierdza jak duże znaczenie ma czas przebywania w punkcie - kilkanaście/kilkadziesiąt minut obserwatora vs kilka godzin rejestratora automatycznego, a prawdopodobnie także sama obecność człowieka mogła tutaj także odegrać pewną rolę.

Niewątpliwie zaletą liczeń całkowitych było znacznie dokładniejsze określenie liczby osobników *E.tahapisi*. Zarówno te dane jak i dane z urządzeń automatycznych wykorzystałam do budowania modeli predykcyjnych siedlisk optymalnych oraz do ich weryfikacji. Wszystkie wygenerowane modele siedlisk optymalnych *E.tahapisi* na obszarze Mendongbou były dość podobne, choć dokładnością wyróżniał się model oparty na liczeniach transektowych (Tabela 37). Nie jest to zaskoczeniem ze względu na dwukrotnie większą liczebność zbioru danych wejściowych. W tym kontekście to właśnie model oparty na akustycznych metodach zaskakuje wysokim AUC i bardzo dobrą zdolnością mapowania siedlisk optymalnych *E.tahapisi*. Bez względu na wariant modelu, najistotniejsze zmienne są

te same, a różnica jest jedynie w poszczególnych poziomach istotności. Najważniejsza okazała się być ekspozycja stoku EKSP, przy czym południowa wystawa stoku była jednym z podstawowych czynników wpływających na występowanie *E.tahapisi*. Ptaki zasiedlają odkryte fragmenty zboczy górskich z wystającymi fragmentami skał i kamieniami - są to tzw. wychodnie skalne - WYSK oraz ZASK - zakrzaczenia na skałkach, które są siedliskiem wtórnym powstałym w wyniku porastania wychodni skalnych przez niewielkie krzewy *Gnidia glauca* (do ok. 50cm wysokości). *E.tahapisi* gnieźdzą się pod skałami i kamieniami, które nagrzewają się w ciągu dnia, a następnie oddają ciepło w nocy, dzięki czemu buforują duże dobowe wahania temperatury (nawet do ponad 30°C), jakie mają miejsce w tutejszym klimacie. Wszystkie te zmienne (WYSK, ZASK i EKSP) w połączeniu z nachyleniem stoku NACH były istotne we wszystkich modelach, w zmiennych konfiguracjach. Najlepiej dopasowaną konfigurację kluczowych zmiennych ma model pierwszy (transektowy), co sądząc po dużym podobieństwie pomiędzy wszystkimi modelami, jest odzwierciedleniem najliczniejszej próby. Wszystkie modele wskazują przede wszystkim zmienne, które również według obserwacji terenowych i danych literaturowych (Ryan i Kirwan 2020, Borow i Demey 2010, Osiejuk 2011) są istotne dla występowania *E.tahapisi*. Dodatkowo zmienna LSTR - las strumykowy, a właściwie jego krawędź, pełni tu istotną rolę, ponieważ zapewnia dużo eksponowanych miejsc wykorzystywanych przez ptaki do śpiewu. Wskazanie przez modele wyłącznie jednego typu lasu - lasu strumykowego LSTR - wynika z faktu sąsiedowania tego typu fragmentów leśnych z terenami otwartymi (WYSK i ZASK) zasiedlanymi przez *E.tahapisi*.

Wszystkie warianty modeli charakteryzowały się wysoką jakością, zarówno według kryteriów oceny AUC (wg Hosmer i Lemeshow 2000), jak i po weryfikacji poprzez porównanie z wynikami liczeń całkowitych (Ryc.30). Zbliżone wyniki zarówno pod względem wskazania kluczowych zmiennych jak i lokalizacji siedlisk optymalnych dla *E.tahapisi* potwierdziły zasadność zastosowania metod akustycznych. W kontekście szacowania występowania gatunków leśnych ma to szczególne znaczenie z kilku względów. Przede wszystkim liczenia punktowe czy transektowe wymagają odpowiedniej liczby wykwalifikowanych osób liczących, co jest czynnikiem limitującym już w strefie umiarkowanej (Hobson i in. 2002), a co dopiero na obszarach tropikalnych, które są wielokrotnie słabiej poznane. Doświadczenie i dłuższe obserwacje bezpośrednio na terenie badań są kluczowe do wykrycia niektórych gatunków, szczególnie tych rzadziej wokalizujących, jak np. *Platysteira laticincta* - endemit lasów Bamenda Highlands niewykryty

przez pierwsze publikowane liczenia - wg autora - z powodu zbyt krótkiego czasu prac terenowych (Reif i in.2007). Gatunek ten był obecny na Mendongbou przez cały czas (lata 2008-2010 Marcin Antczak - przekaz ustny, w latach 2010-2013 obserwowałam go regularnie wraz z innymi członkami zespołu), a nawet ten sam zespół czeskich badaczy stwierdził jego obecność podczas ponownych liczeń w 2016 roku (Riegert i in. 2021). Tego typu sytuacji można było uniknąć poprzez zastosowanie automatycznych rejestratorów dźwięku. Badania wskazują, że identyfikacja poszczególnych gatunków na podstawie nagrań automatycznych daje zbliżone wyniki do klasycznych liczeń punktowych, zarówno w strefie umiarkowanej (Hobson i in. 2002, Rempel i in. 2005, Cellis-Murillo i in. 2009, Hutto i Stutzman 2009), jak i w tropikach (Sedláček i in. 2015, Cellis-Murillo i in.2012). Jest to o tyle ciekawe, że podczas liczeń obserwator odnotowuje również gatunki widziane, jednak warto pamiętać, że widoczność w lesie tropikalnym jest bardzo ograniczona ze względu na bardzo gęstą roślinność. Dodatkowo same nagrania automatyczne osiągają wysoką efektywność poprzez znacznie dłuższy czas rejestrowania dźwięków, innymi słowy liczba gatunków, możliwych do wykrycia wyłącznie przez obserwatora, spada w miarę wzrastania długości nagrań. Dzieje się tak min. dlatego, że ptaki strefy tropikalnej są w zdecydowanej większości gatunkami osiadłymi, a ponadto są aktywne wokalnie przez cały rok (przeglądowo Stutchbury i Morton 2001). Stąd prawdopodobieństwo, że dany gatunek przebywa w danej lokalizacji i nie odezwie się przez cały okres trwania chóru porannego i wieczornego jest bardzo niskie, nawet jeżeli nagrania będą prowadzone poza okresem lęgowym (Wikelski i in. 2000, Stutchbury i Morton 2001, Vokurkova i in.2018). Potwierdziły to również liczenia całkowite *E.tahapisi*, o czym wspomniałam już wyżej.

Innym czynnikiem, który odegrał dużą rolę w moich badaniach był fakt, że transektowe liczenia *E.tahapisi* wymagały powtórzeń i to wyłącznie w określonych ramach czasowych. W ten sposób ze względu na fizyczne możliwości obserwatora w znacznym stopniu ograniczana jest wielkość obszaru badań i to nie tylko na terenach otwartych, ale tym bardziej w środowiskach leśnych. Jednak ponieważ urządzenia rejestrujące można zaprogramować w taki sposób aby sesje nagraniowe były wielokrotne, w zaplanowanych odstępach czasu, możliwe jest jednoczesne próbkowanie wyraźnie większego obszaru przez dłuższy czas, co jest jednocześnie wydajniejsze i tańsze od metod klasycznych (Haselmayer i Quinn 2000, Hobson i in. 2002, Celis-Murillo i in. 2009, Sedláček i in.2015). Korzystanie z tych zalet metod automatycznych wymaga oczywiście wzięcia pod uwagę takich aspektów jak

górski charakter terenu badań czy transmisja dźwięku w lesie tropikalnym - środowisku unikalnym po względem kombinacji takich czynników jak wilgotność, temperatura, struktura i gęstość roślinności, czy też wreszcie samej struktury piosenek tutejszej awifauny (np. Eve 1991, Mathevon i in.2008, Sedláček i in. 2015). Ten ostatni aspekt może być w przypadku niektórych gatunków niezwykle kłopotliwy. Na obu powierzchniach badawczych występują gatunki, które wokalizują cicho i/lub rzadko (np. *Euschistospiza dybowskii*, *Cryptospiza reichnowi*, *Estrilda nonnula*), a nawet gatunki, dla których znane są jedynie głosy alarmowe i kontaktowe, natomiast bardziej złożone piosenki nie występują w ogóle lub nie zostały opisane. Najprawdopodobniej przykładem takiego gatunku nie posiadającego piosenek w klasycznym rozumieniu jest endemiczna *Platysteira laticincta*, której głosy alarmowe są jednak wystarczająco specyficzne aby z całą pewnością potwierdzić detekcję. Jednak pytanie o prawdopodobieństwo wykrycia na podstawie wykrytych głosów alarmowych pozostaje otwarte. Podobnie wygląda sytuacja z również endemicznym *Nesocharis shelley*, który wokalizuje rzadko, mało specyficznie i bardzo cicho. Najczęściej stwierdzane były głosy kontaktowe w obrębie niewielkich grup ptaków żerujących wspólnie. Oba te gatunki często pozostają niewykryte, również podczas liczeń punktowych (Reif i in.2006, Sedláček i in.2007, Riegert i in.2021). W przypadku metod akustycznych dodatkowo ważnym aspektem jest zasięg efektywnego nagrywania czy też inaczej mówiąc głośność wokalizacji poszczególnych gatunków. Jest to oczywiście indywidualne dla każdego gatunku, jednak obserwacje terenowe pokazują, że dla znakomitej większości gatunków ptaków obu powierzchni badawczych minimalny zasięg nagrywania wynosi przynajmniej 50m. Jest to odległość podobna do zasięgu słuchu obserwatora podczas liczeń punktowych (Reif i in.2006, Riegert i in.2021), jednak w lasach LDES i LSTR znacznie większa niż zasięg wzroku (porównaj także zdjęcia w Appendix).

4.6 Podsumowanie

Dzięki zastosowaniu automatycznych metod akustycznych zgromadziłam największy i najdokładniejszy zbiór danych o awifauny leśnej na obszarze Mendongbou. Wszystkie wcześniejsze i późniejsze opublikowane badania dotyczące tego obszaru opierały się na liczeniach transektowych i ze względów technicznych i logistycznych charakteryzowały się

nawet kilkukrotnie mniejszą liczbą punktów zbioru danych oraz wyraźnie mniejszą liczbą wykrytych gatunków. Dzięki połączeniu metod akustycznych z obserwacjami w trakcie całego okresu badawczego opisałam bogactwo gatunkowe obszaru Mendongbou dopisując do listy gatunków tego terenu 28 przedstawicieli awifauny (łącznie 137 gatunków). Dane te porównałam z danymi z ostatniego pierwotnego górskiego lasu Zachodniej Afryki - lasu Kilum Ijim, również próbkowanego akustycznie, skupiając się już wyłącznie na gatunkach stwierdzonych na nagraniach. W kontekście szczegółowo opisanych cech siedliskowych przedstawiłam ogólną liczbę i częstości stwierdzeń awifauny w trzech typach lasu na Mendongbou - lasach deszczowych, strumykowych i prześwietlonych, które różniły się znacząco przede wszystkim pokryciem roślinności w poszczególnych warstwach lasu. Lista awifauny leśnej na obu obszarach była zasadniczo taka sama, za wyjątkiem dwóch gatunków. Natomiast częstości stwierdzeń poszczególnych ptaków leśnych prezentowały szeroką skalę różnic, zwłaszcza po uwzględnieniu przekształconych typów lasu na Mendongbou. Wykazałam, że istnieją różnice w rozpowszechnieniu poszczególnych gatunków nie tylko pomiędzy lasami różnego typu, ale również obrębie jednego typu siedliskowego - lasu deszczowego LDES na powierzchni Mendongbou vs Kilum Ijim, przedstawiając tym samym efekty silnej antropopresji jaka ma miejsce na Menognbou.

Z pełnym powodzeniem przeprowadziłam test metod akustycznych jako źródła danych o występowaniu awifauny względem transektowych liczeń całkowitych. Dane z obu metod porównałam konstruując na ich podstawie predyktywne modele siedlisk optymalnych, a następnie weryfikując je w oparciu o wszystkie miejsca występowania badanego gatunku. Powstałe modele charakteryzowały się trafnym określaniem kluczowych zmiennych i wysokim stopniem przewidywania obecności gatunku. Jednocześnie model oparty na danych akustycznych osiągał niemal identyczne wyniki jak model oparty na danych z liczeń całkowitych, mimo że charakteryzowała go o połowę mniejsza ilość danych wejściowych.

Wybrałam także grupę 15 gatunków pospolitych w środowiskach leśnych różnego typu i skonstruowałam dla każdego z nich predyktywny model siedlisk optymalnych oraz przeprowadziłam analizy mikrosiedliskowe. Chociaż w analizowanej grupie znalazły się gatunki o ograniczonym zasięgu, to otrzymane wyniki nie były z tym faktem powiązane. Omawiana grupa zawierała przedstawicieli awifauny o szerokim wachlarzu preferencji siedliskowych. Znalazły się tutaj gatunki silnie związane z lasami pierwotnymi (LDES - o

rozbudowanej warstwie koron drzew wysokich, małym pokryciu roślinności w niższych warstwach, dużej powierzchni płata leśnego): *Buccanodon duchailui*, *Apalis cinerea*, *Elminia albiventris*, *Pogoniulus coryphaea*. Liczba stwierdzeń takich gatunków była wyraźnie mniejsza w pozostałych typach lasu, a powierzchnia siedlisk optymalnych ograniczała się (niemal) wyłącznie do lasów LDES, wskazując na potencjalnie dużą wrażliwość tych gatunków na dalszą wycinkę lasów pierwotnych na Mendongbou.

W analizowanej grupie znajdowały się również gatunki preferujące strefy ekotonów leśnych o rozbudowanej warstwie podszytu i wyraźnie mniejszym pokryciu w warstwie koron wysokich (*Arizelocichla montana*, *A.tephrolaema*, *Oreolais pulcher*, *Sylvia abyssinica*, *Bradypterus bangwaensis*, *Urolais epichlora*, *Pogoniulus bilineatus*). Gatunki te były bardzo często notowane także w lasach strumykowych, których struktura pionowa jest zbliżona do krawędzi lasu LDES. W skutek postępującej wycinki lasów pierwotnych, wzrasta długość krawędzi leśnych, a także ilość samych lasów strumykowych, co sprzyja ww. gatunkom. Przejawia się to także w postaci rozmieszczenia i powierzchni siedlisk optymalnych na mapach wygenerowanych dla każdego z gatunków przez algorytm predykcyjny.

Ostatnią frakcją stanowiły gatunki, których preferencje siedliskowe są wyraźnie przesunięte w stronę siedlisk bardziej otwartych: *Linurgus olivaceus*, *Laniarius atroflavus*, *Cinnyris reichenowi*, *Zosterops senegalensis*. Mogą one gnieździć się w lesie lub przy granicy lasu, jednak żerować na sąsiednich terenach otwartych (zakrzaczenia, paprocie). W tych przypadkach zmienne siedliskowe opisujące środowiska leśne traciły na znaczeniu, natomiast istotne były rodzaje siedlisk otwartych. Gatunki te były często notowane również w lasach prześwietlonych, co wskazuje, że ta forma antropopresji może im sprzyjać, przynajmniej do pewnego stopnia.

Powyższa klasyfikacja gatunków na trzy grupy jest w gruncie rzeczy pewnym uogólnieniem, ponieważ de facto każdy gatunek rozpatrywany był indywidualnie, zarówno pod kątem preferencji jak i unikania czynników siedliskowych. Podczas tych analiz najistotniejszymi zmiennymi były: trzy typy lasów o różnym stopniu przekształcenia (pierwotne LDES, strumykowe LSTR, prześwietlone LPRZ), nachylenie i ekspozycja stoku, wielkość płata leśnego, odległość do najbliższego strumienia, pokrycie roślinności w trzech warstwach wysokościowych lasu (poniżej 3m, 3-5m, powyżej 5m wraz z liczbą drzew), a także sąsiedztwo pastwisk i zakrzaceń. Chociaż wszystkie z analizowanych gatunków były bardzo często notowane w lasach pierwotnych na obu powierzchniach, to jednak szerokie

spektrum ich powiązań z ww. zmiennymi oraz frekwencja w przekształconych typach lasu na Mendongbou wskazały, że w rzeczywistości należą tu zarówno gatunki steno- jak i eurypowe. Ma to duże znaczenie w kontekście silnej antropopresji ze strony lokalnych mieszkańców, której podlegają lasy na całym obszarze Bamenda Highlands, a także z powodu potencjalnych zmian klimatycznych, na które obszary górskie są szczególnie narażone. O pewnej dynamice zmian zachodzących na tych terenach może świadczyć choćby fakt, że już w kolejnym roku po zakończeniu badań otrzymałam informację, że na Mendongbou stwierdzono nowy gatunek - *Caphephaga petiti* (T.Osiejuk i in., przekaz ustny), natomiast dwa lata później z tego obszaru zniknął *Corythaeola cristata* (E.Vunan - przekaz ustny). W tym świetle wyniki, które uzyskałam wskazują, że z jednej strony gatunki tego obszaru są dość słabo poznane, co może być bardzo niepokojące przy tym tempie fragmentacji i utraty siedlisk leśnych. Jednak z drugiej wyraźnie widoczne jest, że przynajmniej część gatunków pospolitych w lasach pierwotnych może zasiedlać także inne typy lasów powstałe w wyniku działalności człowieka, co daje im szansę na przetrwanie w tak przekształconym środowisku.

Podziękowania

Prof. Tomaszowi Osiejukowi dziękuję za wszelką okazaną pomoc i wsparcie merytoryczne. Dziękuję również, a może przede wszystkim za możliwość pracy w niezwykłym miejscu, z wyjątkowymi gatunkami ptaków i niesamowitymi ludźmi.

dr Michałowi Skierczyńskiemu - mojemu współpracownikowi kiedyś, a mężowi obecnie - dziękuję za to, że pojechał za mną i ze mną na dwa końce świata, a także za to wszystko, co mamy Razem.

Moim dzieciom dziękuję za to, że po prostu są i rozjaśniają każdy mój dzień.

Dziękuję również wszystkim członkom zespołu i współpracownikom podczas trwania prac terenowych i nie tylko. Na różnych etapach realizacji pracy współpracowali ze mną min.: dr Michał Budka, dr Marcin Antczak, Ernest Vunan Amohlon, Keneth Kumeha Tah, a także prof. Silke Kipper i Jana Vokurkova, za co jestem im niezmiernie wdzięczna.

Literatura

- Aben, J., Adriaensen, F., Thijs K.W., P. Pellikka, P., Siljander, M., Lens, L., Matthysen, E., 2012. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afromontane biodiversity hot spot. *Anim. Conserv.* 15, 658–668
- Abrahams, C., Denny, M.J.H. 2018. A first test of unattended, acoustic recorders for monitoring Capercaillie *Tetrao urogallus* lekking activity, *Bird Study*, 65:2, 197-207
- Achard, F., Eva, H., Glinni, A., Mayaux, P., Richards, T., Stibig, H.J., 1998. Identification of Deforestation Hot Spot Areas in the Humid Tropics. Joint Research Centre, European Commission, Ispra, Italy.
- Anhuf, D., Ledru, M., Behling, H., Cruz, F. W. 2006. Paleo-environmental change in Amazonian and African rainforest during the during the LGM. doi:10.1016/j.palaeo.2006.01.017
- Asefa, A., Davies, A., McKechnie, A., Kinahan, A., Van Rensburg, B. 2017. Effects of anthropogenic disturbance on bird diversity in Ethiopian montane forests. *The Condor*. 119, 416-430.
- Avana-tientcheu, M. L. T., Caroline, M., Solefack, M., Kamga, Y. B. 2018 Vulnerability assessment of *Gnidia glauca* (Thymelaeaceae) exploitation , traditional uses and domestication potential in the community forest of Kilum-Ijim , North Western Cameroon. doi:10.5897/JENE2018.0703
- Axelrod D.I., Raven P.H, 1978, Late Cretaceous and Tertiary vegetation of Africa, in *Biogeography and Ecology of Southern Africa* M.J. A.Werger, Ed. (W.Junk, The Hague, with D.I. Axelrod, 1978), pp.77–130
- Aylor, D. 1972. Sound transmission through vegetation in relation to leaf area density, leaf width, and breadth of canopy. *J. Acoust. Soc. Am.*, 51, 411–414.
- Balmford, A., Moore, J.L., Brooks, T., Burgess, N., Hansen, L.A., Williams, P., Rahbek, C., 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science* 291, 2616–2619.
- Bauters, K., Goetghebeur, P., Larridon, I. 2018. *Scleria cheekii*, a new species of *Scleria* subgenus *Hypoporum* (Cyperaceae, Cyperoideae, Sclerieae) from Cameroon. *Kew Bulletin* 73 (27),

- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T. A., Aragao, L. E. O. C., De Carmargo, O. C., Cerri, C. E., Durigan, M., De Oliveira Junior, R. C., Vieira, I. C. G., Barlow, J. 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology* 20, 3713–3726.
- Billerman, S. M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G., Schulenberg T. S. (Editors) 2020. *Birds of the World*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>
- BirdLife International 2019 Endemic bird areas factsheet: Cameroon mountains. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 12/09/2019
- BirdLife International 2021 IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org>
- Bobo, S.K., Njabo, K.Y., Anye, D.N., Languy, M. 2001. Status and distribution of the Bamenda apalis *Apalis bamendae* in Cameroon, central Africa. *Ostrich Supplement* 15, 110-113.
- Borrow, N., Demey, R. 2004 (i 2010 wydanie uzupełnione). *Field guide to the birds of Western Africa*. Christopher Helm, London
- Bowden, C. G. R. 1998. The birds of Mount Kupe, Southwest Cameroon.
- Bowden, C. 2001. The birds of Mount Kupe, southwest Cameroon. *Malimbus*. 23. 13-44.
- Brooks, T., Balmford, A., Burgess, N., Fjeldsa, J., Hansen, L.A., Moore, J., Rahbek, C., Williams, P., 2001. Towards a blueprint for conservation in Africa. *BioScience* 51, 613–624.
- Brito, D., Oprea, M., 2009. Mismatch of Research Effort and Threat in Avian Conservation Biology. *Tropical Conservation Science* 2 (3), 353-362.
- Buchanan, G.M. Donald, P.F., Fishpool, L.D.C., Arinaitwe, J.A., Balman, M., Mayaux, P. 2009 An assessment of land cover and threats in Important Bird Areas in Africa. *Bird Conservation International* 19, 49-61.
- Buckland, ST. 2006. Point transect surveys for songbirds: robust methodologies. *Auk* 123, 345–357

- Budka, M., Czyż, M., Skierczyńska, A., Skierczyński, Osiejuk, T.S. 2020 Duration of survey changes interpretation of habitat preferences study - an example of an endemic tropical songbird - the Bangwa forest warbler. Ostrich accepted.
- Buxton, R., Agnihotri, S., Robin, V.V., Goel, A., Balakrishnan, R. 2018. Acoustic indices as rapid indicators of avian diversity in different land-use types in an Indian biodiversity hotspot. *J3ea*, 2, 1-1.
- Caldwell, K.L., Carter, T.C., Doll, J.C. 2019 A Comparison of Bat Activity in a Managed Central Hardwood Forest, *The American Midland Naturalist* 181(2), 225-244.
- Camargo, J., Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11, 205–221.
- Celis-Murillo, A., Deppe, J.L., Ward, M.P. 2012. Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. *Journal of Field Ornithology* 83, 166–179.
- Cheek, M., Feika, A., Lebbie, A., Goyder, D., Tchiengue, B., Sene, O., Choutou, P., van der Burgt, X. 2017. A synoptic revision of *Inversodicraea* Engl. ex R.E. Fries (Podostemaceae). *Blumea* 62, 125–156.
- Cheek, M., Tchiengue, B., Tacham, W. N. 2017b *Ternstroemia cameroonensis* (Ternstroemiaceae), a new medicinally important species of montane tree, nearly extinct in the highlands of Cameroon. *Blumea* 62, 53–57.
- Cheek, M., Alvarez-Aguirre, M. G., Grall, A., Sonké, B., Howes, M. J. R., Larridon, I. 2018 *Kupeantha* (Coffeae, Rubiaceae), a new genus from Cameroon and Equatorial Guinea. *PLoS One* 13 (6), e0199324.
- Cheek, M., Tsukaya, H., Rudall, P. J. & Suetsugu, K. 2018b Taxonomic monograph of *Oxygyne* (Thismiaceae), rare achlorophyllous mycoheterotrophs with strongly disjunct distribution.. *PeerJ* 6: e4828
- Cheke, R., Mann C., 2020. Northern Double-collared Sunbird (*Cinnyris reichenowi*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Clement, P. 2020. Oriole Finch (*Linurgus olivaceus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Collar, N. 2020. Mountain Robin-Chat (*Cossypha isabellae*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Collar, N. 2020. African Thrush (*Turdus pelios*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Collar, N.J., Butchart, S.H.M. 2013. Conservation breeding and avian diversity: chances and challenges. *International Zoo Yearbook* 48(1), 7-28.
- Collar, N., Robson C. 2020. White-throated Mountain-Babbler (*Turdoides gilberti*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Couvreur T.L.P., 2014 Odd man out: why are there fewer plant species in African rain forests? *Plant Syst. Evol.*301, 1299–1313.
- Craig, A. J. F. 2020. Bannerman's Weaver (*Ploceus bannermani*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Dami, F. D., Mwansat, G. S., Manu, S. A. 2014. The effects of forest land use and fragmentation on white-throated mountain babbler *Kupeornis gilberti* a globally threatened bird species on the obudu plateau, southeast Nigeria. *Ethiopian journal of environmental studies and management* 7, 765-779.
- de Juana, E., G. M. Kirwan 2020. Speckled Mousebird (*Colius striatus*), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- De Klerk, H.M., Fjeldsa, J., Blyth, S. & Burgess, N.D. 2004. Gaps in the protected area network for threatened Afrotropical birds. *Biological Conservation*, 117, 529–537.
- Denslow, J. S., Schultz, J. T., Vitousek, P., Strain, B. R. 1990. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71,165–179.
- Dirzo, R., Raven, P. H. 2003 Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.*28, 137-167

- Djomo Nana, E., Sedláček, O., Vokurkova, J., Hořák, D. 2014a. Nest position and type affect predation rates of artificial avian nests in the tropical lowland forest on Mount Cameroon. *Ostrich - Journal of African Ornithology*. 85, 93-96.
- Djomo Nana, E., Sedláček, O., Bayly, N., Ferenc, M., Albrecht, T., Reif, J., Motombi, F., Hořák, D. 2014b. Comparison of avian assemblage structures in two upper montane forests of the Cameroon volcanic line: Lessons for bird conservation. *Biodiversity and Conservation*. 23, 1469-1484
- Dowsett-Lemaire, F., Dowsett, R.J. 1998. Surveys of Mt Oku and other IBAs in NW Province (Cameroon), February-March 1998.
- Dowsett-Lemaire, F., Dowsett, R.J. 1999. Survey of birds and amphibians on Mt Manenguba, Mt Nlonako, north Bakossi and around Kupe in 1988-99.
- Dykes A. P., Thornes J. B. 2000. Hillslope hydrology in tropical rain-forest steeplands in Brunei. *Hydrological Processes* 14:215–235.
- Efron, B., 1979. Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. *The Annals of Statistics*, Vol. 7, No. 1, (Jan., 1979), pp. 1-26.
- Elenga, H., Peyron, O., Bonnefille, R., Jolly, D., Cheddadi, R., Guiot, J., Andrieu, V., Bottema, S., Buchet, G., de Beaulieu, J.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., Jonson, H. (2000) Pollen-based biome reconstruction for southern Europe and Africa 18,000 yr BP. *Journal of Biogeography*, 27, 621–634.
- Elith J., Phillips, S.J, Hastie, T. Dudík, M., Chee, Y.E. Yates, C.J. 2011 A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17,43-57.
- Endler, J. A. 1993 The color of light in forests and its implications. *Ecological Monographs* 63,1–27.
- Evans, E. J., Bazley, E. N. 1956 The absorption of sound in air at audio frequencies. *Acustica*, 6, 238–45.
- Fahrig, L. 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 48, 1–23.
- Fahrig, L., i in. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230, 179–186.

- Ferenc, M., Fjeldså, J., Sedláček, O., Motombi, F., Djomo Nana, E., Mudrová, K., Hořák, D. 2016. Abundance-area relationships in bird assemblages along an Afrotropical elevational gradient: space limitation in montane forest selects for higher population densities. *Oecologia*. 181, 225–233.
- Fishpool, L., J. Tobias 2020a. Cameroon Mountain Greenbul (*Arizelocichla montana*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Fishpool, L., Tobias J. 2020b. Western Mountain Greenbul (*Arizelocichla tephrolaema*), version 1.0. In *Birds of the World* (P. G. Rodewald, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.wesmog1.01>
- Fishpool, L. Tobias, J. 2020c. Common Bulbul (*Pycnonotus barbatus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Fletcher, R.J., Didham, R.K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R.M., Rosindell, J., Holt, R.D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E.I., Melo, F.P.L., Ries, L., Prevedello, J.A., Tschardtke, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T., Haddad, N.M., 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biol. Conserv.* 226, 9–15.
- Fjeldsa, J., Lovett, J.C. 1997. Biodiversity and environmental stability. *Biodiversity and Conservation*, 6, 315–323.
- Foggo, A., Ozanne, C.M.P., Speight, M., Hambler, C. 2001. Edge effects and tropical forest canopy invertebrates. *PLANT ECOLOGY* 153, 347-359. 10.1023/A:1017594108769.
- Folstad, I., Karter, A. J.. 1992. Parasites, bright males, and the immunocompetence handicap. *American Naturalist* 139,603–622.
- Forboseh, P.F., Ikfuingei, R.N. 2001. Estimating the population densities of *Tauraco bannermani* in the Kilum-Ijima forest, northwestern Cameroon. *Ostrich Supplement* 15, 114-118.
- Forboseh PF, Keming EC, Toh C.L., Wultof INB 2003. Monitoring of Kilum-Ijim Forest bird communities: initial findings. *Bird Conservation International* 13: 255–271
- Fotso, R.C. 1996. Seasonal breeding in birds and its implications for the conservation of biodiversity in the Oku region, Cameroon. *Bird Conserv. Internat.* 6: 393–408.

- Fotso, R.C. 2001. A contribution to the ornithology of Mount Oku forest, Cameroon. *Malimbus* 23: 1–12.
- Fry, C. H., Keith, S. 2004. *The birds of Africa vol. VII*. Christopher Helm, London
- Fry, H. 2020. Yellow-breasted Boubou (*Laniarius atroflavus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Gardner, B. A. 2002. Community forestry in the Bamenda Highlands region of Cameroon: Identification of the case. Second International Workshop on Participatory Forestry in Africa. Defining the way forward: sustainable livelihoods and sustainable forest management through participatory forestry.
- Gill, S., Stutchbury, B. 2006. Long-term mate and territory fidelity in Neotropical Buff-breasted Wrens (*Thryothorus leucotis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 61, 245-253.
- Graham, C.H., Smith, T.B., 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.
- Harremoës, P., Tusnády, G. 2012. Information divergence is more chi squared distributed than the chi squared statistic. *Proceedings ISIT 2012*. pp. 538–543.
- Harris, C. M. 1966. Absorption of sound in air versus humidity and temperature. *J. Acoust. Soc. Am.*, 40, 148–59.
- Harvey, M., Bravo, G., Claramunt, S., Cuervo, A., Derryberry, G., Battilana, J., Seeholzer, G., McKay, J., O'Meara, B., Faircloth, B., Edwards, S., Pérez-Emán, J., Moyle, R., Sheldon, F., Aleixo, A., Smith, B., Chesser, R., Silveira, L., Cracraft, J., Derryberry, E. 2020. The evolution of a tropical biodiversity hotspot. *Science*. 370, 1343-1348.
- Hau, M. 2001. Timing of breeding in variable environments: tropical birds as model systems. *Hormones and Behavior* 40,281–290.
- Hiroto, E., Haruka, S.E., Kei, O., Tetsuya, M., Kana N.O. 2019. An evaluation of the efficiency of passive acoustic monitoring in detecting deer and primates in comparison with camera traps, *Volume 98*, 753-762.

- Hobson, K.A., Rempel, R.S., Greenwood, H., Turnbull, H., Vanwilgenburg, S.L.. 2002. Acoustic surveys of birds using electronic recordings: new potential from an omnidirectional microphone system. *Wildlife Society Bulletin* 30, 709–720.
- Hoey, J. 2012. The Two-Way Likelihood Ratio (G) Test and Comparison to Two-Way Chi-Squared Test". Cornell University <https://arxiv.org/abs/1206.4881>
- Hořák, D., Riegert, J., Pešata, M. 2009. Notes and records. *African Journal of Ecology* 822–827.
- Hořák, D., Sedláček, O. Reif, J., Riegert, J., Pešata, M. 2010. When savannah encroaches on the forest: thresholds in bird-habitat associations in the Bamenda Highlands, Cameroon. *African Journal of Ecology* 48, 822-827.
- IUCN 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. Available at: www.iucnredlist.org.
- Jenks, G F. 1967. "The Data Model Concept in Statistical Mapping", *International Yearbook of Cartography* 7, 186–190.
- Jensen, F., Dinesen, L., Hansen, L., Moyer, D., Mulungu, E. 2020. Bird species richness in the montane evergreen forests of the Udzungwa Mountains, Tanzania. *Scopus*. 40, 39-49.
- Kacelnik, A. 1979. The foraging efficiency of the great tit (*Parus major* L.) in relation to light intensity. *Anim. Behav.* 27, 237–241.
- Kessler, M., Abrahamczyk, S., Bos, M., Buchori, D., Putra, D. D., Gradstein, S.R., Hohn, P., Kluge, J., Orend, F., Pitopang R., Saleh, S, Schulze C., Sporn, S.G. Dewenter, I.S., Tijtosoedirdjo S.S., Tschardtke, T.. 2009. Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecological Applications* 19, 2142–2156
- Ketterson, E. D., V. Nolan JR., M. Sandell. 2005. Testosterone in females: mediator of adaptive traits, constraint on sexual dimorphism, or both? *American Naturalist* 166, S85–S98.
- Kirwan, G. M., L. F. Baptista, P. W. Trail, H. M. Horblit, P. F. D. Boesman 2021. Tambourine Dove (*Turtur tympanistria*), version 2.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, B. K. Keeney, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Kuřaga, K., Budka M. 2019. Bird species detection by an observer and an autonomous sound recorder in two different environments: Forest and farmland, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211970>
- Land, M. F. 1981 Optics and vision in invertebrates. In Handbook of sensory physiology, vol. VII/6B (ed. H. Autrum), pp.471–592. Berlin: Springer.
- Larom, D., Garstang, M., Payne, K., Raspet, R., Lindeque, M. 1997. The influence of surface atmospheric conditions on the range and area reached by animal vocalizations. *J. exp. Biol.*, 200, 421–31.
- Laurance, W., Williamson, G., Delmonica, P., Oliveira, A. 2001. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. *J. of Tropical Ecology* 17,771–785.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A.C., Fearnside, P.M., Ribeiro, J.E. L., Capretz, R.L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87, 469–482.
- Laurance, W. F. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation* 144, 56–67.
- Laurance, W. F., Laurance, S. G., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J. M., Gascon, C., Lovejoy, T. E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278, 1117–1118.
- Leopold, A. 1933. Game management. New York: Charles Scribner's.
- Levin, R. N., Wingfield, J. C. 1992. The hormonal control of territorial aggression in tropical birds. *Ornis Scandinavica* 23, 284–291.
- Ligon, J. D., Kirwan, G. M. 2020. White-headed Woodhoopoe (*Phoeniculus bollei*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Louette, M., Sharpe, C.J. 2020. Banded Wattle-eye (*Platysteira laticincta*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Maisels, F., Forbeseh, P. 1999. The Kilum-Ijim Forest Project: Biodiversity monitoring in the montane forests of Cameroon. *Bulletin of the African Bird Club*. 7. 110-114

- Maley J. 1991. The African rain-forest vegetation and palaeoenvironment during the Late Quaternary. *Climatic Change* 19, 79–88.
- Maley, J., Elenga H., 1993. The role of clouds in the evolution of tropical African palaeoenvironments. *Veille Climatique Satellitaire* 46, 51–63.
- Martens, M. J. M. 1980. Foliage as a low pass filter: experiments with model forests in an anechoic chamber. *J. Acoust. Soc. Am.*, 67, 66–72.
- Mathevon, N., Aubin, T., Vielliard, J., Silva, M. 2008. Singing in the Rain Forest: How a Tropical Bird Song Transfers Information. *PLoS ONE* 3(2), e1580.
- McKay, C.R. 1994. Survey of Important Bird Areas for Bannerman's Turaco *Tauraco bannermani* and Banded Wattle-eye *Platysteira latincincta* in Northwest Cameroon, 1994 Unpublished report, BirdLife International.
- McKay, C. R., Coulthard, N. 1996. The Kilum-Ijim Forests IBA in Cameroon: monitoring biodiversity using birds as indicators
- McDonald, J.H. 2014a. "G-test of goodness-of-fit". *Handbook of Biological Statistics* Third ed. Baltimore, Maryland: Sparky House Publishing. s. 53–58.
- McDonald, J.H. 2014b. Small numbers in chi-square and G-tests. *Handbook of Biological Statistics* Third ed. Baltimore, Maryland: Sparky House Publishing. s. 86–89.
- McKay, C. R. 1994. Survey of Important Bird Areas for Bannerman's Turaco *Tauraco bannermani* and Banded Wattle-eye *Platysteira latincincta* in North-west Cameroon.
- McKay, C. R., Coulthard, N. 1996. The Kilum-Ijim Forests IBA in Cameroon: monitoring biodiversity using birds as indicators.
- Michalski, F., Nishi, I., Peres, C. A. 2007. Distancemediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 39, 691–701.
- Miller, W. H. 1979. Ocular optical filtering. In *Handbook of sensory physiology*, vol. VII/6A, ch. 3 (ed. H. Autrum), pp. 69–143. Berlin: Springer.
- Mifsud C.M., Vella A. 2019 Acoustic characterization of bats from Malta: setting a baseline for monitoring and conservation of bat populations, *Bioacoustics*, 28:5, 427-442, DOI: 10.1080/09524622.2018.1474138

- Morton, E.S. 1971. Nest predation affecting the breeding season of the clay-colored robin, a tropical song bird. *Science* 181, 920-921.
- Morton, E.S., Derrickson, K.C. 1996. Song ranging by the dusky antbird, *Cercomatra tyrannina*: ranging without learning. *Behav.Ecol.Sociobiol.* 39, 195-201.
- Munyekenye, F. B., Mwangi E. M., Gichuki N. N. 2008. Bird species richness and abundance in different forest types at Kakamega Forest, western Kenya. *Ostrich* 79(1), 37–42.
- Murcia, C. 1995. Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation. *Trends in ecology & evolution.* 10. 58-62.
- Mytnik-Ejsmont J., Szlachetko D.L., Baranow P., Górniak M. 2014. A phylogenetic and morphological study of *Polystachya* sect. *Superpositae* (Orchidaceae) with description of a New species from Cameroon. *Plant Sys. Evol.*, 300(1), 19-28.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. *Nature*, 403, 853-858
- Nana, E. D. 2014. Comparison of avian assemblage structures in two upper montane forests of the Cameroon volcanic line: lessons for bird conservation. 23, 1469–1484.
- Njabo, Y. K., Languy, M. 2000. Surveys of selected montane and submontane forests in the Bamenda Highlands in March 2000.
- Noguchi S, Nik A. R., Kasran B, Tani M, Sammori T, Morisada K.1997a. Soil physical properties and preferential flow path-ways in tropical rain forest, Bukit Tarek, Peninsular Malaysia. *Journal of Forest Research* 2, 115–120.
- Noguchi S, Nik A. R., Yusop Z, Tani M, Sammori T. 1997b. Rainfall-runoff responses and roles of soil moisture variations to the response in tropical rain forest, Bukit Tarek, Peninsular Malaysia. *Journal of Forest Research* 2, 125–132.
- Oates, J.F., Bergl, R.A., Linder, J.M., 2004. Africa's Gulf of Guinea Forests: Biodiversity Patterns and Conservation Priorities. *Advances in Applied Biodiversity Science*, number 6. Conservation International, Washington D.C.

- Orme, C.D.L., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T.S., Rasmussen, P.C., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Owens, I.P.F. 2005 Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436, 1016–1019.
- Osazuwa-Peters, O. L., Chapman, C. A. Zanne, A. E. 2015. Selective logging: Does the imprint remain on tree structure and composition after 45 years? *Conservation Physiology* 3.
- Osiejuk, T. S. 2011. The song of the Cinnamon-breasted Bunting, *Emberiza tahapisi*, in the Bamenda Highlands (NW Cameroon). *J. Ornithol.* 152, 651–659
- Osinubi S.T., Vugeh Y., Briskie J.V., Ottosson U., Brown J., Chapman H.M., 2014. Association with riparian fragments by Yellow-breasted Boubou Laniarius atroflavus indicates need for wider-scale forest matrix conservation. *Malimbus* 36, 47–57.
- Osmun, A. E., Mennill, D. J. 2007. Acoustic Monitoring Reveals Congruent Patterns of Territorial Singing Behaviour in Male and Female Tropical Wrens. *Ethology* 385–394.
- Paula, M. D., Costa, C. P. A., Tabarelli, M. 2011. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. *Tropical Conservation Science* 3,349–358.
- Payne, R. B. 2020. Shelley's Oliveback (*Nesocharis shelleyi*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Payne, R. B. 2020a. Gray-headed Nigrita (*Nigrita canicapillus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Payne, R. B. 2020b. Black-crowned Waxbill (*Estrilda nonnula*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Pearson, D. 2020. Bangwa Warbler (*Bradypterus bangwaensis*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Phillips, S.J., 2005. Maxent software for species distribution modelling. Available at <http://www.cs.princeton.edu/schapire/maxent/>
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161–175.
- Phillips, S.J., 2008. Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson et al. 2007. *Ecography* 31, 272–278.
- Phillips, S.J. 2011. A brief tutorial on Maxent. AT&T Research, pp. 32. dostępne na: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>.
- Raven P.H., Roy E. Gereau R.E., Phillipson, P.B. Chatelain C., Jenkins C.N, Carmen Ulloa C. 2020 The distribution of biodiversity richness in the tropics. *Ulloa Science Advanced* 2020 09 Sep 2020 : eabc6228
- Reif, J., Horák, D., Sedláček, O., Riegert, J., Pešata, M., Hrázský, Z., Janecek, S., Storch, D., 2006. Unusual abundance-range size relationship in an Afrotropical bird community: the effect of geographic isolation? *J. Biogeogr.* 33, 1959–1968.
- Reif, J., Horak, D., Riegert, J., Pešata, M., Hrázský, Z. 2007. Habitat preferences of birds in a montane forest mosaic in the Bamenda Highlands , Cameroon. 78, 29–34.
- Richards, D. G., Wiley, R. H. 1980. Reverberations and amplitude fluctuations in the propagation of sound in a forest: implications for animal communication. *Am. Nat.*, 115, 381–99.
- Ricklefs, R. E., M. Wikelski. 2002. The physiology/life-history nexus. *Trends in Ecology and Evolution* 17:462–468.
- Riegert, J., Pešata, M., Klva, P. 2007 The birds of a montane forest mosaic in Big Babanki area,. 89–100
- Riegert, J., Fainova D., Antczak, M., Sedláček, O., Horak. D., Reif. J., Pesata, M. 2011. Food niche differentiation in two syntopic sunbird species: a case study from the Cameroon Mountains. 819–825 doi:10.1007/s10336-011-0650-0

- Roberst, M. L., K. L. Buhanan, M. R. Evans. 2004. Testing the immunocompetence handicap hypothesis: a review of the evidence. *Animal Behaviour* 68:227–239.
- Russell, E.M., Yom-Tov, Y., Geffen, E., 2004. Extended parental care and delayed dispersal: northern, tropical, and southern passerines compared. *Behav. Ecol.* 15, 831–838.
- Ryan, P. 2020. Bamenda Apalis (*Apalis bamendae*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Ryan, P. 2020b. Green-backed Camaroptera (*Camaroptera brachyura*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Ryan, P. 2020c. Green Longtail (*Urolais epichlorus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.grnlon1.01>
- Rybicki, J., Hanski, I. 2013. Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecol. Lett.* 16 Suppl 1, 27–38
- Sayama, T., Araki R., Yamamoto K., 2021. Characteristics of soil and hillslope responses in humid tropical forests in Sumatra, Indonesia, *Hydrological Research Letters* 15(2), 23-30
- Sedláček O., Reif J., Hořák D., Riegert J., Pešata M., Klvaňa P., 2007. The birds of a montane forest mosaic in Big Babanki area, Bamenda Highlands, Cameroon ., *Most* 89–100
- Sedláček O., Vokurková J., Ferenc M., Djomo E.N., Tomáš Albrecht T., Hořák D. 2015. A comparison of point counts with a new acoustic sampling method: a case study of a bird community from the montane forests of Mount Cameroon. *Ostrich* 86, 213–220.
- Serle. W. 1981. The breeding seasons of birds in the lowland forest and in montane forest of West Cameroon. *Ibis* 123, 62-74.
- Sekercioglu, C. H. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation* 107(2), 229–240.

- Sigel, B. J., Robinson, W. D., Sherry, T. W. 2009. Comparing bird community responses to forest fragmentation in two lowland Central American reserves. *Biol. Conserv.* 143, 340-350.
- Simons, T.R., Alldredge, M.W., Pollock, K.H., Wettroth, J.M. 2007. Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *Auk* 124: 986–999. Sørensen
- Schwartz, N. Budsock, A., Uriarte, M. 2019. Fragmentation, forest structure, and topography modulate impacts of drought in a tropical forest landscape. *Ecology*. 100, e02677
- Short, L.L., Horne, J.F.M. 2020). Western Tinkerbird (*Pogoniulus coryphaea*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Skutch, A. F. 1949. Do tropical birds rear as many young as they can nourish? *Ibis* 91, 430–455.
- Skutch, A. F. 1985. Clutch size, nesting success and predation of nests of neotropical birds, reviewed. *Ornithol. Monogr.* 36, 575-594
- Slik, J. W. F. i inni 2018 Phylogenetic classification of the world ' s tropical forests. 115
- Stattersfield, A.J., Crosby, M.J., Long, A.J., Wege, D.C. 1998. Endemic bird areas of the world. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Stouffer, P. C., Bierregaard, R. O. Jr 1995. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conserv. Biol.* 9, 108-1094.
- Stouffer, P. C. et al. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conserv. Biol.* 20, 1212-1223
- Stuart, S.N., Jensen, F.P. 1986. The status and ecology of montane forest bird species in Western Cameroon. *Conservation of Cameroon montane forests* (ed. by S.N. Stuart), pp. 38–105. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Stuart, S. N. 1986. Conservation of Cameroon montane forests. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.*
- Stutchbury, B. J., E. S. Morton. 1995. The effect of breeding synchrony on extra-pair mating systems in songbirds. *Behaviour* 132:675–690.

- Stutchbury, B. J. M. 1998. Female mate choice of extra-pair males: breeding synchrony is important. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 43:213–215.
- Stutchbury, B. J. M., Morton, E. S. 2001. *Behavioral ecology of tropical birds*. Academic Press, London, United Kingdom.
- Sueur J, Gasc A, Grandcolas P, Pavoine S. 2012. Global estimation of animal diversity using automatic acoustic sensors. In: Le Galliard JF, Guarini JM, Gaill F (eds), *Sensors for ecology: towards integrated knowledge of ecosystems*. Paris: CNRS Editions. pp 101–119.
- Szlachetko D., Grochocka E., Dudek M., Olędryńska N. 2017. *Disperis tomaszii* (Orchidaceae, Orchidoideae), a new species from Cameroon. *Plant Systematics and Evolution*. 304, 231-243.
- Taylor, P., Atuo, F. A., Manu, S. A. 2013, *Ostrich: Journal of African Ornithology* Territory size and habitat selection of Cinnamon-breasted Rock Bunting *Emberiza tahapisi* in Nigeria. 37–41
- Tieleman, B. I., J. B. Williams, R. E. Ricklefs i K. C. Klasing. 2005. Constitutive innate immunity is a component of the pace-of-life syndrome in tropical birds. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 272, 1715–1720.
- Théry, M. 2001. Forest light and its influence on habitat selection. *Plant Ecology*. 153, 251-261.
- Thiollay, J-M. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: A Neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation*. 6, 1155-1173.
- Thomas, D.W. 1986. Vegetation in the montane forests of Cameroon. *Conservation of Cameroon montane forests* (ed. by S.N. Stuart), pp. 20–27. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Tobias, J. A., Gamarra-toledo, V., Garci, D., Seddon, N. 2011 Year-round resource defence and the evolution of male and female song in suboscine birds : social armaments are mutual ornaments. 24, 2118–2138.

- Townsend Peterson, A., Papeş, M., Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography (Cop.)*. 30, 550–560
- Tropek, R., Konvicka, M. 2009. Forest endemic butterflies of the Bamenda Highlands, Cameroon, avoid close-canopy forest. 428–437
- Turner, D. A., Kirwan G.M. 2020. Great Blue Turaco (*Corythaeola cristata*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Tye, H. 1991. Reversal of breeding season by lowland birds at higher altitudes in western Cameroon. *Ibis*, 134, 154-163.
- van Balen, B. 2020. African Yellow White-eye (*Zosterops senegalensis*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Venier L.A., Holmes S.B., Holborn G.W., McIlwrick K.A., Brown G. 2011. Evaluation of an automated recording device for monitoring forest birds. *Wildlife Society Bulletin* 36, 30–39.
- Vokurkova, J., Sedlacek, O., Ferenc, M., Njie, F., Horak, D. 2018. Seasonality in singing activity of birds in tropical lowland rainforest of Mount Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 34(01), 53-64
- Vu, T.T., Tran, L.M. 2019. An Application of Autonomous Recorders for Gibbon Monitoring. *Int J Primatol* 40, 169–186.
- Weathers, W. W. 1997. Energetics and thermoregulation by small passerines of the humid, lowland tropics. *Auk* 114, 341–353.
- Weiner, J. 1999. *Życie i ewolucja biosfery*. Wydawnictwo naukowe PWN
- Wikelski, M., Hau, M., Wingfield, J. C. 2000 Seasonality of reproduction in neotropical rainforest bird. *Ecology*, 81: 2458-2472
- Wikelski, M., Hau, M., Robinson, W. D., Wingfield, 2003. Reproductive seasonality of seven neotropical passerine species. *Condor* 105, 683–695.

- Yamada, T., A. Yoshioka, M. Hashim, N. Liang, and T. Okuda. 2014. Spatial and temporal variations in the light environment in a primary and selectively logged forest long after logging in Peninsular Malaysia. *Trees* 28, 1355–1365.
- Yost, A., Petersen, S., Gregg, M., Miller, R. 2008. Predictive modeling and mapping sage grouse (*Centrocercus urophasianus*) nesting habitat using Maximum Entropy and a long-term dataset from Southern Oregon. *Ecol. Inform.* 3, 375–386

Zestawienie tabel i rycin.

Tabela 1. Wszystkie gatunki ptaków stwierdzone w Kilum Ijim i na Mendongbou w latach 2010-2013.

Tabela 2. Rodzaje siedlisk leśnych na obu powierzchniach badawczych

Tabela 3. Analiza głównych składowych (PCA; ang. Principal Component Analysis) zmiennych siedliskowych dla wszystkich punktów nagraniowych.

Tabela 4. Zakres zmienności parametrów siedliskowych na obu powierzchniach.

Tabela 5. Porównanie wskaźników opisu środowiska i liczby stwierdzonych gatunków w punktach nagraniowych na Kilum Ijim i Mendongbou.

Tabela 6. Porównanie liczby stwierdzonych gatunków ptaków w punktach nagraniowych pomiędzy powierzchniami.

Tabela 7. Częstości stwierdzeń wokalizacji gatunków ptaków na nagraniach automatycznych na powierzchni Mendongbou. Gatunki uszeregowano według częstości we wszystkich typach lasu.

Tabela 8. Częstości stwierdzeń wokalizacji gatunków ptaków na nagraniach automatycznych na powierzchni Kilum Ijim.

Tabela 9. Porównanie frekwencji gatunków pomiędzy powierzchniami oraz typami siedliskowymi na powierzchni Mendongbou w oparciu o test G.

Tabela 10. Zestawienie parametrów trzech wariantów modeli predykcyjnych wygenerowanych na powierzchni Mendongbou dla grupy gatunków leśnych

Tabela 11. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Arizelocichla montana*.

Tabela 12. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Arizelocichla tephrolaema*

Tabela 13. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Apalis cinerea*

Tabela 14. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Bradypterus bangwaensis*

Tabela 15. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Buccanodon duchailui*

Tabela 16. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Cinnyris reichenowi*

- Tabela 17. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Elminia albivertris*
- Tabela 18. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Laniarius atroflavus*
- Tabela 19. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Linurgus olivaceus*
- Tabela 20. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Oreolais pulcher*
- Tabela 21. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Pogoniulus bilineatus*
- Tabela 22. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Pogoniulus coryphaeus*
- Tabela 23. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Sylvia abyssinica*
- Tabela 24. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Urolais epichlora*
- Tabela 25. Porównanie trzech typów modeli siedlisk optymalnych dla *Zosterops senegalensis*
- Tabela 26. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Arizelocichla montana* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 27. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Arizelocichla tephrolaema* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 28. Porównanie czynników mikrosiedliskowych dla *Apalis cinerea* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 28. Porównanie czynników siedliskowych dla *Oreolais pulcher* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 29. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Bradypterus bangwaensis* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 30. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Buccanodon duchailui* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 31. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Elminia albiventris* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 32. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Oreolais pulcher* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 33. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Sylvia abyssinica* na powierzchni Mendongbou
- Tabela 34. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Pogoniulus coryphaeus* na powierzchni Mendongbou

Tabela 35. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Urolais epichlora* na powierzchni Mendongbou

Tabela 36. Porównanie parametrów mikrosiedliskowych dla *Zosterops senegalensis* na powierzchni Mendongbou

Tabela 37. Porównanie parametrów modeli predykcyjnych dla *E.tahapisi*.

Ryc. 1. Zdjęcie satelitarne obszaru badań (Landsat 2.02.1976).

Ryc. 2. Zmiany zachodzące na przestrzeni lat w lesie Kilum Ijim.

Ryc. 3. Granica lasu i rezerwatu Kilum Ijim Community Forest.

Ryc. 4. *Emberiza tahapisi* i przykłady typowych siedlisk zamieszkiwanych przez ten gatunek.

Ryc. 5. Mapa siedliskowa powierzchni Mendongbou

Ryc. 6. Mapa siedliskowa powierzchni Kilum Ijim

Ryc. 7. Porównanie cech środowiskowych w otoczeniu punktów nagraniowych na powierzchniach Kilum Ijim i Mendongbou.

Ryc. 8. Liczba stwierdzonych gatunków ptaków w punktach nagraniowych na obu powierzchniach oraz z uwzględnieniem różnych typów lasu na Mendongbou

Ryc. 9A. Analiza skupień (w oparciu o kwadrat odległości euklidesowej między grupami) gatunków stwierdzonych na nagraniach automatycznych na powierzchni Mendongbou. LDES + LSTR + LPRZ

Ryc. 9B. Analiza skupień (w oparciu o kwadrat odległości euklidesowej między grupami) gatunków stwierdzonych na nagraniach automatycznych na powierzchni Mendongbou. LDES + LSTR

Ryc. 10. Analiza skupień (w oparciu o kwadrat odległości euklidesowej) gatunków stwierdzonych na nagraniach automatycznych na powierzchni Kilum Ijim.

Ryc. 11. Wizualizacje optymalnych siedlisk dla grupy gatunków ptaków leśnych z powierzchni Mendongbou

Ryc. 12. Analiza typu Jackknife dla AUC w modelu z wykorzystaniem bootstrapu oraz modelu z 25% podzbiorem testowym

- Rycina 13. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Arizelocichla montana*.
- Rycina 14. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Arizelocichla tephrolaema*.
- Rycina 15. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Apalis cinerea*
- Rycina 16. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Bradypterus bangwaensis*
- Rycina 17. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Buccanodon duchailui*
- Rycina 18. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Cinnyris reichenowi*
- Rycina 19. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Elminia albiventris*
- Rycina 20. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Lanarius atroflavus*
- Rycina 21. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Linurgus olivaceus*
- Rycina 22. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Oreolais pulcher*
- Rycina 23. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Pogoniulus bilineatus*
- Rycina 24. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Pogoniulus coryphaeus*
- Rycina 25. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Sylvia abyssinica*
- Rycina 26. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Urolais epichlora*
- Rycina 27. Analiza Jackknife i graficzne przedstawienie modelu z 25% podzbiorem testowym dla *Zosterops senegalelsis*.

Rycina 28. Rozmieszczenie lokalizacji ptaków śpiewających i/lub obserwowanych oraz lokalizacje urządzeń nagrywających, które zarejestrowały wokalizacje trznadla cynamonowego.

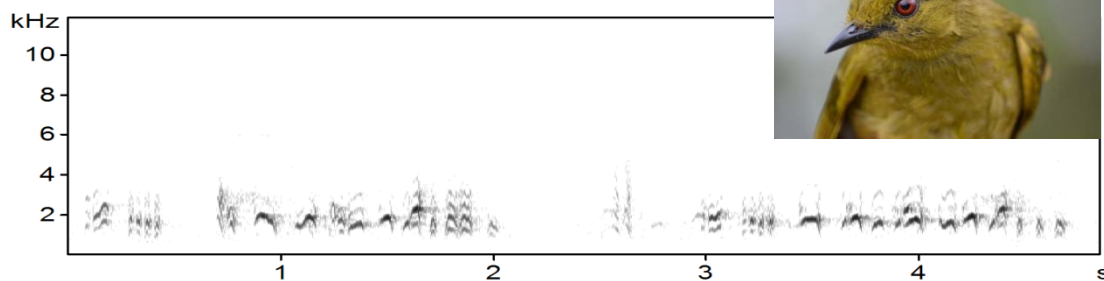
Rycina 29. Predyktywne modele siedlisk optymalnych dla trznadla cynamonowego powstałe w oparciu o A - dane z liczeń transektowych (N=85); B - dane pochodzące z analizy nagrań automatycznych (N=43); C - o podzbiór danych pochodzących z liczeń transektowych odpowiadający liczbą rekordów danym z modelu 2 (N=43)

Rycina 30. Mediana i 95% przedziały ufności prawdopodobieństwa prawidłowego wytypowania obecności *E.tahapisi* w zależności od rodzaju modelu i danych użytych do jego weryfikacji.

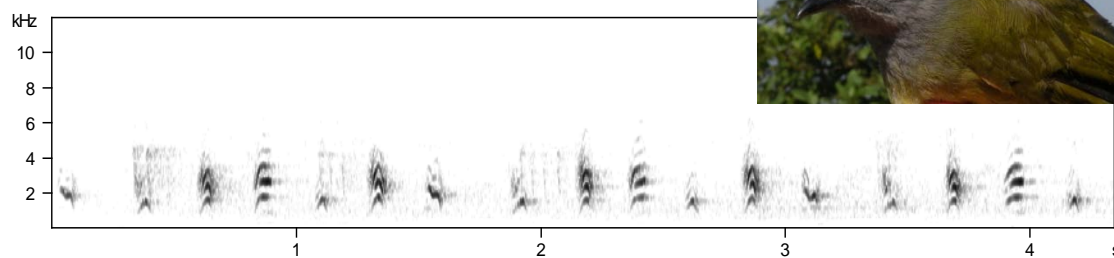
Appendix

Fotografie i sonogramy gatunków, dla których tworzyłam modele predyktywne.

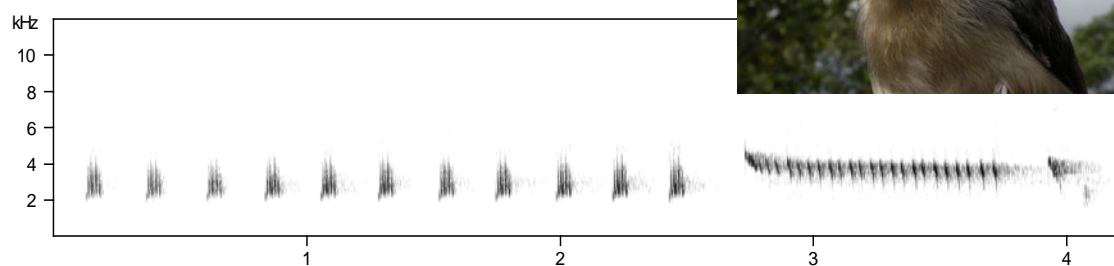
Arizelocichla montana



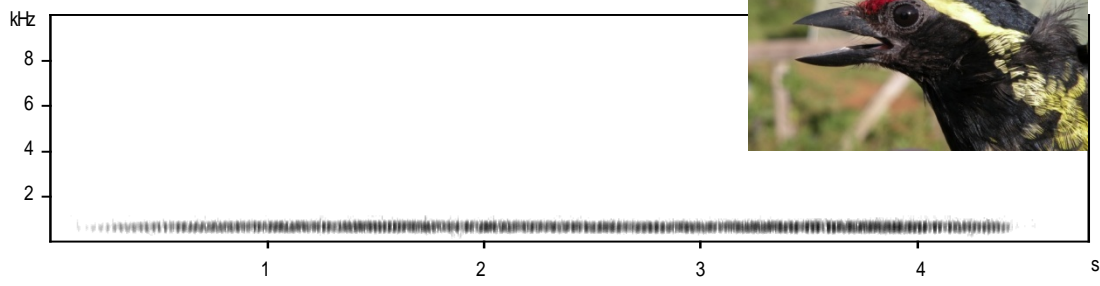
Arizelocichla tephrolaema



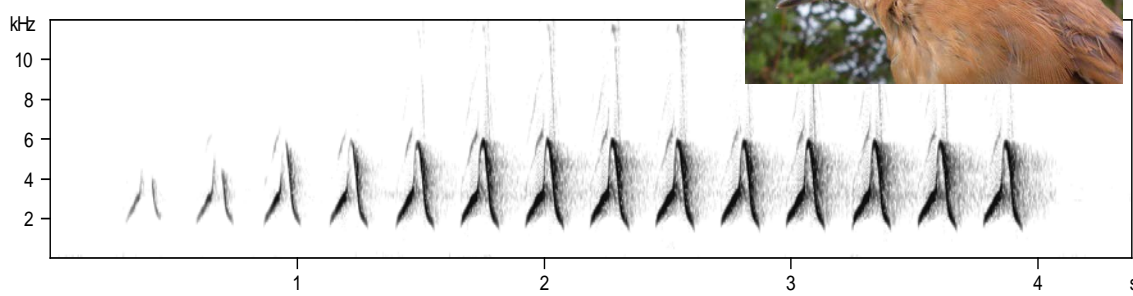
Apalis cinerea



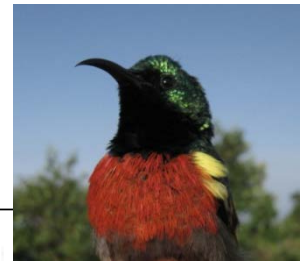
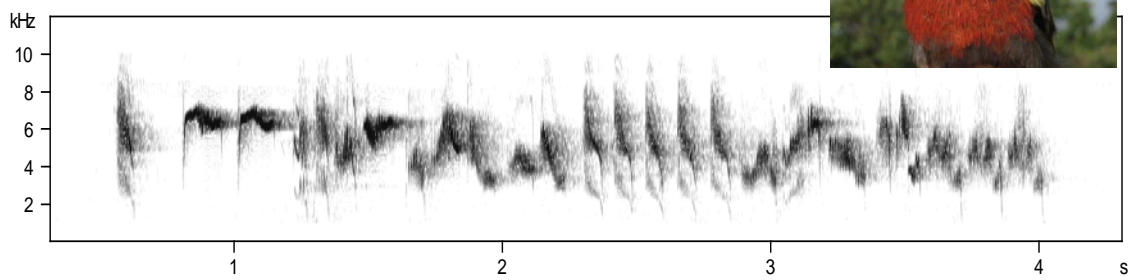
Bucanoddon duchaillui



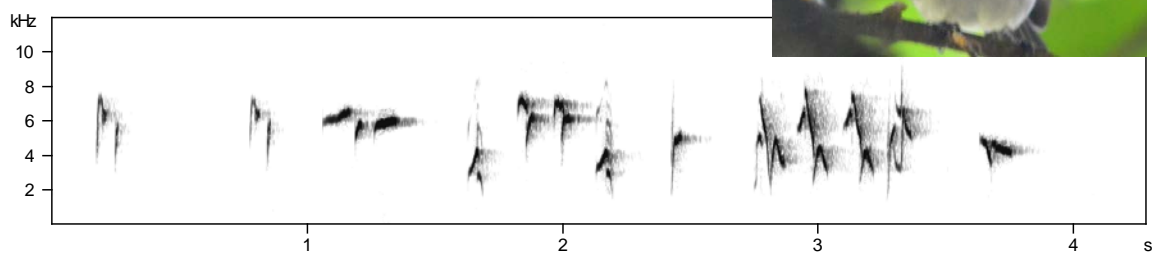
Bradypterus bangwaensis



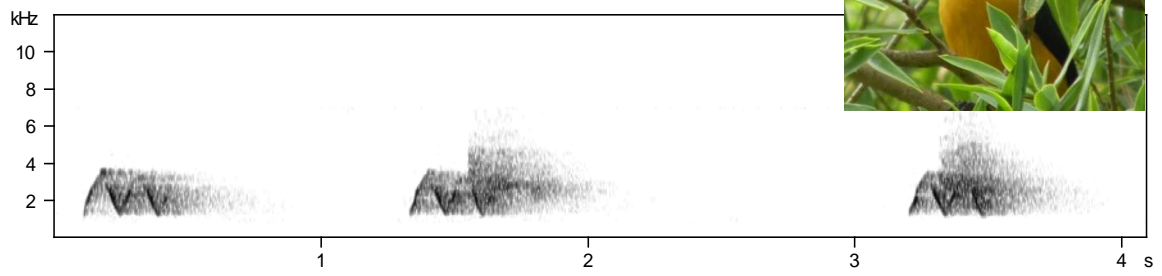
Cinnyris reichenowi



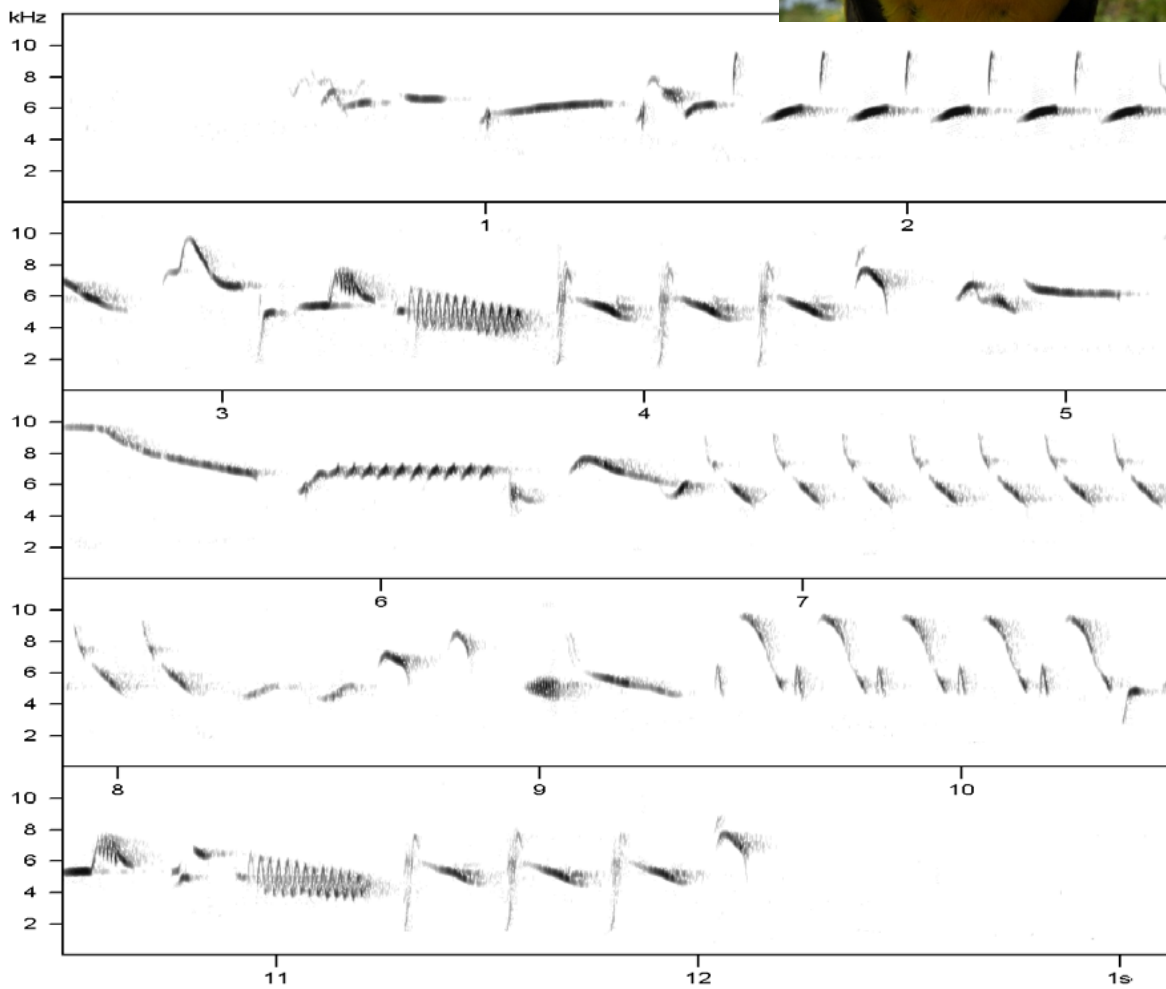
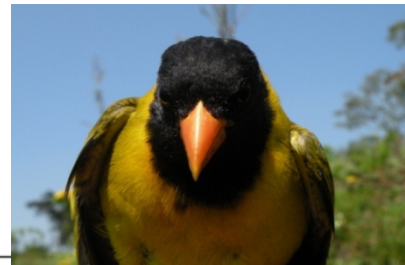
Elminia albiventris



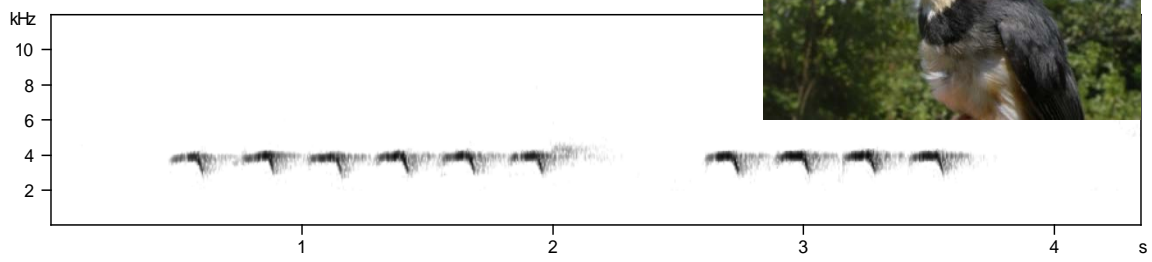
Laniarius atroflavus



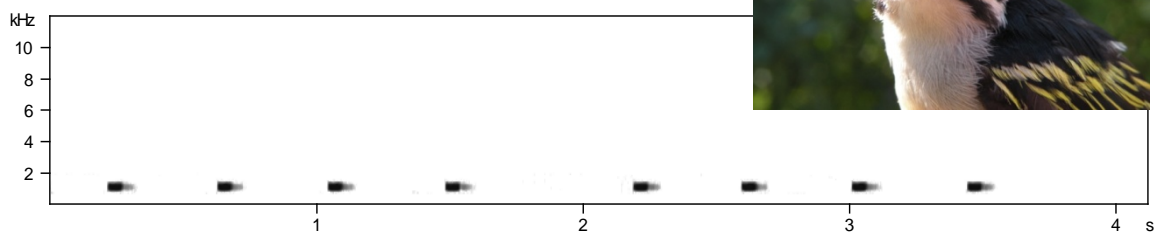
Linurgus olivaceus



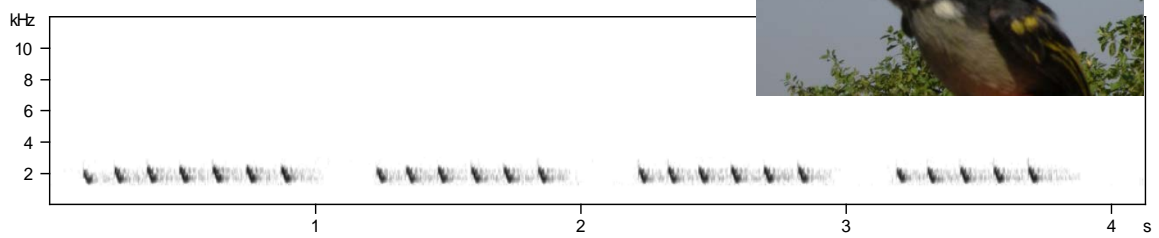
Oreolais pulcher



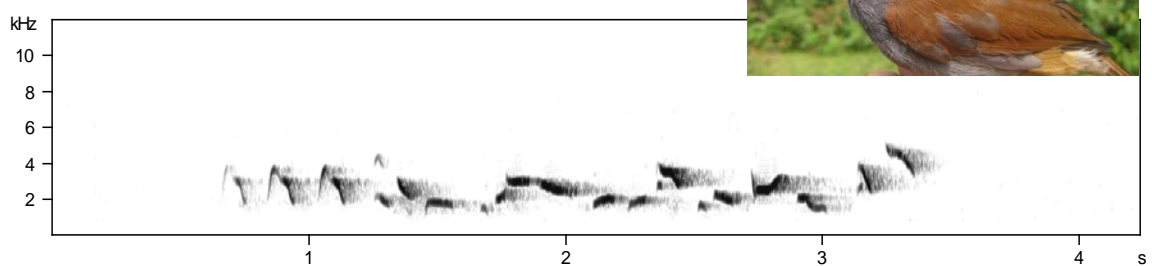
Pogoniulus bilineatus



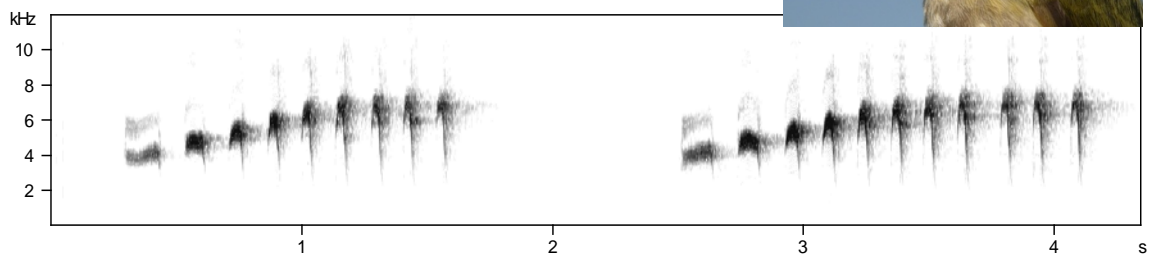
Pogoniulus coryphaeus



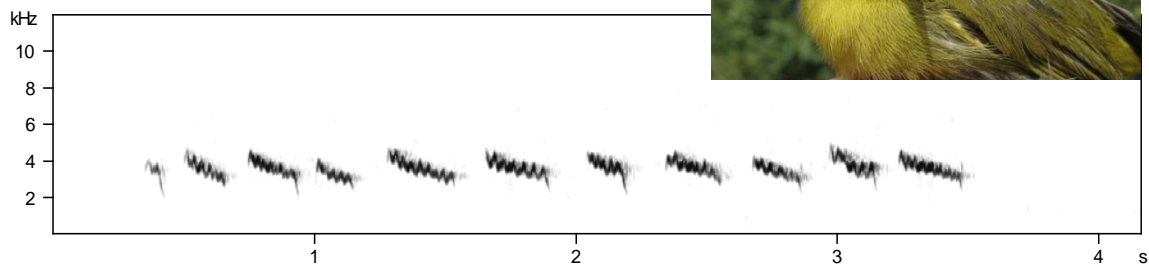
Sylvia abyssinica



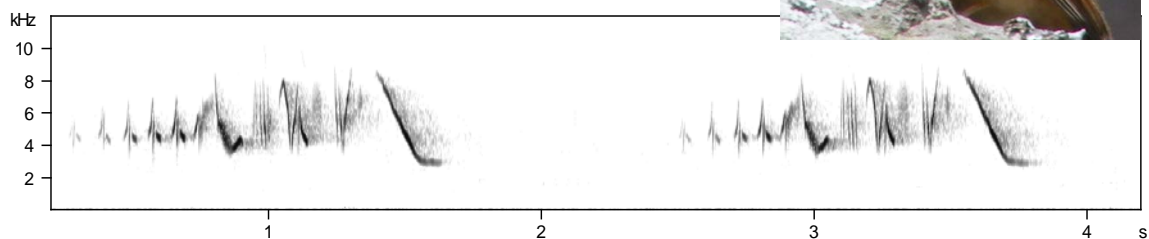
Urolais epichlora



Zosterops senegalensis



Emberiza tahapisi



Wszystkie umieszczone w pracy grafiki zostały wykonane przeze mnie, chyba że wyraźnie zaznaczono inaczej. Również zdjęcia są mojego autorstwa, za wyjątkiem zdjęć *E.tahapisi*, *P.bilineatus* i *S.abysynica* sfotografowanych przez Michała Skierczyńskiego.

Fotografie z terenu badań.



Powierzchnia Mendongbou, część centralna (górne zdjęcie) i południowa (dolne zdjęcie).



Lasy LDES, Mendongbou.

Wnętrze lasu LDES w bezpośrednim otoczeniu przykładowych punktów nagrywających





Zdjęcie z prac terenowych w lesie LDES na Mendongbou. Na czerwono zazaczyłam postać - to wędrujący w górę jeden z członków zespołu - Michał Skierczyński, który w momencie robienia zdjęcia znajdował się w odległości ok.10m ode mnie. Na zdjęciu poniżej kwiaty kwitnące w strefie ekotonu lasu LDES.



Lasy strumykowe LSTR



Lasy prześwietlone, Mendongbou



Mocowanie automatycznego rejestratora dźwięku na drzewie w LPRZ z jednoczesnym opisem siedliskowym.

Las Kilum Ijim, widok na korony drzew i jezioro Oku w oddali.





Las Kilum Ijim - rozjaśnione zdjęcie wnętrza lasu (górne zdjęcie) i widok na polanę śródleśną i ścianę lasu w oddali (dolne zdjęcie).

