

RESEARCH ARTICLES

ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

ИНВЕНТАРИЗАЦИЯ ФАУНЫ МЛЕКОПИТАЮЩИХ С ПОМОЩЬЮ ФОТОЛОВУШЕК В ЦЕНТРАЛЬНО-ЛЕСНОМ ЗАПОВЕДНИКЕ (ЗАПАД ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ)

С. С. Огурцов^{1,2}, А. С. Желтухин¹

¹Центрально-Лесной государственный природный биосферный заповедник, Россия

²Институт проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова РАН, Россия

e-mail: etundra@mail.ru, azheltukhin@mail.ru

Поступила: 24.04.2024. Исправлена: 04.06.2024. Принята к опубликованию: 19.06.2024.

Инвентаризация фауны через оценку ее видового богатства является самой первой и необходимой задачей любой программы фотомониторинга. В настоящей работе приводятся оценки видового богатства фауны млекопитающих (преимущественно средних и крупных) в Центральном-Лесном заповеднике. На основе данных, собранных в 2023 г. с 55 локаций фотоловушек (19 676 фотоловушко-суток), получено 59 035 изображений диких млекопитающих. Всего было зарегистрировано 18 видов. Из них десять были представителями отряда Carnivora, четыре – Artiodactyla, два – Rodentia, один – Erinaceomorpha, один – Lagomorpha. Это составило 84% всех потенциально регистрируемых фотоловушками млекопитающих, наблюдающихся в Центральном-Лесном заповеднике. Для всех видов были рассчитаны индекс относительного обилия (RAI) и простая заселенность (ψ_{naive}). Самыми часто регистрируемыми были *Meles meles* (RAI = 4.95; ψ_{naive} = 0.96), *Ursus arctos* (RAI = 4.39; ψ_{naive} = 1) и *Lepus timidus* (RAI = 4.08; ψ_{naive} = 1), а самыми редко фиксируемыми – *Castor fiber* (RAI = 0.01; ψ_{naive} = 0.02), *Erinaceus europaeus* (RAI = 0.02; ψ_{naive} = 0.04) и *Lutra lutra* (RAI = 0.03; ψ_{naive} = 0.07). Быстрее и полнее всего были «отловлены» сообщества крупных и средних плотоядных и всеядных млекопитающих. Согласно построенной статичной многовидовой модели заселенности с марковскими цепями Монте-Карло фотоловушка не смогла зафиксировать еще 4–5 возможных видов. По всей видимости, ими являются присутствующие на территории *Mustela lutreola*, *Mustela erminea*, *Mustela nivalis*, а также такие редко заходящие чужеродные виды как *Cervus nippon* и *Capreolus pygargus*. Все «отловленные» виды были зарегистрированы за короткий промежуток времени – с конца марта по начало мая за 1869 фотоловушко-суток. Причем два из них (*Castor fiber* и *Erinaceus europaeus*) были «пойманы» исключительно в это время и не встречались далее до конца года. Это подчеркивает важность проведения инвентаризации фауны млекопитающих с включением весеннего периода.

Ключевые слова: CAMMON, видовое богатство, копытные, крупные хищники, мелкие хищники, средние хищники, сообщество млекопитающих, фотомониторинг

Введение

Инвентаризация (составление списка видов) фауны млекопитающих традиционно является первой задачей для исследований с применением фотоловушек по всему миру (Tobler et al., 2008; Ahumada et al., 2011; Gottelli & Colwell, 2011; Rovero et al., 2014; Arjo et al., 2020), особенно в связи с сокращением биоразнообразия из-за человеческой деятельности (Mendenhall et al., 2014; Erena, 2022). Как правило, такие исследования проводятся через оценки видового богатства и разнообразия (Kelly & Holub, 2008; Tobler et al., 2008; Rovero & Spitale, 2016; Wearn & Glover-Karfer, 2017; Sollmann, 2018). Доказано, что фотоловушка намного эффективнее справляются с

этой задачей по сравнению с другими общепринятыми методами (Silveira et al., 2003; Rovero et al., 2005, 2010; Kéry, 2011; Porfirio et al., 2018; Zlatanova & Popova, 2018). В частности, с помощью фотоловушек удается обнаружить большее число видов мелких млекопитающих за меньший промежуток времени, чем с помощью традиционных ловушек и давилок (Smith et al., 2017), что делает их также перспективным методом инвентаризации данной группы видов (Littlewood et al., 2021). В то же время исследования с фотоловушками требуют материальных затрат и физических сил по установке и проверке камер, продолжительной обработке данных, а также подходят, главным образом, для средних и крупных

видов (Rovero et al., 2010; Kéry, 2011; Akbaba & Ayaş, 2012; Burton et al., 2015; Ferreras et al., 2017; Wearn & Glover-Kapfer, 2017; Rosa et al., 2021; Assis et al., 2022). **Установлено, что с помощью них удастся регистрировать меньшее число видов, чем с помощью методов ДНК-метабаркодинга, особенно среди мелких видов, но они успешно выявляют все средние и крупные виды при фотомониторинге (Ferreras et al., 2017; Leempoel et al., 2020).** Тем не менее, инвентаризация фауны млекопитающих с помощью фотоловушек, особенно в удаленных и труднодоступных районах, часто является более эффективной как с точки зрения материальных затрат, так и физических усилий (Rovero et al., 2010; Smith et al., 2017; Porfirio et al., 2018). **Наиболее важным преимуществом такой инвентаризации, по нашему мнению, является ее неинвазивный характер и отсутствие необходимости отлавливать или убивать животных.** Как справедливо отмечал один из «отцов-основателей» исследований с фотоловушками Фрэнк Чэпмен, этот метод в отличие от традиционных отловов является «переписью живых, а не записью мертвых» (Raby, 2015).

Инвентаризация фауны с помощью фотоловушек позволяет обнаружить редкие и скрытые виды (Rovero et al., 2005; Si et al., 2014; Ferreras et al., 2017; Porfirio et al., 2018; Мишин, 2019; Haysom et al., 2021; Romero-Calderón et al., 2021). **Оценки видового богатства и разнообразия важны для определения уровня антропогенного влияния на сообщества средних и крупных млекопитающих (Chiarelllo, 2000; Ahumada et al., 2011; Oberosler et al., 2017; Ario et al., 2020; Rosa et al., 2021; Erena, 2022), в том числе посредством фрагментации местообитаний и прямого истребления охотой (Costa Estrela et al., 2015; Mohd-Azlan et al., 2018, 2020; Pardo et al., 2018).** Оценки видового богатства с помощью фотоловушек проводятся не только для млекопитающих, но также для рептилий (Smith et al., 2017) и птиц (Есипов и др., 2015; Lamelas-Lopez et al., 2020; Romero-Calderón et al., 2021).

При инвентаризации фауны помимо составления списка обнаруженных видов также принято проводить оценку их относительного обилия (Rovero & Marshall, 2009; Rovero & Spitale, 2016) и заселенности (Ahumada et al., 2011; MacKenzie et al., 2017). **Многие исследования с фотоловушками объединяют в себе**

все эти задачи (Tobler et al., 2008; Rovero et al., 2014; Oberosler et al., 2017; Popova et al., 2017; Debata & Swain, 2018; Pardo et al., 2018; Augugliaro et al., 2019; Ario et al., 2020; Haysom et al., 2021; Assis et al., 2022).

Оценки видового богатства и разнообразия, а также относительного обилия и простой заселенности являются начальными этапами экологического мониторинга при помощи фотоловушек (так называемого фотомониторинга; см. Rovero et al., 2014; Rovero & Spitale, 2016). Такие оценки требуют меньше всего допущений относительно расположения и числа локаций фотоловушек, а также наиболее просты с точки зрения анализа данных. Именно поэтому это направление является одним из наиболее популярных исследований с фотоловушками (Rovero & Spitale, 2016), по которому опубликовано множество работ (Tobler et al., 2008; Ahumada et al., 2011; Porfirio et al., 2014; Costa Estrela et al., 2015; Bowler et al., 2017; Debata & Swain, 2018; Augugliaro et al., 2019; Tanwar et al., 2021; Rosa et al., 2021; Assis et al., 2022; Villegas et al., 2023). Особую важность подобные исследования приобретают на особо охраняемых природных территориях (ООПТ) (Ferreras et al., 2017; Rosa et al., 2021; Chen et al., 2022).

Большинство исследований по оценкам видового богатства и разнообразия посвящено экосистемам тропических лесов (Rovero et al., 2005, 2014; Tobler et al., 2008; Ahumada et al., 2011; Porfirio et al., 2014, 2018; Debata & Swain, 2018; Ario et al., 2020; Lamelas-Lopez et al., 2020; Haysom et al., 2021; Rosa et al., 2021; Villegas et al., 2023) и **намного меньше работ выполнено в Европе (Ferreras et al., 2017; Oberosler et al., 2017; Hofmeester et al., 2021; Smith et al., 2022), особенно в ее восточной части (Popova et al., 2017; Zlatanova & Popova, 2018).** В России и сопредельных государствах инвентаризация фауны млекопитающих является одним из самых популярных исследований с применением фотоловушек (Карнаухов и др., 2011; Есипов и др., 2015; Эпова, Бабина, 2015; Алпеев и др., 2018; Киселева, 2020; Мишин, 2020; Соколова, 2021). В то же время, насколько нам известно, полноценных и комплексных работ на эту тему в России проведено еще не было.

Целью настоящей статьи было представить результаты инвентаризации фауны млекопитающих (главным образом, средних и

крупных) на территории Центрально-Лесного государственного природного биосферного заповедника (далее – ЦЛГЗ) в 2023 г. Для этого были поставлены следующие задачи: 1) составить список зарегистрированных видов и оценить видовое богатство; 2) провести базовый анализ с расчетом относительного обилия и простой заселенности для обнаруженных видов; 3) оценить полноту инвентаризации фауны; 4) на основе различных методов экстраполяции оценить потенциально возможное число видов; 5) установить наиболее эффективный (наилучший) временной период для регистрации максимального числа видов в кратчайшие временные сроки.

Материал и методы

Территория исследований

Исследование проводили на территории ЦЛГЗ, которая представляет собой южнотаежный ландшафт, в разной степени трансформированный человеческой деятельностью. ЦЛГЗ расположен на юго-западе Валдайской возвышенности (Россия, Тверская область; 56.4333°–56.5167° N, 32.4833°–33.0167° E). Это грядово-холмистая возвышенная равнина с абсолютными высотами от 200 до 240 м н.у.м. Его площадь составляет 244.21 км², а площадь охранной зоны вокруг него – 466.94 км². В схеме ботанико-географического районирования ЦЛГЗ размещается в самой южной части Валдайско-Онежской подпровинции в полосе южнотаежных лесов. Для дренированных частей моренных гряд характерны южнотаежные широколиственно-еловые леса и их производные, для озерных и флювиогляциальных равнин – бореальные еловые (*Picea abies* (L.) Н. Karst.) леса. На пологих склонах моренных гряд и в отдельных понижениях озерных равнин развиты верховые болота. Для территории характерен умеренно-континентальный климат. Более половины осадков выпадает в виде дождя в летне-осенний период; остальное количество – в виде снега зимой–весной. Средняя температура воздуха составляет +4.21°C (в июле +16°C, в январе -10°C), среднегодовое количество осадков – 730.9 мм (Пузаченко и др., 2016).

Дизайн исследования

В настоящей работе мы использовали данные, полученные нами в рамках Основного модуля Программы фотомониторинга ЦЛГЗ

«CFNR CAMMON» (Central Forest Nature Reserve CAMtrap MONitoring; Огурцов, Желтухин, 2022). Согласно этому модулю, расположение фотоловушек в Сети фотомониторинга подчинено систематическому паттерну по принципу грида с одной локацией (местом установки фотоловушки) на квадрат размером 2 км² по протоколу проекта TEAM (Jansen et al., 2014; Rovero & Spitale, 2016). Пространственное распределение локаций соответствует равноудаленному (ANNI = 1.51, $z = 7.41$, $p < 0.01$; Average Nearest Neighbor Index). Среднее расстояние между локациями составило 1.46 ± 0.37 км, что соответствует рекомендованному расстоянию 1–4 км (Wearn & Glover-Kapfer, 2017) и часто используется в исследованиях по инвентаризации фаун (например, Akbaba & Ayaş, 2012; Ferreras et al., 2017; Lamelas-Lopez et al., 2020; Hofmeester et al., 2021).

Всего в 2023 г. было активно 57 квадратов грида (т.е. там были установлены фотоловушки), но в двух из них локация оказалась сильно завалена в результате последствий ветровалов, поэтому в обработку поступили данные только с 55 локаций. Везде были установлены фотоловушки Spromise Seelock S308 с невидимой (940 нм) инфракрасной подсветкой. Все камеры были настроены на максимальную чувствительность и работали в режиме съемки пяти фотографий без задержки между срабатываниями (триггерами). Все фотоловушки были размещены в лесных биотопах напротив просек, их пересечений, а также лесных дорог таким образом, чтобы каждая локация была, по возможности, равноудалена от соседних локаций и находилась при этом в своем квадрате грида (рис. 1). Приборы крепили на стволах деревьев на высоте в среднем 1.03 ± 0.19 м с северной или северо-западной/северо-восточной экспозицией и на расстоянии в среднем 6.37 ± 1.53 м от просеки, квартального столба (в случае пересечения просек) или дороги перпендикулярно к ним или под небольшим углом относительно перпендикуляра. Камеры были непрерывно активны в течение суток на протяжении всего года. Ни на одной локации не была использована никакая-либо естественная или искусственная приманка, несмотря на то, что это является допустимой и нередкой практикой в исследованиях по инвентаризации фаун (например, Ferreras et al., 2017; Lamelas-Lopez et al., 2020; Киселева, 2020). Фотоловушки проверяли, по возможности, с

периодичностью 1 раз в 2–3 месяца, согласно установленному протоколу проверки с помощью мобильного приложения NextGIS Mobile Pro 2.6.48 (компания «НекстГИС», Россия). Во время проверок те локации, которые сильно зарастали растительностью, частично откашивали складной косой, удаляя лишь наиболее крупные вегетативные побеги.

В качестве периода исследования был выбран 2023 календарный год. Считается, что минимальная продолжительность периода фототолва при инвентаризации фауны составляет 20–30 дней (Rovero et al., 2010; Akbaba & Ayaş, 2012; Ferreras et al., 2017; Oberosler et al., 2017; Hofmeester et al., 2021). Для широкопередвигающихся и редких видов она может быть больше (Hamel et al., 2013), особенно в долговременных мониторинговых проектах (Rovero & Spitale, 2016; Wearn & Glover-Karfer, 2017). Поскольку показатели видового богатства и разнообразия являются составляющими параметрами (state variables) Програм-

мы SAMMON и Программы экологического мониторинга в ЦЛГЗ, их оценка проводится ежегодно, используя весь массив полученных данных за каждый календарный год.

Обработка и анализ данных

Обработка фотографий проходила с использованием полуавтоматического подхода (см. Огурцов и др., 2024а,б). Для этого первоначально проводилось автоматическое распознавание всех изображений с их классификацией на грубые категории (люди (Person), прочие животные (Animal), техника (Car), пустые кадры – так называемая «PAC-модель») с помощью нейросетевого детектора MegaDetector v. 5a в программе EcoAssist (van Lunteren, 2023). Затем была выполнена проверка полученных результатов и ручное тегирование всех фотографий с животными в настольной программе Timelapse (Greenberg et al., 2019), в результате чего сформирована база данных с фотоловушек (Camera Trap Database, CTD).

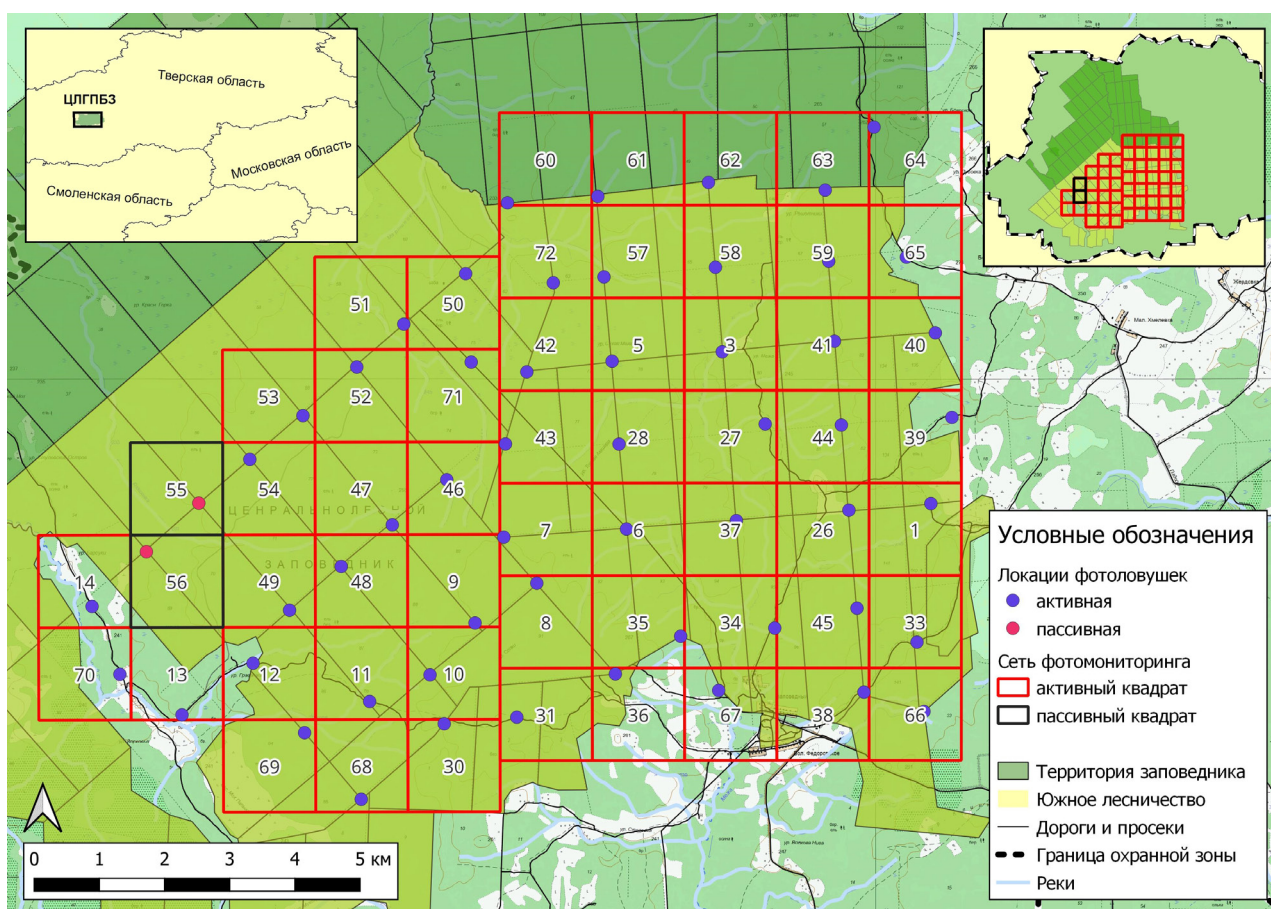


Рис. 1. Сеть фотомониторинга в Южном лесничестве Центрально-Лесного заповедника (ЦЛГПБЗ), Россия. Цифрами обозначены номера квадратов и соответствующих им локаций. Красным цветом показаны квадраты (2 км² каждый), где функционировали фотоловушки на момент 2023 г.

Fig. 1. CAMtrap MONitoring Network in the Southern Forestry of the Central Forest State Nature Reserve, Russia. Red colour shows the squares (2 км² each) where camera traps were installed in 2023. Blue dots – active locations; red dots – passive (not working) locations.

Картографические работы были выполнены в геоинформационной системе NextGIS QGIS 23.11.0 программного комплекса «NextGIS Заповедник» (компания «НекстГИС», Россия). Обработку CTD, анализ и моделирование проводили в программе RStudio 2023.12.0 (Posit Software, PBC) на базе R 4.3.2 (R Core Team, 2023), а также BUGS с помощью программы JAGS 4.3.0 (Just Another Gibbs Sampler; Plummer, 2017). Материал статьи представлен согласно общим рекомендациям для публикаций по фотоловушкам (Meek et al., 2014).

Эффективность работы фотоловушек на локациях (в %) оценивали как отношение числа отработанных фотоловушка-суток (Trap Nights, TN) к максимально возможному числу фотоловушка-суток для выбранного периода исследований. Мы рассчитывали стандартные базовые показатели: число независимых регистраций (Trap Events, TE), индекс относительного обилия (Relative Abundance Index, RAI) и простую заселенность (naïve occupancy, $\psi_{naïve}$) (Rovero et al., 2014; Rovero & Spitale, 2016). Индекс относительного обилия рассчитывали, как отношение числа независимых регистраций к числу отработанных фотоловушка-суток с умножением на 100 (Rovero et al., 2014; Wearn & Glover-Karfer, 2017). В качестве временного интервала для разделения на независимые регистрации использовали стандартное значение 30 мин. (Rovero & Spitale, 2016; Oberosler et al., 2017; Ario et al., 2020; Haysom et al., 2021; Rosa et al., 2021). В последние годы сформировалась общая тенденция значительного сокращения такого интервала до 1–2 мин. (например, веб-сервисы Wildlife Insights, Agouti, WildTrax). В связи с этим мы дополнительно взяли значение 5 мин. как наиболее подходящий короткий интервал в нашем случае.

Анализ видового богатства

В обработку поступали только те фотографии, на которых было возможно достоверно определить видовую принадлежность животного. Вся таксономическая информация о млекопитающих была взята из базы данных ITIS (Integrated Taxonomic Information System; <https://www.itis.gov>) и автоматически присоединена к CTD с помощью R-пакета «taxize» (Chamberlain et al., 2020). Она также была согласована с Wilson & Reed-

er (2005) (<http://www.bucknell.edu/msw3/>). Для всех видов были определены принадлежность к трофической гильдии (растительные, всеядные, плотоядные) на основе общей литературной информации (Павлинов и др., 2002) и глобальный статус угрозы исчезновения согласно Красному списку МСОП (IUCN; <https://www.iucnredlist.org>). Все виды были определены по размерному классу (мелкие, средние, крупные) на основе информации о массе тела, взятой из Smith et al. (2003) (<https://www.esapubs.org/archive/ecol/E084/094/metadata.htm>). К мелким видам были отнесены те, чья масса тела составляет менее 1 кг согласно Chiarello (2000). К средним и крупным видам были отнесены те, чья масса составляет более 1–2 кг согласно Tobler et al. (2008), Rosa et al. (2021) и Erena (2022). Среди них виды с массой более 15 кг (кроме *Castor fiber* Linnaeus, 1758) были отнесены к категории крупных млекопитающих. Все данные были занесены в базу данных портала «Млекопитающие России» (<https://rusmam.ru/>; см. Lissovsky et al., 2018).

Для оценки полноты проведения инвентаризации фауны были построены аккумулятивные кривые роста видового богатства (Tobler et al., 2008; Gotelli & Colwell, 2011; Chao et al., 2014; Haysom et al., 2021) с помощью R-пакета «iNEXT» (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2020). Такие кривые были также построены для показателя охвата выборки (sample coverage), который отражает долю от общего числа особей, принадлежащих к видам, обнаруженным в выборке. Высокое значение показателя (близкое к 1) означает, что вероятность того, что новая, еще не фиксированная ранее, особь принадлежит к виду, который не был обнаружен, очень мала (Hsieh et al., 2016).

Для оценки возможного видового богатства с учетом незафиксированных видов (unseen species) использовалась функция экстраполяции (Colwell & Coddington, 1994) по следующим непараметрическим показателям: $chao_1$, $jackknife_1$, $jackknife_2$, $bootstrap$ (Gotelli & Colwell, 2011; Chao et al., 2014; Chao & Chiu, 2016) с помощью R-пакета «vegan» (Oksanen et al., 2022). Показатель $chao_1$ основан на оценке относительного обилия, а остальные – на основе частоты встречаемости (Tobler et al., 2008). Для каждого показателя рассчитывалась стандартная ошибка

(SE). Для построения моделей интерполяции и экстраполяции видового богатства различных сообществ применяли метод iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation of Hill number) с помощью одноименного R-пакета «iNEXT».

Для учета несовершенства обнаружения млекопитающих фотоловушками и вариабельности вероятности обнаружения разных видов, мы использовали статичные (односезонные) многовидовые модели заселенности (single-season multi-species occupancy models; Tenan, 2016), предложенные Dorazio et al. (2006). Поскольку такие модели тяжело построить, используя классический частотный подход на основе вычисления максимального правдоподобия, мы применили байесовский подход с помощью марковских цепей Монте-Карло (Markov Chain Monte Carlo, MCMC; Robert & Casella, 2004). Для задач данного исследования мы предполагаем постоянную вероятность присутствия и обнаружения на разных локациях в соответствии с Rovero et al. (2014). Сама модель была написана на языке BUGS и построена с помощью программы JAGS 4.3.0 через R-пакеты «rjags» (Plummer, 2019) и «dclone» (Sólymos, 2010). Моделирование проводилось с пятью марковскими цепями. Для каждой цепи было выполнено 50 000 итераций и отброшено 10 000 итераций в начале (burn-in). Скорость прореживания была установлена с частотой каждые десять прогонов модели согласно Tenan (2016). Качество оценивали, рассчитывая статистику Гельмана-Рубина (Brooks & Gelman, 1998). Значения меньше 1.1 указывали на сходимость модели (Tenan, 2016). По построенной MCMC-модели рассчитывали суммы апостериорных вероятностей видового богатства.

Результаты

За весь 2023 г. на 55 локациях было отработано 19 676 фотоловушко-суток. Эффективность работы фотоловушек составила 98% (рис. 2). За это время было получено 161 991 фотографий, из которых 59 035 (36%) содержали изображения диких млекопитающих. Из них только на 104 фотографиях вид не был точно определен. Таким образом, эффективность видовой идентификации составила 99.8%.

Всего было зафиксировано 18 видов диких млекопитающих (рис. 3). Среди них

большинство относятся к отряду Carnivora (десять видов), четыре вида принадлежат к отряду Artiodactyla, два – к отряду Rodentia и по одному – к отрядам Erinaceomorpha и Lagomorpha (табл. 1). По трофическому статусу семь видов являются плотоядными, шесть – растительноядными и пять – всеядными. По размерному классу семь видов относятся к категории крупных, шесть – к категории средних и пять – к категории мелких (табл. 1). Согласно глобальной оценке статуса угрозы исчезновения Красного списка МСОП практически все виды относятся к категории LC (Least Concern – вызывающие наименьшие опасения), и только *Lutra lutra* Linnaeus, 1758 – к категории NT (Near Threatened – близкие к уязвимому положению) (табл. 1).

Значения RAI для обоих временных интервалов (5 мин. и 30 мин.) оказались очень близки. Для большинства видов их разница была совсем небольшой (< 0.05). Только для двух видов (*Meles meles* Linnaeus, 1758 и *Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834) разница была в диапазоне от 0.05 до 0.10 и еще для двух (*Lepus timidus* Linnaeus, 1758 и *Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) она составила более 0.10 (табл. 2). В связи с этим в дальнейшем в качестве основного RAI мы будем использовать индекс для 5-минутного интервала согласно последним мировым стандартам.

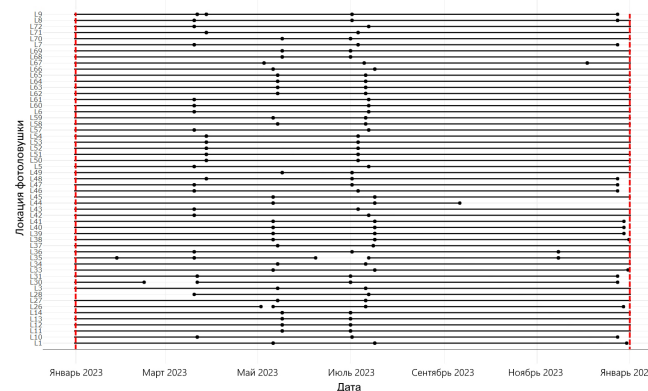


Рис. 2. Эффективность работы фотоловушек на локациях на территории Центрально-Лесного заповедника (Россия) в рамках Сети фотомониторинга в 2023 г. Черными точками обозначены проверки фотоловушек; черными линиями – время рабочих сессий. Белые пропуски означают, что в это время фотоловушка не работала либо данные не были получены.

Fig. 2. Effectiveness of camera traps work at locations in framework of the CAMtrap MONitoring network in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve, Russia. The black dots indicate camera trap checks; black lines between black dots – time of deployments. White gaps mean that at this time a camera trap was not working or data were not received.



Рис. 3. Виды диких млекопитающих, зарегистрированные фотоловушками в 2023 г. в Центрально-Лесном заповеднике (Россия) в рамках Сети фотомониторинга. Красной рамкой выделены фотографии из регистраций видов вне рассматриваемого исследования.

Fig. 3. Wild mammal species recorded by camera traps in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in framework of the CAMtrap MONitoring network. The red box indicates photographs of species recorded outside the current study.

Таблица 1. Таксономическая, трофическая и размерная характеристики видов млекопитающих, зарегистрированных фотоловушками в 2023 г. в Центрально-Лесном заповеднике (Россия) в рамках Сети фотомониторинга

Table 1. Taxonomic, trophic and body-size characteristics of mammals recorded by camera traps in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in framework of the CAMtrap MONitoring network

Отряд	Семейство	Вид	Трофическая гильдия	Размерный класс	Статус МСОП
Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus vulgaris</i> Linnaeus, 1758	растительоядные	мелкий	LC
	Castoridae	<i>Castor fiber</i> Linnaeus, 1758	растительоядные	средний	LC
Erinaceomorpha	Erinaceidae	<i>Erinaceus europaeus</i> Linnaeus, 1758	всеядные	мелкий	LC
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus timidus</i> Linnaeus, 1758	растительоядные	средний	LC
Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758	всеядные	крупный	LC
	Cervidae	<i>Capreolus capreolus</i> Linnaeus, 1758	растительоядные	крупный	LC
		<i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758	растительоядные	крупный	LC
		<i>Alces alces</i> Linnaeus, 1758	растительоядные	крупный	LC
Carnivora	Mustelidae	<i>Neogale vison</i> Schreber, 1777	плотоядные	мелкий	LC
		<i>Mustela putorius</i> Linnaeus, 1758	плотоядные	мелкий	LC
		<i>Martes martes</i> Linnaeus, 1758	плотоядные	мелкий	LC
		<i>Lutra lutra</i> Linnaeus, 1758	плотоядные	средний	NT
		<i>Meles meles</i> Linnaeus, 1758	всеядные	средний	LC
	Canidae	<i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray, 1834	всеядные	средний	LC
		<i>Vulpes vulpes</i> Linnaeus, 1758	плотоядные	средний	LC
		<i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758	плотоядные	крупный	LC
	Felidae	<i>Lynx lynx</i> Linnaeus, 1758	плотоядные	крупный	LC
	Ursidae	<i>Ursus arctos</i> Linnaeus, 1758	всеядные	крупный	LC

Примечание: категории глобального статуса Красного списка МСОП (IUCN): LC – Least Concern; NT – Near Threatened.

Таблица 2. Значения показателей относительного обилия и простой заселенности для видов млекопитающих, зарегистрированных фотоловушками в 2023 г. в Центрально-Лесном заповеднике (Россия) в рамках Сети фотомониторинга
Table 2. Relative abundance and naïve occupancy for mammal species recorded by camera traps in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in framework of the CAMtrap MONitoring network

Вид	n	TE_5m	TE_30m	RAI_5m	RAI_30m	Ψ_{naive}
<i>Sciurus vulgaris</i>	1001	237	227	1.20	1.15	0.73
<i>Castor fiber</i>	5	1	1	0.01	0.01	0.02
<i>Erinaceus europaeus</i>	13	3	2	0.02	0.01	0.04
<i>Lepus timidus</i>	5378	803	776	4.08	3.94	1.00
<i>Sus scrofa</i>	3060	718	710	3.65	3.61	0.71
<i>Capreolus capreolus</i>	1389	109	108	0.55	0.55	0.76
<i>Cervus elaphus</i>	688	49	49	0.25	0.25	0.29
<i>Alces alces</i>	17677	757	746	3.85	3.79	1.00
<i>Neogale vison</i>	40	7	7	0.04	0.04	0.11
<i>Mustela putorius</i>	58	12	12	0.06	0.06	0.20
<i>Martes martes</i>	593	114	111	0.58	0.56	0.67
<i>Lutra lutra</i>	31	6	5	0.03	0.03	0.07
<i>Meles meles</i>	6329	973	958	4.95	4.87	0.96
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	4164	698	685	3.55	3.48	0.85
<i>Vulpes vulpes</i>	3783	723	697	3.67	3.54	0.56
<i>Canis lupus</i>	5356	654	650	3.32	3.30	0.93
<i>Lynx lynx</i>	2378	247	244	1.26	1.24	0.95
<i>Ursus arctos</i>	6988	863	858	4.39	4.36	1.00

Примечание: n – число фотографий, TE_5m – число независимых регистраций по временному интервалу 5 мин.; TE_30m – число независимых регистраций по временному интервалу 30 мин.; RAI_5m – индекс относительного обилия по временному интервалу 5 мин.; RAI_30m – индекс относительного обилия по временному интервалу 30 мин.; Ψ_{naive} – простая заселенность.

Наибольшие значения RAI отмечены для *Meles meles* (RAI_5m = 4.95), *Ursus arctos* (RAI_5m = 4.39) и *Lepus timidus* (RAI_5m = 4.08) (табл. 2, рис. 4). Самыми редко фиксируемыми видами были *Castor fiber* (RAI_5m = 0.01), *Erinaceus europaeus* (RAI_5m = 0.02), *Lutra lutra* (RAI_5m = 0.03) и *Neogale vison* (RAI_5m = 0.04). Простая заселенность была максимальной ($\Psi_{naive} = 1$) для *Lepus timidus*, *Alces alces* и *Ursus arctos* (табл. 2, рис. 4). Это означает, что три указанных вида были отмечены на всех 55 локациях. Расстановка камер вдоль лесных дорог и просек объясняет малое число регистраций околородных видов (*Castor fiber*, *Lutra lutra* и *Neogale vison*).

Характер аккумулятивной кривой роста свидетельствует о том, что за время исследования видовое богатство было «отловлено» достаточно полно (рис. 5А). Кривые экстраполяции на графиках демонстрируют, что с увеличением продолжительности фотоотлова прогнозируемое число видов растет крайне незначительно, фактически выходя на плато (рис. 5А). При этом увеличение числа самих фотоловушек все еще способно повысить число новых видов, но не существенно (рис. 5В). Вероятность обнаружить особей новых видов быстро стремится к нулю и далее не меняется с увеличением периода фотоотлова (рис. 5С). С увеличением числа локаций характер кривой остается таким же, но снижение вероятности происходит не так стремительно (рис. 5D). Это также подтверж-

дают оценки прогнозируемого числа видов согласно различным показателям, рассчитанным на основе функции экстраполяции: от 18.5 ($chao_1 = 18.49 \pm 1.30$) до 19 ($jack_1 = 18.98 \pm 0.98$).

Согласно экстраполяции моделей видового богатства полнее всего «отловлены» представители отрядов Carnivora и Artiodactyla (рис. 6А). Для обоих отрядов не предполагаются новые виды. В то же время для отрядов Rodentia, Erinaceomorpha и Lagomorpha модель прогнозирует небольшой рост числа новых видов при увеличении продолжительности периода фотоотлова (рис. 6А). По прогнозам модели сообщества плотоядных и всеядных млекопитающих «отловлены» максимально полно (семь и пять видов, соответственно). Для растительноядных (шесть видов) кривая интерполяции не вышла до конца на плато, а доверительные интервалы достаточно велики, что может говорить о меньшей определенности в прогнозах относительно них (рис. 6В). По размерным классам быстрее всего зарегистрированы крупные млекопитающие (семь видов). Согласно результатам модели, были «отловлены» все возможные крупные звери. Для средних и мелких видов кривые роста интерполяции не вышли на плато, а доверительные интервалы так же велики, что предполагает возможность регистрации новых видов (рис. 6С). Тем не менее, прогнозы экстраполяции не указывают на потенциально новые виды, как для трофических гильдий, так и размерных классов.

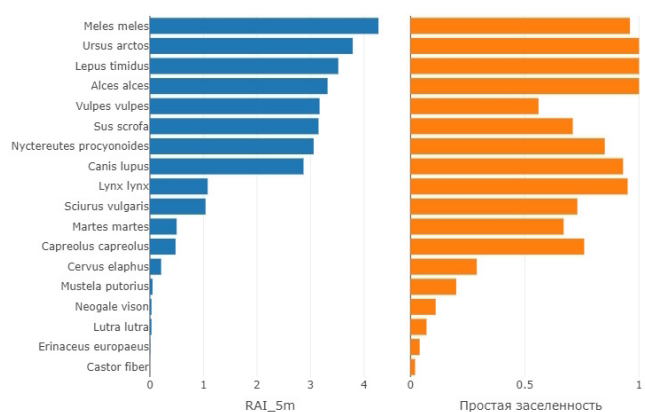


Рис. 4. Вариация значений индекса относительного обилия (RAI_5m) и простой заселенности (ψ_{naive}) для видов млекопитающих, зарегистрированных фотоловушками в 2023 г. в Центрально-Лесном заповеднике (Россия) в рамках Сети фотомониторинга.

Fig. 4. Variation of relative abundance index (RAI_5m) and naïve occupancy (ψ_{naive}) values for mammal species recorded by camera traps in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in framework of the CAMtrap MONitoring network.

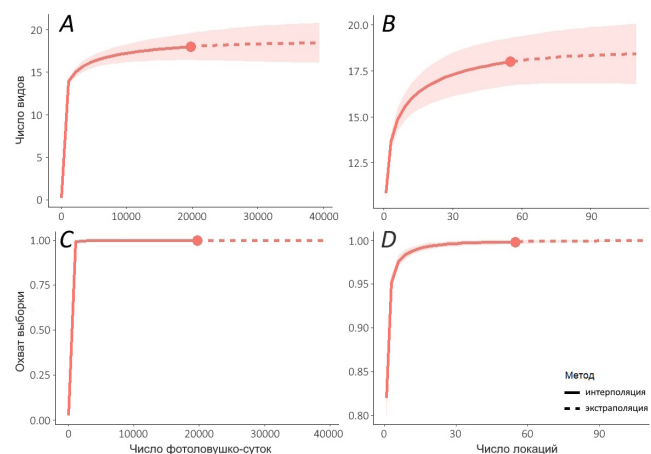


Рис. 5. Аккумулятивные кривые роста видового богатства (A, B) и охвата выборки (C, D) фауны млекопитающих, зарегистрированных фотоловушками в 2023 г. в Центрально-Лесном заповеднике (Россия) в рамках Сети фотомониторинга. Обозначения: A, C – в зависимости от числа фотоловушка-суток; B, D – в зависимости от числа локаций фотоловушек.

Fig. 5. Accumulation curves of species richness (A, B) and sampling coverage (C, D) for mammals recorded by camera traps in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in framework of the CAMtrap MONitoring network. Designations: A, C – depending on the number of camera trap-nights; B, D – depending on the number of camera trap locations.

Для всех параметров МСМС-модели значение статистики Гельмана-Рубина оказалось меньше 1.1 (от 1.02 до 1.09), что говорит о ее сходимости. Согласно этой модели, мы можем ожидать сообщество млекопита-

ющих, состоящее из большего числа видов, чем было реально зарегистрировано. Три наибольшие апостериорные вероятности (0.116, 0.117 и 0.109) соответствовали 19, 20 и 21 виду (рис. 7). Среднее видовое богатство, согласно прогнозам модели, составило 23.42 ± 4.78 , а медиана – 22 (от 18 до 36; 95% CI). Это, а также характер аккумулятивных кривых, рассмотренных ранее, дают основание предполагать наличие еще 4–5 видов мелких и средних млекопитающих, потенциально доступных для регистрации фотоловушками на территории исследований.

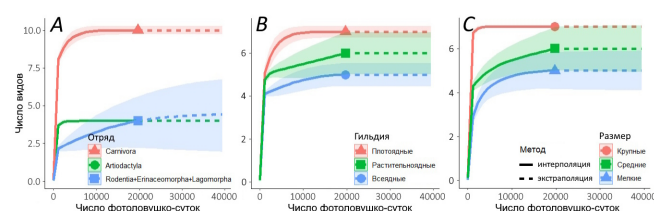


Рис. 6. Аккумулятивные кривые роста видового богатства млекопитающих, зарегистрированных фотоловушками в 2023 г. в Центрально-Лесном заповеднике (Россия) в рамках Сети фотомониторинга. Обозначения: A – по отрядам, B – по трофической гильдии, C – по размерному классу.

Fig. 6. Accumulation curves of species richness for mammals recorded by camera traps in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in framework of the CAMtrap MONitoring network. Designations: A – by taxonomic orders; B – by trophic guilds; C – by body size groups.

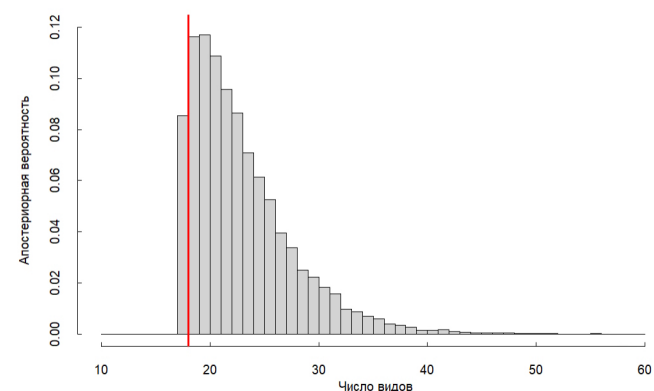


Рис. 7. Распределение апостериорных вероятностей прогнозируемого видового богатства млекопитающих Центрально-Лесного заповедника (Россия) в 2023 г. согласно МСМС-модели. Красной линией обозначено реально наблюдаемое видовое богатство (18 видов).

Fig. 7. Distribution of posterior probabilities of the predicted species richness for mammals in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in 2023 based on the MCMC model. The red line indicates the actually observed species richness (18 species).

Фотоловушки зарегистрировали все 18 видов млекопитающих за первые 6663 фотоловушко-суток, т.е. еще до начала активного вегетационного периода (рис. 8). Самым последним (04.05.2023 г.) был зафиксирован *Erinaceus europaeus*. Все представители отряда Artiodactyla отмечены за 6388 фотоловушко-суток, а последним был «отловлен» *Cervus elaphus* (29.04.2023 г.). Среди отряда Carnivora все зафиксированные виды были «отловлены» за 6003 фотоловушко-суток, а последним был *Lutra lutra*, «пойманный» 22.04.2023 г. (рис. 8). При этом с января по март было обнаружено только десять видов, а все 18 были полностью «отловлены» за апрель и начало мая (с 31.03.2023 по 04.05.2023), что составило всего 1869 фотоловушко-суток (рис. 8).

Обсуждение

Экологические очерки по отдельным видам млекопитающих на основе данных с фотоловушек были опубликованы ранее Жел-

тухиным, Огурцовым (2018). Поэтому в данной работе внимание уделено обсуждению общих оценок видового богатства. Фауна млекопитающих ЦЛГЗ – типично европейская с небольшим влиянием представителей сибирской фауны, распространение которых обычно связано с бореальными таежными лесами (Пузаченко и др., 2016). Изучению млекопитающих здесь исторически уделялось большое внимание с самого его основания, а за годы существования было опубликовано несколько обзоров и сводок (Кончиц, 1935; Юргенсон, Юргенсон, 1951; Истомин, 1995; Желтухин, 2021). По материалам кадастровой информации видовой список млекопитающих, зарегистрированных в ЦЛГЗ и его охранной зоне, составляет 58 видов, шесть из которых включены в Красную книгу Тверской области (Желтухин, 2021). В 2022 г. был найден новый вид рукокрылых (Chiroptera) – *Nyctalus leisleri* Kuhl, 1817 (Емельянова и др., 2022). Поэтому на текущий момент общее число видов составляет 59.

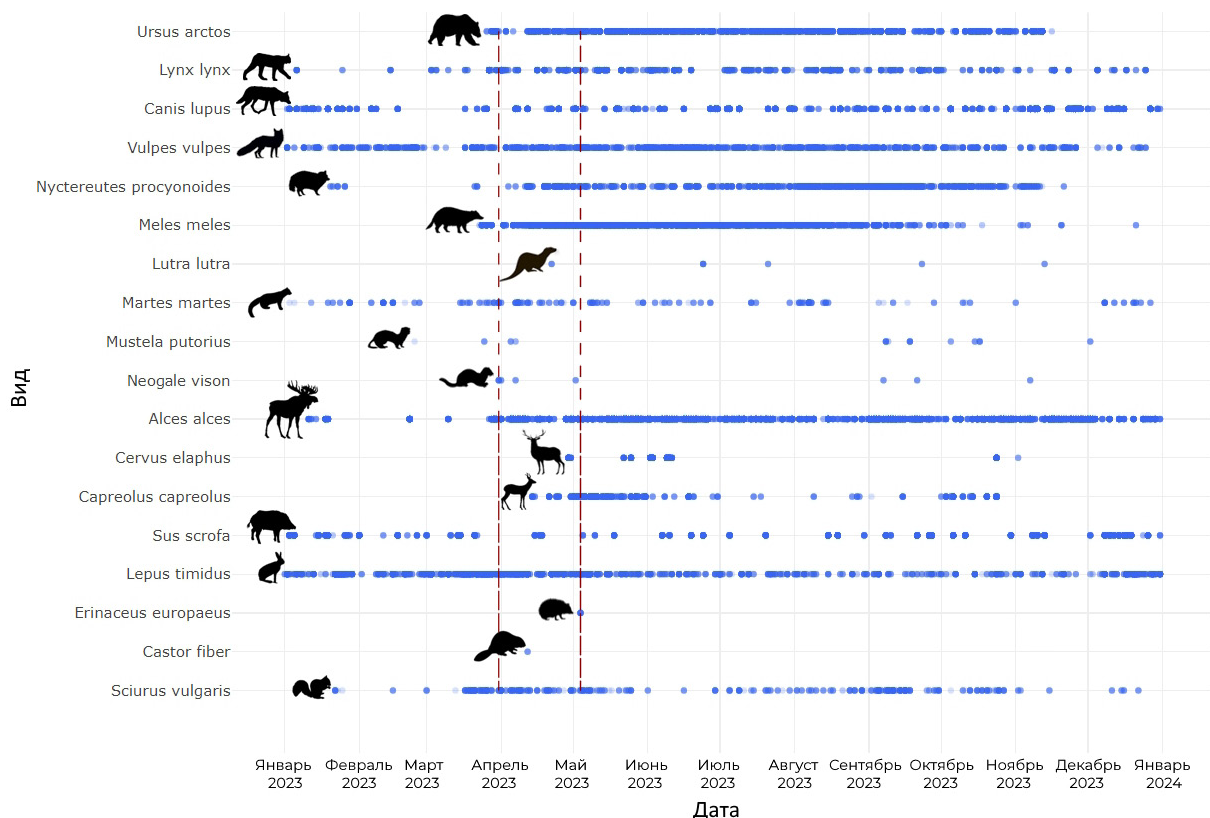


Рис. 8. Регистрации млекопитающих (синие точки) фотоловушками в 2023 г. в Центрально-Лесном заповеднике (Россия) в рамках Сети фотомониторинга. Пиктограммы силуэтов видов указывают на их первые появления. Красные пунктирные линии обозначают границы периода, в течение которого были «отловлены» все виды (период наилучшего фотоотлова).

Fig. 8. Registrations of mammals (blue dots) recorded by camera traps in 2023 in the Central Forest State Nature Reserve (Russia) in framework of the CAMtrap MONitoring network. Pictograms of species silhouettes indicate their first registrations. Red dashed lines indicate the boundaries of the period, during which all 18 species were registered.

Для оценки полноты инвентаризации мы сравнили список зарегистрированных видов с аннотированным списком млекопитающих ЦЛГЗ (Истомин, 1995), исключив из него отряд Chiroptera. Используемый нами дизайн исследования (в первую очередь, высота крепления камер и отсутствие приманки) изначально не предполагал регистрацию мелких видов, поэтому большинство представителей отрядов Soricomorpha и Rodentia (кроме *Sciurus vulgaris* и *Castor fiber*) не были зафиксированы. При этом отряды Lagomorpha и Erinaceomorpha, включающие на территории исследования по одному виду (*Lepus timidus* и *Erinaceus europaeus* соответственно), были зарегистрированы полностью.

Среди четырех видов отряда Artiodactyla, фиксируемых в ЦЛГЗ последние 80 лет, отмечены все (100%). Это также подтвердила аккумулятивная кривая роста (см. рис. 6А). При этом фотоловушки помогают эффективно отслеживать заходы на территорию такого чужеродного вида, как *Cervus elaphus*. Исторически он никогда не обитал на территории исследований, а все его регистрации связаны с бегством животных из вольеров ближайших охотничьих хозяйств. Этот вид фиксируется исключительно в бесснежный период года, а к зиме особи *Cervus elaphus*, очевидно, возвращаются к подкормочным площадкам рядом со своими вольерами. С помощью камер удается определять точное число и половозрастной состав групп этих копытных, а также отслеживать их перемещения. В прошлые годы фотомониторинга были единичные регистрации *Cervus nippon* Temminck, 1838, сбегавшего из соседних охотничьих хозяйств (см. рис. 3). Присутствие *Capreolus pygargus* Pallas, 1771 потенциально возможно, что также связано с их разведением в окружающих охотничьих хозяйствах, однако регистраций фотоловушками в 2023 г. отмечено не было.

Среди 13 видов отряда Carnivora, обитающих последние 50 лет в ЦЛГЗ, были отмечены десять (77%). Фотоловушки не зарегистрировали *Mustela lutreola* Linnaeus, 1761, который на сегодняшний день является крайне редким видом, не отмечавшимся сотрудниками после 2014 г. (Желтухин, 2021). *Mustela lutreola* указан в Красном списке МСОП с категорией CR (Critically Endangered – находящийся на грани полного исчезновения). У нас есть основания предполагать, что он еще сохранился в

поймах малых рек и может быть обнаружен фотоловушками при специальных исследованиях. Также не были отмечены два других мелких вида семейства Mustelidae (*Mustela erminea* Linnaeus, 1758 и *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766). Это связано, помимо их небольших размеров и высокой скорости передвижения, с особенностями экологии (предпочтением участков леса с древесным отпадом, пойменных и опушечных биотопов, а зимой – частично подснежным образом жизни). В то же время *Mustela nivalis* был зафиксирован нами в 2023 г. в другом исследовании в рамках той же Сети фотомониторинга, но уже на случайных локациях вдали от просек и дорог (неопубликованные данные авторов), что указывает на его фиксацию фотоловушками на территории (см. рис. 3). В Астраханском заповеднике ни *Mustela lutreola*, ни *M. nivalis*, фиксируемые другими методами, не были отмечены фотоловушками (Соколова, 2021). Интересно, что в горах Осогово (Болгария) *Mustela nivalis* был отмечен фотоловушками лишь однократно (Zlatanova & Popova, 2018), как и в случае подобных исследований в Италии (Oberosler et al., 2017), и лишь дважды в горной тайге Южного Урала (Киселева, 2020). На западе Чаткальского хребта (Узбекистан) *Mustela nivalis* «попался» на камеры всего три раза (Есипов и др., 2015). Это подтверждает его «неуловимый» статус для фотоловушек в большинстве случаев.

В отличие от фаун млекопитающих тропических лесов, где аккумулятивные кривые часто не выходят до конца на плато (Gotelli & Colwell, 2011; Rosa et al., 2021), а число прогнозируемых видов заметно превышает число реально обнаруженных (Rovero et al., 2014), сообщества умеренных и бореальных лесов «отлавливаются» гораздо полнее (Ferrerias et al., 2017; Oberosler et al., 2017; Zlatanova & Popova, 2018; Hofmeister et al., 2021). Отряды Chiroptera, Soricomorpha и Rodentia не являются целевыми с точки зрения фиксации их представителей фотоловушками при текущем дизайне исследования. Если их не учитывать, то из 19 населяющих ЦЛГЗ видов остальных отрядов (Erinaceomorpha, Lagomorpha, Artiodactyla, Carnivora) фотоловушки «поймали» 16 (84%), что является существенной долей.

По данным Rovero et al. (2010), фотоловушки способны фиксировать 57–86% видов фауны средних и крупных млекопитающих.

Так, число зарегистрированных видов в горах Осогово в Болгарии было 19, что составило 76% доступной для регистрации фауны (Zlatanova & Popova, 2018). При инвентаризации фауны млекопитающих на подкормочных площадках также в горах Осогово было обнаружено только 12 видов (Popova et al., 2017). В национальном парке Адамелло-Брента (Adamello-Brenta) и его окрестностях (Италия) было зарегистрировано 12 из 13 возможных видов средних и крупных млекопитающих (92%) (Oberosler et al., 2017). В регионе Камлидере-Камкору (Çamlidere-Çamkolu, Турция) инвентаризация фауны средних и крупных млекопитающих выявила восемь видов из возможных 11 (73%; Akbaba & Ayaş, 2012). В Швеции из 15 возможных видов было зарегистрировано 13 (87%), причем двумя «непойманными» оказались как раз околоводные *Castor fiber* и *Lutra lutra* (Hofmeester et al., 2021). В национальных парках Монфрагю (Monfragüe) и Кабаньерос (Cabañeros) в центральной Испании при обследовании фауны средних хищников были обнаружены шесть из шести (100%) и пять из шести (83%) видов, соответственно (Ferrerias et al., 2017). В Мордовском заповеднике фотоловушками было зарегистрировано 15 видов, причем тех же самых, что отмечены нами (Алпеев и др., 2018). Видами, не отмеченными там, но зафиксированными нами, являлись *Mustela putorius* и *Erinaceus europaeus*, а также чужеродный *Cervus elaphus*. Представители рода *Erinaceus* повсеместно редко регистрируются фотоловушками при стандартном дизайне установки камер. Так, в горах Осогово *Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900 был зафиксирован фотоловушками лишь однократно (Zlatanova & Popova, 2018).

В своем исследовании мы зарегистрировали всех представителей средних и крупных млекопитающих согласно аннотированному списку видов ЦЛГЗ (Истомин, 1995). Это подтверждает хорошо известный факт, что фотоловушки являются крайне эффективным инструментом инвентаризации фауны этих групп млекопитающих (Tobler et al., 2008; Rovero et al., 2010, 2014; Rovero & Spitale, 2016; Hofmeester et al., 2021). Они способны «отлавливать» большую часть их видов в течение нескольких месяцев, чем существенно экономят усилия на полевые обследования (Rovero et al., 2010). Именно эти размерные классы легче всего фиксируются

фотоловушками при их стандартной установке (Rovero et al., 2010; Zlatanova & Popova, 2018; Hofmeester et al., 2021).

Rovero et al. (2010) указывали, что обычно на «отлов» большинства видов требуется от 1035 до 3400 фотоловушко-суток, а Si et al. (2014) рекомендовали брать минимальный период в 931 фотоловушко-сутки. Очень близкие значения получили Kelly & Holub (2008), которые «отловили» в штате Вирджиния (США) 10 из 11 всех средних и крупных млекопитающих за 891 фотоловушко-сутки. В другом исследовании в Испании было установлено, что для отлова полного сообщества хищных млекопитающих необходима работа 30 камер в течение 20 дней, т.е. нужно примерно 600 фотоловушко-суток (Ferrerias et al., 2017). В нашем случае общий период фотоотлова всех видов (период эффективного фотоотлова) составил значительно больше (6663 фотоловушко-суток), но период наилучшего фотоотлова уложился в указанные рамки (1869 фотоловушко-суток; см. рис. 8). Это связано с началом исследования с января месяца. Некоторые работы по инвентаризации фаун в умеренных широтах проводятся во второй половине календарного года (например, Akbaba & Ayaş, 2012; Zlatanova & Popova, 2018), хотя считается, что выбор периода фотоотлова должен совпадать с равными возможностями регистрации всех желаемых (Zlatanova & Popova, 2018) и, в особенности, редких видов (Ferrerias et al., 2017). В нашем случае ограничение этого периода сроками с июня по декабрь позволило бы зафиксировать только 16 видов. Самые редко регистрируемые виды (*Castor fiber* и *Erinaceus europaeus*) были обнаружены исключительно весной (см. рис. 8). По этой причине мы считаем, что фаунистические исследования с фотоловушками в умеренных широтах необходимо проводить, включая как минимум весенний период, т.е. время наибольшей мобильности многих видов. Это также согласуется с мнением других европейских исследователей (Zlatanova & Popova, 2018; Hofmeester et al., 2021).

По всей видимости, 55 локаций фотоловушек вполне хватает для обнаружения большей части доступной фауны млекопитающих в наших условиях. Согласно модели экстраполяции, увеличение числа локаций не способно существенно повысить видовое богатство, что также подтверждают и другие исследования в

схожих природных условиях (Zlatanova & Popova, 2018). Наряду с относительно коротким эффективным периодом фотоотлова это согласуется с известным фактом, что для инвентаризации фаун наиболее эффективно использовать большее число камер за меньший промежуток времени, чем наоборот (Ferrerias et al., 2017).

Все модели справедливо указали на потенциальный недоучет средних и особенно мелких видов, что также подтвердило сравнение с известными млекопитающими из аннотированного списка (Истомин, 1995). В то же время согласно оценкам экстраполяции сообщество плотоядных млекопитающих отловлено лучше всего, хотя единственные три неучтенных вида относятся именно к нему. Напротив, согласно Истомину (1995) растительноядные виды оказались отловлены фотоловушками полностью, хотя модели указывают на их возможный недоучет. Принимая во внимание периодическое появление *Capreolus pygargus* и *Cervus nippon* на территории исследований, возможно, что именно эти виды являются потенциально возможными для регистрации в будущем (а *Cervus nippon* уже был зарегистрирован в прошлом). Оба данных вида являются чужеродными и отсутствуют в аннотированном списке млекопитающих ЦЛГЗ (Истомин, 1995) на данный момент. В будущем наиболее ожидаемы также регистрации мелких видов – *Mustela nivalis*, *M. erminea* и, возможно, *M. lutreola*. Также не стоит исключать регистрацию *Pteromys volans* Linnaeus, 1758, редкого для ЦЛГЗ вида, ведущего древесный образ жизни. Тем не менее, следует очень осторожно подходить к интерпретации кривых экстраполяции и не делать однозначных выводов лишь на их основе.

Заключение

С помощью фотоловушек мы смогли зарегистрировать 18 видов млекопитающих (84% потенциально доступных для фауны ЦЛГЗ). Тем не менее, согласно построенным моделям, можно ожидать наличие еще 4–5 видов, в том числе отсутствующих в аннотированном списке ЦЛГЗ (Истомин, 1995). Все виды были «отловлены» за 1869 фотоловушко-суток с помощью 55 фотоловушек, что оказалось вполне достаточным. Фаунистические исследования с фотоловушками в умеренных широтах необходимо проводить, включая как минимум весенний период.

Ежегодная инвентаризация фауны млекопитающих (особенно средних и крупных) является важной частью программы фотомониторинга на ООПТ. Она способна в довольно небольшие сроки давать достаточно полную информацию о видовом составе сообществ на территории исследований. Это направление фотомониторинга также способно оперативно выявлять новые виды, в том числе чужеродные, и отслеживать их состояние в последующие годы, что может быть полезно при организации управленческих мероприятий для сохранения нативных видов.

Долговременный фотомониторинг видового разнообразия через межсезонные модели заселенности на уровне сообществ способен давать нам наиболее ценный показатель – **Wildlife Picture Index (WPI)**, который является комплексной оценкой динамической структуры сообществ животных во временном градиенте (O'Brien, 2010). Именно такие оценки являются ключевой составляющей мета-анализа, который в конечном итоге приводит нас к возможностям обобщений на региональном и национальном уровнях. Движение к этому через организацию и стандартизацию фотомониторинга на ООПТ и есть ключевая область применения фотоловушек для охраны природы в глобальном масштабе (Chen et al., 2022). Это же является одной из ключевых задач нашей программы фотомониторинга CAMMON.

Благодарности

Авторы признательны А.А. Лисовскому (Институт проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова РАН, Россия) за помощь и консультации при определении некоторых видов млекопитающих.

Литература

- Алпеев М.А., Артаев О.Н., Варгот Е.В., Гришуткин О.Г., Захватов А.А. 2018. Первый опыт применения фотоловушек в Мордовском государственном природном заповеднике имени П.Г. Смидовича // Труды Мордовского государственного природного заповедника им. П.Г. Смидовича. Вып. 20. С. 3–14.
- Емельянова А.А., Христенко Е.А., Виноградова Е.А., Волкова А.С. 2022. Первая достоверная находка малой вечерницы (*Nyctalus leisleri*) на территории Тверской области: морфология, экологические характеристики, эктопаразиты // *Plecotus et al.* № 25. С. 29–43.
- Есипов А.В., Головцов Д.Е., Быкова Е.А. 2015. Материалы к фауне млекопитающих и птиц западной

- части Чаткальского хребта по данным фотоловушек // Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. Т. 1(1). С. 141–150.
- Желтухин А.С., Огурцов С.С. 2018. Фотоловушки в мониторинге лесных млекопитающих и птиц. Тверь: Полипресс. 54 с.
- Желтухин А.С. 2021. Исчезнувшие и находящиеся на грани исчезновения млекопитающие в фауне Центрально-Лесного заповедника // Труды Мордовского государственного природного заповедника им. П.Г. Смидовича. Вып. 29. С. 239–242.
- Истомин А.В. 1995. Млекопитающие // Позвоночные животные Центрально-Лесного заповедника. М.: Нелидовская типография. С. 33–42. (Флора и фауна заповедников. Вып. 59).
- Карнаухов А.С., Поярко А.Д., Александров Д.Ю., Ванисова Е.А., Эрнандес-Бланко Х.А., Чистополова М.Д., Рожнов В.В. 2011. Использование фотоловушек при изучении видового состава млекопитающих юго-западной Тувы // Дистанционные методы исследования в зоологии. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 31.
- Киселева Н.В. 2020. Использование фотоловушек для мониторинга хищников сем. Mustelidae // Вестник охотоведения. Т. 17(1). С. 55–59.
- Кончиц А.М. 1935. Качественное и количественное состояние охотничье-промысловой фауны Центрального Лесного заповедника // Труды Центрального Лесного государственного заповедника. Вып. 1. С. 127–129.
- Мишин А.С. 2019. Первая регистрация рыси (*Lynx lynx*) в Воронежском заповеднике // Млекопитающие России: фаунистика и вопросы териогеографии. Ростов-на-Дону: Товарищество научных изданий КМК. С. 172–174.
- Мишин А.С. 2020. Новые виды млекопитающих Воронежского заповедника // Труды Воронежского государственного заповедника. Т. 29. С. 277–281.
- Огурцов С.С., Желтухин А.С. 2022. Программа фотомониторинга крупных и средних млекопитающих на примере Центрально-Лесного заповедника // Млекопитающие в меняющемся мире: актуальные проблемы териологии. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 257.
- Огурцов С.С., Ефремов В.А., Леус А.В. 2024а. Применение технологий искусственного интеллекта при обработке изображений с фотоловушек: принципы, программы, подходы // Принципы экологии. №1. С. 4–37. DOI: 10.15393/j1.art.2024.14662
- Огурцов С.С., Ефремов В.А., Леус А.В. 2024б. Обзор программного обеспечения для обработки и анализа данных с фотоловушек: нейронные сети и веб-сервисы // Russian Journal of Ecosystem Ecology. Т. 9(1). С. 1–18. DOI: 10.21685/2500-0578-2024-1-2
- Павлинов И.Я., Крускоп С.В., Варшавский А.А., Борисенко А.В. 2002. Наземные звери России. Справочник-определитель. М.: Товарищество научных изданий КМК. 298 с.
- Пузаченко Ю.Г., Желтухин А.С., Козлов Д.Н., Кораблев Н.П., Федяева М.В., Пузаченко М.Ю., Сиунова Е.В. 2016. Центрально-Лесной государственный природный биосферный заповедник. Научно-популярный очерк. Издание 2-е. Тверь: Печатня. 80 с.
- Соколова И.В. 2021. Изменения в составе териофауны Астраханского заповедника // Труды Мордовского государственного природного заповедника им. П.Г. Смидовича. Вып. 29. С. 411–414.
- Эпова Л.А., Бабина С.Г. 2015. Опыт использования фотоловушек для мониторинга популяций крупных млекопитающих в заповеднике «Кузнецкий Алтай» // Труды Тигирекского заповедника. Вып. 7. С. 270–275. DOI: 10.53005/20767390_2015_7_270
- Юргенсон И.А., Юргенсон П.Б. 1951. Экологический обзор млекопитающих Центрально-Лесного государственного заповедника и его окрестностей (итоги за 1931–1950 гг.). Рукопись // Архив Центрально-Лесного государственного природного биосферного заповедника. пос. Заповедный, Россия. 352 с.
- Ahumada J.A., Silva C.E.F., Gajapersad K., Hallam C., Hurtado J., Martin E., McWilliam A., Mugerwa B., O'Brien T., Rovero F., Sheil D., Spironello W.R., Winarni N., Andelman S.J. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network // Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. Vol. 366(1578). P. 2703–2711. DOI: 10.1098/rstb.2011.0115
- Ario A., Damanik S., Rabbani A., Naibaho B., Hasibuan A., Hasibuan S., Hasibuan M., Harianja A. 2020. Assessing the species diversity in non-conservation areas: A first systematically camera trapping survey in Batang Angkola Landscape, North Sumatra, Indonesia // Indonesian Journal of Applied Environmental Studies. Vol. 1(2). P. 14–24. DOI: 10.33751/injast.v1i2.2385
- Assis W.O., Santos F.M., Nascimento L.F., Barreto W.T.G., Nantes W.A.G., Fonseca C., Herrera H.M., Porfirio G.E.O. 2022. Medium- and Large-Sized Mammals at the Urucum Massif in the Brazilian Pantanal: Camera Trap as an Effective Sampling Method to Estimate Species Richness, Relative Abundance, and Activity Patterns // Oecologia Australis. Vol. 26(1). P. 19–33. DOI: 10.4257/oeco.2022.2601.03
- Augugliaro C., Paniccia C., Janchivlamdan C., Monti I.E., Boldbaatar T., Munkhtsog B. 2019. Mammal inventory in the Mongolian Gobi, with the southeasternmost documented record of the Snow Leopard, *Panthera uncia* (Schreber, 1775), in the country // Check List. Vol. 15(4). P. 565–578. DOI: 10.15560/15.4.565
- Bowler M.T., Tobler M.W., Endress B.A., Gilmore M.P., Anderson M.J. 2017. Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps // Remote Sensing in Ecology and Conservation. Vol. 3(3). P. 146–157. DOI: 10.1002/rse2.35

- Brooks S.P., Gelman A. 1998. General Methods for Monitoring Convergence of Iterative Simulations // *Journal of Computational and Graphical Statistics*. Vol. 7(4). P. 434–455. DOI: 10.1080/10618600.1998.10474787
- Akbaba B., Ayaş Z. 2012. Camera trap study on inventory and daily activity patterns of large mammals in a mixed forest in north-western Turkey // *Mammalia*. Vol. 76(1). P. 43–48. DOI: 10.1515/mamm.2011.102
- Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E., Boutin S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes // *Journal of Applied Ecology*. Vol. 52(3). P. 675–685. DOI: 10.1111/1365-2664.12432
- Chamberlain S., Szoecs E., Foster Z., Arendsee Z., Boettiger C., Ram K., Bartomeus I., Baumgartner J., O'Donnell J., Oksanen J., Tzovaras B.G., Marchand P., Tran V., Salmon M., Li G., Grenié M. 2020. Taxize: Taxonomic information from around the web. R package version 0.9.98. Available from <https://github.com/ropensci/taxize>
- Chao A., Chiu C. 2016. Species Richness: Estimation and Comparison // *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. John Wiley & Sons, Ltd. P. 1–26. DOI: 10.1002/9781118445112.stat03432.pub2
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K., Ellison A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies // *Ecological Monographs*. Vol. 84(1). P. 45–67. DOI: 10.1890/13-0133.1
- Chen C., Brodie J.F., Kays R., Davies T.J., Liu R., Fisher J.T., Ahumada J., McShea W., Sheil D., Agwanda B., Andrianarisoa M.H., Appleton R.D., Bitariho R., Espinosa S., Grigione M.M., Helgen K.M., Hubbard A., Hurtado C.M., Jansen P.A., Jiang X., Jones A., Kalies E.L., Kiebou-Opepa C., Li X., Lima M.G.M., Meyer E., Miller A.B., Murphy T., Piana R., Quan R.C. et al. 2022. Global camera trap synthesis highlights the importance of protected areas in maintaining mammal diversity // *Conservation Letters*. Vol. 15(2). Article: e12865. DOI: 10.1111/conl.12865
- Chiarello A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest // *Conservation Biology*. Vol. 14(6). P. 1649–1657. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2000.99071.x
- Colwell R.K., Coddington J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation // *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. Vol. 345(1311). P. 101–148. DOI: 10.1098/rstb.1994.0091
- Costa Estrela D., Souza D.C., Souza J.M., Silva Castro A.L. 2015. Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil // *Check List*. Vol. 11(4). P. 1–6. DOI: 10.15560/11.4.1690
- Debata S., Swain K.K. 2018. Estimating mammalian diversity and relative abundance using camera traps in a tropical deciduous forest of Kuldiha Wildlife Sanctuary, eastern India // *Mammal Study*. Vol. 43(1). P. 45–53. DOI: 10.3106/ms2017-0078
- Dorazio R.M., Royle J.A., Söderström B., Glimskär A. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability // *Ecology*. Vol. 87(4). P. 842–854. DOI: 10.1890/0012-9658(2006)87[842:ESRAAB]2.0.CO;2
- Erena M.G. 2022. Assessment of medium and large-sized mammals and their behavioral response toward anthropogenic activities in Jorgo-Wato Protected Forest, Western Ethiopia // *Ecology and Evolution*. Vol. 12(2). Article: e8529. DOI: 10.1002/ece3.8529
- Ferreras P., Díaz-Ruiz F., Alves P.C., Monterroso P. 2017. Optimizing camera-trapping protocols for characterizing mesocarnivore communities in south-western Europe // *Journal of Zoology*. Vol. 301(1). P. 23–31. DOI: 10.1111/jzo.12386
- Gotelli N.J., Colwell R.K. 2011. Estimating species richness // *Biological Diversity: Frontiers In Measurement And Assessment / A.E. Magurran, B.J. McGill (Eds.)*. Oxford: Oxford University Press. P. 39–54.
- Greenberg S., Godin T., Whittington J. 2019. Design patterns for wildlife-related camera trap image analysis // *Ecology and Evolution*. Vol. 9(24). P. 13706–13730. DOI: 10.1002/ece3.5767
- Hamel S., Killengreen S.T., Henden J.A., Eide N.E., Roed-Erikson L., Ims R.A., Yoccoz N.G. 2013. Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: influence of sampling design on validity of ecological inferences // *Methods in Ecology and Evolution*. Vol. 4(2). P. 105–113. DOI: 10.1111/J.2041-210X.2012.00262.X
- Haysom J.K., Deere N.J., Wearn O.R., Mahyudin A., Jami J.B., Reynolds G., Struebig M.J. 2021. Life in the Canopy: Using Camera-Traps to Inventory Arboreal Rainforest Mammals in Borneo // *Frontiers in Forests and Global Change*. Vol. 4. Article: 673071. DOI: 10.3389/ffgc.2021.67307
- Hofmeester T.R., Thorsen N.H., Cromsigt J.P.G.M., Kindberg J., Andrén H., Linnell J.D.C., Odden J. 2021. Effects of camera-trap placement and number on detection of members of a mammalian assemblage // *Ecosphere*. Vol. 12(7). Article: e03662. DOI: 10.1002/ecs2.3662
- Hsieh T.C., Ma K.H., Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers) // *Methods in Ecology and Evolution*. Vol. 7(12). P. 1451–1456. DOI: 10.1111/2041-210X.12613
- Hsieh T.C., Ma K.H., Chao A. 2020. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20. Available from <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/index.html>
- Jansen P.A., Ahumada J., Fegraus E., O'Brien T.G. 2014. TEAM: a standardised camera trap survey to monitor

- terrestrial vertebrate communities in tropical forests // Camera trapping: wildlife management and research / P.D. Meek, P.J.S. Fleming (Eds.). Melbourne, Australia: CSIRO Publishing (Australia). P. 263–270.
- Kelly M.J., Holub E.L. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia // *North-eastern Naturalist*. Vol. 15(2). P. 249–262. DOI: 10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2
- Kéry M. 2011. Species Richness and Community Dynamics: A Conceptual Framework // *Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses* / A.F. O’Connell, J.D. Nichols, K.U. Karanth (Eds.). New York: Springer. P. 207–231. DOI: 10.1007/978-4-431-99495-4_12
- Lamelas-Lopez L., Pardavila X., Amorim I.R., Borges P.A.V. 2020. Wildlife inventory from camera-trapping surveys in the Azores (Pico and Terceira islands) // *Biodiversity Data Journal*. Vol. 8. Article: e47865. DOI: 10.3897/BDJ.8.e47865
- Leempoel K., Hebert T., Hadly E.A. 2020. A comparison of eDNA to camera trapping for assessment of terrestrial mammal diversity // *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. Vol. 287(1918). Article: 20192353. DOI: 10.1098/rspb.2019.2353
- Lisovsky A.A., Sheftel B.I., Stakheev V.V., Ermakov O.A., Smirnov D.G., Glazov D.M., Strelnikov D.P., Ekonomov A.V., Titov S.V., Obolenskaya E.V., Kozlov Y.A., Saveljev A.P. 2018. Creating an integrated information system for the analysis of mammalian fauna in the Russian Federation and the preliminary results of this information system // *Russian Journal of Theriology*. Vol. 17(2). P. 85–90. DOI: 10.15298/rusjtheriol.17.2.04
- Littlewood N.A., Hancock M.H., Newey S., Shackelford G., Toney R. 2021. Use of a novel camera trapping approach to measure small mammal responses to peatland restoration // *European Journal of Wildlife Research*. Vol. 67(1). Article: 12. DOI: 10.1007/s10344-020-01449-z
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L.A., Hines J.E. 2017. *Occupancy Modeling and Estimation. Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. 2nd Edition. Burlington, USA: Elsevier/Academic Press. 648 p. DOI: 10.1016/C2012-0-01164-7
- Meek P.D., Ballard G., Claridge A., Kays R., Moseby K., O’Brien T., O’Connell A., Sanderson J., Swann D.E., Tobler M., Townsend S. 2014. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research // *Biodiversity Conservation*. Vol. 23(9). P. 2321–2343. DOI: 10.1007/s10531-014-0712-8
- Mendenhall C.D., Karp D.S., Meyer C.F.J., Hadly E.A., Daily G.C. 2014. Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes // *Nature*. Vol. 509(7499). P. 213–217. DOI: 10.1038/nature13139
- Mohd-Azlan J., Kaicheen S.S., Yoong W.C. 2018. Distribution, relative abundance and occupancy of selected mammals along paved road in Kubah National Park, Sarawak, Borneo // *Nature Conservation Research*. Vol. 3(2). P. 36–46. DOI: 10.24189/ncr.2018.028
- Mohd-Azlan J., Lok L., Maiwald M.J., Fazlin S., Shen T.D., Kaicheen S.S., Dagang P. 2020. The distribution of medium to large mammals in Samunsam Wildlife Sanctuary, Sarawak in relation to the newly constructed Pan-Borneo Highway // *Nature Conservation Research*. Vol. 5(4). P. 43–54. DOI: 10.24189/ncr.2020.055
- O’Brien T.G. 2010. Wildlife picture index and biodiversity monitoring: issues and future directions // *Animal Conservation*. Vol. 13(4). P. 350–352. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2010.00384.x
- Obersoler V., Groff C., Iemma A., Pedrini P., Rovero F. 2017. The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping // *Mammalian Biology*. Vol. 87. P. 50–61. DOI: 10.1016/j.mam-bio.2017.05.005
- Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O’Hara R., Solymos P., Stevens M., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., Fitz John R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlinn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T. et al. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pardo L.E., Campbell M.J., Edwards W., Clements G.R., Laurance W.F. 2018. Terrestrial mammal responses to oil palm dominated landscapes in Colombia // *PLoS ONE*. Vol. 13(5). Article: e0197539. DOI: 10.1371/journal.pone.0197539
- Plummer M. 2017. *JAGS Version 4.3.0 user manual*. 74 p. Available from https://people.stat.sc.edu/hansont/stat740/jags_user_manual.pdf
- Plummer M. 2019. *rjags: Bayesian Graphical Models using MCMC*. R package version 4-10. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=rjags>
- Popova E.D., Zlatanova D.P., Todev V. 2017. Diversity and Temporal Relationships between Mammals at Feeding Stations in Western Rhodope Mountains, Bulgaria // *Acta Zoologica Bulgarica*. Vol. 69(4). P. 529–540.
- Porfirio G., Sarmiento P., Filho N.L.X., Cruz J., Fonseca C. 2014. Medium to large size mammals of southern Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, Brazilian Pantanal // *Check List*. Vol. 10(3). P. 473–482. DOI: 10.15560/10.3.473
- Porfirio G., Foster V.C., Sarmiento P., Fonseca C. 2018. Camera traps as a tool for Carnivore conservation in a mosaic of Protected Areas in the Pantanal wetlands, Brazil // *Nature Conservation Research*. Vol. 3(2). P. 57–67. DOI: 10.24189/ncr.2018.035
- R Core Team. 2023. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for

- Statistical Computing. Available from <https://www.R-project.org>
- Raby M. 2015. Ark and Archive: making a place for long-term research on Barro Colorado Island, Panama // *Isis*. Vol. 106(4). P. 798–824. DOI: 10.1086/684610
- Robert C.P., Casella G. 2004. Monte Carlo Statistical Methods. New York: Springer. 649 p. DOI: 10.1007/978-1-4757-4145-2
- Romero-Calderón A.G., Botello F., Sánchez-Hernández J., López-Villegas G., Vázquez-Camacho C., Sánchez-Cordero V. 2021. Species diversity of mammals and birds using camera-traps in a cloud forest in a Mexican hotspot // *Southwestern Naturalist*. Vol. 65(1). P. 28–33. DOI: 10.1894/0038-4909-65.1.4
- Rosa D.C.P., Brocardo C.R., Rosa C., Castro A.B., Norris D., Fadini R. 2021. Species-rich but defaunated: the case of medium and large-bodied mammals in a sustainable use protected area in the Amazon // *Acta Amazonica*. Vol. 51(4). P. 323–333. DOI: 10.1590/1809-4392202101481
- Rovero F., Jones T., Sanderson J. 2005. Notes on Abbott's duiker (*Cephalophus spadix* True 1890) and other forest antelopes of Mwanihana Forest, Udzungwa Mountains, Tanzania, as revealed by camera-trapping and direct observations // *Tropical Zoology*. Vol. 18(1). P. 13–23. DOI: 10.1080/03946975.2005.10531211
- Rovero F., Marshall A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates // *Journal of Applied Ecology*. Vol. 46(5). P. 1011–1017. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x
- Rovero F., Tobler M., Sanderson J. 2010. Camera trapping for inventoring terrestrial vertebrates // *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories* / J. Eymann, J. Degreef, C. Häuser, J. Monje, Y. Samyn, D. Vanden Spiegel (Eds.). Brussels: Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative, 2010. P. 100–128.
- Rovero F., Martin E., Rosa M., Ahumada J.A., Spitalé D. 2014. Estimating Species Richness and Modelling Habitat Preferences of Tropical Forest Mammals from Camera Trap Data // *PLoS ONE*. Vol. 9(7). Article: e103300. DOI: 10.1371/journal.pone.0103300
- Rovero F., Spitalé D. 2016. Presence/absence and species inventory // *Camera Trapping for Wildlife Research* / F. Rovero, F. Zimmermann (Eds.). Exeter: Pelagic Publishing Ltd. P. 79–112.
- Si X., Kays R., Ding P. 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps // *PeerJ*. Vol. 2(1). Article: e374. DOI: 10.7717/peerj.374
- Silveira L., Jácomo A.T.A., Diniz-Filho J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation // *Biological Conservation*. Vol. 114(3). P. 351–355. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00063-6
- Smith A.F., Brock C., Conteddu K., Griffin L.L., Hynes C., Murphy K.J., Ciuti S. 2022. Camera trap surveys can reveal the dynamics of deer «hotspots» in Ireland // *Mammal Communications*. Vol. 8. P. 6–14.
- Smith F.A., Lyons S.K., Ernest S.K.M., Jones K.E., Kaufman D.M., Dayan T., Marquet P.A., Brown J.H., Haskell J.P. 2003. Body mass of late quaternary mammals // *Ecology*. Vol. 84(12). P. 3403. DOI: 10.1890/02-9003
- Smith J., Legge S., James A., Tuft K. 2017. Optimising camera trap deployment design across multiple sites for species inventory surveys // *Pacific Conservation Biology*. Vol. 23(1). P. 43–51. DOI: 10.1071/PC16017
- Sollmann R. 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis // *African Journal of Ecology*. Vol. 56(4). P. 740–749. DOI: 10.1111/aje.12557
- Sólymos P. 2010. Dclone: Data Cloning in R // *R Journal*. Vol. 2(2). P. 29–37. DOI: 10.32614/RJ-2010-011
- Tanwar K.S., Sadhu A., Jhala Y.V. 2021. Camera trap placement for evaluating species richness, abundance, and activity // *Scientific Reports*. Vol. 11(1). Article: 23050. DOI: 10.1038/s41598-021-02459-w
- Tenan S. 2016. Community-level occupancy analysis // *Camera Trapping for Wildlife Research* / F. Rovero, F. Zimmermann (Eds.). Exeter: Pelagic Publishing Ltd. P. 245–279.
- Tobler M.W., Carrillo-Percastegui S.E., Leite Pitman R., Mares R., Powell G. 2008. An evaluation of camera traps for inventoring large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals // *Animal Conservation*. Vol. 11(3). P. 169–178. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x
- van Lunteren P. 2023. EcoAssist: a no-code platform to train and deploy custom YOLOv5 object detection models // *Journal of Open Source Software*. Vol. 8(88). Article: 5581. DOI: 10.21105/joss.05581
- Villegas J.P., Tampos G.G., Ibañez J.C. 2023. Inventory and abundance of non-volant mammals and birds in the unprotected regions of the Mount Apo Range, Philippines // *Journal of Threatened Taxa*. Vol. 15(4). P. 22927–22939. DOI: 10.11609/jott.8213.15.4.22927-22939
- Wearn O.R., Glover-Kapfer P. 2017. Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices. WWF Conservation Technology Series 1(1). Working: WWF-UK. 181 p.
- Wilson D.E., Reeder D.M. 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed.). Available from <http://www.bucknell.edu/msw3>
- Zlatanova D.P., Popova E.D. 2018. Biodiversity estimates from different camera trap surveys: a case study from Osogovo Mt., Bulgaria // *Nature Conservation Research*. Vol. 3(2). P. 13–25. DOI: 10.24189/ncr.2018.026

References

- Ahumada J.A., Silva C.E.F., Gajapersad K., Hallam C., Hurtado J., Martin E., McWilliam A., Mugerwa B., O'Brien T., Rovero F., Sheil D., Spironello W.R., Wi-

- narni N., Anelman S.J. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366(1578): 2703–2711. DOI: 10.1098/rstb.2011.0115
- Alpeev M.A., Artaev O.N., Vargot E.V., Grishutkin O.G., Zahvatov A.A. 2018. First experience of using camera traps in the Mordovia State Nature Reserve. *Proceedings of the Mordovia State Nature Reserve* 20: 3–14. [In Russian]
- Ario A., Damanik S., Rabbani A., Naibaho B., Hasibuan A., Hasibuan S., Hasibuan M.A., Harianja A. 2020. Assessing the species diversity in non-conservation areas: A first systematically camera trapping survey in Batang Angkola Landscape, North Sumatra, Indonesia. *Indonesian Journal of Applied Environmental Studies* 1(2): 14–24. DOI: 10.33751/injast.v1i2.2385
- Assis W.O., Santos F.M., Nascimento L.F., Barreto W.T.G., Nantes W.A.G., Fonseca C., Herrera H.M., Porfirio G.E.O. 2022. Medium- and Large-Sized Mammals at the Urucum Massif in the Brazilian Pantanal: Camera Trap as an Effective Sampling Method to Estimate Species Richness, Relative Abundance, and Activity Patterns. *Oecologia Australis* 26(1): 19–33. DOI: 10.4257/oeco.2022.2601.03
- Augugliaro C., Paniccia C., Janchivlamdan C., Monti I.E., Boldbaatar T., Munkhtsog B. 2019. Mammal inventory in the Mongolian Gobi, with the southeasternmost documented record of the Snow Leopard, *Panthera uncia* (Schreber, 1775), in the country. *Check List* 15(4): 565–578. DOI: 10.15560/15.4.565
- Bowler M.T., Tobler M.W., Endress B.A., Gilmore M.P., Anderson M.J. 2017. Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3(3): 146–157. DOI: 10.1002/rse2.35
- Brooks S.P., Gelman A. 1998. General Methods for Monitoring Convergence of Iterative Simulations. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 7(4): 434–455. DOI: 10.1080/10618600.1998.10474787
- Akbaba B., Ayaş Z. 2012. Camera trap study on inventory and daily activity patterns of large mammals in a mixed forest in north-western Turkey. *Mammalia* 76(1): 43–48. DOI: 10.1515/mamm.2011.102
- Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E., Boutin S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52(3): 675–685. DOI: 10.1111/1365-2664.12432
- Chamberlain S., Szoecs E., Foster Z., Arendsee Z., Boettiger C., Ram K., Bartomeus I., Baumgartner J., O'Donnell J., Oksanen J., Tzovaras B.G., Marchand P., Tran V., Salmon M., Li G., Grenié M. 2020. *Taxize: Taxonomic information from around the web*. R package version 0.9.98. Available from <https://github.com/ropensci/taxize>
- Chao A., Chiu C. 2016. Species Richness: Estimation and Comparison. In: *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. John Wiley & Sons, Ltd. P. 1–26. DOI: 10.1002/9780470015902.a0026329
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K., Ellison A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1): 45–67. DOI: 10.1890/13-0133.1
- Chen C., Brodie J.F., Kays R., Davies T.J., Liu R., Fisher J.T., Ahumada J., McShea W., Sheil D., Agwanda B., Andrianarisoa M.H., Appleton R.D., Bitariho R., Espinosa S., Grigione M.M., Helgen K.M., Hubbard A., Hurtado C.M., Jansen P.A., Jiang X., Jones A., Kalies E.L., Kiebou-Opepa C., Li X., Lima M.G.M., Meyer E., Miller A.B., Murphy T., Piana R., Quan R.C. et al. 2022. Global camera trap synthesis highlights the importance of protected areas in maintaining mammal diversity. *Conservation Letters* 15(2): e12865. DOI: 10.1111/conl.12865
- Chiarello A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649–1657. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2000.99071.x
- Colwell R.K., Coddington J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 345(1311): 101–148. DOI: 10.1098/rstb.1994.0091
- Costa Estrela D., Souza D.C., Souza J.M., Silva Castro A.L. 2015. Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. *Check List* 11(4): 1–6. DOI: 10.15560/11.4.1690
- Debata S., Swain K.K. 2018. Estimating mammalian diversity and relative abundance using camera traps in a tropical deciduous forest of Kuldiha Wildlife Sanctuary, eastern India. *Mammal Study* 43(1): 45–53. DOI: 10.3106/ms2017-0078
- Dorazio R.M., Royle J.A., Söderström B., Glimskär A. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology* 87(4): 842–854. DOI: 10.1890/0012-9658(2006)87[842:ESRAAB]2.0.CO;2
- Emelyanova A.A., Khristenko E.A., Vinogradova E.A., Volkova A.S. 2022. The first reliable find of the Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) in the Tver region: morphology, echolocation characteristics, ectoparasites. *Plecotus et al.* 25: 29–43. [In Russian]
- Epova L.A., Babina S.G. 2015. Experience of using camera-traps for the study of large mammals in Kuznetsky Alatau Strict Nature Reserve. *Proceedings of the Tigireksky State Nature Reserve* 7: 270–275. DOI: 10.53005/20767390_2015_7_270 [In Russian]
- Erena M.G. 2022. Assessment of medium and large-sized mammals and their behavioral response toward anthropogenic activities in Jorgo-Wato Protected Forest, Western Ethiopia. *Ecology and Evolution* 12(2): e8529. DOI: 10.1002/ece3.8529

- Esipov A.V., Golovtsov D.E., Bykova E.A. 2015. The fauna of mammals and birds of the western chatkal ridge by camera trapping. *Bulletin of Tyumen State University. Ecology and Nature Management* 1(1): 141–150. [In Russian]
- Ferreras P., Díaz-Ruiz F., Alves P.C., Monterroso P. 2017. Optimizing camera-trapping protocols for characterizing mesocarnivore communities in southwestern Europe. *Journal of Zoology* 301(1): 23–31. DOI: 10.1111/jzo.12386
- Gotelli N.J., Colwell R.K. 2011. Estimating species richness. In: A.E. Magurran, B.J. McGill (Eds.): *Biological Diversity: Frontiers In Measurement And Assessment*. Oxford: Oxford University Press. P. 39–54.
- Greenberg S., Godin T., Whittington J. 2019. Design patterns for wildlife-related camera trap image analysis. *Ecology and Evolution* 9(24): 13706–13730. DOI: 10.1002/ece3.5767
- Hamel S., Killengreen S.T., Henden J.A., Eide N.E., Roed-Erikson L., Ims R.A., Yoccoz N.G. 2013. Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: influence of sampling design on validity of ecological inferences. *Methods in Ecology and Evolution* 4(2): 105–113. DOI: 10.1111/J.2041-210X.2012.00262.X
- Haysom J.K., Deere N.J., Wearn O.R., Mahyudin A., Jami J.B., Reynolds G., Struebig M.J. 2021. Life in the Canopy: Using Camera-Traps to Inventory Arboreal Rainforest Mammals in Borneo. *Frontiers in Forests and Global Change* 4: 673071. DOI: 10.3389/ffgc.2021.67307
- Hofmeester T.R., Thorsen N.H., Cromsigt J.P.G.M., Kindberg J., Andrén H., Linnell J.D.C., Odden J. 2021. Effects of camera-trap placement and number on detection of members of a mammalian assemblage. *Ecosphere* 12(7): e03662. DOI: 10.1002/ecs2.3662
- Hsieh T.C., Ma K.H., Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7(12): 1451–1456. DOI: 10.1111/2041-210X.12613
- Hsieh T.C., Ma K.H., Chao A. 2020. *iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20*. Available from <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/index.html>
- Istomin A.V. 1995. Mammals. In: *Vertebrate animals of the Central Forest State Nature Reserve*. Moscow: Neli-dovo Press. P. 33–42. (Flora and fauna of state nature reserves. Vol. 59). [In Russian]
- Jansen P.A., Ahumada J., Fegraus E., O'Brien T.G. 2014. TEAM: a standardised camera trap survey to monitor terrestrial vertebrate communities in tropical forests. In: P.D. Meek, P.J.S. Fleming (Eds.): *Camera trapping: wildlife management and research*. Melbourne, Australia: CSIRO Publishing. P. 263–270.
- Karnaukhov A.S., Poyarkov A.D., Aleksandrov D.Yu., Vanisova E.A., Hernandez-Blanco J.A., Chistoplova M.D., Rozhnov V.V. 2011. Use of camera traps in studying the species composition of mammals of Southwestern Tuva. In: *Remote research methods in zoology*. Moscow: KMK Scientific Press Ltd. P. 31. [In Russian]
- Kelly M.J., Holub E.L. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* 15(2): 249–262. DOI: 10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2
- Kéry M. 2011. Species Richness and Community Dynamics: A Conceptual Framework. In: A.F. O'Connell, J.D. Nichols, K.U. Karanth (Eds.): *Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses*. New York: Springer. P. 207–231. DOI: 10.1007/978-4-431-99495-4_12
- Kiseleva N.V. 2020. The use of camera traps to monitoring of the Mustelidae predators. *Herald of Game Management* 17(1): 55–59. [In Russian]
- Konchits A.M. 1935. Qualitative and quantitative state of game and fish fauna of the Central Forest State Nature Reserve. *Proceedings of the Central Forest State Nature Reserve* 1: 127–129. [In Russian]
- Lamelas-Lopez L., Pardavila X., Amorim I.R., Borges P.A.V. 2020. Wildlife inventory from camera-trapping surveys in the Azores (Pico and Terceira islands). *Biodiversity Data Journal* 8: e47865. DOI: 10.3897/BDJ.8.e47865
- Leempoel K., Hebert T., Hadly E.A. 2020. A comparison of eDNA to camera trapping for assessment of terrestrial mammal diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287(1918): 20192353. DOI: 10.1098/rspb.2019.2353
- Lissovsky A.A., Sheftel B.I., Stakheev V.V., Ermakov O.A., Smirnov D.G., Glazov D.M., Strelnikov D.P., Ekonomov A.V., Titov S.V., Obolenskaya E.V., Kozlov Y.A., Saveljev A.P. 2018. Creating an integrated information system for the analysis of mammalian fauna in the Russian Federation and the preliminary results of this information system. *Russian Journal of Theriology* 17(2): 85–90. DOI: 10.15298/rusjtheriol.17.2.04
- Littlewood N.A., Hancock M.H., Newey S., Shackelford G., Toney R. 2021. Use of a novel camera trapping approach to measure small mammal responses to peatland restoration. *European Journal of Wildlife Research* 67(1): 12. DOI: 10.1007/s10344-020-01449-z
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L.A., Hines J.E. 2017. *Occupancy Modeling and Estimation. Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. 2nd Edition*. Burlington, USA: Elsevier/Academic Press. 648 p. DOI: 10.1016/C2012-0-01164-7
- Meek P.D., Ballard G., Claridge A., Kays R., Moseby K., O'Brien T., O'Connell A., Sanderson J., Swann D.E., Tobler M., Townsend S. 2014. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity Conservation* 23(9): 2321–2343. DOI: 10.1007/s10531-014-0712-8

- Mendenhall C.D., Karp D.S., Meyer C.F.J., Hadly E.A., Daily G.C. 2014. Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature* 509(7499): 213–217. DOI: 10.1038/nature13139
- Mishin A.S. 2019. First registration of lynx (*Lynx lynx*) in the Voronezh State Nature Reserve. In: *Mammals of Russia: faunistics and issues of theriogeography*. Rostov-on-Don: KMK Scientific Press Ltd. P. 172–174. [In Russian]
- Mishin A.S. 2020. New species of mammals for the Voronezh State Nature Reserve. *Proceedings of the Voronezh State Nature Reserve* 29: 277–281. [In Russian]
- Mohd-Azlan J., Kaicheen S.S., Yoong W.C. 2018. Distribution, relative abundance and occupancy of selected mammals along paved road in Kubah National Park, Sarawak, Borneo. *Nature Conservation Research* 3(2): 36–46. DOI: 10.24189/ncr.2018.028
- Mohd-Azlan J., Lok L., Maiwald M.J., Fazlin S., Shen T.D., Kaicheen S.S., Dagang P. 2020. The distribution of medium to large mammals in Samunsam Wildlife Sanctuary, Sarawak in relation to the newly constructed Pan-Borneo Highway. *Nature Conservation Research* 5(4): 43–54. DOI: 10.24189/ncr.2020.055
- O'Brien T.G. 2010. Wildlife picture index and biodiversity monitoring: issues and future directions. *Animal Conservation* 13(4): 350–352. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2010.00384.x
- Obersoler V., Groff C., Iemma A., Pedrini P., Rovero F. 2017. The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology* 87: 50–61. DOI: 10.1016/j.mambio.2017.05.005
- Ogurtsov S.S., Zheltukhin A.S. 2022. Camera traps monitoring program for large and medium-sized mammals on the example of the Central Forest State Nature Reserve. In: *Mammals in a changing world: current problems of theriology*. Moscow: KMK Scientific Press Ltd. P. 257. [In Russian]
- Ogurtsov S.S., Efremov V.A., Leus A.V. 2024a. Application of artificial intelligence technologies in processing images from camera traps: principles, software, approaches. *Principles of the Ecology* 1: 4–37. DOI: 10.15393/j1.art.2024.14662 [In Russian]
- Ogurtsov S.S., Efremov V.A., Leus A.V. 2024b. Review of the software for processing and analyzing camera trap data: neural networks and web services. *Russian Journal of Ecosystem Ecology* 9(1): 1–18. DOI: 10.21685/2500-0578-2024-1-2 [In Russian]
- Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., Fitz John R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlinn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T. et al. 2022. *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4*. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pardo L.E., Campbell M.J., Edwards W., Clements G.R., Laurance W.F. 2018. Terrestrial mammal responses to oil palm dominated landscapes in Colombia. *PLoS ONE* 13(5): e0197539. DOI: 10.1371/journal.pone.0197539
- Pavlinov I.Y., Kruskop S.V., Varshavsky A.A., Borisenko A.V. 2002. *Terrestrial mammals of Russia. Reference book-definition*. Moscow: KMK Scientific Press Ltd. 298 p. [In Russian]
- Plummer M. 2017. *JAGS Version 4.3.0 user manual*. 74 p. Available from https://people.stat.sc.edu/hansont/stat740/jags_user_manual.pdf
- Plummer M. 2019. *rjags: Bayesian Graphical Models using MCMC. R package version 4-10*. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=rjags>
- Popova E.D., Zlatanova D.P., Todev V. 2017. Diversity and Temporal Relationships between Mammals at Feeding Stations in Western Rhodope Mountains, Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 69(4): 529–540.
- Porfirio G., Sarmiento P., Filho N.L.X., Cruz J., Fonseca C. 2014. Medium to large size mammals of southern Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, Brazilian Pantanal. *Check List* 10(3): 473–482. DOI: 10.15560/10.3.473
- Porfirio G., Foster V.C., Sarmiento P., Fonseca C. 2018. Camera traps as a tool for Carnivore conservation in a mosaic of Protected Areas in the Pantanal wetlands, Brazil. *Nature Conservation Research* 3(2): 57–67. DOI: 10.24189/ncr.2018.035
- Puzachenko Yu.G., Zheltukhin A.S., Kozlov D.N., Korablev N.P., Fedyeva M.V., Puzachenko M.Yu., Siunova E.V. 2016. *Central Forest State Nature Biosphere Reserve. Popular science essay. 2nd edition*. Tver: Pechatnya. 80 p. [In Russian]
- R Core Team. 2023. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available from <https://www.R-project.org>
- Raby M. 2015. Ark and Archive: making a place for long-term research on Barro Colorado Island, Panama. *Isis* 106(4): 798–824. DOI: 10.1086/684610
- Robert C.P., Casella G. 2004. *Monte Carlo Statistical Methods*. New York: Springer. 649 p. DOI: 10.1007/978-1-4757-4145-2
- Romero-Calderón A.G., Botello F., Sánchez-Hernández J., López-Villegas G., Vázquez-Camacho C., Sánchez-Cordero V. 2021. Species diversity of mammals and birds using camera-traps in a cloud forest in a Mexican hotspot. *Southwestern Naturalist* 65(1): 28–33. DOI: 10.1894/0038-4909-65.1.4
- Rosa D.C.P., Brocardo C.R., Rosa C., Castro A.B., Norris D., Fadini R. 2021. Species-rich but defaunated: the case of medium and large-bodied mammals in a sustainable use protected area in the Amazon. *Acta Amazonica* 51(4): 323–333. DOI: 10.1590/1809-4392202101481
- Rovero F., Jones T., Sanderson J. 2005. Notes on Abbott's duiker (*Cephalophus spadix* True 1890) and other forest antelopes of Mwanihana Forest, Udzungwa Mountains, Tanzania, as revealed by camera-trapping and

- direct observations. *Tropical Zoology* 18(1): 13–23. DOI: 10.1080/03946975.2005.10531211
- Rovero F., Marshall A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46(5): 1011–1017. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x
- Rovero F., Martin E., Rosa M., Ahumada J.A., Spitale D. 2014. Estimating Species Richness and Modelling Habitat Preferences of Tropical Forest Mammals from Camera Trap Data. *PLoS ONE* 9(7): e103300. DOI: 10.1371/journal.pone.0103300
- Rovero F., Spitale D. 2016. Presence/absence and species inventory. In: F. Rovero, F. Zimmermann (Eds.): *Camera Trapping for Wildlife Research*. Exeter: Pelagic Publishing Ltd. P. 79–112.
- Rovero F., Tobler M., Sanderson J. 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In: J. Eymann, J. Degreef, C. Häuser, J. Monje, Y. Samyn, D. Vanden Spiegel (Eds.): *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories*. Brussels: Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative. P. 100–128.
- Si X., Kays R., Ding P. 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2(1): e374. DOI: 10.7717/peerj.374
- Silveira L., Jácomo A.T.A., Diniz-Filho J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114(3): 351–355. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00063-6
- Smith A.F., Brock C., Conteddu K., Griffin L.L., Hynes C., Murphy K.J., Ciuti S. 2022. Camera trap surveys can reveal the dynamics of deer «hotspots» in Ireland. *Mammal Communications* 8: 6–14. DOI: 10.59922/DCOZ3312
- Smith F.A., Lyons S.K., Ernest S.K.M., Jones K.E., Kaufman D.M., Dayan T., Marquet P.A., Brown J.H., Haskell J.P. 2003. Body mass of late quaternary mammals. *Ecology* 84(12): 3403. DOI: 10.1890/02-9003
- Smith J., Legge S., James A., Tuft K. 2017. Optimising camera trap deployment design across multiple sites for species inventory surveys. *Pacific Conservation Biology* 23(1): 43–51. DOI: 10.1071/PC16017
- Sokolova I.V. 2021. Changes in the composition of theeriofauna Astrakhan Reserve. *Proceedings of the Mordovia State Nature Reserve* 29: 411–414. [In Russian]
- Sollmann R. 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology* 56(4): 740–749. DOI: 10.1111/aje.12557
- Sólymos P. 2010. Dclone: Data Cloning in R. *The R Journal* 2(2): 29–37. DOI: 10.32614/RJ-2010-011
- Tanwar K.S., Sadhu A., Jhala Y.V. 2021. Camera trap placement for evaluating species richness, abundance, and activity. *Scientific Reports* 11(1): 23050. DOI: 10.1038/s41598-021-02459-w
- Tenan S. 2016. Community-level occupancy analysis. In: F. Rovero, F. Zimmermann (Eds.): *Camera Trapping for Wildlife Research*. Exeter: Pelagic Publishing Ltd. P. 245–279.
- Tobler M.W., Carrillo-Percastegui S.E., Leite Pitman R., Mares R., Powell G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11(3): 169–178. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x
- van Lunteren P. 2023. EcoAssist: a no-code platform to train and deploy custom YOLOv5 object detection models. *Journal of Open Source Software* 8(88): 5581. DOI: 10.21105/joss.05581
- Villegas J.P., Tampos G.G., Ibañez J.C. 2023. Inventory and abundance of non-volant mammals and birds in the unprotected regions of the Mount Apo Range, Philippines. *Journal of Threatened Taxa* 15(4): 22927–22939. DOI: 10.11609/jott.8213.15.4.22927-22939
- Wearn O.R., Glover-Kapfer P. 2017. *Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices*. WWF Conservation Technology Series 1(1). Working: WWF-UK. 181 p.
- Wilson D.E., Reeder D.M. 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference (3rd ed.)*. Available from <http://www.bucknell.edu/msw3>
- Yurgenson I.A., Yurgenson P.B. 1951. Ecological review of mammals of the Central Forest State Nature Reserve and its surroundings (results for 1931–1950). Manuscript. In: *Archive of the Central Forest State Nature Biosphere Reserve*. Zapovednyi settlement, Russia. 352 p. [In Russian]
- Zheltukhin A.S. 2021. Extinct and endangered mammals in the fauna of the Central Forest Nature Reserve. *Proceedings of the Mordovia State Nature Reserve* 29: 239–242. [In Russian]
- Zheltukhin A.S., Ogurtsov S.S. 2018. *Camera traps in monitoring of forest mammals and birds*. Tver: Polipress. 54 p. [In Russian]
- Zlatanova D.P., Popova E.D. 2018. Biodiversity estimates from different camera trap surveys: a case study from Osogovo Mt., Bulgaria. *Nature Conservation Research* 3(2): 13–25. DOI: 10.24189/ncr.2018.026

MAMMAL INVENTORY USING CAMERA TRAPS IN THE CENTRAL FOREST STATE NATURE RESERVE (WEST OF EUROPEAN RUSSIA)

Sergey S. Ogurtsov^{1,2} , Anatoliy S. Zheltukhin¹ 

¹Central Forest State Nature Biosphere Reserve, Russia

²A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the RAS, Russia

e-mail: etundra@mail.ru, azheltukhin@mail.ru

A mammal species inventory by estimating their richness is the first and necessary task of any mammal monitoring programme. This paper presents estimates of species richness of mammals (mostly medium and large body-sized) in the Central Forest State Nature Reserve (European Russia). Based on data collected in 2023 from 55 camera trap locations (19 676 camera days), 59 035 images of wild mammals were obtained. A total of 18 species were recorded. Of these, ten species were representatives of the Carnivora, four – Artiodactyla, two – Rodentia, one – Erinaceomorpha, and one – Lagomorpha. This amounted to 84% of all potentially camera-trapped mammals observed in the Central Forest State Nature Reserve. The relative abundance index (RAI) and naïve occupancy (ψ_{naive}) were calculated for all species. The most common and frequently recorded were *Meles meles* (RAI = 4.95; $\psi_{\text{naive}} = 0.96$), followed by *Ursus arctos* (RAI = 4.39; $\psi_{\text{naive}} = 1$) and *Lepus timidus* (RAI = 4.08; $\psi_{\text{naive}} = 1$), while the most rarely recorded species were *Castor fiber* (RAI = 0.01; $\psi_{\text{naive}} = 0.02$), *Erinaceus europaeus* (RAI = 0.02; $\psi_{\text{naive}} = 0.04$), and *Lutra lutra* (RAI = 0.03; $\psi_{\text{naive}} = 0.07$). Large and medium-sized carnivorous and omnivorous mammal communities were the fastest and most completely captured. According to the constructed single-season multispecies occupancy model with Markov chains Monte Carlo, camera traps failed to record 4–5 more possible species. These species are likely to be *Mustela lutreola*, *M. erminea*, and *Mustela nivalis*, as well as two invasive species, *Cervus nippon* and *Capreolus pygargus*. All the captured species were recorded in total in a short period of time, namely from the end of March to the beginning of May during 1869 camera-days. Two of them (*Castor fiber* and *Erinaceus europaeus*) were recorded exclusively at this time, and they were not captured further until the end of the year. This emphasises the importance of conducting mammal inventory, with inclusion of the spring season.

Key words: CAMMON, camera trap monitoring, large carnivores, mammal community, mesocarnivores, small carnivores, species richness, ungulates