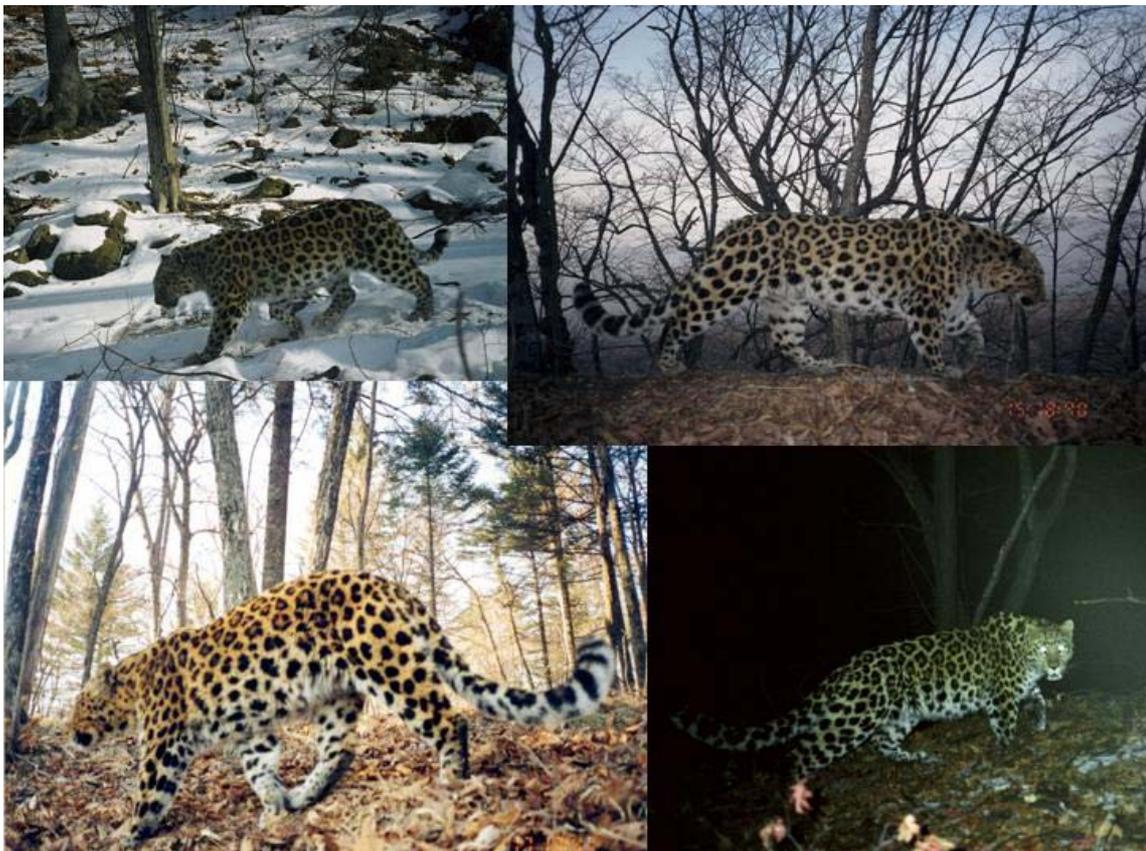




Отчёт о проведении учёта дальневосточного леопарда с применением фотоловушек на юго-западе Приморского края, зима 2002-2003 г.

Костыря А.В.^{1*}, Скорodelов А.С.², Микелл Д.Г.¹,
Арамилев В.В.², Макалог Д.³

- ¹ Общество сохранения диких животных (WCS), Нью-Йорк, США
² Институт устойчивого природопользования, Владивосток, Россия
³ Университет Беркли, Калифорния, США
* Аспирант БПИ ДВО РАН



Владивосток, 2003



Отчёт о проведении учёта дальневосточного леопарда с применением фотоловушек на юго-западе Приморского края, зима 2002-2003 г.

Костыря А.В.^{1*}, Скорodelов А.С.², Микелл Д.Г.¹,
Арамилев В.В.², Макалог Д.³

¹ Общество сохранения диких животных (WCS), Нью-Йорк, США

² Институт устойчивого природопользования, Владивосток, Россия

³ Университет Беркли, Калифорния, США

* Аспирант БПИ ДВО РАН

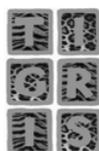
Данный учет был проведен совместно Обществом сохранения диких животных и
Институтом устойчивого природопользования при сотрудничестве с Главным
Управлением природных ресурсов и охраны окружающей среды МПР России по
Приморскому краю, Специнспекцией «Тигр» МПР РФ, Приморкрайохотуправлением,
Военным Обществом охотников ТОФ и Биолого-почвенным Институтом ДВО РАН

Финансовая поддержка данной работы была предоставлена:

Фонд «Тигрис»

Университет Беркли (Калифорния, США)

Общество сохранения диких животных (WCS)



Костыря А.В., Скороделов А.С., Микелл Д.Г., Арамилев В.В.², Макалог Д. Отчёт о проведении учёта дальневосточного леопарда с применением фотоловушек на юго-западе Приморского края, зима 2002-2003 г. Владивосток, 2003. 22 с.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение.....	5
Методы.....	6
Организация полевых работ.....	6
Статистические концепции.....	7
Результаты.....	10
Тестирование фотоловушек.....	10
Численность и плотности населения дальневосточных леопардов на территории исследований.....	11
Численность и плотности населения дальневосточных леопардов на всем ареале.....	13
Суточная активность.....	13
Обсуждение.....	17
Благодарности.....	18
Литература.....	20
Приложение.....	22

ВВЕДЕНИЕ

Дальневосточный леопард (*Panthera pardus orientalis*) является самым северным из девяти существующих ныне подвидов (Miththapala et al. 1996; Uphyrkina et al. 2001). Он по своему уникален, так как обитает в умеренных широтах, характеризующихся экстремальными для вида *P. pardus* низкими зимними температурами и наличием снежного покрова. Этот подвид распространён в самой южной части российского Дальнего Востока (на юго-западе Приморского края). В Китае, на территории, расположенной вдоль границы с Россией (провинция Цзилинь), в 1998 году было обнаружено только 5-7 особей дальневосточного леопарда (Yang et al. 1998). В другой китайской провинции Хейлунцзян, так же как и на хребте Пектусан (КНДР), при проведении учётных работ не было найдено никаких следов присутствия этих животных (Sun et al. 1999; Kim Jin Rak et al. 1998). Наравне с анатолийским (*P.p. tulliana*), аравийским (*P.p. nimr*) и барбарийским (*P.p. panthera*) подвидами, дальневосточный леопард находится на грани исчезновения и занесён в Красную книгу IUCN (IUCN Red List; Nowell & Jackson, 1995).

Так же как и другие представители рода *Panthera*, леопарды ведут скрытный образ жизни, являясь территориальными животными. В условиях низких плотностей копытных (их потенциальных жертв) они имеют большие индивидуальные участки (в случае дальневосточного подвида – до 100 и более квадратных километров (Огастин и др., 1996)). На фоне этого, изоляция ареала дальневосточного леопарда, деградация и сокращение пригодных местообитаний вследствие рубок, снижение численности копытных из-за нерационального ведения охотничьего хозяйства и браконьерства, также как и браконьерские отстрелы самого леопарда, оказывают губительное воздействие на состояние его популяции. Кроме этого, современные генетические исследования, проведённые путем анализа микросателлитных последовательностей, показали очень низкий уровень генетического разнообразия дальневосточного подвида в природе, и, как следствие этого, очень высокую уязвимость популяции и возможную потерю её жизнеспособности (Uphyrkina et al., 2002).

До настоящего момента данные о численности дальневосточного леопарда в России носили противоречивый характер. Так различные исследователи оценивали величину популяции от 25-31 особи (Pikunov et al., 1997), 22-27 (Пикунов и др. 2000), до 48-50 (Арамилев и Фоменко, 2000). В основу методик учётных работ по оценке численности дальневосточного леопарда, так же как и амурского тигра (*Panthera tigris altaica*) заложена возможность сбора информации о размерах следов и их распределении в течение нескольких зимних месяцев, когда снег лежит практически на всей территории обитания этих животных (Матюшкин и др. 1996). Однако подобные методики могут давать значительную ошибку в оценке численности (Микуел, Смирнов, неопубликованные данные), и не имеют твёрдой статистической поддержки (Karanth & Nichols, 1998). Всё это может стать причиной субъективных оценок, и приводить к разногласиям в анализе и интерпретации одного и того же первичного материала разными экспертами (Miquelle, 2000). Проведение учётов по «белой тропе» требует привлечения к работе «уникальных следопытов». Их нехватка и отсутствие надлежащей методической основы приводит к неверному определению видовой принадлежности следов, отсутствию стандартизированного подхода к измерению следовых отпечатков и оценке их давности. Это в конечном итоге, так же искажает результаты учётов. Исходя из всего вышесказанного, следует сделать вывод, что на сегодняшний день одной из приоритетных задач является проведение исследований, направленных на оценку численности и плотности дальневосточного леопарда, и мониторинга состояния популяции с применением новых современных методов.

Окраска леопардов и тигров индивидуальна, что даёт возможность их идентификации по фотоснимкам. Эта особенность была использована в Индии для разработки новых методик учётов с применением автоматических фотосистем (фотоловушек) и использованием математических моделей “capture-recapture” (“mark-recapture”), имеющих твёрдую статистическую основу и применяемых в мире для оценки численности многих видов животных (в том числе и медведей), без проведения физических отловов (Karanth, 1995). Несмотря на то, что апробация фотоучётов в Индии проходила в условиях больших плотностей населения тигров (от 4 до 16 особей на 100 км²), применение фотоловушек в Уссурийском заповеднике для учётов амурского подвида прошли успешно, хотя плотность населения хищников в заповеднике и на прилегающих к нему территориях составила 1,6 особи на 100 км² (Костыря и др. 2003).

В данной работе мы представляем результаты учёта дальневосточного леопарда на юго-западе Приморского края, впервые в России проведённого с применением фотоловушек.

МЕТОДЫ

Организация полевых работ

Наиболее подходящим временем для проведения учётов с использованием фотоловушек являются зимние месяцы (Костыря и др., 2003), поэтому учёт был проведён в промежутке с последней декады ноября по первую декаду апреля. До этого, в октябре были обследованы южная часть заказника "Борисовское Плато" и охотничье хозяйство «Нежинское» для выявления потенциальных мест установки фотоловушек.

Для учёта мы использовали пассивные автоматические фотосистемы CamTracker (Forestry Suppliers, Jackson, MS, USA), конструкция которых представляла собой моноблок, в который были вмонтированы реагирующий на изменение температуры инфракрасный сенсор и автоматический фотоаппарат (Yashica T4 super D, Japan). Окраска боков дальневосточных леопардов асимметрична (см. рис. 1 в Приложении), поэтому для точной идентификации особей фотоловушки устанавливались в паре друг напротив друга для обеспечения одновременной съёмки животного с обеих сторон (Karanth, 1995; Karanth and Nichols, 1998). Фотосистемы прикреплялись к деревьям на расстоянии 3,5 - 4 метров от предполагаемой траектории движения животного и так, чтобы инфракрасные сенсоры находились на высоте 45-50 см над уровнем тропы (Karanth et al. 2002). Для обеспечения одновременной активации системы были направлены приблизительно на одну точку, но при этом располагались под углом друг к другу, чтобы исключить нежелательное воздействие вспышек противостоящих фотоаппаратов на экспозиции снимков. Вместе с этим мы использовали запаховую приманку для привлечения внимания животного, что увеличивало время его пребывания между фотосистемами.

Для установки фотоловушек были выбраны тропы, проложенные животными по южным краям платообразных хребтов или на узких ряжах и отрогах. Пригодность троп для установки на них оборудования определялась по наличию следов жизнедеятельности леопардов. В основном мы ориентировались на наличие «поскрёбов». Всего за время проведения учётов было установлено 44 пары камер, которые были установлены в среднем на расстоянии 3,7 км друг от друга (min = 1 км; max = 6,5 км) (рис. 2 в Приложении). Учитывая данные радиотелеметрии о размерах участков самок, варьирующих от 45 до 65 км² (Огагин и др., 1996), такая схема расстановки оборудования предполагает, по нашему мнению, наличие как минимум 2-3 пар на одном участке самки. Вся пространственная информация о местоположении фотоловушек заносилась в базу данных ГИС с использованием пакета программ ArcView 3.2a. Этот же пакет был использован для последующего пространственного анализа данных.

Фотоловушки проверяли с интервалом в 5-6 дней, при этом отмечалось количество снятых кадров. Дата и время автоматически печатались фотоаппаратами на снимках. К сожалению, из-за отсутствия снега в течение всего периода учётных работ мы не могли фиксировать параметры следов снятых леопардов.

Идентификация особей проводилась на основании полученных фотоснимков путём сравнения формы, размера «розеток» и их специфического расположения на обоих боках животных (см. рис. 3 в Приложении).

Статистические концепции

Из-за неадекватной общей площади количества фотоловушек, территория исследований была разделена на два участка: Северный и Южный (см. рис. 2 в Приложении). Северный участок включал в себя территорию Нежинского охотничьего хозяйства и юго-западную часть заказника "Борисовское Плато", Южный - заповедник "Кедровая Падь" и северную часть заказника "Барсовый". На обоих участках учётные работы проводились раздельно. В результате такого деления было получено два временных этапа: а) на Северном участке - с 24 ноября по 28 января, б) на Южном - со 2 февраля по 8 апреля. Каждый из этапов в свою очередь был разделен на промежутки по пять дней, которые были приняты за периоды «отловов». В результате было получено по 13 периодов для каждого участка.

Для каждого сфотографированного животного i была составлена история «отловов» и «переотловов», которая представила собой ряд из t записей, где t является количеством периодов «отловов». Каждая запись в истории была представлена как X_{ij} для особи i на период j , и обозначалась, как «1», если животное было сфотографировано в течение этого периода, или «0», если нет (Karant & Nichols, 1998). Запись истории «отловов» и «переотловов» подобным образом упоминается как X -матрица (Otis et al., 1978) и является форматом для моделирования численности с применением компьютерной программы CAPTURE (Otis et al., 1978; Rexstad & Burnham, 1991).

Программа CAPTURE включает в себя модели для расчёта численности животных в «закрытых» популяциях. Под «закрытыми» популяциями подразумеваются те популяции, численность и состав которых остаётся неизменным за время проведения исследований. Для анализа данных использовались две содержащиеся в этой программе модели: модель $M_{(0)}$ и $M_{(h)}$. Модель $M_{(0)}$ подразумевает, что $p_{ij} = const$ на протяжении всего времени исследований, где p_{ij} является вероятностью для каждого животного i быть «отловленным» за период «отлова» j . В отличие от модели $M_{(0)}$, модель $M_{(h)}$ подразумевает, что p_{ij} может варьировать среди особей в исследуемой популяции, однако этот параметр остаётся постоянным для особи i на протяжении всех периодов «отловов» t .

Дальневосточные леопарды считаются территориальными животными. Они занимают индивидуальные участки, размер которых может значительно варьировать среди особей, относящихся к разным половозрастным группам (Пикунов, Коркишко, 1992, Огагин и др., 1996). Отсутствие информации о пространственной структуре группировки животных, обитающих на территории исследований, может стать причиной наличия разного количества фотоловушек, приходящихся на каждый индивидуальный участок леопарда, что ведёт к вариациям p_{ij} -ого среди «отловленных» особей. В этом случае наиболее пригодной для оценки численности следует считать модель $M_{(h)}$ (Karant & Nichols, 1998).

Чтобы составить общую историю «отловов» и «переотловов» леопардов, мы объединили результаты, полученные за время каждого этапа. Для этого «отловы» разных этапов были объединены по периодам, т.е. «отловы» для первого объединённого периода включали в себя все «отловы» с первого периода каждого из этапов. Соответственно, «отловы» и «переотловы» для второго объединённого периода включали в себя всех

«отловленных» и повторно «отловленных» животных за второй период каждого из этапов и т.д. (Nichols & Karanth, 2002) (Табл. 1).

Таблица 1. Порядок объединения гипотетических X -матриц двух этапов для составления общей истории «отловов» и «переотловов»

№ животного (i)	Периоды отловов (j)			
	1	2	3	4
L1	1	0	0	1
L2	1	1	0	0
L3	1	1	1	1
L4	0	0	1	0

+

№ животного (i)	Периоды отловов (j)			
	1	2	3	4
L5	1	1	1	1
L6	0	1	1	0
L7	0	0	0	1
L8	1	0	0	0

=

№ животного (i)	Объединённые периоды отловов (j)			
	1	2	3	4
L1	1	0	0	1
L2	1	1	0	0
L3	1	1	1	1
L4	0	0	1	0
L5	1	1	1	1
L6	0	1	1	0
L7	0	0	0	1
L8	1	0	0	0

В исследованиях большой интерес представляет плотность населения животных для сравнения и анализа состояния популяций и группировок, населяющих различные ареалы или части одного ареала. При проведении учетов крупных территориальных млекопитающих традиционными методами (зимние учёты следов на маршрутах), площадь исследуемой территории, используемая при расчётах, определяется обычно исследователем субъективно и зачастую не выходит за границы какого-либо охотничьего хозяйства, заказника, заповедника, бассейна крупной реки и т.п., которые обычно включают в себя лишь часть пригодных местообитаний. Поэтому животные, учтённые на территории исследований, в действительности могут использовать большую территорию, т.е. территория исследований может включать только части их индивидуальных участков. При таком подходе оценка плотности может быть сильно завышена. В данной работе был использован метод определения эффективной площади для расчёта плотностей, предложенный Уилсоном и Андерсеном (Wilson & Andersen, 1985) и адаптированный Карантом и Николсоном (Karanth & Nichols, 1998) для фотоучётов тигров. В основе этого метода лежит расчёт дополнительной полосы или буфера, которая может содержать в себе части индивидуальных участков «отловленных» животных, для территории, где проводятся работы. Классически плотность рассчитывается посредством математического выражения: $D = \frac{N}{A}$, где N – численность животных и A – площадь территории. В нашем случае общая или эффективная площадь территории $A(W)$ включает в себя площадь полигона в виде минимального вогнутого многоугольника, образованного путем соединения крайних точек расположения

фотоловушек, и площадь дополнительной буферной зоны шириной W (см. рис. 2 в Приложении).

Определим максимальную дистанцию между точками повторных «отловов» животного i как d_i , а количество повторных отловов как m . Тогда максимальная средняя дистанция \bar{d} и её дисперсия $S^2(\bar{d})$ рассчитываются следующим образом:

$$\bar{d} = \frac{\sum_{i=1}^m d_i}{m} \quad (1);$$

$$S^2(\bar{d}) = \frac{\sum_{i=1}^m (d_i - \bar{d})^2}{m(m-1)} \quad (2)$$

Величина ширины буфера W и $S^2(W)$ могут быть получены из выражений:

$$W = \frac{\bar{d}}{2} \quad (3);$$

$$S^2(W) = \frac{S^2(\bar{d})}{4} \quad (4)$$

Плотность тигров \bar{D} и $S^2(\bar{D})$ вычисляются в соответствии с:

$$\bar{D} = \frac{\bar{N}}{A(W)} \quad (5);$$

$$S^2(\bar{D}) = D^2 \left[\frac{S^2(A(W))}{[A(W)]^2} + \frac{S^2(\bar{N})}{\bar{N}^2} \right] \quad (6);$$

$$\text{где: } S^2(A(W)) = 4\pi A(W) S^2(W) \quad (7),$$

$$\text{а } S^2(\bar{N}) = [S(\bar{N})]^2 \quad (8).$$

$S(\bar{N})$ является среднеквадратичным отклонением и рассчитывается программой CAPTURE отдельно для каждой модели, а среднеквадратичное отклонение $S(\bar{D})$ есть ничто иное, как $\sqrt{S^2(\bar{D})}$.

Распределение «неотловленных» особей считается логнормальным (Rexstad & Burnham, 1991). Поэтому нижний предел 95%-го доверительного интервала (CI), рассчитываемого программой CAPTURE, может быть равен или даже превышать количество отснятых животных (M_{t+1}), а верхний – значительно больше, чем при расчёте доверительного интервала нормального распределения (Karanth, 1995).

Следующим немаловажным этапом в проведении учётных работ является оценка общей численности и плотности на всём ареале. В нашей работе экстраполяция проводилась для сравнения двумя способами, и каждый из них был основан на определенной гипотезе:

1) распределение леопардов неравномерно, а соответственно и плотности их населения не одинаковы на всем ареале;

2) плотности населения леопардов одинаковы на всём их ареале.

В первом случае, для оценки общей численности в качестве индекса были использованы данные учёта леопарда 2003 года, проведённого в соответствии с традиционными для России методиками (Пикунов и др. 2003). Допуская, что существует прямая зависимость между плотностями следов леопардов на 10 км маршрута и плотностями их населения, для экстраполяции была использована пропорция с вводом известных величин плотностей населения леопардов для территории, где проводился фотоучёт. Для этого, все пригодные местообитания (см. Мурзин, Микелл, 2001) были поделены на квадраты со стороной 5 км. Для каждого квадрата была рассчитана общая длина учётных маршрутов (рис. 4) и количество обнаруженных учётчиками следов леопардов. Квадраты, в которых отсутствовали отрезки маршрутов, были удалены из анализа. Далее для каждого из квадратов, была рассчитана плотность следов на 10 км маршрута. Затем, основываясь на распределении квадратов со сходными показателями плотностей следов, было выделено пять площадок k в неохваченных фотоучётами местообитаниях (рис. 5).

Обозначив плотность населения леопардов для каждой из площадок как \bar{D}_k , среднюю плотность следов леопардов на 10 км маршрутов для каждой из площадок как \bar{a}_k и среднюю плотность следов на маршрутах для территории исследований $A(W)$ как \bar{a} , было получено следующее выражение для расчёта плотностей населения леопардов для каждой из площадок k :

$$\bar{D}_k = \frac{D\bar{a}_k}{\bar{a}} \quad (9),$$

где D - плотность населения леопардов на территории $A(W)$. Применив обратную функцию расчёта плотности через численность, для каждой из площадок была рассчитана численность леопардов, и далее общая численность животных для всего ареала.

Следуя гипотезе 2, расчёт численности леопардов проводился по формуле, выведенной из пропорции:

$$\bar{N} = \frac{N\bar{A}}{A(W)} \quad (10),$$

где \bar{N} - общая численность леопардов на всей территории, и \bar{A} - общая площадь ареала, полученная путём сложения площадей площадок k , использованных для анализа в первом случае и площади территории исследований $A(W)$.

Для обоих случаев расчёт общей численности проводился для минимального, среднего и максимального значений, исходя из анализа данных, полученных при проведении фотоучёта.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Тестирование фотоловушек

При температуре ниже -20° С (по ночам) работа фотоловушек была оценена, как неудовлетворительная. Было отмечено замерзание лепестков затворного механизма фотоаппарата, которое приводило к увеличению выдержки, в результате чего было получено несколько полностью засвеченных кадров. Кроме этого, под воздействием низких температур срок работы литиевых элементов питания фотоаппаратов резко сокращается, поэтому фотоловушки необходимо проверять как можно чаще. Тем не менее, такие низкие

температуры на юго-западе Приморского края редкое явление, поэтому отказы оборудования в работе не оказали негативного влияния на конечный результат учётов.

По нашим наблюдениям инфракрасные сенсоры отличаются по своей чувствительности (настройке), поэтому нужно внимательно относиться к установке системы, а особенно к углу её вертикального наклона, который должен составлять 90^0 по отношению к предполагаемой траектории движения животного. Сенсоры фотосистем становятся менее чувствительными при низких температурах. Соответственно при наклоне камеры (даже незначительном) и при расстоянии до предполагаемой траектории движения животного уже в 2-2,5 метра (тогда как производители гарантируют реакцию системы на расстоянии 20 метров), сенсоры плохо работают, что в результате приводит к «проловам». В нескольких случаях нами были зафиксированы несанкционированные срабатывания фотоловушек при прямом воздействии солнечных лучей.

Основным недостатком пассивных фотосистем мы считаем задержку для подготовки инфракрасного сенсора к работе после съёмки очередного кадра, которая составила двадцать секунд. Преимущество пассивных систем заключалось в небольшом весе их моноблоков (один человек способен переносить до 10 штук и более), в небольших затратах времени на их установку.

Численность и плотности населения дальневосточных леопардов на территории исследований

За время проведения работ на северном участке было затрачено 1136 камеро-суток, на южном – 1254, в целом для всей территории исследований – 2390. Было получено 112 фотографий 16 особей леопардов (53 «отлова») (Табл. 2).

Таблица 2. Количество фотографий и «отловов» леопардов, полученных за время проведения учётных работ

Участки	Количество фотографий	Количество «отловов»	Количество леопардов M_{t+1}
Северная	65	30	9
Южная	47	23	8
Вся территория	112	53	16*

*Общее количество отснятых леопардов, меньше чем суммарное по участкам, т.к. одна и та же особь была сфотографирована на обоих участках

Однако в случае, когда одна и та же особь была отловлена больше одного раза в течение одного периода отлова j , в X-матрице отмечался только один отлов особи i для этого периода. История «отловов» и «переотловов» леопардов (X-матрица) показана в таблице 3. Животные отлавливались повторно от 1 до 6 раз.

Длительное время проведения работ, большое количество периодов «отловов» (в нашем случае 13) и проведение учётов в два этапа на разных площадках могут дать основание для сомнений о «закрытости» исследуемой группировки леопардов (Karanth & Nichols, 1998). Однако тест на «закрытость» для Северного, Южного участков и всей территории исследований, поддерживаемый программой CAPTURE, показал положительный результат (Табл. 4), что дало все основания для использования в расчётах численности модели для «закрытых» популяций.

Таблица 3. История «отловов» и «переотловов» леопардов на всей территории исследований

№ животного (i)	Периоды отловов (j)												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
L1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0
L2	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
L3	0	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0
L4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1
L6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
L7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
L8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
L9	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0
L10	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1
L11	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
L12	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
L13	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
L14	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
L15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
L16	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Таблица 4. Численность дальневосточных леопардов по участкам и на всей территории исследований

Участки	Тест на закрытость		Модель							
	z	P	M_0				M_h			
			\bar{N}	S	95% CI*	P**	\bar{N}	S	95% CI*	\bar{P} ***
Северный	-1,026	0,153	9	0,5	9-9	0,231	11	3,3	10-28	0,189
Южный	0,195	0,578	8	0,7	8-8	0,202	10	1,9	9-18	0,162
Вся территория	-0,282	0,389	16	0,8	16-20	0,225	18	3,1	17-34	0,201

* 95%-ый доверительный интервал логнормального распределения

** вероятность отловов за период j для модели M_0 *** средняя вероятность отловов за период j для модели M_h

Средняя численность леопардов варьировала по участкам от 8 до 11 особей в зависимости от использованной модели. Однако, как уже упоминалось выше, один леопард был отловлен на обоих участках, вследствие чего суммарное значение численности по участкам выше, чем на всей территории исследований, где средняя численность под моделью M_h составила 18 особей (Табл. 4). Не смотря на большие значения верхнего предела 95% доверительного интервала модели M_h , и основываясь на значениях интервала модели M_0 , мы предполагаем, что максимальное значение численности будет ближе к $\bar{N} + S$ модели M_h . Исходя из этого можно сказать, что численность леопардов на территории исследований составляет 16-21 особь, где нижний предел соответствует значению M_{t+1} .

Максимальные дистанции между повторными «отловами» отдельных особей варьировали от 2,8 до 15,2 км. В среднем для территории исследований величина \bar{d}_i составила 9,7 км, а ширина буферной зоны W – 4,85 км (Табл. 5). В результате размер эффективной площади $A(W)$ в наших исследованиях составил 1548 км² и средняя плотность населения леопардов на территории исследований под моделью M_h – 1,2 особи на 100 км² (Табл. 5).

Численность и плотности населения дальневосточных леопардов на всем ареале

Следуя гипотезе 1, в процессе анализа данных маршрутных учётов были получены следующие результаты: средняя протяжённость маршрутов на 25 км² варьировала на площадках и территории исследований в пределах 7 – 9,6 км (Табл. 6), при этом минимум составил 0,04 км и максимум – 23,6 км. Наиболее обследованной оказалась северная часть ареала (рис. 4 в Приложении). Средняя плотность следов леопардов на 10 км также изменялась в широких пределах: от 0,23 на самом юге ареала (площадка Юг 2) до 1,54 на территории исследований (рис. 5 в Приложении). На основании этих результатов была рассчитана средняя численность леопардов на всём ареале – 33 особи (min = 29, max = 38 особей) (Табл. 6).

При экстраполяции данных, основываясь на предположение о том, что плотность леопардов одинакова на всем ареале, мы получили среднюю численность в 50 особей (min = 44, max = 58 особей).

Суточная активность

Исходя из предположения о том, что существует прямая зависимость между частотой «отловов» леопардов в определенный период суток и активностью, была смоделирована кривая суточной активности. Для этого мы разделили сутки на шесть периодов по 4 часа (Рис.1). Далее, для каждого периода была подсчитана частота «отловов». В результате было установлено, что суточная активность дальневосточного леопарда описывается бимодальной кривой с пиками, приходящимися утром на период 8:00 – 12:00 и вечером с 16:00 до 20:00 часов (рис. 1).

Кроме леопардов, было отснято шесть различных особей амурского тигра (16 фотографий). Общее количество «отловов» – 7. Моделирование численности для этих хищников не проводилось из-за недостатка данных.

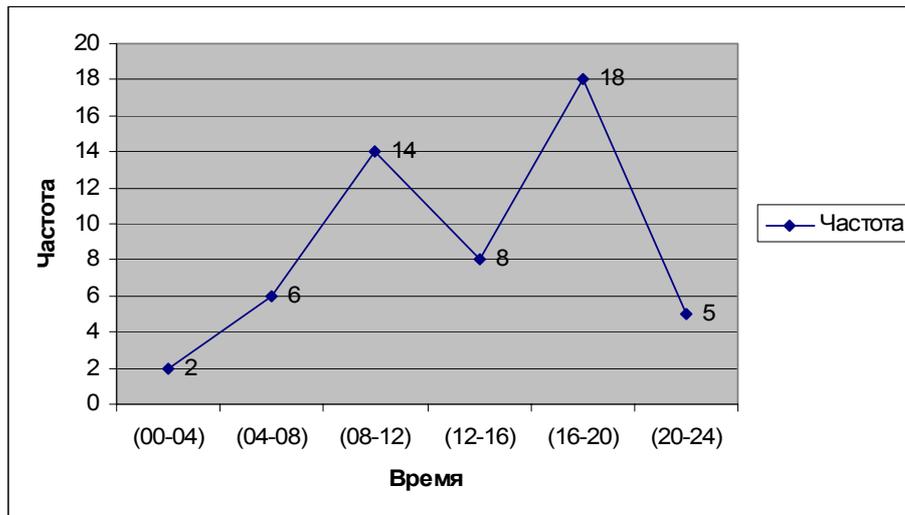


Рис. 1. Кривая суточной активности дальневосточного леопарда (n=53)

Таблица 5. Размеры эффективных площадей и плотности населения дальневосточных леопардов по участкам и на всей территории исследований

Участок	Площадь полигона с фотоловушками (км ²)	Максимальная средняя дистанция «отловов» (км)	Ширина буфера (км)	Эффективная площадь (км ²)	Плотность населения (особь/100 км ²)*	
					$\bar{D} \pm S$	
		$\bar{d} \pm S$	$W \pm S$	$A(W) \pm S$	Модель $M_{(t)}$	Модель $M_{(n)}$
Северный	274	11,2±1,2	5,6±0,6	808±62	1,1±0,1	1,4±0,4
Южный	357	8,5±1,9	4,25±0,9	772±94	1,03±0,2	1,3±0,3
Вся территория	765	9,7±1	4,85±0,5	1548±66	1,1±0,8	1,2±0,2

* Для расчёта плотностей были использованы средние показатели численности дальневосточных леопардов

Таблица 6. Общая численность дальневосточных леопардов на юго-западе Приморского края

Участки	Площадь (км ²)	Средняя плотность маршрутов км/25 км ²	Средняя плотность следов на 10км	Плотность населения леопардов			Численность леопардов		
				D_{min}	\bar{D}	D_{max}	N_{min}	\bar{N}	N_{max}
Территория исследований	1548*	9,6	1,58	1,03	1,2	1,4	16	18	21
Север 1	678	9,3	0,71	0,46	0,52	0,61	3,1	3,5	4,1
Север 2	282	7,0	1,32	0,86	0,97	1,14	2,4	2,7	3,2
Восток	90	7,6	1,21	0,79	0,89	1,04	0,7	0,8	0,9
Юг 1	863	8,9	0,95	0,62	0,70	0,82	5,3	6,0	7,1
Юг 2	780	7,5	0,23	0,15	0,17	0,20	1,2	1,3	1,5
Все пригодные местообитания	4151**	----	----	0,70	0,78	0,92	~ 30	~ 33	~ 39

* значение площади соответствует $A(W)$ ** значение площади соответствует \bar{A}

ОБСУЖДЕНИЕ

Несмотря на скептические прогнозы, использование фотоловушек для учёта леопардов в условиях низких плотностей его населения, дало положительный результат.

В предыдущих исследованиях была отмечена низкая вероятность отловов молодняка (Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998). С подобным явлением мы столкнулись и в нашей работе. Двадцатисекундная пауза между последующими кадрами исключает возможность фотографирования сразу двух животных, идущих в паре (Костыря и др. неопубликованные данные). Проведённые ранее учёты по «белой тропе» показали, что в среднем количество выводков не велико и доля котят в популяции мала: 4 особи (Pikunov et al. 1997); 1-3 особи (Пикунов и др., 2000); 5 особей (Арамилев и Фоменко, 2000). Вероятно, ювенильные особи, которые остаются в логовах и не ходят вместе с самками, вообще не попадают в учёты. Исходя из этого, мы допускаем правомерность сравнительного анализа численности, рассчитанной с применением метода «capture-recapture» и данных предыдущих учётных работ.

Средняя численность популяции, полученная в процессе экстраполяции следуя утверждению второй гипотезы, вдвое превышают результаты большинства предыдущих учётов. Территория наших исследований охватывала участки, характеризующиеся самыми высокими показателями плотностей населения, поэтому полученный результат сильно завышен и отражает, вероятно, оптимальную численность дальневосточных леопардов в пригодных местообитаниях при комфортных для этого хищника условиях. На основании данных, накопленных с использованием радиотелеметрии, о пространственной структуре группировки леопардов в заповеднике «Кедровая Падь» были получены сходные с нашими результаты оценки экологической ёмкости местообитаний на юго-западе Приморья (Огастин и др. 1996). К таким же результатам пришли и другие исследователи, которые в конечном итоге определили не реальное количество животных, а всё ту же экологическую ёмкость местообитаний в оптимальных для существования этих хищников условиях (Арамилев и Фоменко, 2000). Рассматривая экстраполяцию наших результатов исходя из первой гипотезы, можно отметить, что среднее значение численности в 33 особи также превышает результаты предыдущих учётных работ, и находится ближе к нижнему пределу наших показателей в 29 особей. Так, в 1997 г. было учтено 21-28 взрослых особей (Pikunov et al. 1997), а в 2000 г. - лишь 21-25 (Пикунов и др. 2000). Причиной подобных различий, в первую очередь, может быть недооценка, которая характерна для маршрутных учётов по «белой тропе» (Микелл, Смирнов, неопубликованные данные). Кроме этого, частичное совпадение размеров следовых отпечатков взрослых самок и полувзрослых самцов, а так же скорость деформации следов в разных условиях инсоляции (Микелл, Смирнов неопубликованные данные) могут повлиять на конечный результат в процессе интерпретации накопленного в «полях» материала. Деформацию следов особенно важно учитывать при «фронтальном» подходе к учётам, когда исследователи затрачивают около месяца на проведение работ, и с момента последнего снегопада проходит значительное время. В Индии фотоучёты также показали более высокую численность и плотность тигров по сравнению с другими методиками (следовые учёты, радиотелеметрия, визуальные учёты) (Karanth & Nichols, 1998).

Предполагается, что уровень конкурентных взаимоотношений тигров и леопардов зависит в первую очередь от плотностей населения жертв разных размеров на территории, где эти два вида симпатричны (Rabinowitz, 1989; Seidensticker, and McDougal, 1990; Karanth and Nichols, 1998). Леопарды наиболее уязвимы и могут вытесняться тиграми при малых значениях плотностей жертв крупного и среднего размера. На участках, где присутствуют только мелкие виды жертв, в лучших условиях оказывается леопард. На юго-западе Приморского края спектр животных, на которых охотятся оба вида, достаточно широк. Хотя

в данный момент мы не располагаем достаточным количеством материала по питанию этих хищников, особенно в летний период, мы можем предположить снижение уровня конкуренции в летнее время, когда более мелкие млекопитающие активны. В зимнее время, леопард находится в менее комфортных условиях, и степень перекрытия трофических ниш с амурским тигром должна достигать максимума. Тем не менее, зимой, вероятно, степень перекрытия ниш этих хищников уменьшается за счёт различий в использовании местообитаний (биотопическое и пространственное распределение, выбор пути). Это подтверждается незначительным количеством «отловов» амурских тигров (7 против 53 «отловов» леопардов) фотоловушками, которые были установлены на «леопардовых» тропах. Вместе с тем, уменьшение степени пересечения ниш может достигаться различиями в суточной активности, которая для леопарда описывается бимодальной кривой с пиками активности, приходящимися на утренние и вечерние часы. Кроме того, можно предположить, что в условиях юго-запада Приморья с небольшими показателями глубины снега, леопард успешно конкурирует с рысью и, занимая сходную с ней экологическую нишу, практически вытесняет её.

География «отловов» леопардов показала, что на северном участке исследований наибольшее количество леопардов было отснято на территории Нежинского охотничьего хозяйства (см. рис. 6 в Приложении). Можно предположить, что основным абиотическим фактором, лимитирующим заселение леопардами северных территорий юго-западного Приморья (бассейны рек Борисовки и Кроуновки, верховья реки Нежинки) является высота снежного покрова. Хотя этот фактор на юго-западе не влияет на более адаптированного к его воздействию амурского тигра, собственно и осваивающего в большинстве своём заказник Борисовское Плато, в который входят вышеназванные бассейны рек. Здесь же стоит отметить и малую продуктивность преобладающих в заказнике чернопихтарников, из-за которой они играют незначительную трофическую роль для копытных, поэтому плотности их населения невелики в подобных биотопах. Тем не менее, как уже упоминалось выше, в этих условиях амурский тигр может иметь преимущество перед леопардом и с успехом осваивать такие местообитания. Наибольшую ценность для копытных, а соответственно и для хищников, представляют собой кедрово-широколиственные леса и дубняки. Монгольский дуб, произрастая вместе с кедром на южных экспозициях, обладает наибольшей продуктивностью (данные учётов урожайности кедра и дуба на территории Сихотэ-Алинского заповедника; Смирнова, Громько, неопубликованные данные). Именно такими лесами и покрыта территория в среднем течении рек южнее Борисовского Плато, где расположено Нежинское охотхозяйство. Исключение могут составлять дубняки, протянувшиеся двух-трёх километровой полосой вдоль трассы Раздольное-Хасан, которые ежегодно подвергаются воздействию пожаров.

Заказник «Барсовый», скорее всего, не полностью выполняет свою функцию по сохранению леопарда. Так, на Южном участке из восьми отснятых ледопадов, шесть было сфотографировано в заповеднике «Кедровая Падь» (один из них также был зафиксирован в заказнике «Барсовый»), и только две особи были зафиксированы непосредственно за его пределами. При этом один из этих леопардов был отснят нами ещё и на территории Нежинского охотхозяйства в среднем течении реки Амбы. Вероятно, заповедник играет ключевую роль в поддержке группировки леопардов заказника «Барсовый». В дальнейшем при разработке программ по сохранению леопарда необходимо уделить особое внимание вопросу о статусе и поддержке заповедника «Кедровая Падь».

В заключении мы хотели бы отметить, что успешное применение современных технологий ставит исследования популяционной динамики на другой качественный уровень. Особенно важным при проведении долговременных программ мониторинга является внедрение статистических методов, которые дают возможность стандартизированного

подхода к оценке численности и плотности, что делает их независимыми от субъективных оценок экспертов. Кроме этого, фотоучёты с применением статистических моделей для *открытых популяций*, при использовании их в долгосрочных программах мониторинга, могут дать ценную информацию по таким важным популяционным характеристикам, как смертность и скорость замещения особей, которые являются основой для построения популяционных моделей и прогнозов состояния популяции.

БЛАГОДАРНОСТИ

Учёт дальневосточного леопарда был проведен при поддержке Общества сохранения диких животных (WCS) и Института устойчивого природопользования. Основная спонсорская поддержка была оказана фондом «Тигрис» (Голландия), Университетом Беркли (Калифорния, США) и Обществом сохранения диких животных.

Выражаем глубокую признательность полевым сотрудникам Николаю Пуховому и Василию Щукину за неоценимую помощь в проведении полевых работ в рамках данного проекта. Благодарим ГИС-Центр «ТИГИС» за предоставленную возможность работы с базами данных ГИС. Мы также благодарим администрацию Биолого-почвенного института ДВО РАН, заповедника «Кедровая Падь», Приморкрайохотуправления и Военного Общества охотников ТОФ (Нежинское охотничье хозяйство) за оказанную поддержку и помощь в нашей работе.

ЛИТЕРАТУРА

- Арамилев В.В., Фоменко П.В. Единовременный учёт дальневосточного леопарда и амурского тигра на юго-западе Приморья, зима 2000 г. // В сборнике: Отчёт о результатах оценки численности популяции дальневосточного леопарда и амурского тигра в юго-западной части Приморского края в 2000 году. Владивосток, 2000.
- Костыря А.В., Белозор А.А., Микелл Д. Арамилев В.В., Котляр А.К. Применение фотоловушек для учётов амурского тигра // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества). Материалы международного совещания 6-7 февраля 2003 г., Москва. – Москва, 2003. С. 176-177.
- Матюшкин Е.Н., Пикунов Д.Г., Дунишенко Ю.М., D.G. Miquelle, Николаев И.Г., Смирнов Е.Н., Салькина Г.П., Абрамов В.К., Базыльников В.И., Юдин В.Г., Коркишко В.Г. Численность, структура ареала и состояние среды обитания амурского тигра на Дальнем Востоке России. Владивосток, 1996.
- Мурзин А.А., Микелл Д.Г. Пространственное распределение дальневосточного леопарда на юго-западе Приморского края и рекомендации по его сохранению. Владивосток. 2001. 45 с.
- Огастин Д., Микелл Д., Коркишко В.Г. Леопард выходит в эфир // Зов Тайги 4(27), Владивосток, 1996. С. 6-11.
- Пикунов Д.Г., Абрамов В.К., Коркишко В.Г., Николаев И.Г., Белов А.И. Фронтальный учёт дальневосточного леопарда и амурского тигра на юго-западе Приморья, зима 2000 г. // В сборнике: Отчёт о результатах оценки численности популяции дальневосточного леопарда и амурского тигра в юго-западной части Приморского края в 2000 году. Владивосток, 2000.
- Пикунов Д.Г., Коркишко В.Г. Леопард Дальнего Востока. М.: Наука, 1992. С. 191.
- Пикунов Д.Г., Микелл Д.Г., Абрамов В.К., Николаев И.Г., Серёдкин И.В., Белов А.И., Коркишко В.Г. Результаты исследования популяций дальневосточного леопарда (*Panthera pardus orientalis*) и амурского тигра (*Panthera tigris altaica*) на юго-западе Приморского края, Дальний Восток России, февраль 2003 года. Владивосток, 2003
- Karanth K.U. and Nichols J.D. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852-2862., 1998.
- Karanth K.U. Estimating tiger populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333 – 338, 1995
- Kim Chen Rak, Miquelle D.G., Pikunov D.G. A survey of tigers and leopards and prey resources in the Paektusan area, North Korea, in winter 1998. (unpubl.)
- Miquelle D.G. Counting tigers in the Russian Far East: “How many are there?” Versus “Is There a Change // *Russian Conservation News*, No 23, Moscow. 2000.
- Miththapala S., Seidensticker J., O’Brien S.J. Phylogeographic subspecies recognition in leopards (*Panthera pardus*): molecular genetic variation // *Conservation Biology* 10: 1115-1132. 1996.
- Nichols J.D. and Karanth K.U. Statistical concepts: estimating absolute densities of tigers using capture-recapture sampling. Pages 125-137 in *Monitoring tigers and their prey*. Center for Wildlife Studies, India. 2002
- Nowell K., Jackson P. New Red List Categories for Wild Cats // *Cat news* 23: 21-27. 1995.
- Otise D.L., Burnham K.P., White G.C. and Anderson D.R. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135. 1978.
- Pikunov D.G., V.V. Aramilev, P.V. Fomenko, D.G. Miquelle, V.K. Abramov, V.G. Korkishko, I.G. Nikolaev. Leopards number and its habitat structure in the Russian Far East. A final report to The Wildlife Conservation Society. 1997

- Rabinowitz A.R. The density and behavior of large cats in dry tropical forest mosaic in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. *Natural History Bulletin of the Siam Society* 37: 235-251. 1989.
- Rextad E. and Burnham K.P. User's guide for interactive program Capture. Abundance estimation of closed animal populations. Colorado State University, Fort Collins, CO, USA. 1991.
- Seidensticker J., and McDougal C. Tiger predatory behavior, ecology and conservation. Pages 105 – 125 in N. Dunstone and M.L. Gorman, editors. *Mammals as predators*// Clarendon press, Oxford, UK. 1993.
- Sun B., Miquelle D.G., Xiaochen Y., Zhang E., Hiyai S., Goshen G., Pikunov D.G. Dunishenko Y.M. and Nikolaev I.G., and Daming L. 1999 survey of Amur tigers and Far Eastern leopards in eastern Heilongjiang Province, China, and recommendation for their conservation. A final report to The Wildlife Conservation Society. 1999, pp. 56.
- Uphyrkina O., Johnson W., Quigley H., Miquelle D., Marker L., Bush M., O'Brien S. J. Phylogenetics, genome diversity and origin of modern leopard, *Panthera pardus* // *Molecular Ecology*. 2001. V. 10. pp. 2617-2633.
- Uphyrkina O., Miquelle D., Quigley H., Driscoll C., O'Brien S. J. Conservation Genetics of the Far Eastern leopard (*Panthera pardus orientalis*) // *J. Heredity*. 2002.
- Willson K.R. and Anderson D.R. Evaluation of low density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy* 66: 13-21., 1985.
- Yang S., Jiang J., Wu Z., Li T., Yang X., Han X., Miquelle D.G., Pikunov D.G., Dunishenko Y.M., and Nikolaev I.G. Report on the Sino-Russian joint survey of Far Eastern leopards and Siberian tigers and their habitat in the Sino-Russian boundary area, eastern Jilin Province, China, winter, 1998. A final report to the UNDP and The Wildlife Conservation Society. 1998. 42 p.

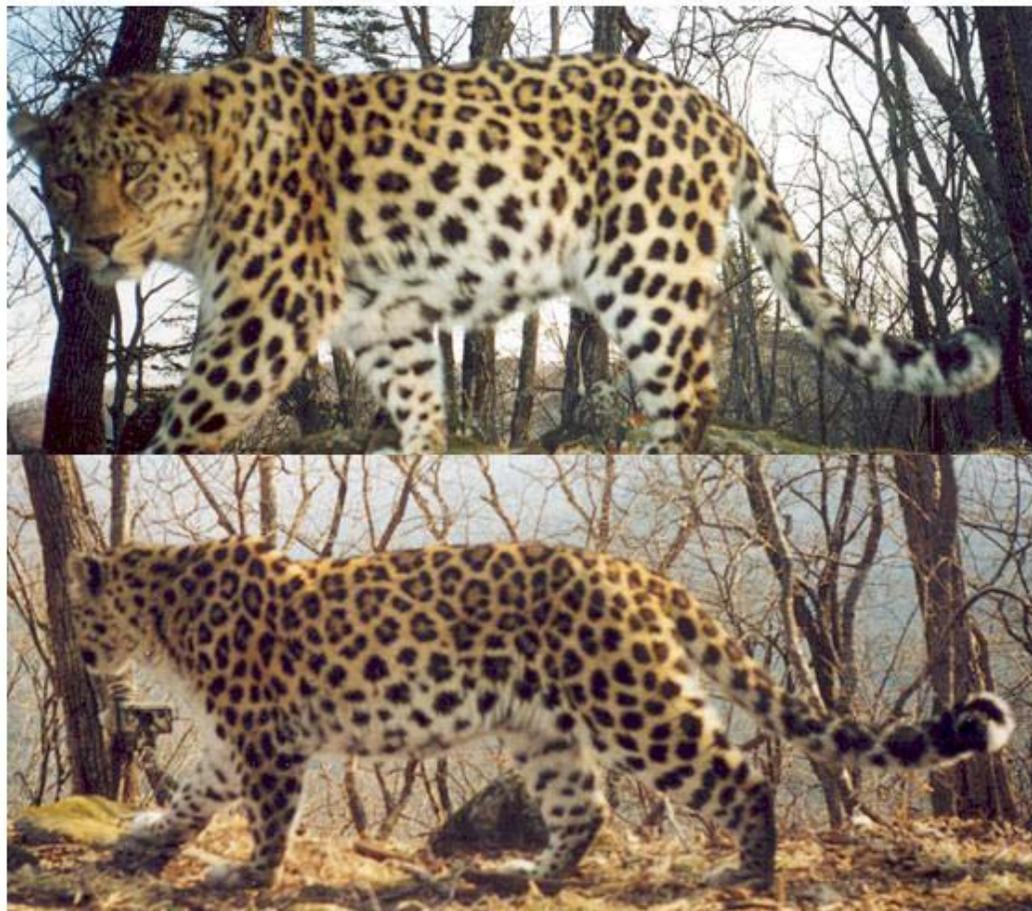
Приложение

Рис. 1. Асимметричность в окраске боков дальневосточного леопарда (один из снимков в «зеркальном отражении»)

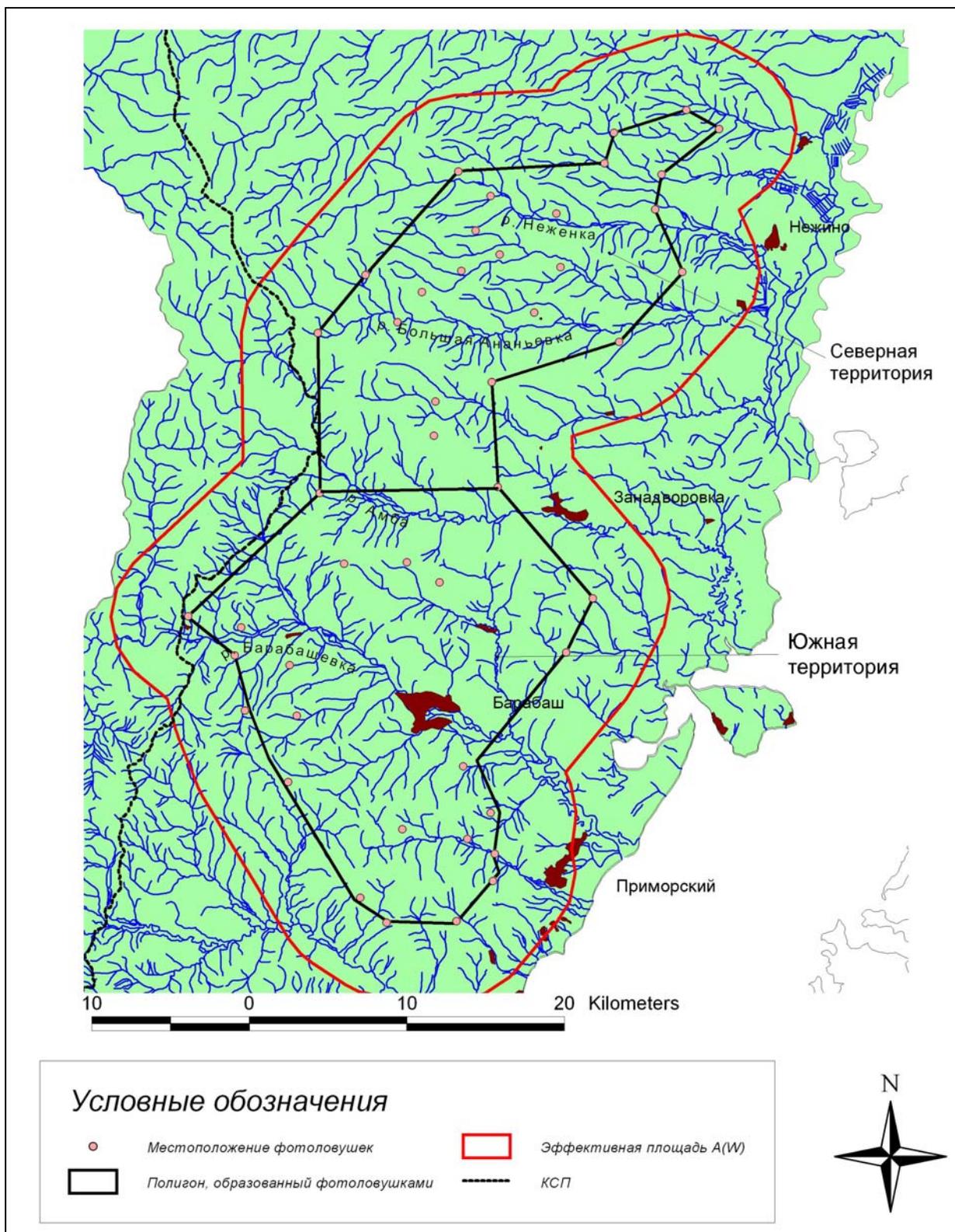


Рис. 2. Территория исследований и расположение фотоловушек на Северном и Южном участках

Приложение

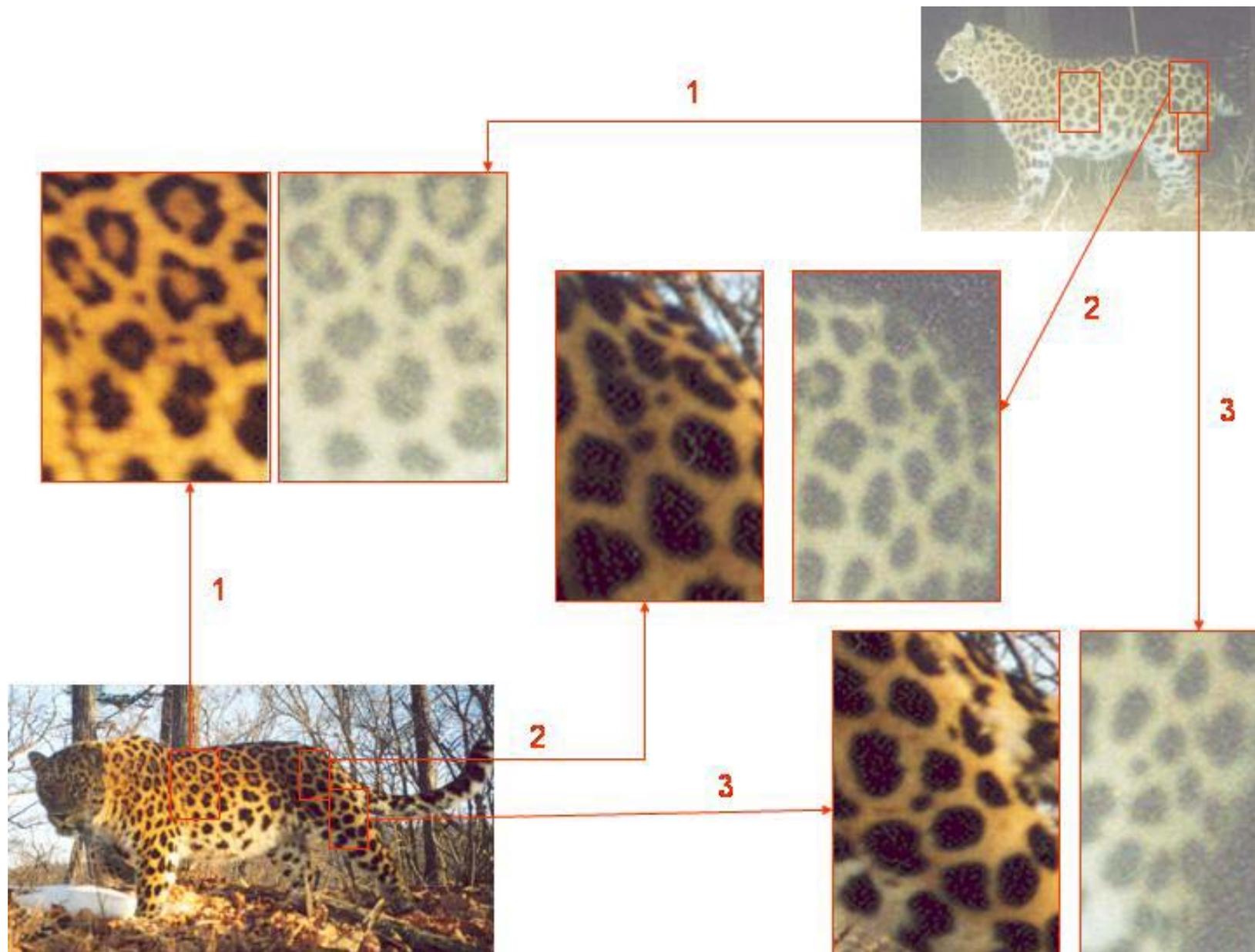


Рис. 3. Идентификация особей дальневосточного леопарда по форме и расположению «розеток»

Приложение

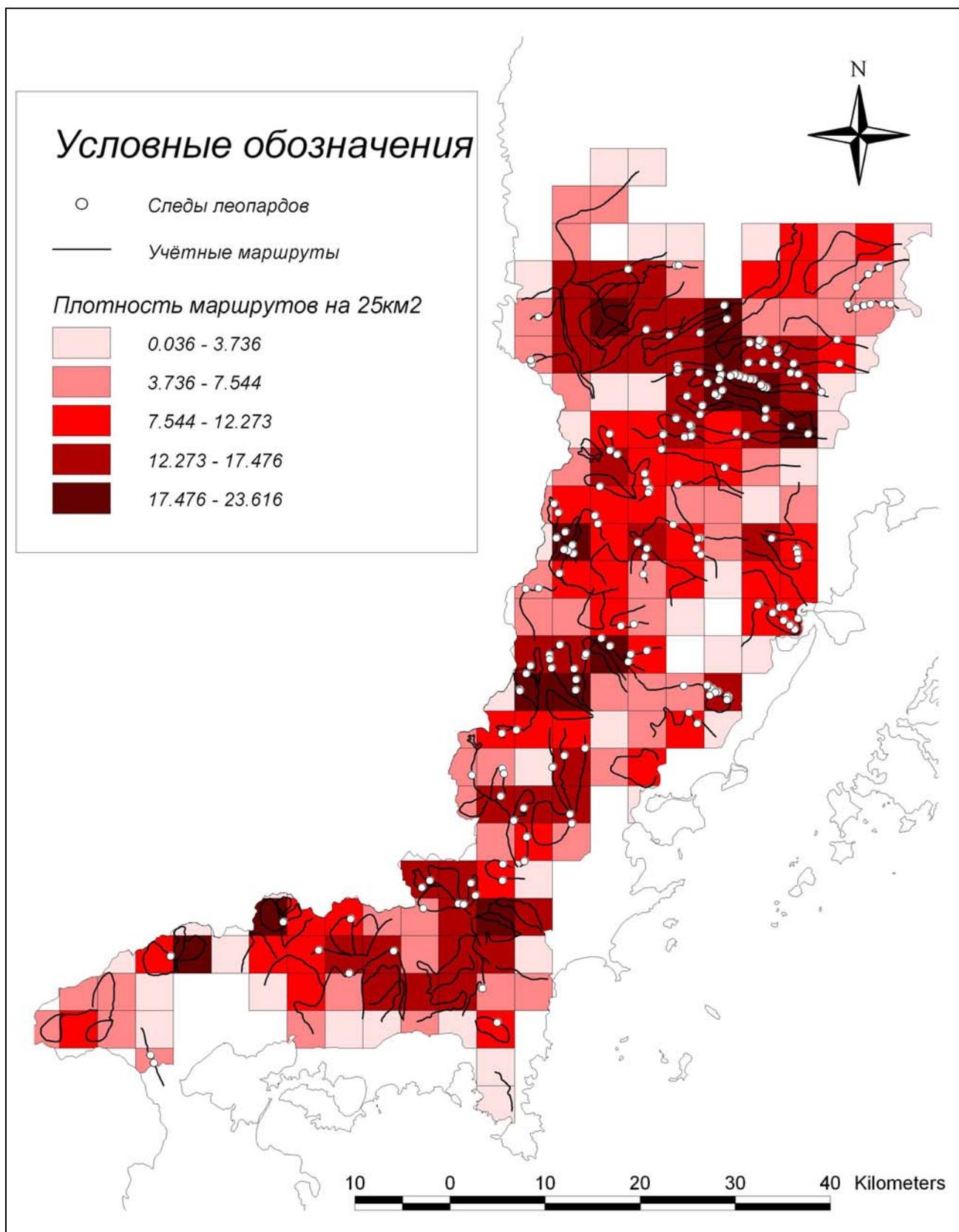


Рис. 4. Плотность учетных маршрутов в пригодных местообитаниях леопарда, учет 2003 г. (Пикунов и др., 2003)

Приложение

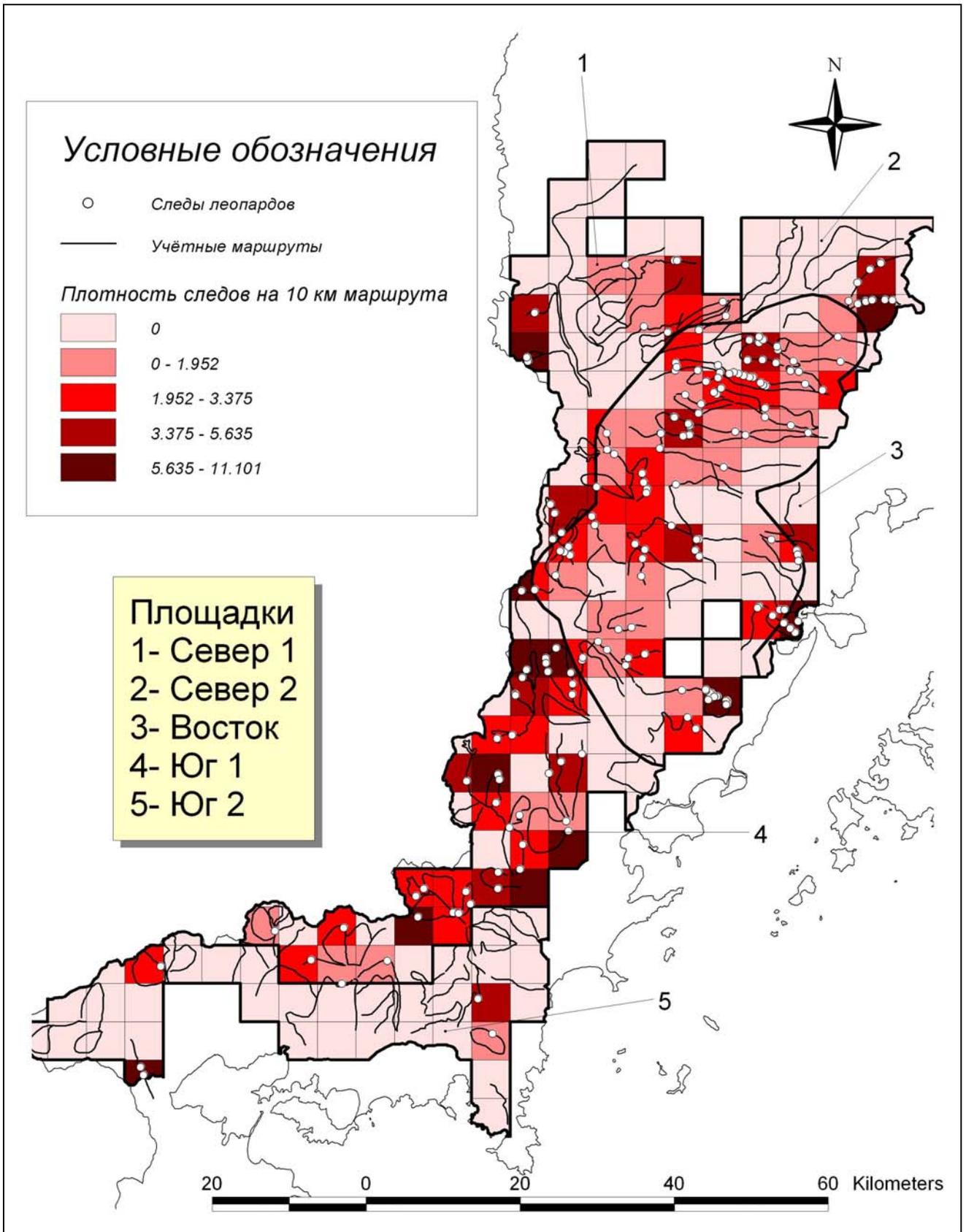


Рис. 5. Плотность следов леопардов на 10 км маршрутов

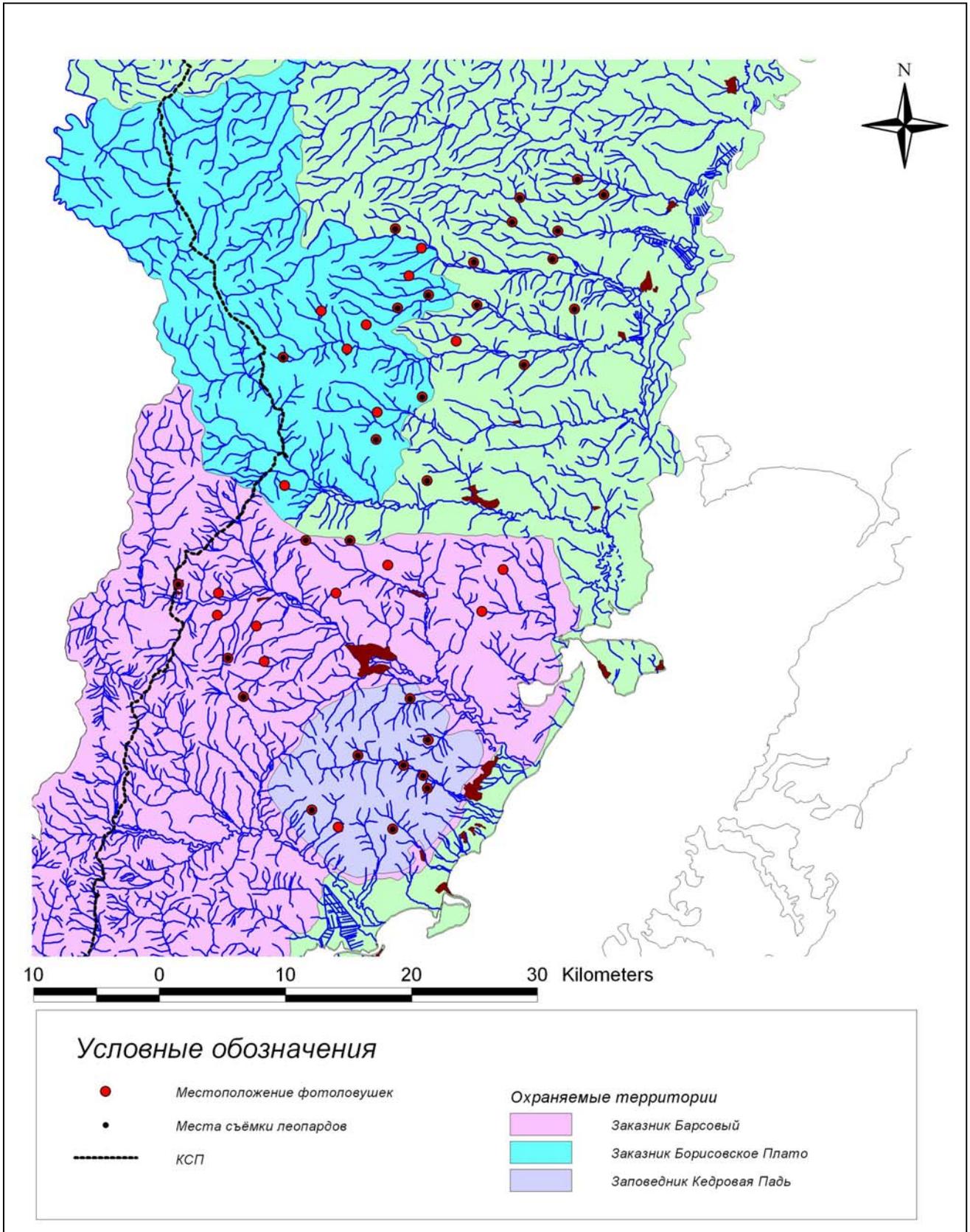


Рис. 6. Места съёмки дальневосточных леопардов



Общество сохранения диких животных (WCS) является неправительственной природоохранной организацией, деятельность которой основана на научных исследованиях. Основано в 1896 г. как Нью-Йоркское Зоологическое Общество. Главная цель – сохранение диких животных путем разработки и применения новейших научных и основанных на полевых исследованиях подходов к решению критических экологических проблем



Институт устойчивого природопользования является российской общественной организацией. Создана в 1996 г. во Владивостоке. Главная цель организации – реализация проектов по устойчивому использованию ресурсов животного мира, сохранение редких видов животных и их местообитаний через исследование экологии животных с помощью современных методов