



## **Инструкции по использованию Категорий и критериев Красного списка МСОП**

**Версия 10.1 (сентябрь 2013 г.)**

Переведено с английского языка  
переводчиком Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН Е. Кузьминой

**Подготовлено Подкомитетом стандартов и петиций  
Комиссии по выживанию видов МСОП**

**Цитирование:** Подкомитет стандартов и петиций МСОП. 2013. Инструкции по использованию Категорий и критериев Красного списка МСОП. Версия 10.1. Подготовлено Подкомитетом стандартов и петиций МСОП. Документ доступен на Интернет-сайте <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

## Содержание

1. Введение .....	5
2. Общее описание Категорий и критериев Красного списка .....	5
2.1 Таксономический уровень и масштабы процесса категоризации .....	5
2.1.1 Таксономический уровень категоризации .....	5
2.1.2 Географический масштаб категоризации .....	7
2.1.3 Интродуцированные таксоны .....	8
2.2 Характеристика категорий .....	8
2.2.1 Смена категорий .....	12
2.3 Характеристика критериев .....	14
2.4 Приоритетные направления охраны и охранные мероприятия .....	17
2.5 Документы .....	17
3. Качество данных .....	18
3.1 Наличие данных, гипотезы и прогнозы .....	18
3.2 Неточность .....	19
3.2.1 Типы неточностей .....	20
3.2.2 Представление неточных данных .....	20
3.2.3 Диспут-толерантность и риск-толерантность .....	20
3.2.4 Работа с неточными данными .....	21
3.2.5 Оформление неточных данных и интерпретация списков категорий .....	21
3.2.6 Неточность и применение категорий «Недостаточно данных (Data deficient)» и «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому (Near threatened)» .....	21
4. Инструкции по определению терминов, используемых в критериях .....	22
4.1 Мировая популяция и численность (критерии А, С и D) .....	22
4.2 Субпопуляции (критерии В и С) .....	22
4.3 Половозрелые особи (критерии А, В, С и D) .....	23
4.3.1 Дополнительно к определению половозрелых особей .....	23
4.3.2 Колониальные или модульные организмы, такие как кораллы, водоросли, мхи, грибы и многие сосудистые растения .....	24
4.3.3 Рыбы .....	25
4.3.4 Организмы, меняющие пол .....	25
4.3.5 Деревья .....	26
4.4 Поколение (критерии А, С1 и Е) .....	26
4.5 Сокращение (критерий А) .....	28
4.5.1 Оценка сокращения .....	28
4.5.2 Построение предположений о сокращении популяции или прогнозирование сокращения популяции .....	29
4.6 Продолжающееся снижение (критерии В и С) .....	30
4.7 Экстремальные флуктуации (критерии В и С2) .....	31
4.8 Сильная фрагментация (критерий В) .....	34
4.9 Область распространения (критерии А и В) .....	35
4.10 Область обитания (критерии А, В и D) .....	38
4.10.1 Проблемы масштабирования .....	39
4.10.2 Методы оценки ОО .....	39
4.10.3 Соответствующий масштаб .....	39
4.10.4 Масштаб-площадь .....	40
4.10.5 Масштабные поправочные коэффициенты .....	41
4.10.6 «Линейное» местообитание .....	43
4.10.7 Определение ОО на основе карт и моделей местообитания .....	44

4.11 Локалитет (критерии В и D).....	45
4.12 Количественный анализ (критерий Е) .....	46
5. Инструкции по применению Критерия А.....	47
5.1 Использование временных диапазонов в критерии А.....	48
5.2 Как применять критерий А4 .....	49
5.3 Эффект прыжка с трамплина .....	49
5.4 Сильно сокращенные в размере (истощенные) популяции .....	50
5.5 Рыболовецкие промыслы .....	50
5.6 Деревья.....	51
5.7 Зависимость между потерей среды обитания и сокращением популяции.....	51
5.8 Таксоны с широко распространенными или многочисленными популяциями.....	52
5.8.1 Расчет сокращения.....	53
5.8.2 Работа с неточными данными .....	57
6. Инструкции по использованию критерия В .....	61
7. Инструкции по использованию критерия С .....	62
8. Инструкции по использованию критерия D.....	63
8.1 Таксоны, у которых известен только типовой локалитет .....	64
8.2 Пример использования критерия D.....	64
8.3 Пример использования критерия D2.....	64
9. Инструкции по использованию критерия Е .....	64
9.1 Что такое вымирание (исчезновение)? .....	65
9.2 Какой метод можно использовать? .....	65
9.3 Достаточно ли данных? .....	66
9.4 Компоненты и параметры модели.....	67
9.4.1 Зависимость от плотности .....	67
9.4.2 Временная изменчивость .....	67
9.4.3 Пространственная изменчивость .....	68
9.5 Включение неточных данных .....	68
9.6 Требования к документации .....	68
10. Инструкции по применению категорий DD (Недостаток данных), NT (Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому) и NE (Неоцененные) .....	69
10.1 Случаи применения категории «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому» ...	69
10.2 Категории «Неоцененные» и «Недостаток данных» .....	70
10.3 Случаи применения категории DD (Недостаток данных) .....	70
11. Инструкции по использованию категорий исчезнувших таксонов .....	72
11.1 Категории исчезнувших видов (Исчезнувшие EX и Исчезнувшие в дикой природе EW).....	72
11.2 Дополнительная характеристика «Возможно исчезнувшие» для таксонов категории «Находящиеся на грани полного исчезновения» .....	73
11.2.1 Определение Возможно вымерших (исчезнувших) видов.....	73
11.2.2 Примеры видов, находящихся на грани полного исчезновения (Возможно вымерших) .....	75
12. Инструкции по оценке угрожающих процессов .....	76
12.1 Глобальное изменение климата .....	77
12.1.1 Временные горизонты .....	77
12.1.2 Определение локалитета при изменении климата .....	78
12.1.3 Прогнозирование сокращения популяции и продолжающегося снижения по результатам биоклиматических моделей.....	80
12.1.4 Использование критерия D2 .....	81
12.1.5 Сильная фрагментация .....	82

<i>12.1.6 Экстремальные флуктуации</i> .....	83
<i>12.1.7 Критерий E</i> .....	83
<i>12.1.8 Использование биоклиматических моделей</i> .....	83
13. Список литературы (на английском языке).....	88
14. Приложение: Изменения к Инструкциям .....	93

## 1. Введение

Категории и критерии Красного списка МСОП были впервые опубликованы в 1994 году после 6 лет исследований и разнообразных консультаций (МСОП 1994). Категории и критерии МСОП 1994 г. были разработаны для улучшения объективности и прозрачности оценки статуса охраны вида и, следовательно, для большей согласованности и взаимопонимания между его пользователями. Категории и критерии 1994 г. применялись для большого числа видов во время составления Красного списка исчезающих животных в 1996 г. Оценка видов для внесения их в Красный список 1996 г. обнаружила определенные сложности, которые заставили МСОП инициировать пересмотр категорий и критериев 1994 г., который был предпринят в 1998-1999 гг. Эта работа была завершена публикацией Категорий и критериев Красного списка МСОП (версия 3.1) (IUCN 2001, 2012b).

Этот документ содержит инструкции к применению версии 3.1 Категорий и критериев, и, таким образом, решает многие вопросы, затронутые в процессе переоценки списка 1994 г. Документ объясняет, как следует применить критерии, чтобы определить возможную принадлежность таксона к категории угрозы, а также здесь приводятся примеры из разных таксономических групп, иллюстрирующие применение критериев. Инструкции также содержат подробные объяснения определений многих терминов, используемых в критериях. Инструкции применимы совместно с официальной версией Категорий и Критериев Красного списка МСОП (IUCN 2001, 2012b).

Мы планируем периодически пересматривать и обновлять эти инструкции и приглашаем всех пользователей Категорий и критериев Красного списка МСОП принять в этом участие. Особенно ценным будет участие объединений специалистов МСОП и крупных авторитетов Красного списка МСОП, если они пришлют нам примеры, иллюстрирующие данные инструкции. Мы ожидаем, что изменения будут носить, в основном, частный характер и лишь дополнять существующие инструкции. Кроме того, мы не планируем изменять Критерии Красного списка МСОП в ближайшем будущем, потому что только стабильность позволит провести сравнительный анализ спустя время.

## 2. Общее описание Категорий и критериев Красного списка

### 2.1 Таксономический уровень и масштабы процесса категоризации

#### 2.1.1 Таксономический уровень категоризации

Критерии применимы к любой таксономической единице на уровне или ниже уровня вида. Согласно настоящим инструкциям, термины «таксон» и «таксоны» обозначают виды или более низкие систематические единицы, включая еще не описанные формы. Различные критерии позволяют оценивать таксоны достаточно широкого систематического спектра, за исключением микроорганизмов. В представлении результатов применения критериев следует назвать таксономическую единицу (вид, подвид и т.д.). Следует знать, что таксоны ниже уровня «разновидность» (например, форма, морфа, сорт) НЕ включены в Красный список МСОП, за исключением субпопуляций. Перед определением категории таксонов ниже уровня вида (подвид, разновидность или субпопуляция), которые могут быть включены в Красный список МСОП, требуется определить категорию вида.

*Субпопуляции:* В случае если субпопуляция классифицирована согласно критериям, но не изолирована (то есть существует вероятность обмена особями из других субпопуляций), оценка данной субпопуляции должна проводиться согласно региональным инструкциям (IUCN 2003, 2012a). Кроме того, она должна быть биологической субпопуляцией (то есть не определена политическими или национальными границами). Хотя региональные инструкции в принципе

применимы к любой географической зоне, их применение внутри очень маленьких географических областей настоятельно не рекомендуется. Чем меньше субпопуляция в масштабе мировой популяции вида, тем чаще происходит обмен особями из других субпопуляций. По этой причине оценка риска исчезновения на основе критериев станет менее объективной (IUCN 2003 , 2012a). Смотри также Географический масштаб категоризации ниже.

*Недавно описанные виды.* Вопрос о включении недавно описанных видов в Красный список МСОП решается индивидуально. Назначаемые авторитетные специалисты Красного списка МСОП (IUCN Red List Authority) и/или представители Глобальной программы видов МСОП (IUCN Global Species Programme) (в том числе сотрудники из партнерских институтов, работающие над проектами Глобальной оценки видов (Global Species Assessment projects)) консультируются с соответствующими экспертами, чтобы установить, насколько широко применимы представленные описания.

*Неописанные виды.* Включение неописанных видов в Красный список МСОП запрещено, но существуют исключительные случаи. К ним относятся: высокая потребность в охране данных видов или, в случае проектов, необходимость полной оценки таксономической группы. Неописанные виды, отнесенные к категориям «Вызывающие наименьшие опасения» (Least concern) или «Недостаток данных» (Data deficient), могут быть включены в список только при условии наличия неоспоримых доказательств работ по описанию данного вида и его признания в широких кругах. Описание нового вида следует опубликовать в течение четырех лет после включения неописанного вида в Красный список МСОП; если же оно не будет опубликовано или находиться в печати спустя это время, вид будет удален из списка. Включение неописанного вида в Красный список МСОП должно удовлетворять следующим критериям:

- Неописанная форма должна быть видом
- Неоспоримые доказательства проводимых работ по описанию вида (например, написание черновой версии манускрипта или наличие готовой статьи с описанием нового вида, уже отосланной для публикации)
- Необходимо предоставить достоверную информацию по распространению вида
- Включение неописанного вида потенциально способствует его охране
- Необходимо указать порядковые номера (reference numbers) особей (для коллекции), чтобы виды можно было легко найти и не спутать их с другими видами
- Указать музей, гербарий или другое учреждение, где находится коллекция (-ии), и лицо/лица, составившее (-ие) заявку на включение
- Иногда неописанные виды имеют местное общее название. В этом случае его необходимо указать. Если общее название вида не переводится на другие языки или оно не может быть соответствующим образом истолковано, оно может быть использовано для идентификации данного таксона без научной значимости.

Неописанные виды размещают в Красном списке МСОП под родовым именем и с сокращениями sp. или sp. nov., иногда с указанием временного имени в кавычках (например, *Philautus* sp. nov. 'Kalpatta'). Подробная информация о коллекции (имя коллекционера, номер экземпляра и имя организации, где он хранится) должна быть предоставлена так, чтобы ее можно было включить в виде ссылки в раздел Таксономических примечаний (Taxonomic Notes section) статьи вида на веб-сайте Красного списка. Могут возникнуть уважительные причины для сохранения информации о коллекции в тайне. Если эти причины четко указаны и обоснованы экспертом (-ами), информация не попадет в общедоступную версию статьи вида. Тем не менее, даже в таких случаях данная информация должна быть представлена для оценки описания (категоризации) вида экспертом (-ами), но будет сохранена в тайне.

Неописанные виды категорий «Вызывающие наименьшие опасения» (Least concern) или «Недостаток данных» (Data deficient) не включают в Красный список МСОП, поскольку явно эти виды не нуждаются в охране.

Неописанные внутривидовые таксоны не включают в Красный список МСОП.

Таким образом, следующие таксоны могут быть включены в Красный список МСОП:

- Виды
- Подвиды
- Сорты (только для растений)
- Субпопуляции (при выполнении определенных вышеуказанных условий)
- Неописанные виды (при выполнении определенных вышеуказанных условий и если они не относятся к категориям LC или DD).

Следующие таксоны НЕ могут быть включены в Красный список МСОП:

- Таксоны местного, национального или регионального уровней только если они не являются глобальными или субпопуляциями (см. «Субпопуляция» выше по тексту и [раздел 2.1.2](#))
- Гибриды (за исключением апомиктических гибридов растений, которые рассматривают как «виды»)
- Внутривидовые таксоны такие как формы, морфы, подвиды, сорта подвидов, культивары и т.д.
- Одомашненные таксоны (в случае если таксон включает как домашние, так и дикие особи, только дикая популяция может быть оценена и включена; дикие животные, происходящие от домашних, не включаются)
- Таксоны, вымершие до 1500 г. н.э.
- Неописанные виды категории DD или LC (за исключением случая полной глобальной оценки таксономической группы, см. выше)
- Неописанные внутривидовые таксоны
- Высшие таксоны (т.е. выше уровня вида).

### *2.1.2 Географический масштаб категоризации*

МСОП критерии предназначены для глобальной оценки таксонов. Однако многие специалисты заинтересованы в их применении к подразделам глобальных данных, особенно на региональном, национальном или местном уровнях. Для этого важно следовать инструкциям, разработанным Рабочей группой МСОП по региональному аспекту IUCN SSC Regional Applications Working Group (например, Gardenfors et al. 2001; IUCN 2003, 2012a; Miller et al. 2007). При работе на национальном или региональном уровнях необходимо учитывать, что глобальная категория не всегда равна национальной или региональной категории для определенного таксона. Например, таксоны, классифицируемые как Вызывающие наименьшие опасения (Least Concern) на глобальном уровне могут быть Находящимися на грани полного исчезновения (Critically Endangered) в пределах одного конкретного региона, где число экземпляров очень мало или снижается, возможно, только потому, что они находятся на границе глобального распространения. И наоборот, таксоны, классифицируемые как Уязвимые (Vulnerable) на основе оценки глобального снижения численности или сокращения ареала, могут в том или ином регионе, где численность популяции стабильна, даже близко не соответствовать категории «Уязвимые», то есть быть Вызывающими наименьшие опасения (Least Concern). Хотя это кажется нелогичным, данная ситуация объяснима с точки зрения структуры критериев. Здесь при переоценке категории необходимо внимательно рассматривать взаимоотношения между подразделами.

Также важно отметить, что региональные или национальные эндемики оцениваются глобально при любом региональном или национальном применении критериев. В этих случаях важно убедиться, не была ли такая оценка уже проведена и принята Правлением Красного списка МСОП (Red List Authority - RLA) и согласуются ли полученные результаты с оценкой соответствующих экспертов Правления; смотри региональные инструкции для более подробной информации (IUCN 2003, 2012a).

### 2.1.3 Интродуцированные таксоны

Классификация таксонов по категориям применима только к диким популяциям внутри их естественного ареала и к популяциям, получившимся в результате умеренной интродукционной работы. Согласно Инструкциям МСОП для повторных интродукций (IUCN Guidelines for Re-Introductions) (IUCN 1998) умеренная интродукционная работа - это «... попытка сохранить вид вне установленной зоны его распространения, но в границах подходящего местообитания и эколого-географического ареала. Этот механизм сохранения вида имеет смысл только тогда, когда вид не может существовать внутри своего «исторического ареала». В случае, если натурализованная популяция или популяция, возникшая в результате умеренной интродукции, насчитывает единичные особи, таксон относят к Исчезнувшим в дикой природе (Extinct in the Wild).

В некоторых случаях таксоны успешно расширили границы своих естественных местообитаний до городских или пригородных районов, например, приматы, лисы и некоторые птицы. Здесь городские районы являются частью среды их естественного обитания, т.к. таксоны не были интродуцированы. Область первоначального внегородского расселения таксона считается отдельной субпопуляцией (и только ей, что должно быть четко указано), если существует незначительный демографический или генетический обмен (как правило, успешная миграция одной особи или гаметы в год или меньше) между оригинальной и городской субпопуляциями.

В дополнение к таксонам в пределах их естественного местообитания и субпопуляциям, возникшим в результате умеренной интродукционной работы (за пределами их естественного ареала) данные критерии также применимы к самодостаточным перемещенным или повторно интродуцированным субпопуляциям (в пределах их естественного ареала) независимо от первоначальной цели подобных перемещений или повторных интродукций. В подобных случаях в статье таксона должно быть указано, вся популяция или какая-то ее часть были интродуцированы. Популяции, интродуцированные не в целях их сохранения и за пределами естественного обитания таксона, не подлежат классификации на глобальном уровне, но могут быть отнесены к одной из категорий охраны на региональном уровне (смотри Региональные инструкции, с. 11).

## 2.2 Характеристика категорий

Существует девять четко определенных категорий, к которым можно отнести любой таксон в мире (за исключением микроорганизмов) (рис. 2.1). Полные описания категорий приведены ниже. Первые две категории на рисунке 2.1 достаточно понятны без пояснений. Таксон является **Исчезнувшим (Extinct)**, когда нет никаких обоснованных сомнений в том, что его последняя особь погибла. **Исчезнувший в дикой природе (Extinct in the wild)** таксон вымер в своей естественной среде обитания (смотри выше главу *Интродуцированные таксоны*). Принадлежность таксона к следующим трем категориям, **Находящиеся на грани полного исчезновения (Critically endangered)**, **Исчезающие (Endangered)** и **Уязвимые (Vulnerable)**, определяется на основе количественных критериев, которые разработаны с учетом различных степеней угрозы исчезновения или исчезновения; вместе таксоны этих категорий обозначаются как **Находящиеся в угрожаемом состоянии (Threatened)**. Вышеупомянутые критерии будут



рассмотрены в следующей главе. Категория **Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому (Near Threatened)** характеризует таксоны, которые на сегодняшний день не могут быть отнесены к категории **Находящиеся в угрожаемом состоянии (Threatened)**, но близки к этому, или таксоны, которые в данный момент не соответствуют критериям категории **Threatened**, но при прекращении или ослаблении охранных мер могут быть к ней отнесены.

Категория **Вызывающие наименьшие опасения (Least concern)** объединяет таксоны, которые не были (и не могут быть потенциально) классифицированы как **Находящиеся в угрожаемом состоянии** или **Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому**. Важно подчеркнуть, что **Least concern** означает только, что, с точки зрения риска исчезновения, эти виды вызывают наименьшее беспокойство по сравнению с видами других категорий охраны. Это не значит, что эти виды вообще не стоит охранять.

Оставшиеся две категории не отражают статус таксонов. Категория **Недостаток данных Data deficient** характеризует таксоны, для отнесения к определенной категории охраны которых недостаточно данных. Для отнесения таксона к данной категории должны быть веские причины: при оценке вида важно использовать всю имеющуюся о нем информацию в полном объеме. Обычно не хватает данных по редким таксонам, и несмотря на то что критерии четко обозначены и количественно определены, иногда приходится домысливать и строить гипотезы (при условии, что последние подробно описаны и четко обоснованы), чтобы отнести таксон к той или иной категории. Так как категория **Data deficient** не дает оценку риска исчезновения таксона, отнесенные к данной категории виды не являются непосредственно охраняемыми объектами, хотя потребность в охране у них может быть очень велика. Эксперты должны стремиться использовать любую имеющуюся информацию по таксону, чтобы иметь возможность отнести его к той или иной категории охраны, и отнести таксон к **Data deficient** только в крайнем безальтернативном случае. В случае с мало изученными таксонами возрастает риск неточности (смотри [раздел 3.2](#)). Категория **Неоцененные (Not evaluated)** объединяет еще не оцененные по критериям Красного списка таксоны.

Таксоны всех категорий Красного списка МСОП, за исключением **Least concern (LC)** и **Not evaluated**, как правило, включены в Красный список и, следовательно, их часто неофициально называют «краснокнижными» видами. Версия 2003 года *Красного списка находящихся под угрозой видов МСОП* включает и все последующие обновления будут включать таксоны категории **Least concern** с соответствующими описаниями, хотя сами таксоны категории LC не будут называться «краснокнижными». Этот момент особенно важен, например, в отношении таксонов, которые были «краснокнижными» в предыдущих версиях Красного списка, но затем были понижены в статусе до категории **Least concern**.

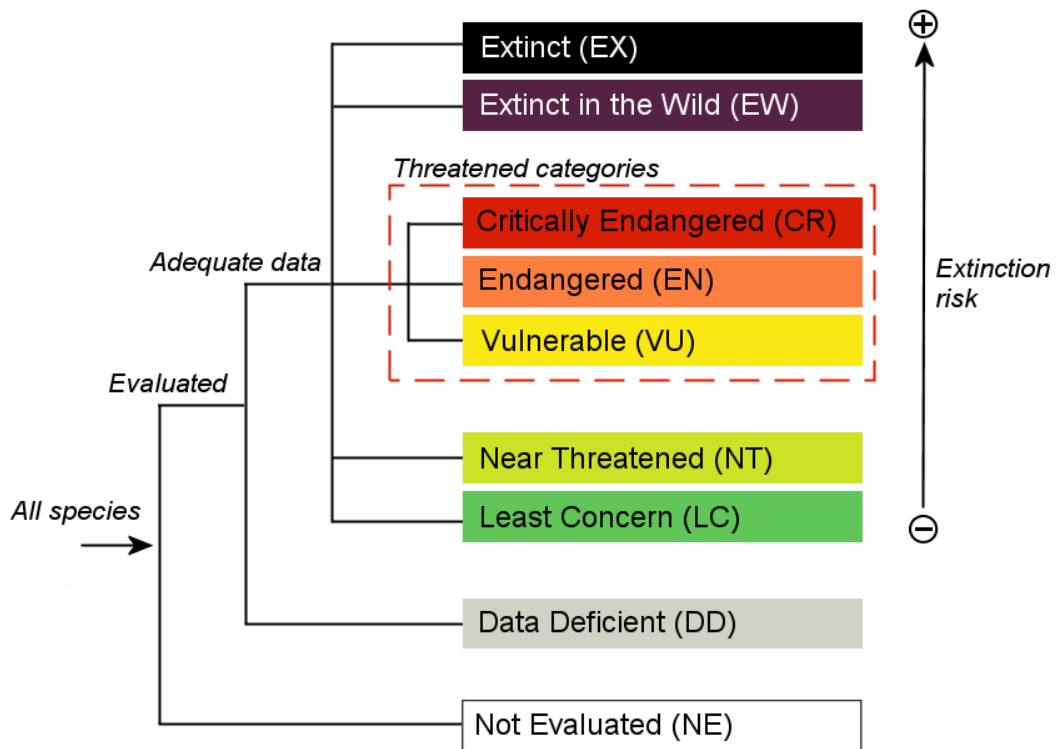


Рис. 2.1. Структура категорий

## Категории Красного списка МСОП

### **“ИСЧЕЗНУВШИЕ” – EXTINCT (EX)**

Таксон является “Исчезнувшим”, когда нет никаких обоснованных сомнений в том, что его последняя особь погибла. Таксон признаётся “Исчезнувшим”, когда при тщательном обследовании его известных и/или предполагаемых местообитаний в подходящее время (суток, сезона, года) в пределах его исторического ареала не обнаружено ни одной его особи. По временным параметрам обследования должны соответствовать жизненному циклу и биологической форме таксона.

### **“ИСЧЕЗНУВШИЕ В ДИКОЙ ПРИРОДЕ” – EXTINCT IN THE WILD (EW)**

Таксон является “Исчезнувшим в дикой природе”, когда известно, что он сохранился только в культуре, в условиях неволи, или в виде натурализованной популяции (или популяций) вне прежнего ареала. Таксон признаётся “Исчезнувшим в дикой природе”, когда при тщательном обследовании его известных и/или предполагаемых местообитаний в подходящее время (суток, сезона, года) в пределах его исторического ареала не обнаружено ни одной его особи. По временным параметрам обследования должны соответствовать жизненному циклу и биологической форме таксона.

### **“НАХОДЯЩИЕСЯ НА ГРАНИ ПОЛНОГО ИСЧЕЗНОВЕНИЯ” – CRITICALLY ENDANGERED (CR)**

Таксон является “Находящимся на грани полного исчезновения”, когда с наибольшей очевидностью показано, что он определяется по какому-либо из критериев (А-Е) категории “Находящиеся на грани полного исчезновения” и поэтому рассматривается как стоящий перед чрезвычайно высоким риском исчезновения в дикой природе.

### **“ИСЧЕЗАЮЩИЕ” – ENDANGERED (EN)**

Таксон является “Исчезающим” когда с наибольшей очевидностью показано, что он определяется по какому-либо из критериев (А-Е) категории “Исчезающие” и поэтому рассматривается как стоящий перед очень высоким риском исчезновения в дикой природе.

### **“УЯЗВИМЫЕ” – VULNERABLE (VU)**

Таксон является “Уязвимым”, когда с наибольшей очевидностью показано, что он определяется по какому-либо из критериев (А-Е) категории “Уязвимые” и поэтому рассматривается как стоящий перед высоким риском исчезновения в дикой природе.

### **“НАХОДЯЩИЕСЯ В СОСТОЯНИИ, БЛИЗКОМ К УГРОЖАЕМОМУ” – NEAR THREATENED (NT)**

Таксон является “Находящимся в состоянии, близком к угрожаемому”, когда он был оценен по критериям и не был квалифицирован как “Находящийся на грани полного исчезновения”, “Исчезающий” или “Уязвимый” в настоящее время, но близок к этому или имеет вероятность быть отнесённым к какой-либо из категорий угрозы в ближайшем будущем.

### **“ВЫЗЫВАЮЩИЕ НАИМЕНЬШИЕ ОПАСЕНИЯ” – LEAST CONCERN (LC)**

Таксон является “Вызывающим наименьшие опасения”, когда он был оценен по критериям и не был квалифицирован как “Находящийся на грани полного исчезновения”, “Исчезающий”, “Уязвимый” или “Находящийся в состоянии, близком к угрожаемому”. К этой категории относятся и таксоны, имеющие широкое распространение и высокую численность.

### **“НЕДОСТАТОК ДАННЫХ” - DATA DEFICIENT (DD)**

Таксон относится к категории “Недостаток данных”, когда имеющаяся информация о состоянии его численности и/или ареала неадекватна для прямой или косвенной оценки риска исчезновения. Таксон этой категории может быть хорошо изучен, а его биология хорошо известна, но подходящие для оценки данные по его обилию и/или распространению недостаточны. Категория “Недостаток данных” не является категорией угрозы исчезновения. Включение таксона в эту категорию показывает, что требуется больше информации, и признаётся, что будущие исследования могут сделать возможным его отнесение к одной из категорий угрозы исчезновения. Здесь весьма важно в полной мере использовать все имеющиеся данные. Во многих случаях необходимо проявлять особую тщательность при выборе между категорией “Недостаток данных” и категориями угрозы исчезновения. Если, например, предполагается, что ареал таксона довольно ограничен и с момента последнего обнаружения таксона прошёл значительный период времени, то может быть оправданным придание ему статуса угрожаемого состояния.

### **“НЕОЦЕНЕННЫЕ” - NOT EVALUATED (NE)**

Таксон считается “Неоценённым”, когда он еще не был оценен по критериям.

### 2.2.1 Смена категорий

Следующие правила определяют перемещение таксонов между категориями:

А. Таксон может быть перемещён из категории более высокого риска исчезновения в категорию меньшего риска, если ни один критерий категории высокого риска не был отмечен для него за период не менее 5 лет. Однако в случае если таксон меняет категорию с EW (Исчезнувшие в дикой природе) в результате повторной интродукции популяции, этот период равен 5 годам или длится до момента получения жизнеспособного потомства, в зависимости от того, что наступит раньше.

В. Если первоначальная оценка таксона была найдена ошибочной, то он может быть перемещён в соответствующую ему категорию или совсем исключён из категорий угрозы исчезновения без промедления. Однако в данном случае таксон должен быть повторно классифицирован по всем критериям для точного определения его статуса.

С. Перевод таксона из категории меньшего риска исчезновения в категорию более высокого риска должен быть сделан без промедления.

Д. Причина изменения категории должна быть соответствующим образом указана (одна из нижеперечисленных):

*Оригинальное (недавнее) изменение.* Изменение категории является результатом подлинного изменения статуса, которое произошло после предыдущей оценки (классификации). Например, изменение связано с увеличением темпов снижения численности популяции, сокращением самой популяции или ее размеров или местообитания, или со снижением вышеназванных показателей в первый раз (в связи с увеличением старых/появлением новых негативных факторов). Следовательно, требуется пересмотр пороговых значений для критериев Красного списка МСОП.

*Оригинальное (с первой оценки) изменение.* Этот пункт распространяется на таксоны, которые были классифицированы не менее трех раз, и используется для оценки изменений оригинальной категории за определенный период времени для расчета Индекса Красного списка (Red List Index). Изменение категории является результатом изменения оригинального статуса, которое произошло до последней оценки (определения категории), но спустя время после первой оценки, и было обнаружено совсем недавно благодаря новой информации или новым документам. Если бы эта новая информация была доступна ранее, новая категория была бы присвоена таксонам в течение предыдущей (-их) оценки (-ок). При использовании этой причины необходимо указать соответствующий период времени (между предыдущими оценками), в котором произошло изменение статуса. [ См. пример ниже]

*Пересмотр критериев.* Изменение категории является результатом пересмотра критериев Красного списка МСОП (например, версия 1994 г. и 2001 г.). Он, в основном, распространяется на критерии A2, A3, A4, D2 и привел к удалению категории «Зависит от охраны» (Conservation Dependent).

*Знания.* Изменение категории является результатом более глубоких знаний об объекте, например, благодаря новой или вновь синтезированной информации о статусе таксона (например, более точным оценкам численности популяции, протяженности местообитания или темпов снижения популяции).

*Таксономия.* Новая категория отличается от предыдущей в связи с таксономическими изменениями, принятыми после предыдущей оценки. К таким изменениям относятся: *недавно выделен* (таксон недавно повышен до уровня вида), *недавно описан* (таксон недавно описан как вид), *недавно объединен* (таксон признан после объединения двух ранее признанных таксонов) и *более не выделяется/не признается* (таксон уже не выделяется, например, потому что в настоящее время он считается гибридом или вариантом, формой или подвигом другого вида или ранее признанный таксон отличается от недавно признанного таксона в результате раскола или объединения таксона).

*Ошибка.* Предыдущая категория была применена по ошибке.

*Другое.* Изменение категории возникло в результате других причин, которых нет в вышеуказанном списке, и/или которые требуют дальнейшего объяснения. Примером такой причины может быть изменение отношения классификатора к факторам риска и неопределенности (risk and uncertainty) (см. [раздел 3.2.3](#)) и изменения в данных Инструкции.

Определение подходящей причины изменения часто требует тщательного рассмотрения. Многие изменения категорий определяются несколькими причинами, например, улучшением знаний о предмете и некоторым оригинальным понижением или повышением в статусе. При этом термин «оригинальный» может быть использован только тогда, когда масштаб оригинального изменения (например, изменения численности популяции, скорости сокращения, размера ареала и т.д.) является достаточным сам по себе, чтобы пересечь пороговые значения соответствующей категории Красного списка МСОП. Оригинальные и неоригинальные причины изменения не могут быть указаны одновременно.

например, Вид А был ранее классифицирован как Находящийся под угрозой исчезновения (Endangered (D)) с численностью 150 особей; он был переоценен и получил статус Уязвимый (Vulnerable (D1)), т.к. его численность возросла в настоящее время до 400 особей; новая оценка отчасти является результатом открытия новой стабильной субпопуляции в 50 особей и отчасти увеличением численности известной популяции со 150 до 350 особей. Таким образом, оригинальный рост численности позволил популяции пересечь пороговые значения категории «Уязвимые», и изменение категории обозначается как Оригинальное (недавнее) (Genuine (recent)), а Знания (Knowledge) в данном случае не указывают в качестве причины изменения категории.

например, Вид В был ранее классифицирован как Находящийся под угрозой исчезновения (Endangered (D)) с численностью 150 особей; он был переоценен и получил статус Уязвимый (Vulnerable (D1)), т.к. его численность возросла в настоящее время до 400 особей; новая оценка отчасти является результатом открытия новой стабильной субпопуляции в 200 особей и отчасти увеличением численности известной популяции со 150 до 200 особей. Здесь оригинального роста численности недостаточно для присвоения виду категории Уязвимые, поэтому причиной изменения категории в данном случае указываются Знания (Knowledge), а не Оригинальное (Genuine) изменение.

В случаях, когда изменение категории является результатом таксономического деления и оригинального изменения, причина изменения категории указывается как Оригинальное (недавнее) изменение (Genuine (recent)).

например, вид С был ранее классифицирован как Уязвимый (D1) с общей численностью популяции 600 особей. Далее он был разделен на вид D (540 особей, стабильная численность) и вид E (в настоящее время насчитывает только 40 особей, вид сократился на 20 особей по данным последней оценки). Для вида E (предыдущий статус Не признан (Not recognized), сегодняшний статус Находящийся на грани полного исчезновения (Critically Endangered C1)) причина изменения категории определяется как Оригинальное (недавно) изменение Genuine (recent). [Вид D классифицируется как Уязвимый Vulnerable (D) с причиной изменения указанной как Таксономия (недавно выделен) Taxonomy (newly split).]

Все Оригинальные (недавние) Genuine (recent) и Оригинальные (с первой оценки) Genuine (since first assessment) изменения категорий должны быть сопровождаемы соответствующими разъяснениями.

например, маврикийская пустельга *Falco punctatus* была понижена в статусе охраны с CR в 1988 году до EN в 1994 году; причина смены категории была указана как Оригинальное (недавно) изменение Genuine (recent) с разьяснениями: «Популяция увеличилась с восьми пар в 1987-1988 годах до 56-68 пар в 1994 году в результате запрета на охоту».

например, Монтсерратский цветной тропиал *Icterus oberi* был повышен в статусе охраны с NT в 1994 году до CR в 2000 году; причина смены категории была указана как Оригинальное (недавно) изменение Genuine (recent) с разьяснениями: «В начале 1990-х годов этот вид обитал в пределах трех основных покрытых лесом горных цепей на острове, но извержения вулкана в 1995-1997 годах уничтожили две трети его ареала. Последние данные свидетельствуют о том, что сейчас снижение численности популяции вида, возможно, остановилось, популяция оценивается примерно в 100 - 400 пар».

например, Эфиопская ворона *Zavattariornis stresemanni* была повышена в статусе охраны с Уязвимых до Находящихся под угрозой исчезновения в 2005 году. Это изменение категории было помечено как Оригинальное (с первой оценки) Genuine (since first assessment), отнесено к 1994-2000 гг., разьяснения: «Находки вида снизились на 80% между 1989 и 2003 гг. Предположим, что снижение численности началось в 1989 году, тогда общее снижение численности вида превысило 50% за 10 лет в первый раз за период 1994-2000 гг».

### 2.3 Характеристика критериев

Существует пять количественных критериев, которые позволяют определить, угрожает ли таксону опасность вымирания или нет, а если угрожает, то к какой категории угрозы он принадлежит (Находящиеся на грани полного исчезновения, Исчезающие или Уязвимые) (Таблица 2.1). Эти критерии базируются на биологических показателях популяций, которые находятся под угрозой исчезновения, таких как быстрое снижение численности или очень малый размер популяции. Большинство критериев также включают подкритерии, которые нужны для более подробного объяснения, почему тот или иной таксон помещен в ту или иную категорию. Например, таксон категории «Уязвимые C2a (ii) (Vulnerable C2a(ii))» оказался в этой категории, потому что его популяция насчитывала менее 10 000 половозрелых особей (критерий C) и численность популяции продолжала падать, а все ее половозрелые особи принадлежали одной субпопуляции (подкритерий a(ii) критерия C2).

Пять критериев:

- A. Сокращение численности популяции (в прошлом, настоящем и/или возможном будущем)**
- B. Географическая область распространения популяции, ее фрагментация, снижение или колебания**
- C. Маленькая популяция и ее фрагментация, снижение или колебания**
- D. Очень маленькая популяция или ее очень ограниченное распространение**
- E. Количественный анализ риска исчезновения (например, анализ жизнеспособности популяции Population Viability Analysis )**

Чтобы поместить какой-либо определенный таксон в одну из категорий угрозы, необходимо его соответствие только одному из критериев (A, B, C, D или E). Однако, таксон следует оценивать с позиций такого количества критериев, которое позволяют имеющиеся в наличии данные, а статья таксона должна содержать указания на все возможные для данной категории угрозы критерии. Например, Находящиеся на грани полного исчезновения (Critically Endangered): A2cd; B1ab(iv,v); C2a(i). В данном случае должны быть указаны исключительно критерии высшей категории угрозы. Например, если таксон соответствует критериям A, B и C категорий «Уязвимые» и «Исчезающие» и только критерию A категории «Находящиеся на грани полного исчезновения», в статье таксона необходимо указать только критерий A категории «Находящиеся на грани полного исчезновения» (наивысшая категория угрозы). Дополнительные критерии таксона более низких категорий угрозы могут быть отражены в сопроводительной документации.

Несмотря на то что критерии для каждой из категорий угрозы основаны на количественных пороговых значениях, система остается относительно гибкой для того, чтобы таксоны, о которых мы очень мало знаем, тоже могли быть оценены. Это было достигнуто путем включения в процесс оценки логических выводов и прогнозов. Таким образом, ожидается, что специалист, производящий оценку, будет использовать всю имеющуюся информацию о таксоне в сочетании с построением логических выводов и прогнозированием. Однако при использовании данных допущений они должны быть зафиксированы на бумаге. Если есть хоть одна причина, по которой рассматриваемому таксону угрожает вымирание в ближайшем будущем, то она должна быть использована для определения критериев одной из категорий угрозы.

Происхождение различных критериев (А-Е) – это результат большого аналитического обзора факторов риска исчезновения у широкого спектра организмов в разнообразных проявлениях их жизненных циклов. Критерии предназначены для описания симптомов угрозы исчезновения таксона, а не ее причин. Следовательно, они применимы по отношению к любому угрожающему таксону процессу, проявляющемуся такими симптомами как прошлое и будущее сокращение популяции, малый размер популяции и ограниченный ареал. Таксон может быть отнесен к одной из категорий угрозы, даже если мы не можем определить сам угрожающий ему процесс. Независимо от природы угрожающих факторов классификация таксона должна следовать МСОП (2001, 2012b) и данным инструкциям, созданным для правильного применения критериев. Тем не менее, различные угрожающие факторы, особенно новые или недостаточно изученные такие как глобальное изменение климата, могут создать необходимость дополнительных инструкций по применению определений и критериев. Раздел 12 представляет собой инструкции по применению критериев в условиях различных угрожающих факторов.

Количественные значения критериев, связанные с определением категорий угрозы исчезновения, были разработаны в процессе многочисленных консультаций и установлены на тех уровнях, которые большинство экспертов посчитали подходящими для такой оценки. Между ними прослеживается явное соответствие. Подробно про составление и техническую основу Красного списка МСОП, а также описание главных биологических процессов, лежащих в основе снижения численности и вымирания популяции, на которых основаны наши критерии, можно прочитать в Mace *et al.* (2008).

Согласно некоторым исследованиям в случае, если таксоны оцениваются по всем пяти критериям, существует тенденция, что они скорее будут соответствовать критериям А-D, чем Е. Существует несколько причин для возможного объяснения этого факта. Во-первых, объективная оценка согласно критерию Е обычно требует большего объема данных и аналитической работы, что на практике не всегда выполнимо. Во-вторых, даже если предположить, что каждый критерий примерно отражает идентичную (настоящую) угрозу исчезновения таксона, вероятность того, что конкретный вид будет соответствовать хотя бы одному из четырех критериев, будет выше, чем вероятность того, что он будет соответствовать какому-нибудь одному критерию. В-третьих, пороговые значения в критериях А-D могут быть шире. Это вполне оправдано на практике, потому что эти критерии используют неполную информацию о таксоне и часто применяются при недостаточном объеме данных, тогда как критерий Е может (и должен) учитывать все факторы, оказывающие влияние на динамику популяции. При недостатке информации о таксонах, когда имеющиеся данные позволяют провести оценку только одного или двух критериев А-D, можно очень легко «пропустить» таксоны, которые должны были бы войти в список (Keith *et al.* 2000); иными словами, вероятность ошибок при составлении списка больше при применении критериев А-D, следовательно, пороговые значения этих критериев не такие точные (они шире). Однако, следует отметить, что, в то время как некоторые исследования называют критерии А-D менее точными, чем критерий Е, другие исследователи, наоборот, утверждают, что в некоторых случаях критерии А-D не такие уж расплывчатые, особенно когда данные ограничены (например, Keith *et al.* 2004).

**Таблица 2.1.** Обзор пяти критериев (А-Е), используемых для определения, относится ли таксон к угрожаемой категории («Находящиеся на грани полного исчезновения» Critically Endangered, «Исчезающие» Endangered или «Уязвимые» Vulnerable).

<b>А. Сокращение размера популяции. Сокращение популяции (за последние 10 лет или 3 популяции, что дольше по продолжительности) на основании одного из субкритериев А1-А4</b>				
		<b>CE</b>	<b>E</b>	<b>V</b>
<b>A1</b>		≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
<b>A2, A3 и A4</b>		≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A1	Сокращение популяции согласно наблюдениям, расчету, предположениям или ожиданиям в прошлом, когда причины сокращения обратимы И поняты И прекратили свое действие.	<p>Это определяется на основании любых из следующих показателей (а-е):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>а. прямого наблюдения</li> <li>б. индекса обилия, приемлемого для таксона</li> <li>с. сокращения области распространения, области обитания и/или качества среды обитания</li> <li>д. реального или потенциального уровня эксплуатации</li> <li>е. влияния интродуцентов, гибридизации, патогенов, поллютантов, конкурентов или паразитов</li> </ul>		
A2	Сокращение популяции согласно наблюдениям, расчету, предположениям или ожиданиям в прошлом, когда причины сокращения, возможно, не прекратили свое действие ИЛИ не поняты ИЛИ не обратимы			
A3	Сокращение популяции на основании прогнозов, предположений или ожиданий в будущем (максимум через 100 лет) [(а) нельзя использовать для А3]			
A4	Сокращение популяции согласно наблюдениям, расчету, предположениям или ожиданиям, когда временной период включает прошлое и будущее (максимум через 100 лет для будущего) и причины сокращения, возможно, не прекратили свое действие ИЛИ не поняты ИЛИ не обратимы			
<b>В. Географический ареал : В1 (область распространения) И/ИЛИ В2 (область обитания)</b>				
		<b>CE</b>	<b>E</b>	<b>V</b>
<b>V1</b>	<b>Область распространения (ОР)</b>	< 100 км <sup>2</sup>	< 5000 км <sup>2</sup>	< 20000 км <sup>2</sup>
<b>V2</b>	<b>Область обитания (ОО)</b>	< 10 км <sup>2</sup>	< 500 км <sup>2</sup>	< 2000 км <sup>2</sup>
И минимум 2 из следующих 3 условий				
(а)	Сильно фрагментирована ИЛИ количество локалитетов	=1	≤ 5	≤ 10
(б)	На основе наблюдений, заключений или прогнозов установлено продолжающееся снижение любых из следующих показателей: (i) области распространения (ii) области обитания (iii) площади, протяженности и/или качества среды обитания (iv) количества локалитетов или популяций (v) количества половозрелых особей.			
(в)	Экстремальные флуктуации любых из следующих показателей: (i) области распространения (ii) области обитания (iii) количества локалитетов или популяций (iv) количества половозрелых особей.			
<b>С. Малый размер популяции и сокращение</b>				
		<b>CE</b>	<b>E</b>	<b>V</b>
<b>Количество половозрелых особей</b>		< 250	< 2500	< 10000
<b>И, по крайней мере, один из С1 или С2</b>				
C1	Продолжающееся сокращение согласно наблюдениям, расчетам или прогнозам не менее (максимально 100 лет в будущее)	25% за 3 года или 1 поколение (что дольше)	20% за 5 лет или 2 поколения (что дольше)	10% за 10 лет или 3 поколения (что дольше)
C2	Продолжающееся сокращение согласно наблюдениям, расчетам, прогнозам или предположениям И, по крайней мере, 1 из следующих 3 условий:			
(а)	(i) Количество половозрелых особей в каждой субпопуляции	≤ 50	≤ 250	≤ 1000
	(ii) % половозрелых особей в одной субпопуляции =	90-100%	95-100%	100%
(б)	Экстремальные флуктуации количества половозрелых особей			



<b>D. Очень маленькая или ограниченная по размеру популяция</b>			
	<b>CE</b>	<b>E</b>	<b>V</b>
D. Количество половозрелых особей	< 50	< 250	D1. < 1000
D2. Относится только к категории VU Ограниченная область обитания или ограниченное число локалитетов с правдоподобной будущей угрозой, которая может стать причиной отнесения таксона к CR или EX за очень короткий промежуток времени.			D2. обычно: ОО < 20 км <sup>2</sup> число локалитетов ≤ 5
<b>E. Количественный анализ</b>			
	<b>CE</b>	<b>E</b>	<b>V</b>
Показывает вероятность исчезновения таксона в дикой природе	≥ 50% за 10 лет или 3 поколения, что дольше (максимально 100 лет)	≥ 20% за 20 лет или 5 поколений, что дольше (максимально 100 лет)	≥ 10% за 100 лет

<sup>1</sup>Применение этого обзора критериев требует полного понимания Категорий и критериев Красного списка МСОП и Инструкций по применению Категорий и критериев Красного списка МСОП. Пожалуйста, обращайтесь к этим документам за определениями используемых здесь терминов и подходов.

## 2.4 Приоритетные направления охраны и охранные мероприятия

Категория угрозы не является единственным условием для определения приоритетных направлений мероприятий по сохранению вида. Категория угрозы – это просто оценка риска исчезновения таксона в современных условиях, в то время как система оценки приоритетных направлений природоохранной деятельности дополнительно включает в себя множество других факторов, таких как расходы, логистика, шансы на успех и другие биологические характеристики (Mace and Lande 1991). Таким образом, Красный список не следует рассматривать как средство определения приоритетов охраны (IUCN 2001, 2012b). Необходимо признать разницу между оценкой угроз и оценкой приоритетных направлений сохранения вида. Тем не менее, оценка таксонов с помощью Критериев Красного списка является важным первым шагом для определения приоритетных направлений охранной деятельности.

Многие таксоны, оцененные с помощью Критериев Красного списка МСОП, являлись объектом природоохранной деятельности до оценки. Критерии угрожаемых категорий (Находящиеся на грани полного исчезновения, Исчезающие и Уязвимые) применимы к подобным таксонам независимо от уровня их охраны. Все виды охранной деятельности, применимые к ним, должны быть указаны в оценочных документах. Здесь важно подчеркнуть, что таксон может нуждаться в охранных мероприятиях, даже если его нет в Красном списке среди угрожаемых категорий, а эффективные меры по сохранению таксонов могут, при условии повышения их статуса с течением времени, вывести их из угрожаемого списка.

## 2.5 Документы

Все оценки должны быть надлежащим образом изложены на бумаге. Статьи угрожаемых таксонов должны содержать указания на использованные критерии и подкритерии. Например, в таксоне, занесенном в Красный список в качестве Исчезающего A2cd (Endangered A2cd), критерий A2 означает, что его численность снизилась на более чем 50% за последние 10 лет или во время смены трех поколений особей (в зависимости от того, что заняло больше времени), а подкритерии означают, что снижение численности взрослых особей было вызвано снижением качества среды обитания, а также уровнем его фактической эксплуатации. Именно подкритерии позволяют отнести таксон к определенной категории (дают основания для отнесения), а при необходимости эти основания можно пересмотреть. Они также позволяют людям понять основные угрозы, стоящие перед таксоном, и могут помочь в планировании природоохранных

действий. Оценка таксона для Красного списка МСОП не действительна без хотя бы одного критерия и подкритерия. Если к описанию таксона подходит не один критерий или подкритерий, а несколько, все они должны быть указаны. Если согласно повторной оценке указанный ранее критерий уже не подходит к таксону, это не означает возможность автоматической (бездумной) переадресации таксона на более низшую категорию угрозы (понижения статуса). Вместо этого следует еще раз оценить таксон по всем критериям для корректного определения его статуса. Также необходимо указать факторы, влияющие на соответствие таксона критериям, особенно там, где используются логические умозаключения и прогнозы на будущее. Все данные, используемые при составлении Красного списка, должны иметь ссылки на публикации в открытом доступе или быть доступны читателю другим каким-либо способом. Подробные требования по оформлению документов можно найти в Приложении 3 документа «Категории и Критерии Красного списка МСОП» (версия 3.1) (МСОП 2001, 2012b).

### 3. Качество данных

#### 3.1 Наличие данных, гипотезы и прогнозы

Критерии Красного списка МСОП были созданы для оценки таксонов на глобальном уровне. Тем не менее, наличие подробной и отвечающей современным требованиям информации обо всех жизненных проявлениях таксона является большой редкостью. По этой причине, Критерии Красного списка разработаны с учетом возможности включения в процесс оценки гипотез и прогнозов, чтобы позволить экспертам оценить таксоны в отсутствие полных данных. По своей природе критерии имеют строго количественный характер. Однако, отсутствие исчерпывающей информации для оценки таксона не должно исключать возможность применения критериев. Кроме качества и полноты данных (или их отсутствия), следует знать о неточности, которая должна быть отражена при оценке. Неточность данных обсуждается отдельно в [разделе 3.2](#).

Для определения качества информации, приемлемой для определенных критериев, критерии МСОП оперируют терминами Полученная в результате наблюдений информация (Observed), Полученная в результате расчетов информация (Estimated), Прогнозируемая информация (Projected), Вероятностная информация - предположения (Inferred) и Ожидаемые данные (Suspected). Например, критерий А позволяет учитывать вероятностное или ожидаемое сокращение, критерий С1 – только полученные в результате расчетов (математическим путем) сокращения численности популяции, а критерий С2 специализируется на «наблюдаемых, прогнозируемых или вероятностных» сокращениях популяции. Данные термины объясняются следующим образом:

*Полученная в результате наблюдений информация (Observed)* : информация, которая основана непосредственно на должным образом зафиксированных наблюдениях за всеми известными особями в популяции.

*Полученная в результате расчетов информация (Estimated)*: информация, которая основана на расчетах, которые могут включать статистические допущения или биологические допущения о связи между наблюдаемой переменной (например, индекс обилия) и интересующей нас переменной (например, количество взрослых особей). Эти предположения должны быть сформулированы и обоснованы документально. Расчеты могут также включать интерполяцию во времени для определения интересующей нас переменной в рамках определенного временного интервала (например, 10-летнее сокращение численности на основе наблюдений или расчетов размера популяции 5 и 15 лет назад). В качестве примера смотри информацию по критерию А.

*Прогнозируемая информация (Projected):* то же что и «полученная в результате расчетов информация (Estimated)», но интересующая нас переменная экстраполируется во времени в будущее. Для оперирования прогнозируемыми переменными необходимо выбрать метод экстраполяции (например, обоснование используемых статистических предположений или популяционной модели), а также выбрать между экстраполяцией настоящих или потенциальных угроз в будущее, в том числе скорости их изменения.

*Вероятностная информация (Inferred):* информация, основанная на косвенных доказательствах, на переменных, которые косвенно связаны с интересующей нас переменной, но выражены в одних единицах измерения (например, число особей или площадь/число субпопуляций). В качестве примера можно привести сокращение популяции (A1D), вероятное согласно изменениям в промышленной статистике, продолжающееся снижение количества половозрелых особей (C2), вероятное согласно оценкам внешней торговли, или продолжающееся сокращение ареала ( B1b ( II, III ), B2B ( II, III )), вероятное согласно темпам утраты естественной среды обитания. Вероятностные значения более основаны на допущениях, чем полученные в результате расчетов значения. Например, вероятностное сокращение популяции согласно промышленной статистике основано не только на статистических предположениях (например, случайная выборка) и биологических предположениях (отношение истребленной части популяции к общей численности популяции), но и на предположениях о вероятностных трудозатратах, эффективности, а также пространственном и временном распределении улова (истребленной части популяции) по отношению к самой популяции. Вероятностные данные также могут включать экстраполирование наблюдаемой или рассчитанной количественной величины изученных субпопуляций на другие субпопуляции. Достаточно ли данных для проведения подобного экстраполирования? Ответ зависит от размера изученных субпопуляций по отношению к целой популяции, что определяет возможность экстраполирования угроз и трендов, наблюдаемых в изученных субпопуляциях, на остальную часть таксона. Метод экстраполяции на неизученные субпопуляции зависит от критериев и от типа данных, имеющихся для изученных субпопуляций. Более подробно об экстраполяции можно прочитать в главах, посвященных определенным критериям (например, [раздел 5.8](#) об экстраполяции сокращения популяции для оценки с помощью критерия A).

*Ожидаемые данные (Suspected):* информация основана на случайных доказательствах или на переменных, выраженных различными единицами измерения, например, % сокращения популяции на основе снижения качества среды обитания (A1c) или на случай заболевания (A1E). Например, качественная потеря среды обитания может быть использована для составления *вероятностного* вывода, что существует качественное (постоянное) снижение численности популяции, в то время как количественно выраженная потеря среды обитания позволяет нам *ождать* сокращение популяции с определенной скоростью. В общем, ожидаемое снижение численности популяции может быть основано на любом факторе, связанном с обилием или распространением популяции, включая зависимость от других таксонов до тех пор, пока существует разумная возможность применения этих факторов.

### 3.2 Неточность

Данные, используемые для оценки таксонов по критериям, часто содержат много неточностей. Неточность в данных не следует путать с отсутствием части данных по местообитанию вида или отсутствием данных по определенным параметрам. Эта проблема рассматривается в [разделе 3.1](#) (Наличие данных, логические умозаключения (домысливание) и прогнозирование). Неточность данных может возникнуть в результате действия одного или сразу трех нижеперечисленных факторов: естественная изменчивость, неточность в терминах и определениях, используемых при описании критериев (семантическая неточность), и

погрешности измерения (Акçакaya *et al.* 2000). От правильного обращения с неточными данными во многом зависит успех оценки. Подробная информация о методах, рекомендуемых для работы с неточными данными, приведена ниже.

### 3.2.1 Типы неточностей

Природная изменчивость является результатом изменений таксона и среды его обитания во времени и в пространстве. Влияние этих изменений на критерии минимально, потому что каждый параметр относится к определенной единице времени или пространства. Тем не менее, естественная изменчивость может быть проблемой, например, для морских черепах выявлена пространственная изменчивость времени достижения половозрелого возраста, поэтому в данном случае необходимо вывести одно значение параметра таким образом, чтобы оно одно наилучшим образом представляло весь природный диапазон значений. Семантическая неточность связана с неточностью в определении терминов при описании критериев или с неправильным их пониманием экспертами. Несмотря на попытки дать однозначные определения терминам, используемым при описании критериев, в некоторых случаях это невозможно сделать без ущерба для общего понимания критерия. Погрешность измерений наиболее часто является источником неточностей; она возникает из-за отсутствия точной информации о величинах, используемых в критериях. Это может быть связано с погрешностями при измерении значений или с недостатком знаний. Погрешности измерений можно сократить или вовсе ликвидировать путем привлечения дополнительных данных (Акçакaya *et al.* 2000; Burgman *et al.* 1999). Другим источником погрешности измерения является «погрешность оценки», т.е. неправильная процедура сбора данных или последствия определения количественной величины (например, естественной смертности) на основе несоответствующего метода оценки. Этот источник погрешности измерения не всегда можно сократить за счет привлечения дополнительных данных.

### 3.2.2 Представление неточных данных

Неточные данные могут быть представлены с указанием на наилучшее из имеющихся значений и диапазон возможных значений для конкретной количественной величины. Наилучшее значение само по себе может быть диапазоном, но наилучшее значение всегда должно быть включено в диапазоне возможных значений. Этот диапазон можно определить с использованием различных методов, например, на основе доверительных интервалов, согласно мнению одного эксперта или группы экспертов. Используемый метод должен быть упомянут и обоснован в оценочной документации.

### 3.2.3 Диспут-толерантность и риск-толерантность

При интерпретации и использовании неточных данных важно, как эксперт оценивает риск применения неточных данных. Во-первых, эксперты должны принять решение о целесообразности включения всего диапазона возможных значений в свои оценки или отказаться от применения крайних значений (явление, известное как диспут-толерантность - *dispute tolerance*). Неточность в данных уменьшается, когда эксперт (классификатор) обладает высокой диспут-толерантностью и, таким образом, исключает крайние значения из своей оценки. Мы предлагаем классификаторам занимать умеренную позицию и заботиться о нахождении наиболее правдоподобного диапазона значений, исключая крайние или невозможные значения.

Во-вторых, эксперты должны определить свое отношение к риску (предупредительное или доказательное), известное как риск-толерантность (*risk tolerance*). Предупредительное отношение (или низкая риск-толерантность) позволяет отнести таксон к одной из угрожаемых

категорий, даже если существует очень малая вероятность того, что ему угрожает опасность, тогда как доказательное – только при наличии неоспоримых доказательств угрозы.

#### *3.2.4 Работа с неточными данными*

Экспертам рекомендуется занимать предупредительную, но реалистичную позицию и противостоять доказательной позиции при применении критериев (т.е. иметь низкую риск-толерантность). Это может быть достигнуто привлечением правдоподобных крайних значений вместо наилучших значений при определении величин, используемых в критериях. Рекомендуется избегать ситуации «наихудшего сценария», так как это может привести к нереально предупредительной оценке. Все точки зрения экспертов должны быть четко изложены письменно. В ситуациях, когда согласно диапазону вероятных значений (после исключения из него экстремальных или маловероятных значений) таксон может быть отнесен к двум или более категориям угрозы, рекомендован предупредительный подход, т.е. отнесение таксона к высшей (с большей угрозой) категории.

В некоторых редких случаях, неточности в данных могут привести к возможности отнесения таксона к двум нелогичным, но правдоподобным категориям угрозы. Это может произойти, например, когда область встречаемости таксона или область его распространения меньше, чем порог значений категории EN (Endangered Исчезающие), а по одному подкритерию таксон точно соответствует данной категории, но не ясно, соответствует ли по второму. В зависимости от этого, категория может быть либо EN, либо NT (Near threatened Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому). В таких случаях, категория может быть указана в документах как EN-NT (с указанием причин, почему так получилось), а эксперты должны выбрать наиболее правдоподобную из категорий, например VU (Vulnerable Уязвимые). Этот выбор зависит от уровня предупредительности (см. раздел 3.2.3) и должен быть обоснован.

Конкретные рекомендации по работе с неточными данными при оценке таксонов в широко распространенных или нескольких субпопуляциях по критерию А даны в разделе 5.8. В этом разделе можно найти четкие инструкции по использованию неточных величин, по обращению с неточной информацией по сокращению популяции и использованию данных с различными единицами измерения обилия.

#### *3.2.5 Оформление неточных данных и интерпретация списков категорий*

Невозможно судить об уровне неточности, связанном с оценкой конкретного таксона, исходя только из списка таксонов по категориям, что потенциально осложняет и искажает интерпретацию списка. Когда для оценки таксона по критериям используется правдоподобный диапазон значений для каждой величины, мы можем выйти на несколько категорий, учитывая неточность в данных. Тем не менее, надо помнить, что в Красном списке МСОП разрешается указать только одну категорию, соответствующую определенным критериям, руководствуясь частным отношением к неточности. Важно отметить, что в сопроводительных документах также необходимо указать диапазон возможных категорий наряду с точкой зрения экспертов по отношению к неточности. Включение информации о неточности в документы открывает пользователям Красного списка доступ к важной информации, которая поможет при интерпретации оценок и в спорах по конкретным статьям списка.

#### *3.2.6 Неточность и применение категорий «Недостаточно данных (Data deficient)» и «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому (Near threatened)»*

Уровень неточности данных, используемых для оценки таксона по критериям, может влиять или не влиять на применение категорий «Недостаточно данных (Data deficient)» и

«Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому (Near threatened)». Руководство по применению этих категорий приведено в разделе 10.

#### **4. Инструкции по определению терминов, используемых в критериях**

Термины, используемые в Категориях и критериях Красного списка МСОП, должны быть хорошо поняты экспертами для правильной оценки таксонов. Определения следующих терминов даны в Категориях и критериях Красного списка МСОП (версия 3.1) на страницах 10-13 (IUCN 2001, 2012b). Здесь они приводятся повторно с дополнительными объяснениями.

##### **4.1 Мировая популяция и численность (критерии А, С и D)**

«Мировая популяция (термин “популяция” здесь используется в специфическом значении, отличающемся от его общебиологического употребления) определяется как всё число особей таксона. Для функционального удобства, в первую очередь из-за имеющихся различий между биологическими формами, численность (величина мировой популяции) измеряется числом только половозрелых особей. В случае если таксон облигатно зависит от другого на протяжении всего или части своего жизненного цикла, то при его оценке следует использовать биологически приемлемые параметры таксона-хозяина». (IUCN 2001, 2012b)

Данное определение означает, что «популяция» (согласно IUCN 2001, 2012b) включает в себя все особи (половозрелые и неполовозрелые), которые относятся к рассматриваемому таксону по всей области его распространения. Однако, «Популяция» и «Численность (размер) популяции» не являются синонимами. Существует два важных аспекта определения численности (размера) популяции. Во-первых, численность популяции измеряется только половозрелыми особями. Таким образом, толкование этого определения напрямую зависит от понимания термина «половозрелые особи», определение которого дается и обсуждается ниже в [разделе 4.3](#). Во-вторых, численность (размер) популяции - это общее количество половозрелых особей во всех занимаемых ими ареалах. Даже если некоторые особи таксона существуют в субпопуляциях, которые могут рассматриваться как отдельные популяции в общебиологическом смысле, для использования критериев важно определить общее количество половозрелых особей во всех ареалах (или во всех субпопуляциях), чтобы рассчитать «численность (размер) популяции» таксона.

##### **4.2 Субпопуляции (критерии В и С)**

«Субпопуляции определяются как географически или иначе обособленные группы особей таксона (мировой популяции), между которыми существует слабый демографический или генетический обмен (обычно один успешно размножающийся мигрант или одна гамета в год или меньше)».

Значимость субпопуляций для критериев кроется в дополнительных рисках, с которыми сталкиваются таксоны, когда популяция либо раскололась на множество мелких подразделов или когда большинство особей в ней сконцентрированы в одном подразделе. Оперативные методы определения количества субпопуляций могут варьировать в зависимости от таксона; например, в случае древесных пород субпопуляция может быть определена как пространственно обособленная часть популяции, которая подвержена незначительной миграции семян или пыльцы с растений других субпопуляций в пределах одного поколения.

Хотя субпопуляции, как правило, отличаются незначительным демографическим или генетическим обменом, он (обмен) может спровоцировать или не спровоцировать их полную изоляцию в этом смысле. Другими словами, субпопуляции не обязательно должны быть

полностью изолированы. Даже очень мобильные виды могут образовывать несколько субпопуляций, т.к. высокая степень подвижности не всегда гарантирует подверженность генетическому или демографическую влиянию. Например, даже если вид мигрирует на расстояние тысяч километров в год, в случае, если он постоянно возвращается на места своего рождения и гнездования, обмен между субпопуляциями внутри области гнездования сводится к минимуму, что приводит к необходимости выделения нескольких субпопуляций.

### 4.3 Половозрелые особи (критерии A, B, C и D)

«Количество половозрелых особей – это известное или полученное в результате экспертных оценок или заключений число особей, способных к воспроизведению. Когда производится их экспертная оценка, необходимо помнить о следующем:

- Не должны учитываться половозрелые особи, которые никогда не будут производить новое потомство (например, когда плотность особей слишком низка для успешного размножения).
- Когда популяции имеют смещённое половое соотношение взрослых или размножающихся особей, предпочтительнее использовать те наименьшие экспертные оценки количества половозрелых особей, которые только могут быть приняты в расчёт.
- Если численность подвержена колебаниям, то используется её наименьшая экспертная оценка. В большинстве случаев она будет намного меньше средней.
- Репродуктивные единицы клона должны учитываться как отдельные особи, за исключением тех случаев, когда они не могут выжить поодиночке (например, кораллы).
- Если таксоны естественным путем полностью или частично теряют половозрелых особей в определённый период их жизненного цикла, экспертная оценка должна проводиться в соответствующее время, когда половозрелые особи участвуют в размножении.
- Реинтродуцированные особи должны произвести жизнеспособное потомство прежде, чем они смогут учитываться как половозрелые» (IUCN 2001, 2012b).

#### 4.3.1 Дополнительно к определению половозрелых особей

Это определение половозрелых особей несколько отличается от приведенного в версии 2.3 Категорий и критериев Красного списка (МСОП 1994). Некоторые группы ученых находят последнее определение половозрелых особей менее консервативным и менее точным, что делает возможным потенциальное понижение в категории угрозы некоторых таксонов (например, обязательных кооперативных производителей), даже если риск их исчезновения не изменился. Необходимо подчеркнуть, что определение половозрелых особей дается затем, чтобы величина половозрелых особей отражала все возможные факторы, которые могут сделать таксон более уязвимым, чем ожидается. Перечень условий, сопровождающих определение, не является исчерпывающим и не должен ограничивать точку зрения эксперта при условии, что он относит к половозрелым особям известное, определенное на практике или предполагаемое количество особей, способных к размножению. Способность эксперта к практическому определению или теоретическому предположению о количестве половозрелых особей является решающей и сильно зависит от особенностей конкретного таксона или группы. Подрастающие, стареющие, физически слаборазвитые особи и особи в субпопуляциях, чья плотность слишком низка для появления возможности оплодотворения, никогда не дадут потомства и, следовательно, не должны учитываться как половозрелые особи. С другой стороны, во многих таксонах существует некое число нерепродуктивных (например, физически подавленных) особей, которые быстро станут репродуктивными после смерти половозрелого индивидуума. Эти индивидуумы могут быть рассмотрены как способные к воспроизведению. В общем, решение лучше принимать исходя из биологических особенностей вида.

В случае таксонов, которые облигатно зависят от других таксонов в течение всего или части их жизненного цикла, можно использовать биологически соответствующее число половозрелых особей для таксона-хозяина. Это значение может быть намного меньше, чем общее количество половозрелых особей таксона-хозяина, так как обычно существуют другие факторы, ограничивающие зависимый таксон от использования всех особей таксона-хозяина.

Количество половозрелых особей можно оценить с помощью уравнения  $d * A * p$ , где  $d$  - показатель плотности популяции,  $A$  - показатель занимаемой ею площади, а  $p$  - доля половозрелых особей. Однако такой подход часто приводит к сильному завышению количества половозрелых особей. Поэтому это уравнение следует применять с большой осторожностью, убедившись в том что: (а) площадь выбрана соответствующим образом, а  $d$  является средним арифметическим для всей  $A$  (например, оценка будет необъективна с положительным смещением, если  $A$  определена с ошибкой, а показатель  $d$  рассчитан на основании образцов занимаемой таксоном площади с максимальной плотностью) и (б) значение  $p$  должно быть определено на основе знаний о таксоне (или родственных таксонах), а не быть значением по умолчанию (например, 0.5), поскольку доля половозрелых особей в популяции заметно отличается от таксона к таксону. Границы значения числа половозрелых особей могут быть получены при применении границ для каждого из показателей  $d$ ,  $A$  и  $p$ . Значением показателя, полученного в результате этого подхода, будет определенная (рассчитанная) величина (estimate), если каждое из значений  $d$ ,  $A$  и  $p$  является рассчитанной величиной, но может быть предполагаемой величиной (inference), если одно или несколько из этих значений основано на предположении.

#### *4.3.2 Колониальные или модульные организмы, такие как кораллы, водоросли, мхи, грибы и многие сосудистые растения*

В отличие от унитарного организма, такого как организм позвоночного животного, насекомого и многих сосудистых растений, рост и развитие колониального (модульного) организма является повторяющимся процессом, в котором «модули» к существующей структуре добавляются шаг за шагом. В принципе, рост модульного организма никогда не прекращается и он не имеет окончательной формы, размера или возраста. Модульный организм (или генета) может иногда существовать в виде большого количества частей (рамет), которые более или менее изолированы друг от друга. Следовательно, не всегда понятно, что следует понимать за «половозрелой особью» в случае колониального или модульного организма. Тем не менее, это важно, так как «половозрелая особь» используется в критериях С и D для отражения эффектов угрозы и демографической стохастичности в небольших популяциях. При определении «половозрелой особи» колониальных организмов важно идентифицировать некие структуры, которые сопоставимы по предрасположенности к вымиранию определенным особям животного мира или другим организмам.

Как правило, рамета, т.е. наименьшая структура, способная к независимому выживанию и (половому или бесполому) воспроизведению, должна рассматриваться как «половозрелая особь». Например, в тех случаях, когда организм состоит из хорошо различимых частей, каждая подобная часть считается одной половозрелой особью. Примеры: пучок (верхняя часть) мхов (например, из рода *Ulota*), дискретная листовая подушечка (например, *Brachythecium*), таллом лишайников (например, *Alectoria*), густо облиственная часть (например, *Parmelia*) или дискретные образования кораллов (например, коралл-мозговик *Diploria* или солнечный коралл *Tubastrea*).

Если разделение на раметы не так очевидно, но вид живет в или на дискретной и относительно небольшой по площади единице субстрата, ограниченной определенным ресурсом, например, кусок коровьего навоза, лист или ветка мертвого дерева, каждая единица колонии вида должна



учитываться как одна половозрелая особь. Во многих других случаях, таких как с рифообразующими кораллами, наскальными лишайниками и почвенными грибами, организм растет в виде больших, более или менее непрерывных структур, которые могут быть разделены на более мелкие части без явного вреда организму. В принципе, наименьшее такое образование (рамета), деление на которое не приведет к смерти организма или прекращению размножения, может считаться половозрелой особью. Очевидно, что зачастую не известно, что представляет собой подобное образование. Поэтому в таких случаях для определения «половозрелых особей» может пригодиться прагматический подход. Примеры возможных интерпретаций определения половозрелой особи:

- Для диффузных, полностью различимых организмов в непрерывных местообитаниях (например, кораллы, тина) эксперты могут прикинуть среднюю площадь, занимаемую половозрелой особью, и таким образом определить количество половозрелых особей (по площади занимаемого местообитания). Площадь занимаемого местообитания оценивается в масштабе (размер сетки), наиболее приближенном к площади, занимаемой, как предполагается, одной половозрелой особью (не обязательно 2х2 км, как рекомендуется для оценки АОО – Американской Океанографической Организацией).
- Для диффузных, не полностью различимых организмов в непрерывных местообитаниях (например, подземные мицелиальные грибы) эксперты могут считать, что каждая находка, разделенная минимально допустимой дистанцией, представляет определенное число особей. Например, каждое видимое плодовое тело гриба представляет собой десять половозрелых особей, если они отделены друг от друга минимум на 10 метров. Этот вид условности необходим, так как мы редко знаем истинный размер или площадь грибного мицелия.
- Для диффузных организмов, которые обитают на дискретных прерывных площадях (например, грибы, жизнедеятельность которых более или менее связана с мертвой древесиной), каждый участок ареала (ствол или бревно, на которой живет колония вида) может быть – при отсутствии иной информации – принят за 2-10 половозрелых особей в зависимости от размера дерева.

В любом случае составителям Красного списка рекомендуется объяснить принципы, которыми они руководствовались при определении «половозрелой особи».

#### 4.3.3 Рыбы

Для многих таксонов морских рыб репродуктивный потенциал обычно тесно связан с размером тела рыбы. Поскольку промышленная ловля рыбы зачастую приводит к снижению среднего возраста и размера особей, при оценке темпов сокращения количества половозрелых особей мы можем недооценить серьезность этого процесса. Это следует иметь в виду при оценке сокращения популяции. Одним из приемлемых здесь методов является оценка сокращения биомассы половозрелых особей, а не их количества (при применении критерия А, где биомасса является «показателем обилия, подходящего для таксона»).

#### 4.3.4 Организмы, меняющие пол

Многие морские таксоны способны менять пол по мере роста. В таких таксонах соотношение мужских/женских особей может быть сильно смещено в сторону особей, которые меньше по размеру. Критерии признают, что при учете количества половозрелых особей можно учитывать смещение по половому признаку путем применения нижнего (меньшего) значения их количества. Для меняющих пол организмов также допустимо учитывать изменения соотношения мужских/женских особей в качестве индикатора определенных процессов изменения популяции, которые могут иметь дополнительное значение для охраны вида, так как

более крупные особи (менее многочисленные) часто попадают в улов. В этих случаях количество половозрелых особей может быть оценено путем удвоения среднего количества более крупных (менее многочисленных) особей.

#### 4.3.5 Деревья

Деревья, которые цветут, но не образуют жизнеспособные семена, не могут считаться половозрелыми особями. Например, *Baillonella toxisperma* впервые цветет в 50-70 лет, а плодоносит только спустя примерно 20 лет. И наоборот, *Sequoiadendron giganteum* может давать семена в возрасте менее 20 лет и так 3 000 лет. Однако, если популяция отчасти представлена репродуктивно угнетенными экземплярами, не все деревья в промежутке между этими цифрами достигнут возраста половой зрелости. При отсутствии данных о возрасте плодоношения половозрелые экземпляры определяются по размеру, который обычно достигается деревом к моменту половой зрелости; например оценки таксонов одного яруса исключают нижестоящие деревья. Растительные клоны, апомиктические таксоны и самооплодотворяющиеся таксоны являются половозрелыми особями до тех пор, пока они способны производить жизнеспособное потомство и их выживание не зависит от других клонов.

Там, где невозможно подсчитать количество половозрелых особей, но имеется информация об общей численности популяции, количество половозрелых особей можно вывести из общей численности популяции.

#### 4.4 Поколение (критерии А, С1 и Е)

«Продолжительность поколения – это средний возраст родителей современного потомства (т.е. новорожденных особей в популяции). Следовательно, этот показатель отражает продолжительность репродуктивного цикла размножающихся особей в популяции. Продолжительность поколения больше, чем возраст первого размножения и меньше, чем предельный возраст размножения, за исключением тех случаев, когда таксоны размножаются только один раз в течение жизни. Если продолжительность поколения изменяется под действием факторов угрозы, то должно использоваться его наиболее естественное первоначальное значение, то есть еще не изменённое ими». (IUCN 2001, 2012b)

В принципе, временные величины в критериях фиксируют для определения продолжительности жизни и репродукционной активности таксонов. Одной из таких величин является продолжительность поколения. Современное определение продолжительности поколения часто неправильно понимается и вызывает сложности в случаях долгоживущих таксонов, таксонов, имеющих возрастную вариацию фертильности и смертности, с разной продолжительностью жизни из-за промышленного истребления, со средовыми изменениями и изменениями между полами. Здесь предлагаются некоторые подходящие методы для определения продолжительности поколения.

Также допускается возможность экстраполяции данных о продолжительности поколения от близкородственных хорошо изученных таксонов на менее изученные, но находящиеся в потенциальной опасности таксоны.

Формально существует несколько определений продолжительности поколения, включая изложенное выше; средний возраст, при котором поколение новорожденных особей дает потомство; возраст достижения 50% общей репродуктивности; средний возраст родителей в популяции со стабильным возрастным распределением; время, необходимое для популяции, чтобы увеличить численность с появлением новорожденных особей. Все эти определения продолжительности поколения подразумевают использование информации возраста и пола для

определения выживания и фертильности и лучше всего рассчитываются по таблице выживания (например, пункт 1 ниже). В зависимости от рассматриваемого таксона другие методы могут дать хорошую аппроксимацию (например, пункты 2 и 3). Следует избегать величин, которые могут исказить (снизить) реальную продолжительность поколения. Продолжительность поколения можно рассчитать согласно следующим методам:

1. средний возраст родителей в популяции рассчитывается на основании уравнения

$$G = \sum x l_x m_x / \sum l_x m_x,$$

где суммирование величин происходит с возраста (x) от 0 до крайнего репродуктивного возраста;  $m_x$  – (пропорционально фертильности) фертильность в возрасте x;  $l_x$  – выживаемость до возраста x (например,  $l_x = S_0 * S_1 \dots S_{x-1}$ , где S – годовая выживаемость,  $l_0=1$  по определению).

Эта формула содержится в табличном файле (Generation length.xls). Для использования формулы следуйте инструкциям в файле, обращая внимание на требуемые параметры.

2. 1/взрослая смертность + первый репродуктивный возраст. Эта аппроксимация применима, если известна годовая смертность после достижения первого репродуктивного возраста (т.е. при отсутствии процесса старения). У многих видов старение наблюдается, которое проявляется в увеличении смертности и уменьшении фертильности с возрастом; для этих видов эта формула даст преувеличенную величину продолжительности поколения (заменить вышеупомянутой электронной таблицей). Для определения первого репродуктивного возраста используйте возраст, при котором индивидуумы впервые дают потомство в дикой природе (он может наступить позднее, чем возраст биологической зрелости), усредненный для всех индивидуумов или всех самок. Если первый репродуктивный возраст наступает в 12 месяцев, используйте 0, а не 1; если он наступает между 12 и 24 месяцами, используйте 1 и т.д.

3. Первый репродуктивный возраст + [ z \* (продолжительность репродуктивного периода)], где обычно  $z < 0,5$  в зависимости от выживаемости и относительной плодовитости (фертильности) молодых особей по сравнению со старыми в популяции. Для определения первого репродуктивного возраста смотри пункт (2) выше. Эта аппроксимация применима, когда мы знаем только возраст первой и последней репродукции, но не знаем, как найти правильное значение z. В общем, для заданной продолжительности репродуктивного периода величина z ниже при высокой смертности в течение репродуктивного периода, и выше, когда и относительная плодовитость выше в старших возрастных классах. Чтобы увидеть, как продолжительность поколения меняется в зависимости от отклонений от данных закономерностей, используйте вышеуказанную электронную таблицу. Обратите внимание, что продолжительность репродуктивного периода зависит от продолжительности жизни в дикой природе, которая не является четко определенным демографическим параметром, т.к. ее значение часто зависит от количества учтенных индивидуумов.

4. для частично клональных таксонов, продолжительность поколения – это среднее значение для бесполой и размножающихся половым путем особей в популяции, рассчитанное в соответствии с их относительной встречаемостью.

5. для растений с запасами семян используйте следующую формулу: ювенильный период + полураспад (половина жизни) семян в семенном банке или среднее время прорастания, в зависимости от того, какая из величин наиболее точно известна. Половина жизни семян в семенном банке обычно варьирует в диапазоне от  $< 1$  до 10 лет. При использовании электронной таблицы для таких видов введите банк (запас) семян в качестве одного или

нескольких отдельных возрастных классов в зависимости от среднего времени пребывания в семенном банке.

Пункты 2 и 3 еще подходят для определения продолжительности поколения, если интервал между циклами размножения более одного года; более точный расчет может быть сделан в этом случае с помощью таблицы (см. выше) для каждого возрастного класса с учетом средней фертильности всех индивидуумов (или самок) в этом возрастном классе (независимо от того, давали ли они вообще потомство в этом возрасте). В одном из определений продолжительности поколения упоминается скорость, с которой новое поколение сменяет старое. Она не связана непосредственно с интервалом между пометами, а отражает среднее время, необходимое для смены группы размножающихся индивидуумов ее потомством.

Не обязательно рассчитывать среднее или типичное значение продолжительности поколения, если некоторые субпопуляции таксона отличаются по продолжительности поколения. Вместо этого рекомендуется рассчитать величину продолжительности поколения для каждой субпопуляции, а затем использовать получившиеся значения для определения сокращения соответствующего числа поколений с последующим расчетом общего сокращения популяции (для критерия А) или общего продолжающегося снижения численности популяции (для критерия С1), используя средневзвешенное значение сокращений для каждой субпопуляции, где вес является размером субпопуляции 3 несколько поколений назад (см. подробное объяснение и примеры в разделе 5.8).

#### **4.5 Сокращение (критерий А)**

«Сокращение— это снижение численности половозрелых особей не менее чем на величину (в процентах), установленную критерием, за определённый период времени (в годах), даже если такое снижение не является продолжающимся. Сокращение не должно интерпретироваться как случай флуктуации, если для этого нет достаточных доказательств. Фаза снижения при флуктуациях численности обычно не рассматривается как её сокращение». (IUCN 2001, 2012b)

##### *4.5.1 Оценка сокращения*

Процентное снижение количества половозрелых особей можно оценить несколькими способами, в том числе используя «индекс обилия, соответствующий таксону». В случае лова рыбы можно использовать показатель улова на единицу усилия (CPUE). Этот показатель следует использовать с осторожностью, так как изменения в CPUE могут преуменьшать реальное сокращение популяции. Это может произойти, например, если популяция сосредоточена на малых площадях и улов остается высоким при неизменном уровне усилия, даже если численность популяции падает. Это также может произойти, если должным образом не учитывается увеличение эффективности рыбной ловли. Поэтому оценку сокращения промысловых рыбных таксонов целесообразно проводить на основании результатов, полученных с использованием независимых от рыболовной отрасли методов исследования.

Данные о численности популяции, с помощью которых можно рассчитать сокращение, обычно являются переменными данными, поэтому зачастую эксперт сомневается, какие данные ему лучше использовать для определения сокращения популяции. В зависимости от формы изложения данных можно построить линейную или экспоненциальную модель с последующим использованием начальных и конечных точек получившейся линии для расчета сокращения. Построение модели, таким образом, помогает частично избежать изменчивости данных, которая может быть связана с естественными колебаниями, которые не должны быть включены в оценку сокращения. Если численность популяций подвержена сильным изменениям или колеблется с периодичностью, превышающей время одного поколения, в таких случаях для

получения более реалистичной оценки долговременного сокращения популяции рекомендуется построение временного ряда, охватывающего более трех поколений или 10 лет (в зависимости от условий). Однако, независимо от продолжительности заданного временного ряда сокращение рассчитывается для последних трех поколений или 10 лет (в зависимости от условий).

Построение модели должно проводиться с учетом особенностей сокращения численности популяции, которые могут быть определены по типу угрозы. Если таксону угрожает опасность вымирания из-за промышленной эксплуатации, а промысловая смертность (доля убитых особей) не меняется по мере снижения размера популяции, то популяция сокращается в геометрической прогрессии (экспоненциально) и, соответственно, применяется экспоненциальная модель. В некоторых случаях более уместна линейная модель. Это происходит, когда число убитых особей (а не их доля в общей численности популяции) остается неизменным. Например, если таксон находится под угрозой потери среды обитания и ежегодно теряет примерно одинаковую по размеру часть среды обитания, можно говорить о линейном сокращении количества особей. Никакая из двух моделей не нужна, если имеются только два показателя численности популяции (начало и конец периода времени, указанного в критериях) – снижение численности может быть определено по этим двум значениям. При построении модели необходимо указать жизненный цикл, биологию местообитания, дать характеристику эксплуатации или другим угрожающим виду процессам и т.д. Для получения дополнительной информации смотри раздел 5.8 ниже.

#### *4.5.2 Построение предположений о сокращении популяции или прогнозирование сокращения популяции*

В случаях, когда необходимо экстраполировать процессы, происходящие в популяции (критерии А3 или А4), предположения о возможном характере сокращения популяции (например, экспоненциальное или линейное) могут иметь решающее значение для оценки таксона. Инструкции по этому вопросу приведены в разделе 5 (критерий А).

Сокращение популяции в течение продолжительного периода в несколько поколений может быть оценено с помощью данных за более короткое время. Тем не менее, предположения о скорости снижения численности популяции (постоянная, увеличивается или уменьшается) относительно наблюдаемого отрезка времени должны быть обоснованы с учетом угрожаемого процесса, жизненного цикла вида или других важных факторов. Раздел 3 посвящен работе с неточными данными, использованию гипотез и прогнозов.

Сокращение популяции в будущем может быть спрогнозировано с помощью популяционных моделей при условии, что: (i) модель отвечает требованиям, изложенным в разделе 9 («Инструкции по применению критерия Е»), (ii) последствия будущей угрозы включены в популяционную модель в виде изменений модельных параметров и (iii) результаты модели не являются несовместимыми с ожидаемыми изменениями настоящих или недавних темпов сокращения популяции. При использовании популяционной модели для прогноза сокращения согласно критерию А3 следует использовать среднее прогнозируемое значение из ряда возможных значений для определения наиболее правдоподобной величины прогнозируемого сокращения. Оценка может быть проведена на основании лучшей (наиболее правдоподобной) величины, нижней или верхней ее границы, но, исходя из соображений прозрачности данных, эксперты должны объяснить свой выбор в случае, если они берут иное, чем лучшая величина, значение. Прогнозируемые изменения могут быть использованы для определения неточных данных. Например, верхний и нижний квартили прогнозируемой величины будущего сокращения (т.е. сокращения с 25 % до 75%-ой вероятностью) можно рассматривать как вероятный диапазон прогнозируемого сокращения, который может считаться

неточностью при оценке согласно разделам 3.2 и 5.8.2 Инструкций. Границы вероятного диапазона должны включать неточность модели и погрешность измерения; иными словами экспертам необходимо обосновать структуру модели и объяснить, почему она является наиболее подходящей с учетом неточных модельных данных.

#### 4.6 Продолжающееся снижение (критерии В и С)

«Продолжающееся снижение – это прошлое, настоящее или прогнозируемое будущее снижение (которое может быть непрерывным, нерегулярным или спорадическим), имеющее тенденцию к продолжению до тех пор, пока не будут приняты корректирующие меры. Флуктуации обычно не считаются продолжающимся снижением, но и наблюдаемое снижение не должно рассматриваться как флуктуация до тех пор, пока для этого нет доказательств». (IUCN 2001, 2012b)

Продолжающиеся снижения используют двумя различными способами в критериях. Продолжающиеся снижения во всех случаях могут качественно характеризовать таксоны критериев В или С2, потому что таксоны критериев В и С уже заведомо имеют ограниченный ареал или небольшой размер популяции. Рассчитанное продолжающееся снижение (согласно критерию С1) имеет количественные пороговые значения и требует количественной оценки. Применение показателей продолжающегося снижения во всех случаях не подходит для критерия С1 (или критерия А).

Для критериев В1b, В2b и С2 продолжающиеся снижения можно наблюдать, оценивать, прогнозировать или проецировать. Несмотря на отсутствие прямого упоминания для критериев В или С2 продолжающиеся снижения здесь допустимы. Для критерия С1 продолжающиеся снижения можно только наблюдать, оценивать или проецировать. Продолжающееся снижение для В или С можно проецировать, следовательно, его пока не должно быть в действительности. Однако, подобные проецируемые снижения должны быть обоснованы с высокой степенью уверенности, что они действительно произойдут (т. е. просто «возможные» будущие снижения не допускаются).

Продолжающееся снижение на время смены нескольких поколений (так же как и сокращение) может быть оценено на основе данных за более короткий промежуток времени. Например, для оценки таксона с помощью критерия С1 для категории «Уязвимые» требуется определение продолжающегося снижения на протяжении трех поколений или 10 лет в зависимости от того, что дольше (максимум до 100 лет). При экстраполяции данных за более короткий временной отрезок прогнозы снижения (постоянное, увеличивается или уменьшается) относительно наблюдаемого отрезка времени должны быть обоснованы с учетом угрожаемого процесса, жизненного цикла вида или других важных факторов.

Обратите внимание, что продолжающееся снижение не представляется возможным без сокращения популяции (которое, впрочем, может быть не достаточно большим, чтобы достичь пороговых значений критерия А), а сокращение, наоборот, возможно без продолжающегося снижения: если сокращение уже не имеет место быть согласно критерию А, не может быть и продолжающегося снижения. Тем не менее, продолжающиеся сокращения не обязательно должны быть непрерывными; они могут быть единичными, происходить с непредсказуемыми интервалами, но должны иметь вероятность их повторения в будущем. Относительно редкие события могут считаться причиной продолжающегося снижения, если они случились хотя бы один раз в течение последних трех поколений или 10 лет (в зависимости от того, что дольше), и существует вероятность их повторения в ближайшие три поколения или 10 лет (в зависимости от того, что дольше), а также ожидается, что популяция не сможет восстановиться между этими событиями.

Потенциально запутывающим аспектом критериев является то, что «рассчитанное продолжающееся снижение» критерия С1 концептуально очень похоже на «сокращение «скользящего окна»» критерия А4. Различия: (i) А4 всегда оценивается для трех поколений/10 лет, в то время как С1 – для одного, двух или трех поколений в зависимости от категории, (ii) пороговые значения ниже для С1 (например, для категории VU (Уязвимые) 10% для С1 и 30% для А4), (iii) С1 также подразумевает небольшой размер популяции и (iv) для С1 снижение можно наблюдать или рассчитать (оценить), а для А4 – наблюдать, оценить, предполагать, прогнозировать или ожидать.

На случай, если местообитание сокращается, а обилие не сокращается, существуют свои причины: (i) задержка реакции популяции на снижение переносимого объема (К), возможно, потому что популяция находится ниже К по другим причинам (таким как, например, промышленная эксплуатация), (ii) местообитание сокращается в местах, в настоящее время не занятых таксоном, или (iii) местообитание определено неправильно. В случае (i) популяция, возможно, пострадает; в случае (ii) потеря возможностей повторного заселения может негативно повлиять на популяцию. В обоих случаях могут быть задействованы В1b (iii) или В2b (iii), даже если популяция не находится в состоянии продолжающегося снижения. Неправильное определение местообитания (случай iii) часто требует более точной формулировки термина «местообитание». При определении продолжающегося снижения по площади, протяженности и/или качеству среды обитания (местообитания) (критерии В1b (iii) и В2b (iii)) эксперты должны определить «местообитание» в строгом смысле этого слова, то есть как область, характеризующуюся абиотическими и биотическими свойствами и пригодную для жизнедеятельности конкретного вида. В частности, они должны избегать универсальных классификаций, таких как «лес», которые означают биотоп, тип растительности или тип растительного покрова, а не видоспецифическое определение местообитания.

Обратите внимание, что продолжающееся снижение отличается от «современного тренда популяции – current population trend», который является обязательным для включения в оценки Красного списка МСОП, но не используется в критериях. Между этими двумя терминами существует не простая взаимосвязь. Современный тренд популяции может быть стабильным или возрастающим с проецируемым на будущее продолжающимся снижением. Если современный тренд популяции снижается, мы говорим о продолжающемся снижении, но только в том случае если этот тренд способен на продолжение в будущем и не является фазой спада флуктуации.

#### 4.7 Экстремальные флуктуации (критерии В и С2)

«Термин «Экстремальные флуктуации» может употребляться в случаях, когда показатели численности или ареала таксона варьируют в широких пределах с высокой скоростью и частотой, обычно более чем на один порядок (т.е. десятикратное увеличение или снижение)». (IUCN 2001, 2012b)

Экстремальные колебания включены в критерии В и С как по причине существования положительного отношения между риском вымирания и изменением темпов роста численности популяции (Burgman et al. 1993). Популяции, которые подвержены экстремальным флуктуациям, вероятно, имеют очень разные скорости роста, и, следовательно, подвержены более высокому риску вымирания, чем популяции с более низкими уровнями изменчивости.

Флуктуации в популяции могут варьировать по величине и частоте (рис. 4.1). Чтобы соответствовать подкритерию «экстремальные флуктуации», параметры популяции должны измениться, по крайней мере, в 10 раз (т.е. на разницу между максимальными и минимальными

величинами параметра). Флуктуации могут происходить в течение любого промежутка времени в зависимости от их вызвавших их причин. Кратковременные флуктуации, которые происходят в течение сезонных или годовых циклов, как правило, легче обнаружить, чем те, которые происходят в течение длительных промежутков времени, например, вызванные редкими событиями или климатическими циклами, такими как Эль-Ниньо (El Niño). Флуктуации могут происходить регулярно или спорадически (т.е. с непостоянными интервалами между последовательными минимальными значениями популяции или последовательными максимальными значениями популяции).

Влияние экстремальных флуктуаций на риск исчезновения будет зависеть как от степени изоляции, так и от степени синхронности колебаний между субпопуляциями.

В случае наличия регулярного или случайного обмена (даже небольшим числом индивидуумов, семян, спор и т.д.) между всеми (или почти всеми) субпопуляциями степень колебаний (флуктуаций) измеряется для всей популяции целиком. Здесь параметры популяции будут отвечать подкритерию только тогда, когда общая степень флуктуации (для всей популяции) будет больше, чем одна единица измерения величины. Если колебания параметров различных субпопуляций независимы и асинхронны, они будут аннулировать друг друга в какой-то степени при учете колебаний всей популяции.

Если, с другой стороны, субпопуляции полностью изолированы, то степень синхронности между популяциями не так важна и для удовлетворения подкритерию вполне достаточно, чтобы по возможности каждая субпопуляция демонстрировала экстремальные флуктуации. В этом случае, если большинство субпопуляций имеет колебания на единицу измерения величины, критерий будет удовлетворен (независимо от общей степени колебаний в популяции).

В ситуации между этими двумя крайностями, если обмен наблюдается только между некоторыми субпопуляциями, то общую численность популяции при оценке колебаний следует учитывать по этим взаимосвязанным субпопуляциям; каждую пару (группу) взаимосвязанных субпопуляций следует анализировать отдельно.

Популяционные флуктуации иногда трудно отличить от направленных популяционных изменений, таких как продолжающийся спад (declines), сокращение (reductions) или увеличение (increases). На рисунке 4.1 показаны примеры, где колебания происходят независимо от направленных изменений и в сочетании с ними. Сокращение не должно интерпретироваться как часть флуктуации, если нет достаточных доказательств обратному. Колебания могут прогнозироваться (мы можем предполагать их наличие) только при наличии четкой уверенности в том, что за изменением в популяции последует изменение в обратном направлении в течение одного или двух поколений. И, наоборот, за направленными изменениями (изменениями направления) не обязательно следует изменение в обратном направлении.

Существует два основных способа диагностики экстремальных колебаний: (i) интерпретируя траектории популяции на основе индекса обилия, подходящего для таксона; и (ii) используя данные жизненного цикла или биологии местообитания таксона.

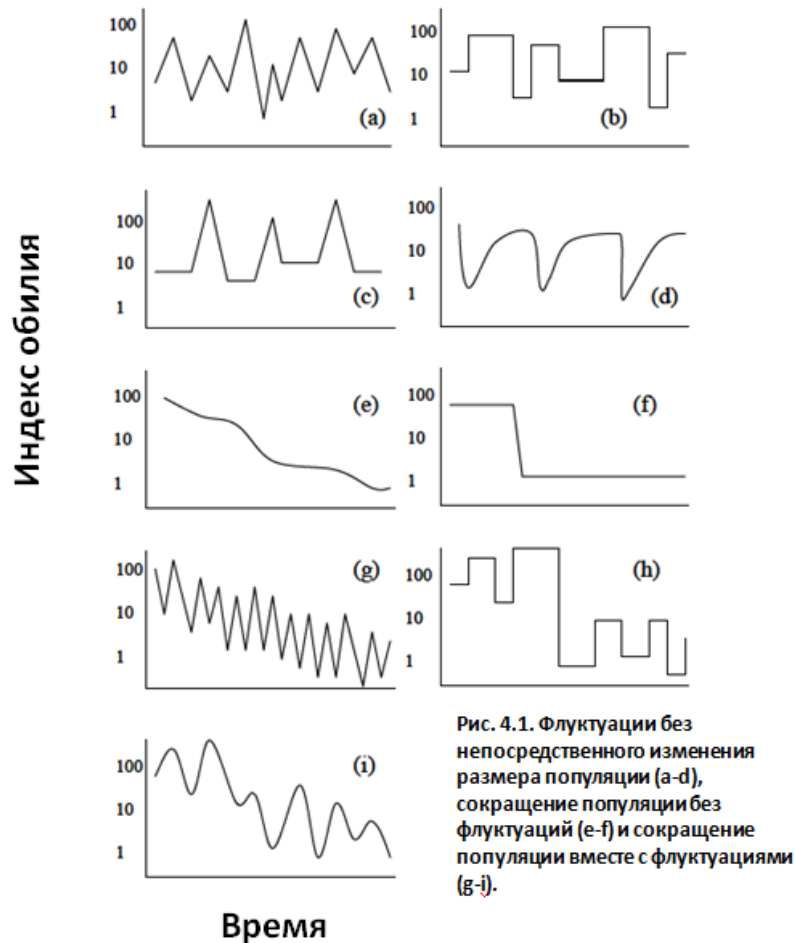
- i) Траектории популяции должны представлять повторяющуюся картину повышения и понижения значений параметра (рис. 4.1). Как правило, необходимо увидеть несколько последовательных повышений и понижений, чтобы убедиться в обратимости изменений популяции, за исключением случая, когда интерпретация данных происходит с пониманием основной причины флуктуации (см. ii). Последовательные максимальные и



минимальные значения могут быть разделены интервалами с относительно стабильной численностью популяции.

ii) Некоторые организмы отличаются жизненным циклом, склонным к резкому подъему/спаду численности популяции. Примеры: рыбы пересыхающих водоемов, зерноядные мелкие млекопитающие засушливого климата и растения, которые реагируют на смену древостоя (нарушение). В этих случаях существует зависимость от конкретного ресурса, который то имеется, то не имеется, или от реакции вида на нарушение, которая включает предсказуемые периоды смертности и прироста. Информацию о подобных процессах для любого таксона можно почерпнуть из исследований функционально аналогичных таксонов, а заключение о наличии экстремальных флуктуаций не обязательно требует прямого наблюдения за последовательными увеличениями и падениями показателей.

Во всех случаях, эксперты должны быть уверены, что флуктуации у некоторого числа половозрелых особей представляют изменения, характерные для всей популяции, а не просто переход особей от одной стадии развития к другой. Например, у некоторых пресноводных беспозвоночных животных пересыхающих водоемов количество половозрелых особей возрастает после повышения уровня воды, который стимулирует выход особей из личиночной стадии. Половозрелые особи размножаются до тех пор, пока условия остаются подходящими, и умирают по мере высыхания водоема, оставляя после себя незрелые формы жизни (например, яйца) до следующего подъема воды. Точно так же, пожары могут стимулировать массовое прорастание семян, а до пожара количество взрослых деревьев было небольшим. Как и в предыдущем примере, взрослые растения могут вымереть в течение интервала между пожарами, оставляя за собой запас незрелых особей (семян), которые будут ждать следующего пожара, чтобы прорасти. Такие случаи не относятся к экстремальным флуктуациям за исключением ситуаций, когда спящие формы жизни прекращают свое существование в силу какого-либо события или не могут существовать без взрослых особей. Например, таксоны растений, которые были уничтожены в результате пожара вместе с семенами, хранящимися в кронах деревьев (поздноцветущие облигатные многосемянные виды), подходят под определение экстремальных флуктуаций, поскольку в данном случае снижение числа половозрелых особей представляет собой снижение общего количества особей в популяции.



#### 4.8 Сильная фрагментация (критерий В)

«Термин «Сильная фрагментация» относится к ситуации, когда повышенный риск исчезновения таксона является результатом того, что большинство его особей находятся в мелких и относительно изолированных популяциях (в определённых случаях такой вывод можно сделать на основе информации о местообитаниях). Такие мелкие популяции могут находиться на грани исчезновения и обладать пониженной способностью к реколонизации». (IUCN 2001, 2012b)

Фрагментация оценивается относительно особенностей биологической изоляции рассматриваемого таксона. В общем, таксоны с очень мобильными взрослыми особями или производящие большое количество маленьких мобильных диаспор обычно более широко распространены и, следовательно, менее подвержены изоляции из-за фрагментации их местообитаний. Таксоны, которые производят только небольшое количество диаспор (или вообще не производят их), или производят только крупные диаспоры, менее эффективны при их распространении на большие расстояния и, следовательно, более подвержены риску изоляции. Фрагментация естественных местообитаний (например, старовозрастных лесов или низинных болот) может быть использована в качестве прямого доказательства фрагментации таксонов с низкой способностью к размножению.

В случае наличия данных о (i) границах области обитания (area of occupancy) (например, подробными картами области обитания) таксона, (ii) некоторых аспектах способности к распространению таксона (например, о средней дистанции распространения), и (iii) средней плотности популяции в области обитания (например, информация о размере области обитания,

размере индивидуального участка обитания и т.д.) следующий критерий применим для определения наличия сильной фрагментации. Таксон может считаться сильно фрагментированным, если большая часть (>50%) области его обитания поделена на отдельные участки, которые (1) меньше по размеру, чем требуется для поддержания жизнеспособной популяции, и (2) отделены от других участков на большое расстояние.

В ситуации (1) расчет площади, необходимой для поддержания жизнеспособной популяции, должен быть основан на рудиментарных оценках плотности популяции и на знаниях экологии таксона. Например, для многих позвоночных участки, на которых могут одновременно проживать менее 100 особей, считаются слишком маленькими для успешного воспроизводства. В ситуации (2) степень изоляции таких участков оценивается на основе расстояния, на которое таксон способен распространиться. Например, участки, которые изолированы на расстояния в несколько раз превышающие среднее полученное в результате долговременных наблюдений расстояние распространения таксона могут считаться изолированными.

Отметим, что существование (или даже большое число) малых и изолированных участков области обитания само по себе не является достаточным основанием говорить о сильной фрагментации таксона. Для этого нужно, чтобы больше половины особей (или больше половины области обитания) должны быть поделены на мелкие и изолированные участки.

Для многих таксонов информацию о плотности популяции и расстоянию распространения таксона можно заимствовать у других похожих таксонов. Биологически известные значения могут быть присвоены экспертами большим таксономическим группам (семьям или даже родам) или другим объединениям таксонов на основе знания их биологии. Например, для мхов часто отсутствует информация о последствиях изоляции субпопуляций. В большинстве случаев расстояние более 50 км между субпопуляциями таксонов, которые не способны размножаться спорами, и расстояние между 100 км и 1000 км для таксонов со спорами свидетельствует о сильной фрагментации (Hallingbäck соавт. 2000).

Определение сильной фрагментации основано на характере распространения субпопуляций. Этот термин часто путают с термином «локалитет» (см. раздел 4.11), но это абсолютно разные термины. Таксон может быть сильно фрагментирован, т.к. всем изолированным субпопуляциям угрожает один основной фактор (один локалитет) или каждой субпопуляции угрожает свой (другой) фактор (много локалитетов).

#### **4.9 Область распространения (критерии А и В)**

«Область распространения определяется как пространство внутри кратчайшей непрерывной воображаемой границы, которая включает в себе все известные, подразумеваемые или прогнозируемые современные местонахождения таксона, исключая его случайные встречи. Площадь области распространения может не включать в себя разрывы или дизъюнкции внутри всего ареала таксона, например, крупные участки с явно неподходящей для таксона средой обитания [но см. «область обитания» раздел 4.10 ниже]. Область распространения часто может быть оценена методом минимального выпуклого многоугольника (наименьший многоугольник, в котором ни один внутренний угол не превышает 180 градусов и который содержит все местонахождения таксона)». (IUCN 2001, 2012b).

Область распространения (ОР) (extent of occurrence - EOO) является параметром, который измеряет пространственное распространение участков, занятых в настоящее время таксоном. Цель этого параметра заключается в измерении степени пространственного влияния факторов угрозы относительно географического распространения таксона. Он не предназначен для оценки площади занимаемого или потенциального местообитания или ареала таксона. Другие,

более ограничительные определения ареала служат другим целям, например, нужны при планировании охранных мероприятий. Правильное применение критериев требует, чтобы ОР оценивалась в соответствии с указываемыми здесь пороговыми значениями.

Размышляя о различиях между ОР и ОО (область обитания; см. раздел 4.10), попробуем сравнить виды, которые имеют аналогичные значения для одного из рассматриваемых пространственных параметров и разные значения для другого. При прочих равных показателях, более высокие значения ОР обычно приводят к более высокой степени распространения риска (и, следовательно, к более низкому общему риску вымирания таксона), чем более низкие значения ОО, в зависимости от типа актуальных для таксонов негативных факторов. Например, существует малая вероятность того, что таксон с широкой областью распространения пострадает на протяжении всего своего ареала (ОР) от одного пожара, т.к. область распространения одного пожара меньше, чем пространственное распространение таксона. И наоборот, эндемичный таксон с ограниченной областью распространения, но с теми же значениями ОО как и у предыдущего таксона, может серьезно пострадать от пожара на протяжении всей своей ОР, т.к. пространственное распространение нарушения выше или такое же по величине, как и ОР таксона.

В случае мигрирующих видов, ОР определяют на основе минимального количества ареалов размножения или территорий зимовки (без размножения), но только одного из двух показателей, потому что для этих видов одинаково важны оба типа территорий, а основная часть популяции одновременно находится только на одной из них.

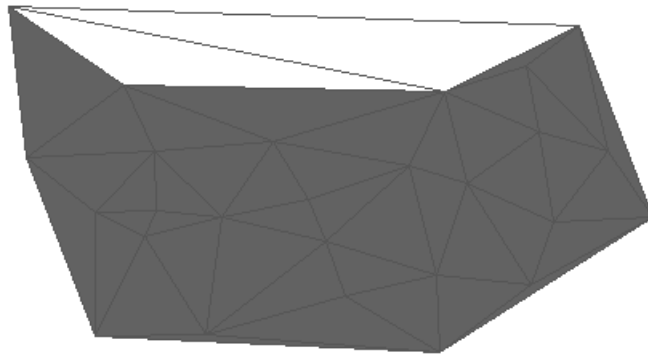
Если ОР меньше ОО, следует изменить ОР и сделать ее равным ОО для достижения соответствия определению ОО как территории внутри ОР.

ОР можно измерить с помощью минимального выпуклого многоугольника, исключая «разрывы или дизъюнкции в рамках общего распространения таксонов». Тем не менее, для оценок по критерию В не рекомендуется исключение из ОР участков, образующих разрывы или дизъюнкции, за исключением крайних обстоятельств. Это важно, потому что дизъюнкции и разрывы (отдельно стоящие участки распространения таксона) снижают вероятность того, что вся популяция таксона пострадает от одного разрушающего процесса. Риски рассредоточены благодаря существованию отдаленных или разобщенных участков распространения таксона независимо от того, охватывает ли ОР значительные площади неподходящей для таксона среды обитания. Неоправданное исключение из определения ОР разрывов или дизъюнкций внутри границ общего распространения таксона будет занижать величину ОР в оценках критерия В и, следовательно, занижать величину пространственного распространения риска для этого таксона. Дальнейшие инструкции о типах исключаемых из рассмотрения разрывов или дизъюнкций (разобщений) будут разработаны впоследствии.

При наличии подобных разрывов или дизъюнкций в распределении видов минимальный выпуклый многоугольник (также называемый выпуклой оболочкой) обозначает границу ОР, которая имеет очень приблизительное разрешение, что приводит к существенному завышению площади ареала (ОР), в частности для ареалов неправильной формы (Ostro et al. 1999). Последствия этого смещения меняются в зависимости от цели применения величины ОР: оценка или прогнозирование сокращений (критерий А) или продолжающихся спадов численности популяции (критерии В и С). Использование выпуклых оболочек вряд ли исказит оценку пороговых значений величины ОР критерия В, так как дизъюнкции и разобщенные участки распространения таксона обычно не способствуют пространственному распространению риска (смотри выше). Однако, искажение значений, полученных на основе выпуклых оболочек, делает их менее пригодными в качестве способа сравнения двух или более временных оценок ОР для оценки сокращений или продолжающихся спадов численности

популяции. Если разобщенные участки ОР были обнаружены в одно и тоже время, а не в разные годы, это может привести к ошибочным предположениям о сокращениях или увеличениях размера популяции. Таким образом, метод  $\alpha$ -оболочки (обобщение выпуклой оболочки) рекомендован для оценки сокращений и продолжительных спадов численности популяции, потому что это значительно снижает возможность искажения величины ОР, возникающей в результате особенностей пространственного расположения местообитания (Burgman and Fox 2003).  $\alpha$ -оболочка делает более понятными внешние границы видового ареала (ОР), разбивая его на несколько отдельных участков при обнаружении необитаемых участков. Для  $\alpha$ -оболочек величина площади и ее тренд стремятся к одному правильному значению по мере увеличения размера образца при отсутствии других больших ошибок. Это не обязательно относится к выпуклым оболочкам. Ядерные оценки могут быть использованы с той же целью, но они более сложные в применении.

Первым шагом в построении  $\alpha$ -оболочки является разбиение отмеченных на карте точек распространения таксона на треугольники Delauney (рисунок 4.2). Треугольники рисуем, соединяя точки таким образом, чтобы линии не пересекались. Внешняя граница треугольников Delauney и есть так называемая выпуклая оболочка.



**Рисунок 4.2.** Изображение  $\alpha$ -оболочки. Линии показывают треугольники Delauney (точки пересечения линий являются местами распространения таксона). Сумма площадей темных треугольников дает величину ОР на основе метода  $\alpha$ -оболочки. Два светлых треугольника являются частью выпуклой оболочки, но исключены из  $\alpha$ -оболочки.

Второй шаг заключается в определении длины всех линий и вычислении средней длины линии. Третьим шагом является удаление всех линий, длиннее, чем значение, кратное средней длине линии ( $\alpha$ ) (Значение  $\alpha$  и средняя длина линии представляют собой «расстояние разрыва».) Значение  $\alpha$  может быть выбрано с учетом необходимого уровня разрешения. Чем меньше значение  $\alpha$ , тем лучше разрешение оболочки. Опыт показывает, что значение  $\alpha$ , равное 2, является хорошей отправной точкой для некоторых видов (однако, использование значения  $\alpha$  в отдельных случаях при оценке сокращений ОР должно быть основано на компромиссе между уменьшением возможного искажения, связанного с неполным охватом удаленных участков ОР, и минимизацией отклонения от границ выпуклой оболочки). Этот процесс приводит к удалению линий, соединяющих точки, которые находятся относительно далеко друг от друга, и может разделить общий ареал (ОР) таксона на несколько многоугольников. Последним шагом является расчет области распространения путем суммирования площадей всех оставшихся треугольников. При повторении данного действия для определения ОР таксона на основе повторной съемки точек (и таким образом оценить изменения величины ОР) следует использовать то же самое значение разрыва дистанции между точками в качестве порогового значения для удаления линий (а не то же значение  $\alpha$ ). Это позволит снизить искажение значения ОР из-за разницы в количестве точек между двумя съемками и из-за изменения средней длины линии между точками.

Область распространения и область обитания отражают распространение таксона на сегодняшний день, то есть они не должны включать области, где вид больше не существует. С другой стороны, эти величины должны включать не только известные, но и предполагаемые (прогнозируемые, возможные) территории. Например, они могут быть определены на основании присутствия подходящего виду местообитания, но где работы по определению его нахождения там пока не проводили. При этом важно знать, где уже проводились работы по установлению нахождения таксона. Включение предполагаемых ареалов таксона дает диапазон возможных значений, которые, в свою очередь, могут образовать возможные Категории Красного Списка (см. разделы 3.1 Наличие данных, гипотезы и прогнозы и 3.2 Неточность).

#### **4.10 Область обитания (критерии А, В и D)**

«Область обитания определяется как занятое таксоном пространство внутри его «области распространения» (см. выше пункт 4.9), исключая его случайные встречи. Это понятие отражает тот факт, что таксон обычно не занимает всё пространство в пределах своего ареала, которое может содержать непригодные для его обитания или незанятые им участки. В некоторых случаях (например, незаменимые колониальные места гнездования, важнейшие кормовые участки мигрирующих таксонов), область обитания представляет собой наименьшее пространство, необходимое на какой-либо стадии существования таксона для выживания всех его популяций. Площадь области обитания зависит от масштаба, в котором она измеряется. Поэтому она должна быть представлена в наиболее приемлемом масштабе, соответствующем биологическим особенностям таксона, характеру факторов угрозы и другим имеющимся данным (см. ниже). Во избежание несовместимости и необъективности оценок таксона, связанных с измерением области обитания в различных масштабах, бывает целесообразно стандартизировать экспертные оценки таких измерений путем применения масштаб-корректирующего коэффициента. Трудно предложить строгое руководство для стандартизации таких данных, поскольку для разных таксономических групп характерны различные соотношения масштаба и площади». (IUCN 2001, 2012b)

Область обитания (ОО) является параметром, который представляет собой пригодное местообитание, занимаемое таксоном в настоящее время. Как и любая мера пространства ОО требует определенного масштаба. В этом случае масштаб определяется пороговыми значениями в критериях, т.е. правильное использование критериев требует, чтобы ОО оценивалась в масштабах, которые определяются пороговыми значениями в критериях. Эти масштабы (см. «Проблемы масштабирования» ниже) предназначены для определения сопоставимого статуса угрозы для таксонов; другие масштабы более подходят для других целей. Например, более точные масштабы нужны для планирования природоохранных мероприятий для растений, а применение крупных масштабов целесообразно для глобального временного анализа крупных мобильных видов. Однако такие масштабы, возможно, не подходят для использования вместе с критериями.

Область обитания входит в критерии по двум основным причинам. Первая заключается в выявлении видов с ограниченным пространственным распространением и, соответственно, обычно ограниченным ареалом. Считается, что у видов с ограниченным ареалом повышенный риск вымирания. Во-вторых, во многих случаях ОО может быть показателем численности популяции, потому что между ОО и размером популяции часто существует положительная корреляция. Достоверность этой корреляции для какого-либо конкретного вида зависит от изменения плотности его популяции.

Предположим, два вида имеют одинаковую ОР, но разные значения ОО, потому что у одного из них более высокие требования к местообитанию. Например, два вида могут быть

распространены в пределах одной пустыни (отсюда одинаковая ОР), но один из них имеет много точек обитания по всей территории (большая ОО), а другой ограничивается оазисами (малая ОО). Вид с меньшей величиной ОО может иметь более высокий риск исчезновения, потому что угроза исчезновения его ограниченного местообитания (например, деградация оазисов) может привести к сокращению его местообитания за более короткие сроки до размеров, которые не способны поддерживать жизнеспособную популяцию.

#### *4.10.1 Проблемы масштабирования*

У классификаций, основанных на величине области обитания (ОО), могут быть проблемы пространственного масштаба. Существует логическое противоречие между пороговыми значениями с фиксированными величинами размера ареалов и необходимостью измерения площади ареалов в различных масштабах для разных таксонов. «Чем подробнее масштаб, при котором на карту наносятся места распространения или местообитания таксонов, тем меньше площадь области обитания и тем меньше вероятность, что найденные значения ... превысят пороговые значения критериев. Подробные пространственные масштабы показывают больше областей, в которых присутствие таксона не зарегистрировано. С другой стороны, грубый масштаб отображает меньше не занятых видом областей и приводит к получению значений, которые могут превысить пороговые значения категорий угрозы. Таким образом, выбор масштаба для определения ОО сам по себе может повлиять на результат оценки Красного списка и может быть источником непоследовательности и искажения». (IUCN 2001, 2012b)

Для некоторых величин ОО может потребоваться стандартизация (подгон к соответствующей эталонной шкале) с целью сокращения вышеназванного искажения. Ниже мы сначала обсудим простой метод оценки ОО, потом дадим рекомендации касательно соответствующей эталонной шкалы и, наконец, опишем метод стандартизации для случаев, когда имеющиеся данные не подходят к эталонной шкале.

#### *4.10.2 Методы оценки ОО*

Есть несколько способов оценки ОО, но здесь мы предлагаем один метод. Оценки должны быть получены путем подсчета количества занятых ячеек в стандартной сетке, которая охватывает весь ареал таксона (см. рис. 2 в IUCN 2001, 2012b), а затем общей площади всех занятых ячеек:

$ОО = \text{количество занятых ячеек} \times \text{площадь отдельной ячейки}$  (уравнение 4.1)

«Масштаб» значений ОО может быть выражен площадью отдельной ячейки в сетке (или в качестве альтернативы длиной ячейки, но мы будем использовать площадь). Есть и другие способы выражения ОО, например, картирование и вычисление площади многоугольников, которые включают все области обитания таксона. Масштаб таких оценок может быть выражен площадью наименьшего многоугольника на карте (или длиной самого короткого сегмента многоугольника), но эти пути не рекомендуются.

В случае, если разные положения сетки (начальных точек сетки) приводят к появлению разных оценок ОО, следует использовать минимальное значение.

#### *4.10.3 Соответствующий масштаб*

Невозможно дать какие-либо строгие общие правила картирования таксонов или местообитаний; выбор наиболее подходящего масштаба зависит от рассматриваемого таксона в вопросе, а также от происхождения и полноты данных по распространению вида. Тем не менее, мы считаем, что во многих случаях размер сетки в 2 км (площадь ячейки 4 км<sup>2</sup>) является

подходящим масштабом. Масштабы с размером сетки 3.2 км или более грубые (крупные) масштабы не подходят, потому что не позволяют ни одному из таксонов быть причисленным к Находящимся на грани полного исчезновения (с пороговым значением ОО 10 км<sup>2</sup>). Шкалы с размером сетки 1 километр или меньше часто относят к высоким угрожаяемым категориям большее число таксонов, чем на самом деле существует. В большинстве случаев в качестве эталонной шкалы мы рекомендуем масштаб клетки в 4 км<sup>2</sup>. Если оценка была сделана при другом масштабе, особенно если данные, полученные при различных масштабах, были использованы при оценке видов одной таксономической группы, это может привести к несоответствиям и искажению реальности. В любом случае, масштаб для определения величины ОО не должен быть основан на величине ОР (или другом показателе ареала вида), потому что ОО и ОР отражают разные факторы, влияющие на риск вымирания (см. выше).

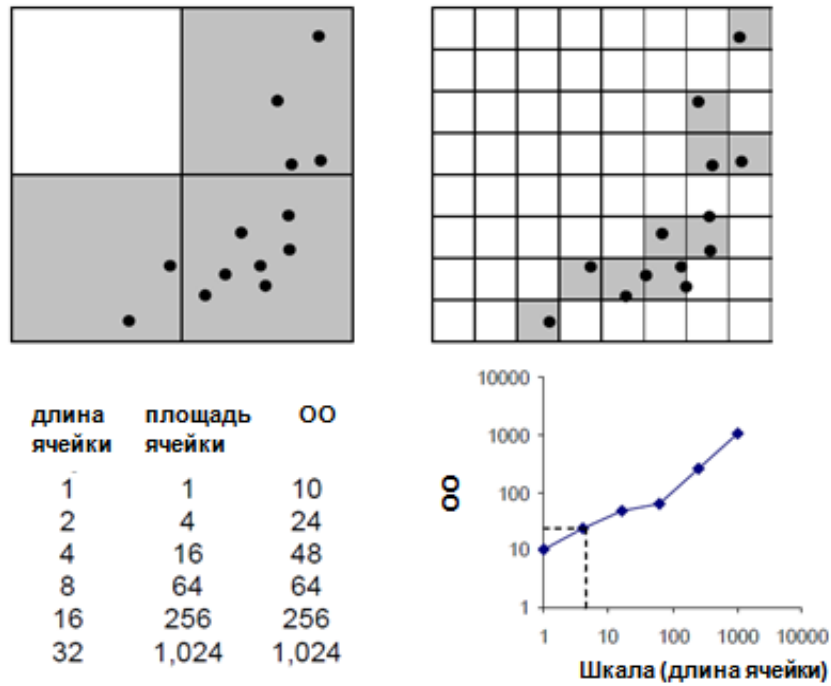
**Если величину ОО можно рассчитать с помощью эталонной шкалы с размером ячейки 4 км<sup>2</sup>, Вы можете не читать разделы 4.10.4 и 4.10.5. Если ОО невозможно рассчитать с помощью эталонной шкалы (например, потому что значение ОО уже было рассчитано по другой шкале, а исходные карты утеряны), применяйте методы, описанные в следующих двух разделах.**

#### *4.10.4 Масштаб-площадь*

Выше мы рекомендовали снизить погрешность (искажение) значений, возникшую из-за использования значений области обитания вида, полученных в различных масштабах, путем стандартизации значений относительно эталонной шкалы, которая подходит для удовлетворения пороговых значений в критериях. Этот и следующий разделы посвящены обсуждению проблемы «масштаб-площадь», которая формирует основу использования методов стандартизации, и иллюстрируют область применения одного из методов примерами. Выбор метода стандартизации зависит от способа оценки величины ОО. В ходе последующего обсуждения мы исходим из того, что величина ОО оценивалась с помощью метода сетки, изложенного выше.

Метод стандартизации или коррекции, рассматриваемый ниже, основан на зависимости площади от масштаба, другими словами, определяет, как изменится вычисленная величина ОО при изменении масштаба или разрешения. Значения ОО могут быть рассчитаны в разных масштабах, начиная с отображенных на карте локалитетов (месторасположений) самого подробного пространственного разрешения путем постепенного увеличения в два раза размеров ячеек сетки. Отношение между областью обитания и масштабом, в котором она была определена, можно представить в виде графика, известного под названием «кривая область-область» (например, рис 4.3). Наклоны этих кривых могут меняться внутри теоретических границ в зависимости от степени насыщения сетки. Максимальный наклон = 1 достигается при наличии только одной занятой мелкомасштабной ячейки сетки в ландшафте (полностью ненасыщенное распределение). Минимальный наклон = 0 достигается, когда все мелкомасштабные ячейки сетки заняты (полностью насыщенный распределение).





**Рисунок 4.3.** Иллюстрация зависимости от масштаба при расчете области обитания. При мелком масштабе (карта справа)  $ОО = 10 \times 1 = 10$  единиц<sup>2</sup>. При крупном масштабе (карта слева)  $ОО = 3 \times 16 = 48$  единиц<sup>2</sup>.  $ОО$  может быть рассчитана в разных масштабах путем последовательного увеличения вдвое размеров сетки, начиная с наиболее подробного масштаба в наличии (см. таблицу). Эта зависимость может быть представлена в виде «кривой область-область» (см. выше).

#### 4.10.5 Масштабные поправочные коэффициенты

Полученные величины  $ОО$  можно стандартизировать с помощью масштабного поправочного коэффициента. Обнаруженные зависимости «масштаб-область» (например, рис. 4.3) являются важным условием такой стандартизации. Невозможно выделить какой-либо один масштабный поправочный коэффициент, который бы одинаково хорошо подошел для всех случаев, потому что разные таксоны имеют разные зависимости «масштаб-область». Кроме того, поправочный коэффициент должен быть выведен с учетом эталонного (исходного) масштаба (например, размер сетки 2 км), что важно для преодоления пороговых значений  $ОО$  критерия В. В приведенном ниже примере показано, как значения  $ОО$ , полученные при мелком или крупном масштабе, могут быть соответствующим образом увеличены или уменьшены в масштабе относительно исходного масштаба с тем, чтобы получить значение  $ОО$ , которое может быть оценено в соответствии с пороговыми значениями критерия В.

#### Пример: Увеличение масштаба

Предположим, что мы имеем значения  $ОО$  с разрешением сетки 1 км (рис. 4.3 (справа)) и что нам необходимо получить значение  $ОО$  эталонного масштаба с размером ячейки сетки 2 км. Это можно сделать картографически (на карте), просто увеличив в два раза исходные размеры сетки, т.е. сосчитать количество занятых ячеек и применить уравнение 4.1. Когда эталонный масштаб не является геометрическим кратным масштабу исходного значения, необходимо вычислить (рис. 4.3) и интерполировать значение  $ОО$  на эталонный масштаб. Это можно сделать математически путем вычисления масштабного поправочного коэффициента (С) исходя из наклона «кривой область-область» следующим образом (во всех уравнениях ниже «log» означает десятичный логарифм):

$$C = \log(OO2/OO1) / \log(Og2/Og1) \text{ (уравнение 4.2)}$$

где OO1- это рассчитанная область обитания с применением занятых ячеек области Og1, с размером близким к, но меньше эталонного масштаба, а OO2 - это рассчитанная область обитания с применением занятых ячеек области Og2, с размером близким к, но больше эталонного масштаба. Тогда значение OOR в эталонном масштабе, OgR, можно рассчитать путем изменения уравнения 2:

$$OOR = OO1 * 10C * \log(OgR / Og1) \text{ или } OOR = OO2 * 10C * \log(OgR / Og2) \text{ (уравнение 4.3)}$$

В уравнении 4.3 показатели OO сетки с размером ячейки 1x1 км или 4x4 км могут быть использованы для проверки (верификации) показателя OO эталонного масштаба с размером ячейки сетки 2x2 км следующим образом:

$C = \log(48/10) / \log(16/1) = 0.566$  и, подставляя в уравнение 4.3 это значение C, вычисляем значение OO в эталонном масштабе при крупном масштабе ( $OO2=48$ ), а также при крупном и эталонном масштабах размера сетки ( $OgR = 4$ ;  $Og2 = 16$ ) как:

$$OO = 48 * 100,566 * \log(4/16) = 22 \text{ км}^2$$

Обратите внимание, что это значение несколько отличается от истинного значения OO, полученного путем подсчета ячеек сетки и с помощью уравнения 1 (24 км<sup>2</sup>), потому что наклон «кривой область-область» не является абсолютно постоянным и слегка меняется между шкалами измерения 1x1 км и 4x4 км.

*Пример: Уменьшение масштаба*

Уменьшение масштаба показателей OO практически сложнее, чем увеличение масштаба, потому что в данном случае мы не располагаем количественной информацией о занятых ячейках сетки в меньших масштабах, чем эталонная шкала. Поэтому при масштабировании необходима скорее экстраполяция, чем интерполяция «кривой область-область». Кунин (1998) и Хи и Гастон (2000) предлагают использовать здесь математические методы. Наиболее простой метод заключается в применении уравнения 4.3 и приближенного значения C.

Значение C вычисляем в более крупных масштабах согласно Кунин (1998). Например, чтобы рассчитать значение OO масштаба 2x2 км при самом мелком разрешении имеющихся данных 4x4 км, рассчитываем C для значений 4x4 км и 8x8 км следующим образом.

$$C = \log(64/48) / \log(64/16) = 0,208$$

Однако этот подход подразумевает постоянное значение «кривой область-область», что невозможно в случае большого числа таксонов и умеренного диапазона шкал. В этом случае значение OO масштаба 2x2 км завышено, потому что занижено C.

$$OO = 48 * 10 0.208 * \log(4/16) = 36 \text{ км}^2.$$

Кроме математической экстраполяции при оценке показателя C, можно также руководствоваться качественной информацией о способности вида к расселению, особенностях его местообитания и характеристиками ландшафта. В таблице 4.1 можно найти примеры, как эти факторы могут повлиять на значения C при размерах ячеек сетки между 2x2 и 10x10 км.

**Таблица 4.1.** Характеристики организмов и их местообитания, влияющие на наклон «кривой область-область» и, следовательно, на величину масштабного поправочного коэффициента  $C$  в диапазоне пространственных масштабов с величиной ячейки сетки 2x2 и 10x10 км.

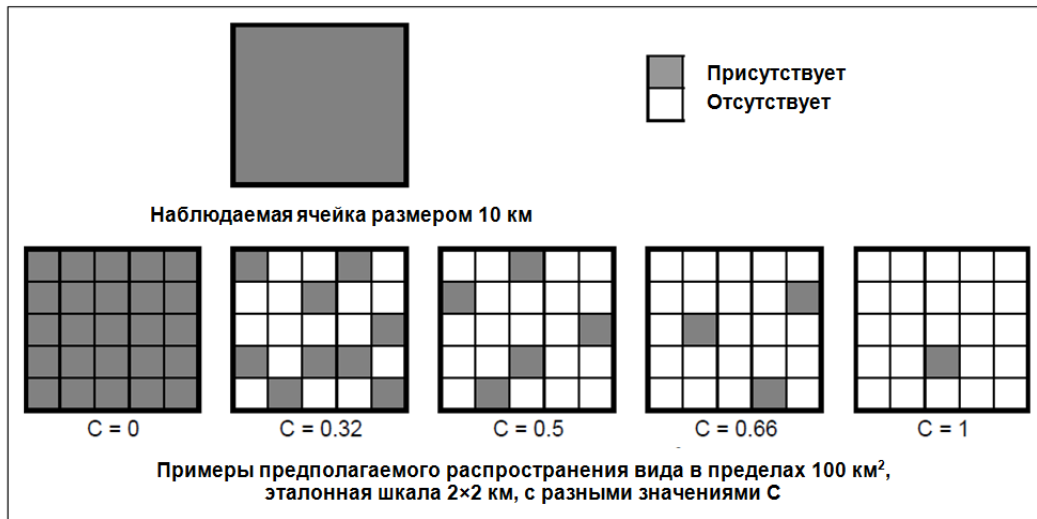
Биологическая характеристика	Влияние $C$	
	маленькое (близко 0)	большое (близко 1)
Способность к расселению	Высокая	Локализована или неподвижна
Особенность местообитания	Широкое	Узкое
Наличие местообитания	Экстенсивное	Ограниченное

Например, если рассматриваемый организм является животным с высокой способностью к расселению без особых требований к местообитанию и обитающим на экстенсивном и относительно однородном ландшафте (например, верблюд в пустыне), его распространение в мелкой шкале будет относительно насыщено, а значение  $C$  будет близко нулю. И, наоборот, организмы, не важно, ведут ли они неподвижный образ жизни или обладают высокой способностью к расселению, но имеют определенные требования к местообитанию, которое представлено маленькими участками ландшафта (например, мигрирующие морские птицы, которые размножаются только на определенных типах скал и определенных типах островов) будут иметь очень ненасыщенное распространение при значениях  $C$ , близких к 1. Таким образом, как качественная биологическая информация об организмах, так и математические формулы, полученные на основе крупномасштабных данных, могут быть использованы для получения величины  $C$ , которая применяется в уравнении 4.3 для расчета ОО в эталонном масштабе.

Важно также заметить, что при непосредственном использовании неоткалиброванных (т.е. не переведенных в другой масштаб) значений ОО в масштабах больших, чем эталонное значение, для оценки таксона по пороговым значениям критерия  $V$  подразумевается, что его распространение является полностью насыщенным в эталонной шкале (т.е. принимаем  $C=0$ ). Другими словами, подразумевается, что занятые (обитаемые) ячейки сетки грубого масштаба не содержат непригодные или незанятые таксоном местообитания, которые могли бы быть выявлены при использовании сетки эталонного масштаба (см. рис 4.4).

#### 4.10.6 «Линейное» местообитание

Существует мнение, что метод сетки не совсем подходит для таксонов, живущих в «линейных» ареалах, таких как реки или вдоль береговой линии. Хотя это мнение и справедливо, для наших целей (оценка таксонов по критерию  $V$ ) важно иметь такую систему измерений, которая бы соответствовала пороговым значениям критерия и позволяла создавать сопоставимые списки. Если оценивать ОО на основании значения длина умножить на ширину местообитания, то количество таксонов, превысивших пороговое значение  $VU$  (Vulnerable Уязвимые) критерия  $V$ , может быть очень низким (особенно когда местообитание представлено ручьем или пляжем шириной несколько метров). Кроме того, существует проблема определения понятия «линейного» местообитания, и измерения длины зубчатой линии. Таким образом, мы рекомендуем использовать вышеуказанные методы определения величины ОО для таксонов во всех типах местообитания, включая виды с линейным распространением в реках или вдоль береговой линии.



**Рисунок 4.4.** Распространение таксона при различных предполагаемых значениях  $C$ . Имеющаяся карта имеет разрешение ячейки сетки 10x10 км, поэтому наличие таксона на этой карте (одна закрашенная клетка) соответствует 25 клеткам эталонной шкалы с размером ячейки 2x2 км. Принимая  $C=0$  (т.е. принимая, что невыверенное по масштабу значение непосредственно равно 00), мы предполагаем, что все 25 клеток обитаемы. Принимая  $C = 1$ , мы предполагаем, что обитаема только одна ячейка размером 2x2 км.

#### 4.10.7 Определение ОО на основе карт и моделей местообитания

Карты местообитания показывают распространение подходящего местообитания вида. Они могут быть получены в результате интерпретации космоснимков и (или) анализа пространственных данных об окружающей среде с использованием простых комбинаций слоев данных ГИС или более формальных статистических моделей местообитания (например, обобщенных линейных и аддитивных моделей, дерева решений, байесовских моделей, деревьев регрессии и т.д.). Карты местообитания могут послужить основой для определения ОО и ОР и, при наличии разделенных во времени карт разных точек, темпов их изменения. Они не могут быть использованы непосредственно для оценки ОО таксона, потому что они часто отображают область, которая больше, чем область обитания (то есть, они дополнительно включают области подходящего местообитания, которые в настоящее время могут быть необитаемы). Однако, они могут быть использованы косвенно для оценки ОО при удовлетворении трем следующим требованиям.

- а) Карты должны быть представлены в виде точных презентаций местообитания вида, что должно быть подтверждено средствами, независимыми от данных, использованных для составления карт.
- б) Отображенная на карте площадь подходящего местообитания следует интерпретировать для получения реальной области обитания.
- в) Значение области обитания, полученное на основании карты, должно быть переведено в масштаб, соответствующий размеру ячеек сетки, подходящему для ОО вида.

Карты местообитания могут сильно различаться по качеству и точности (условие а). Карта не может точно отображать местообитание вида в случае, если из базовой модели исключены ключевые переменные. Например, карта будет завышать область обитания зависящего от леса горного вида, если на ней все лесные участки обозначены как подходящее местообитание, независимо от высоты. Пространственное разрешение карты местообитания также влияет на точность отображения подходящего местообитания. Например, участки гнездования птиц, такие как особая конфигурация подростка деревьев с пустым пространством определенного размера, не могут быть зафиксированы при больших масштабах. Таким образом, использование

карт местообитания для оценки вида для Красного списка в любом случае должно следовать после оценки ограничений картирования, которая выявит, преувеличивают или же преуменьшают эти карты площадь подходящего местообитания.

Карты местообитания могут точно отображать подходящее местообитание, но лишь какая-то часть его может быть областью обитания вида (условие б). Уменьшение области обитания может быть следствием других лимитирующих факторов, таких как наличие добычи, влияние хищников, соперников или нарушение, ограничения расселения и др. В таких случаях площадь отображенного на карте местообитания может быть существенно больше, чем ОО и, следовательно, нуждается в коррекции (используя значение фракции области обитания) для получения действительного значения ОО. Это может быть сделано путем случайной выборки ячеек подходящего местообитания после нескольких итераций для получения стабильного среднего значения ОО. Карты местообитания составляют с разрешением, определяемым слоями входных данных (космоснимки, цифровые модели высот, климатические поверхности и т.д.). разрешением определяемой слоев данных на входе (спутниковыхизображения, цифровые модели рельефа, климата поверхности и т.д.). Часто данные получаются более мелкого масштаба, чем требуемые для оценки ОО (условие в), и, следовательно, необходимо увеличить масштаб.

В тех случаях, когда ОО меньше области подходящего местообитания, популяция может снижать численность внутри границ местообитания, а само местообитание может при этом оставаться без признаков изменения. Следовательно, это метод не подходит для оценки сокращения популяции.

Однако, если наблюдается уменьшение отмеченного на карте местообитания (и карта дает адекватное представление о подходящем местообитании - условие а), то популяция, вероятно, сокращается по крайней мере с этой скоростью. Это грубое обобщение, потому что даже потеря незанятого местообитания может снизить жизнеспособность популяции. Таким образом, если значения ОО отсутствуют, то наблюдаемое снижение отображенной на карте площади местообитания можно характеризовать как «продолжающееся снижение» в критериях В и С, а скорость такого снижения может быть использована в качестве основы для расчета нижней границы сокращения популяции по критерию А.

#### **4.11 Локалитет (критерии В и D)**

«Термин «Локалитет» характеризует географически или экологически чётко ограниченную область, в которой одно угрожаемое событие может быстро затронуть все особи данного таксона. Величина локалитета зависит от области, где действует угрожаемое событие, и может включать часть одной или множество популяций. Там, где таксон находится под воздействием более чем одного угрожаемого события, локалитет должен быть определён с учётом наиболее вероятного и серьёзного фактора угрозы». (IUCN 2001, 2012b)

Количество локалитетов, используемых в оценках Красного списка, зависит от наиболее серьезной вероятной угрозы (-з). Например, там, где самой серьезной вероятной угрозой является потеря местообитания, локалитет – это область, где один единственный проект развития может привести к гибели или сильно сократить численность популяции. Там же, где самая серьезная вероятная угроза – это извержение вулкана, ураган, цунами, частые наводнение или пожар, локалитеты могут быть определены предыдущим или прогнозируемым размером лавовых потоков, следов урагана, затопления, следов пожара и т.д. Если самая серьезная вероятная угроза – это сбор или добыча, то локалитеты определяются в зависимости от размера юрисдикций (в пределах которых действуют похожие правила) или степенью доступа (например, легкостью, с которой сборщики могут добраться до разных областей), а также

факторами, которые определяют изменение уровней эксплуатации (например, если интенсивность сбора в двух отдельных областях меняется в связи с повышением (понижением) рыночного спроса, они рассматриваются как один локалитет).

Если две или более субпопуляции занимают область, которой может угрожать одно из вышеозначенных событий, они считаются одним локалитетом. И, наоборот, если одна субпопуляция занимает площадь, находящуюся под влиянием нескольких угрожаемых событий, она разделяется на несколько локалитетов.

Там, где самая серьезная вероятная угроза не охватывает всю площадь распространения таксона, для определения и подсчета количества локалитетов в областях, не попадающих под влияние самой серьезной вероятной угрозы, используют другие факторы угрозы.

При наличии двух или более серьезных вероятных факторов угрозы количество локалитетов определяется на основании угрозы, в результате которой образуется меньшее количество локалитетов.

Когда некоторые части области распространения таксона не зависят ни от какой угрозы, рекомендовано выполнение следующих опций при любых обстоятельствах: (а) количество локалитетов не используется (т.е., не будут выполняться подкритерии, которые учитывают число локалитетов), особенно если незадействованная площадь составляет более половины области распространения таксона; (б) количество локалитетов в не попадающих под влияние угрозы частях ареала берется равным количеству субпопуляций в них, особенно если субпопуляций несколько; (в) количество локалитетов определяется на основе наименьшего размера локалитетов в настоящее время угрожаемых частях области распространения таксона; (г) количество локалитетов определяется исходя из наиболее вероятной угрозы, которая может затронуть в настоящее время незадействованные части области распространения в будущем. В любом случае, выделение определенного количества локалитетов должно формально обосновано.

При отсутствии какой-либо вероятной угрозы для таксона термин «локалитет» не может быть использован и подкритерии, которые учитывают число локалитетов, не будут удовлетворены.

#### **4.12 Количественный анализ (критерий E)**

«Под количественным анализом здесь понимается любая форма анализа, которая оценивает вероятность исчезновения таксона, основываясь на данных его жизненного цикла и требованиях к среде обитания, факторах угрозы и каких-либо определенных вариантах по его управлению. Анализ жизнеспособности популяции (Population Viability Analysis - PVA) является одним из таких методов. Количественные анализы должны в полной мере использовать все доступные данные. В случаях, когда информация ограничена, для определения риска исчезновения могут быть использованы любые из имеющихся в распоряжении данных (например, оценка влияния случайных событий на среду обитания). В представлении результатов количественных анализов должны быть документированы все сделанные допущения (которые должны быть уместными и оправданными), использованные данные, неточности данных или самой количественной модели». (IUCN 2001, 2012b)

Количественные анализы используют для оценки таксонов по критерию E. Инструкции по применению критерия E даны в разделе 9. Важно знать, что основанные на оценке степени риска пороговые значения критерия E не следует использовать для прогнозирования риска исчезновения таксона, оцененного как Уязвимый (VU), Исчезающий (EN) и Находящийся на грани полного исчезновения (CR) по критериям A-D.

## 5. Инструкции по применению Критерия А

Критерий А предназначен для выделения таксонов, которые характеризовались значительным спадом численности в недалеком прошлом или для которых ожидается значительный спад численности в ближайшем будущем. В критерии выделяют критерии А1, А2, А3 и А4.

При классификации таксона по критерию А необходимо определить способ, с помощью которого было зафиксировано снижение численности: а) непосредственное наблюдение (только А1, А2 и А4), б) показатель обилия, подходящий для таксона, в) сокращение области обитания, области распространения и (или) ухудшение качества среды обитания, г) фактическая или потенциальная степень эксплуатации, и/или д) влияние интродуцированных таксонов, гибридизации, патогенов, загрязняющих веществ, конкурентов или паразитов.

Различие между непосредственным наблюдением (а) и индексом обилия (б) заключается в формулировке предположений (допущений), которые должны выполняться, если мы хотим получить достоверные значения обилия. «Прямое наблюдение» подразумевает использование исключительно статистических допущений (например, случайные выборки), а показатели обилия – допущений, связанных с биологией вида. Например, для морских черепах использование термина «размножающиеся (роющие гнезда) самки» с целью изучения изменения популяции вида предполагает, что доля половозрелых особей, которые размножаются ежегодно, и количество посещений мест размножения на самку в год являются достаточно постоянными величинами (или, по крайней мере, меняются случайно) в течение нескольких лет. Если эти предположения верны, то термин «размножающиеся самки» является подходящим показателем количества половозрелых особей.

Непосредственное наблюдение (а) является наиболее значимым способом определения снижения численности таксона и, при прочих равных условиях, должно быть предпочтительным. Однако, можно использовать и другие способы, если они приводят к получению более надежных или более содержательных (т.е. охватывающих период в три поколения более подробно) оценок размера популяции во времени. Например, для видов, которые трудно обнаружить, непосредственный подсчет численности популяции может привести к большим ошибкам и дать отклонения в результатах (т.е. систематически занижать или завышать показатели изменения численности популяции). С другой стороны, показатель, основанный на легко обнаруживаемых следах (например, следы животных, помет и т.д.) или ресурсах, исключительно от которых зависит жизнедеятельность таксона, может дать более надежную оценку сокращения популяции. Аналогично, для вида, учет численности которого ведется очень редко или который реагирует с задержкой во времени на потерю среды обитания, изменение местообитания может быть более удачным показателем сокращения популяции, чем непосредственное наблюдение (см. [раздел 5.7](#), взаимозависимость между изменением среды обитания и изменением численности популяции).

Все действующие причины сокращения должны быть перечислены. Даже если оно рассчитывается на основе наилучших из имеющихся данных, например, на основе непосредственного наблюдения, если мы наблюдаем, определяем, прогнозируем или ожидаем другие причины сокращения популяции (например, сокращение области обитания), они также должны быть указаны.

Критерий А1 относится к сокращениям популяции за последние 10 лет или три поколения (в зависимости от того, что дольше). Он применим к таксонам, у которых причины сокращения четко (однозначно) обратимы И понятны И устранены (см. обсуждение ниже), определены одним из способов от (а) до (г) (см. выше),

Критерий А2 также относится к сокращениям за последние 10 лет или три поколения (в зависимости от того, что дольше), но он применим к таксонам, где сокращение или его причины, возможно, не устранены ИЛИ не поняты ИЛИ не обратимы, определены одним из способов от (а) до (г) критерия А1.

Критерий А3 имеет дело с сокращениями численности популяции, прогнозируемыми или ожидаемыми в ближайшие 10 лет или за время смены трех поколений (в зависимости от того, что дольше, но не более 100 лет), определены одним из способов от (а) до (г) критерия А1.

Критерий А4 рассматривает сокращения, которые наблюдают, оценивают, прогнозируют, проецируют или предполагают за 10 лет или время смены трех поколений (в зависимости от того, что дольше, но не более 100 лет). Он охватывает период времени в прошлом и будущем и применим к таксонам, где сокращение или его причины, возможно, не устранены ИЛИ не поняты ИЛИ не обратимы, определены одним из способов от (а) до (г) критерия А1.

Для критерия А существует определенный количественный порог, который показателю сокращения популяции необходимо преодолеть для отнесения таксона к одной из категорий угрозы. Для критерия А1 эти пороговые значения равны 90% (CR Находящиеся на грани полного исчезновения), 70% (EN Исчезающие) и 50% (VU Уязвимые). Для критериев А2, А3 и А4 они составляют 80% (CR), 50% (EN) и 30% (VU). Эта разница в значениях отражает понимание того, что для таксонов, где причины спада однозначно обратимы И понятны И устранены, риск вымирания меньше, чем для других, где причины спада численности, возможно, не устранены ИЛИ не поняты ИЛИ не обратимы. Для критерия А1 необходимо выполнение трех условий. (1) Снижение должно быть обратимым. Например, размер популяции не должен быть настолько малым, что факторы, такие как эффекты Аллее (Allee effects), делают невозможным или маловероятным ее восстановление. Состояние должно быть обратимым, а не причина ухудшения состояния. Например, потеря среды обитания может быть необратима, даже если событие, которое привело к потере, утратило силу. Напротив, сокращение лесных видов из-за рубок можно считать обратимым при условии реализации проектов, направленных на восстановление этого вида. (2) Причины сокращения (угрожающие факторы) должны быть определены и их действия должны быть понятны. Таким образом, недостаточно просто перечислить угрожающие факторы, необходимо также понять масштабы и механизм их действия (например, величину и пространственное распределение перелова рыбы или зависимость между загрязнением и сокращением популяции). (3) Угрожающие факторы должны перестать действовать (например, чрезмерный промысел рыбы прекращен). Примерами таксонов, которые могут быть классифицированы по критерию А1, являются виды рыб, которые сократили численность под влиянием промысла, но где причина сокращения (например, чрезмерный лов) устранена. Этот критерий может быть также применим к ситуациям, когда популяция по-прежнему эксплуатируется, на более низких уровнях эксплуатации, которые не вызывают дополнительные сокращения популяции. Если хоть одно из трех условий (обратимый И понятный И завершен) не выполняется для значительной части популяции таксона (10% или более), вместо критерия А1 следует использовать А2.

### **5.1 Использование временных диапазонов в критерии А**

Продолжительность жизни поколений используется в критерии А как способ измерения временного отрезка, внутри которого фиксируются сокращения популяции в зависимости от особенностей жизненного цикла таксона. Короткоживущие, быстро размножающиеся виды имеют более высокие годовые показатели смертности, чем долгоживущие, медленно размножающиеся таксоны и, следовательно, им проще преодолеть количественное пороговое значение (одно для всех таксонов) (например, 80% сокращение) за определенный промежуток



времени (например, 10 лет). Другими словами, долгоживущие таксоны имеют меньше шансов достичь количественных пороговых значений сокращения численности популяции за определенный промежуток времени несмотря на многолетнее сокращение численности популяции в действительности. Отрезок времени в три поколения используется для определения пороговых значений сокращения популяции в зависимости от особенностей жизненного цикла таксона. Эта важная величина позволяет нам применять критерий А ко многим таксонам. Минимальный отрезок времени в 10 лет необходим, потому что, хотя некоторые таксоны и проживают три поколения за менее чем 10 лет, 10 лет – это самый короткий возможный промежуток времени для планирования и реализации природоохранных мероприятий. Максимальный отрезок времени задан для оценок на основании проекций в будущее, так как вполне понятно, что угроза в отдаленном будущем не может быть предсказана с достаточной степенью уверенности. Максимальный отрезок времени не следует использовать для оценок сокращений в прошлом, т.к. для оценки долгоживущих таксонов важно использовать данные за три поколения, при их наличии.

## 5.2 Как применять критерий А4

Чтобы решить, подходит ли таксон под критерий А4, необходимо рассчитать сокращение «скользящего окна». Невозможно определить, подходит или нет критерий А4 для оценки таксона, используя только качественные данные или рассчитав только прошедшие или будущие сокращения.

Для расчета сокращения методом «скользящего окна» сначала создайте временные ряды размеров популяции в прошлом и проекций в будущем. Затем рассчитайте сокращение популяции за три поколения для всех форматов времени, которые включают минимум один прошлый временной шаг и один будущий временной шаг. Длина всех временных рамок (окон) равна трем поколениям или 10 годам (в зависимости от того, что дольше), но не может быть более 100 лет в проекциях в будущее. Наконец, найдите максимальное значение этих сокращений, то есть число, которое будете использовать для критерия А4. Решение о помещении или не помещении таксона в список под критерием А4 зависит от того, подпадает ли он под какие-либо другие критерии.

В случаях, когда достоверные данные прошлых событий доступны только для периодов времени, меньших, чем три поколения, и/или достоверные прогнозы на будущее могут быть сделаны только на срок менее трех будущих поколений, окно в три поколения для А4 можно создать для того периода времени, для которого существуют достоверные данные и прогнозы.

Таким образом, если таксон отнесен к критериям А2 и А3, он также будет отнесен к критерию А4. Тем не менее, так не всегда бывает на практике, так как категория угрозы, определенная с помощью метода «скользящего окна» может быть выше той, которая была рассчитана на основе прошлых и будущих сокращений. Следовательно, необходимо всегда оценивать виды по критерию А4, а также А2 и А3. Смотри рабочую таблицу (CriterionA.xls) в приложении к данным инструкциям для ознакомления с простым примером использования критериев А2, А3 и А4.

## 5.3 Эффект прыжка с трамплина

Некоторые широко распространенные, долгоживущие таксоны характеризуются очень длительными периодами снижения численности популяции в прошлом и возрастанием численности в недалеком прошлом, а размеры их популяций значительно выше пороговых критических значений численности и распространения (в соответствии с критериями В-D). Эта модель развития вида получила название эффекта трамплина и характеризует любой

долгоживущий таксон, численность которого сокращалась в прошлом, а сейчас стабильна или увеличивается. Часто задают вопрос, что имеет преимущество при оценке угрозы таких видов: долгосрочные исторические сокращения или более поздние повышения численности популяции. Тем не менее, вопроса не должно существовать; критерии МСОП не разрешают определять приоритет среди критериев или ставить один критерий выше другого. Корректное решение в данном случае будет оценить таксон по всем критериям. Важным моментом здесь для критерия А является то, что долгосрочные тренды могут иметь серьезную причину, а недавние тренды – быть временным явлением.

При применении критерия А к таксонам с подобной моделью развития популяции следует иметь в виду, что: (1) если причины снижения однозначно обратимы И понятны И устранены, применяем высокие пороговые значения критерия А1 (90% для Находящиеся на грани полного исчезновения, 70% для Исчезающие и 50% для Уязвимые), которые могут привести к понижению категории таксона, что отражает его настоящее стабильное состояние или рост численности популяции, (2) неточность данных (в частности, долгосрочных исторических (прошлых) данных) при правильном включении в оценку таксона может повлиять на ее результат (см. раздел 3.2).

#### **5.4 Сильно сокращенные в размере (истощенные) популяции**

Некоторые таксоны (особенно морские таксоны) в течение долгого времени сохраняют очень низкие показатели неэксплуатируемого эквilibrium и переносимого объема. Эти таксоны нельзя классифицировать с помощью критерия А1 или А2, потому что снижение численности популяции произошло более трех поколений назад, и в настоящее время они могут быть достаточно широко распространены и обильны, чтобы быть оцененными любыми другими критериями. Тем не менее, они вызывают беспокойство, потому что они более восприимчивы к непредвиденным катастрофическим событиям, а морские таксоны часто попадают в сети рыболовецких катеров в качестве попутного улова. Такие таксоны в настоящее время не относят к угрожаяемым видам с критериями А1 и А2, но они могут быть оценены по критериям А3, А4, В, С, D или Е.

Таксоны в этой ситуации могут быть оценены по критериям А3 или А4 на основе прогнозируемых или ожидаемых спадов численности популяции в будущем при условии наличия убедительных доказательств угрозы или вероятного сокращения популяции. Также можно использовать категорию «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому (Near Threatened)», если таксон почти подходит под Уязвимые (Vulnerable) критериев А3 или А4. Однако, следует помнить, что в критерии Красного списка МСОП предназначены для выявления таксонов с признаками (симптомами) угрозы (опасности), а не просто для констатации истощения или приоритетов охраны. Проблема оценки этих таксонов также связана с вопросами картирования, которые были рассмотрены в разделе области обитания ([раздел 4.10](#)); они затрагивают применение критерия В. При использовании подходящего для данного таксона масштаба измерения сильно истощенные морские таксоны могут быть причислены к угрожаяемым таксонам критерия В.

#### **5.5 Рыболовецкие промыслы**

Таксоны, которые являются основной целью рыбных промыслов, могут сократить размер популяции под влиянием международного управленческого решения. Таким таксонам может быть присвоен угрожаяемый статус критерия А (сокращающиеся популяции). Существует мнение, что этот статус не отражает риск исчезновения, особенно в случае, если снижение численности является следствием внедрения управленческого решения, целью которого является максимизировать рациональное использование ресурсов в рыболовстве.

предназначены для достижения цели, такие как максимизации устойчивого вылова от промысла. Присвоение таким видам угрожаемого статуса не вызывает проблем в среднесрочной и долгосрочной перспективе, потому что в случае эффективного менеджмента даже при наличии у вида в настоящее время признаков угрозы численность популяции постепенно стабилизируется до целевого уровня и спад прекратится, так что таксон будет вычеркнут из списков. Если снижение все равно продолжается, необходима переоценка статуса вида по всем пяти критериям, которая может выявить, что вид до сих пор находится под угрозой. Виды в рыболовецких хозяйствах с рациональным управлением оцениваем по критерию A1, где высокие пороговые значения 90% (CR), 70% (EN) и 50% (VU) дают им меньшую возможность быть отнесенными к угрожаемым видам.

## 5.6 Деревья

Продолжительность жизни одного поколения у некоторых видов деревьев может превышать 100 лет. Трудно оценить сокращения популяции, начиная с момента времени, до которого популяция вида или даже сам вид, возможно, уже были зафиксированы. Наиболее значимыми сокращениями, которые нужно зафиксировать и они обратимы, возможно, являются те, которые произошли за последние 100 лет.

## 5.7 Зависимость между потерей среды обитания и сокращением популяции

В соответствии с критерием А причиной снижения численности популяции может быть сокращение области обитания, области распространения и/или снижение качества среды обитания. Предположения (догадки) о существовании возможной зависимости между потерей среды обитания и сокращением популяции оказывают большое влияние на результат оценки. В частности, самое простое предположение, что эта зависимость является линейной, не всегда подтверждается и может привести к завышению или занижению статуса таксона. Например, вид птиц может и не снизить размер популяции на 50%, тогда как потеря им местообитания составляет 50% (возможно, потому что он освоил новые местообитания). Или же сокращение может происходить в основном в районах с низкой плотностью популяции, что приводит к более быстрому сокращению площади, а не размера популяции. И наоборот, если сокращения происходят преимущественно в районах с высокой плотностью, сокращение популяции будет происходить быстрее, чем площади (Rodríguez 2002). Точно так же, рыба-коралловый риф может сократиться в численности более чем на 50% при потере ею 50% местообитания после рыбалки с взрывчаткой (возможно из-за разрушения нерестилищ).

Разрешается разумное использование методов прогнозирования и проекции при оценке сокращений популяции в результате изменений среды обитания. Например, если область распространения лесного вида вырублена на 70% за последние 5 лет, справедливо прогнозировать сокращение популяции на 50% за последние 10 лет. Следовательно, вид будет классифицирован как Исчезающий A2c.

Во всех случаях, понимание особенностей таксона и степени его зависимости от среды обитания, а также угрожающей ей опасности является решающим при прогнозировании последствий потери местообитания для численности популяции. Все предположения об этих последствиях и другая использованная информация должны быть включены в оценочную документацию.

Доступные данные о размере популяции могут противоречить данным о местообитании (например, имеются признаки ухудшения качества местообитания, но численность популяции остается стабильной). Это может произойти по следующим причинам: (1) часть данных является неточными, ошибочными или устаревшими данными или (2) популяция поздно

реагирует на потерю среды обитания (что вероятно при длительной продолжительности жизни одного поколения). В первом случае эксперты должны выбрать из имеющейся информации наиболее реальные данные. Если они решат, что данные обилия являются наиболее адекватными данными для определения трендов, таксон относится к критерию А2. Поздняя реакция вида на потерю местообитания относится к критерию А3. Например, если сокращение популяции в течение последних трех поколений составило 30% согласно данным обилия, которые являются адекватными для выявления трендов, то вид следует отнести к категории «Уязвимые» А2, даже если потеря местообитания за аналогичный период времени составила 60%. Однако, если, скорее всего, мы имеем дело с задержкой реакции популяции на потерю местообитания (то есть, влияние потери местообитания сегодня может завтра привести к сокращению числа половозрелых особей), можно ожидать сокращения популяции в будущем (даже при прекращении потери местообитания). Здесь также (дополнительно) следует учитывать категории «Исчезающие» EN А3 или EN А4, если 60%-ая потеря местообитания, согласно прогнозам, может привести к сокращению числа половозрелых особей на 50% или более.

### 5.8 Таксоны с широко распространенными или многочисленными популяциями

В данном разделе рассматриваются вопросы, связанные с представлением и использованием информации о субпопуляциях (или частях их ареала) широко распространенного таксона, с целью его оценки по критерию А МСОП. Для таких таксонов рекомендуется, чтобы имеющиеся данные по прошлому снижению были представлены в виде таблицы, где перечислены все известные субпопуляции (или части ареала), дано хотя бы два из следующих трех значений для каждой субпопуляции:

1. (рассчитанное) значение обилия в момент времени, близкий ко времени три поколения назад (или 10 лет, что дольше), и год этого значения,
2. самое последнее значение обилия и его год,
3. ожидаемое или прогнозируемое сокращение (в%) в течение последних трех поколений.

При наличии значений обилия для других лет (кроме указанных в пунктах 1 и 2) их также следует привести в отдельных столбцах той же таблицы. Любая качественная информация о прошлых трендах для каждой субпопуляции должна быть обобщена и сведена в отдельный столбец, также как и количественные показатели, рассчитанные на основе представленных данных (см. примеры ниже).

Существует три важных требования:

- (а) Значения должны быть основаны на оценках или показателях количества половозрелых особей. Если значения основаны на показателях, в примечании следует объяснить, как значения показателя могут влиять на число половозрелых особей, а также какие предположения необходимо сделать в связи с этим влиянием.
- (б) Субпопуляции не должны перекрываться. Это не означает запрет на обмен или требование редкого обмена между субпопуляциями. Смысл этого требования состоит в том, чтобы избежать двойного подсчета особей, насколько это возможно.
- (в) Вместе субпопуляции должны включать всех представителей таксона. Если это невозможно, общее число половозрелых особей, не включенных в список субпопуляций, выделяют в «субпопуляцию» под заголовком Остаток. Это число, как и другие, может быть не точным (смотри ниже).

При невозможности соответствовать этим требованиям таксон не может быть оценен согласно критерию А.

В этом разделе мы обращаемся к субпопуляциям, но имеем в виду любой тип неперекрывающихся субъединиц таксона, таких как части ареала таксона. В следующем разделе «Расчет сокращения» мы обсудим основные методы использования такой таблицы данных для оценки таксона согласно критерию А. Во многих случаях мы будем иметь дело с неточными данными, потому что значения обилия не настолько точны, измеряются в разных единицах для разных субпопуляций или имеются только для одной или нескольких субпопуляций. Эти случаи будут рассмотрены позже, в подразделе «Работа с неточными данными». Чтобы увидеть в работе методы, рассматриваемые далее на примерах, смотри файл рабочей таблицы (CriterionA.xls) в приложении к данным инструкциям.

### 5.8.1 Расчет сокращения

Для оценки таксона по критерию А необходимо оценить общее сокращение популяции за последние три поколения. Следует использовать все имеющиеся данные для расчета сокращения как среднего показателя для всех субпопуляций относительно рассчитанного размера каждой субпопуляции три поколения назад. Прогнозы сокращений не должны быть основаны на информации по какой-либо одной субпопуляции (независимо от того, является ли она самой быстро сокращающейся, самой стабильной, самой большой или самой маленькой) (исключения из этого правила см. в следующем подразделе «Работа с неточными данными»).

Рекомендуемые методы оценки сокращения иллюстрируются ниже рядом примеров. Все примеры даны для таксона с продолжительностью жизни одного поколения 20 лет, оценен в 2001 году (то есть, для этих примеров «настоящее» - это 2001 год, а «три поколения назад» - 1941 год). Все примеры этого раздела основаны на данных с одинаковыми единицами измерения для всех субпопуляций; проблема разных единиц измерения обсуждается в следующем подразделе (Работа с неточными данными).

*Пример 1: Имеются значения прошлого (3 поколения назад) и настоящего размеров популяции*

Субпопуляция	Прошлое	Настоящее
Тихий океан	10000 (1941)	5000 (2001)
Атлантический океан	8000 (1941)	9000 (2001)
Индийский океан	12000 (1941)	2000 (2001)
Итого	30000 (1941)	16000 (2001)

В этом (самом простом) случае все прошлые (30000) и все настоящие (16000) размеры популяции складываются, что в сумме дает общее сокращение популяции, равное 46.7%  $[(30-16)/30]$ . Следует отметить изменения в отдельных субпопуляциях: сокращение 50%, увеличение 12.5% и сокращение 83.3%. Расчет среднего значения этих показателей относительно первоначальных размеров популяций дает те же цифры  $[(-0,5 * 10 + 0,125 * 8 - 0,833 * 12) / 30]$ .

*Пример 2: Имеются значения разновременных прошлых размеров популяции*

Субпопуляция	Прошлое	Настоящее	Примечания
Тихий океан	10000 (1930-е)	7000 (1995)	большинство снижений произошло за последние 20 лет
Атлантический океан	8000 (1975)		предполагается стабильное состояние
Индийский океан	10000 (1961)	4000 (1981)	

В данном случае «прошлые» и «настоящие» значения численности популяции не относятся к одному и тому же году для всех субпопуляций. Таким образом, чтобы рассчитать сокращение для каждой субпопуляции в один и тот же период времени, необходимо применить метод проекции. Существует несколько типов проекции (перспективной оценки). Например, нам необходимо спроецировать (спрогнозировать) размер популяции с «прошлой» регистрации (в 1930 году) на 1941 год (три поколения назад), а также с самой последней регистрации (в 1995 году) на сегодняшний день.

Любая информация о прошлых трендах может оказаться ценной в создании таких проекций (такая как в «Примечании» в примере). Например, учитывая то, что большая часть сокращения субпопуляции в Тихом океане произошла в последние годы, можно принять значение показателя за 1930 год равным его значению в 1941 году (три поколения назад). Тем не менее, в этом случае необходимо проводить проекцию наиболее «свежей» оценки (за 1995 год) на 2001 год. Если рассчитанное снижение с 10000 до 7000 произошло за 20 лет, то при условии равномерного снижения в этот период среднегодовой показатель снижения может быть вычислен равным 1,77% [ $1 - (7000/10000)(1/20)$ ], а проецируемое снижение – примерно 10,1% за шесть лет от последней регистрации (в 1995 году) до 2001 года с проецируемым размером популяции на 2001 год в 6290 особей ( $= 7000 * (7000/10000)(6/20)$ ). Это означает, что сокращение популяции за три поколения составило 37% (с 10000 до 6290).

При отсутствии доказательств изменения скорости снижения можно предположить, что снижение является экспоненциальным. Например, для субпопуляции «Индийский океан» 20-летнее сокращение популяции в период с 1961 по 1981 годы равно 60% в течение жизни одного поколения; что соответствует 4,48% в год [ $-0,0448 = (4,000 / 10,000) (1/20) - 1$ ]. Таким образом, снижение численности популяции за три поколения можно считать равным 93,6% [ $-0,936 = (4,000 / 10,000) (60/20) - 1$ ]. Еще один способ вычисления снижения за три поколения основан на годовом показателе изменения, который равен 0,9552 (1-4.48%). Таким образом, изменение популяции за 60 лет равно  $0,955260 = 0,064$ ; т.е. только 6,4% популяции останется через 60 лет, что означает 93,6%-ое сокращение. Следовательно, численность популяции три поколения назад равна 25 000 [ $= 10000 / (1-0.6)$ ], а настоящий размер популяции - 1600 [ $= 4000 * (4000/10000)$ ].

Важно отметить, что предположение о характере снижения может значительно повлиять на рассчитанную величину сокращения и что экспоненциальное сокращение не является единственно возможным вариантом. См. обсуждение в следующем подразделе (*Работа с неточными данными*).

«Атлантическая» субпопуляция была все это время стабильна, поэтому прогнозируем сокращение 0%. Объединяя три значения, получаем средневзвешенную величину снижения для этого таксона, равную 63% [ $(-0,37 * 10 + 0 * 8 - 0.936 * 25) / 43$ ].

Когда такие прогнозы используются для оценки общего сокращения популяции прогнозируемые значения снижения и прогнозируемые значения размеров субпопуляций должны быть приведены в отдельных колонках таблицы, а не вместе с данными (см. заполненную таблицу ниже).

Субпопуляция	Прошрое	Настоящее	Прим.	Популяция три поколения назад	Популяция сегодня	Сокращение популяции за три поколения
Тихий океан	10000 (1930-е)	7000 (1995)	Большинство снижений произошло	10000	6290	37.1%

			за последние 20 лет			
Атлантический океан	8000 (1975)		Предполагается стабильное состояние	8000	8000	0%
Индийский океан	10000 (1961)	4000 (1981)		25000	1600	93.6%
Итого				43000	15890	63,0%

*Пример 3: Имеются значения разновременных прошлых размеров популяции только для некоторых субпопуляций.*

Субпопуляция	Прошлое	Настоящее	Сокращение	Примечания
Тихий океан	неизвестно	5000 (1990)	50%	ожидаемое сокращение за три поколения
Атлантический океан	8000 (1955)	9000 (1998)		
Индийский океан	неизвестно	2000 (1980)	70%	прогнозируемое сокращение за три поколения

В данном случае для некоторых регионов отсутствует информация о размере субпопуляции в прошлом, но существует ожидаемое или прогнозируемое значение сокращения. В данном случае ожидаемые или прогнозируемые значения должны быть усреднены относительно размера популяции три поколения назад. Так как это значение неизвестно, его следует спроецировать, используя значения в настоящее время и процента сокращения, с помощью методов, рассмотренных в Примере 2. После доработки с предположением экспоненциального спада или роста таблица принимает следующий вид.

Субпопуляция	Прошлое	Настоящее	Сокращение	Популяция три поколения назад (расчет)	Популяция сегодня (расчет)	Сокращение популяции за три поколения
Тихий океан	?	5000 (1990)	50% (ожидается)	8807 <sup>a</sup>	4403 <sup>a</sup>	50% ожидаемое сокращение
Атлантический океан	8000 (1955)	9000 (1998)		7699 <sup>б</sup>	9074 <sup>б</sup>	17,9% рассчитанное сокращение
Индийский океан	?	2000 (1980)	70% (прогноз)	4374 <sup>б</sup>	1312 <sup>б</sup>	70% прогнозируемое сокращение
Итого				20880	14789	29,2% сокращение

а Среднегодовое пропорциональное изменение размера популяции равно 0.9885 [= (1-0,5) (1/60) ], что составляет 1.15%-ное снижение в год. Изменение популяции с 1941 года до регистрации в 1990 году равно 0.5678 [= 0,9885(1990-1941)]. Таким образом, размер популяции в 1941 году составил 8807 (5000/0.5678) особей. Изменение популяции от регистрации в 1990 году до 2001 года равно 0.8807 [= 0,9885(2001-1990)]. Таким образом, размер популяции в 2001 году составил 4403 (5000 \* 0.8807) особи.

б Изменение размера популяции с 1955 по 1998 годы равно 1.125 (= 9000/8000; рост 12,5%). Таким образом, среднегодовое изменение равно 1.00274, или 0.27%-ый рост за год [= 1,1251 / (1998-1955)]. Размер популяции в 1941 году составил 7699 [= 8000/1.00274(1955-1941)]. Размер популяции в 2001 году равен 9074 [= 9000 \* 1,00274(2001-1998)].

в Среднегодовое изменение размера популяции равно 0.9801 [= (1-0.7)(1/60)]. Изменение численности популяции с 1941 до регистрации (инвентаризации) в 1980 году равно 0,4572 [= 0,9801(1980-1941)]. Таким образом, численность популяции в 1941 году составила 4374 (2000/0.4572) особи. Изменение популяции с момента регистрации в 1980 году до 2001 года равно 0.6561 [= 0,9801(2001-1980)]. Таким образом, численность популяции в 2001 году равнялась 1312 (2000 \* 0,6561) особей.

Пример 4: Имеется несколько значений для разновременных прошлых размеров популяции.

Субпопуляция	Прошрое-1	Прошрое-2	Прошрое-3	Настоящее
Тихий океан	10000 (1935)	10200 (1956)	8000 (1977)	5000 (1994)
Атлантический океан	8000 (1955)			9000 (1998)
Индийский океан	13000 (1946)	9000 (1953)	5000 (1965)	3500 (1980)

В этом случае, как и в примере 2, «прошлые» и «настоящие» значения численности популяции не относятся к одному и тому же году для всех субпопуляций. Тем не менее, имеются значения других лет, которые дают информацию для составления прогнозов (проекций). Например, для субпопуляции Тихого океана среднегодовое значение изменилось с 0.09%-ого роста в первый период (1935-1956 гг.) до 1.15%-ого спада во второй период и 2.73%-ого спада в третий период, создавая картину ускоренного сокращения численности субпопуляции. Один из подходов предлагает считать, что общее значение спада также охватывает период с 1994 по 2001 гг. Другой подход предлагает использовать метод нелинейной регрессии. Например, вторая степень полиномиальной регрессии с использованием натуральных логарифмов четырех показателей размера популяции оценивает размер популяции как  $\exp(-1328 \cdot 1,373 \cdot t - 0.0003524t^2)$ , где  $t$  - год с 1935 по 2001. В результате применения данного уравнения численность популяции в 1941 г. равна 10389 особей, а в 2001 - 3942, что означает сокращение популяции на 62%. Субпопуляция Индийского океана дает другую картину изменений; темп среднегодового сокращения замедляется от 5.12% в первом периоде до 4.78% во второй и 2.35% в третьем периоде. Тот же метод регрессии рассчитывает размер популяции как  $\exp(2881 - 2.887t + 0,0007255t^2)$ ; согласно этому уравнению размер субпопуляции в 1941 году составил 18481 и 3538 особей в 2001 году, что соответствует 80.9%-ому сокращению (таким образом, регрессия предсказала небольшой рост численности субпопуляции с 1980 по 2001 гг.). Заполненная полученными данными таблица представлена ниже.

Чтобы решить, какая форма кривой снижения применима для оценки периода в три поколения, эксперты должны использовать лучшие из имеющихся данных о процессах, которые вызывают изменения. Например, если существует дополнительная информация о том, что угрожающие популяции процессы стали представлять большую опасность с течением времени и что они оказывают еще более негативное влияние на популяцию, будет оправданно говорить об ускоренном спаде численности популяции. Если, однако, установленная интенсивность спада численности изменилась с течением времени и большая часть изменений произошла в последние годы, то следует применить наилучшее значение (best estimate) из всех имеющихся показателей сокращения численности популяции. Эксперты должны обосновать выбор формы функции снижения.

Субпопуляция	Прошрое-1	Прошрое-2	Прошрое-3	Настоящее (ближайшее к 2001г.)	Популяция 3 поколения назад (1941 г., расчет)	Настоящая популяция (2001 г., расчет)	Изменение за три поколения (расчет)
Тихий океан	10000 (1935)	10200 (1956)	8000 (1977)	5000 (1994)	10389	3942	сокращение 62.1%
Атлантический океан	8000 (1955)			9000 (1998)	7699	9074	повышение 17.9%
Индийский океан	13000 (1946)	9000 (1953)	5000 (1965)	3500 (1980)	18481	3538	сокращение 80.9%
Итого					36569	16554	54.7%



### 5.8.2 Работа с неточными данными

Во многих случаях данные по некоторым или даже большинству субпопуляций (или регионов) отсутствуют или являются неточными. Даже для таксонов с очень неточными данными мы рекомендуем представлять имеющиеся данные в описанном выше виде.

#### *Использование неточных (рассчитанных) значений*

Неточные значения могут быть представлены как вероятные и реалистичные диапазоны (интервалы). При определении типа неточных данных важно уметь отличать естественную (временную или пространственную) изменчивость от неточности из-за недостатка информации. Поскольку критерий А относится к определенному периоду времени, изменчивость во времени не может быть причиной неточных данных. Другими словами, определяемая Вами неточность не должна включать межгодовые изменения. Критерий А относится к общему сокращению популяции таксона, поэтому пространственная изменчивость также не может быть причиной неточных данных. Например, если снижение численности в разных субпопуляциях составляет от 10% до 80%, этот диапазон ([10,80]%) нельзя использовать для представления неточности. Вместо этого необходимо привести рассчитанные значения сокращения различных субпопуляций к среднему значению, как было описано выше.

Таким образом, неточные данные могут возникнуть только по причине недостатка информации и быть представлены в виде интервала каждого значения, как видно из следующей таблицы.

Субпопуляция	Прошлое	Настоящее
Тихий океан	8000-10000 (1941)	4000-6000 (2001)
Атлантический океан	7000-8000 (1941)	8000-10000 (2001)
Индийский океан	10000-15000 (1941)	1500-2500 (2001)

В этом случае можно использовать простой подход для расчета минимальных и максимальных значений сокращения каждой субпопуляции с помощью нижнего и верхнего значений (Этот метод был применен при составлении Красного списка RAMAS для расчета сокращения на основе значений обилия путем нажатия кнопки «Рассчитать» в Окне редактора значений для прошлых или будущих сокращений). Например, для субпопуляции Тихого океана минимальное снижение численности можно оценить как снижение от 8000 до 6000 (25%) и максимальное снижение – 60% (от 10000 до 4000). При наличии дополнительно «наилучших» значений оценки прошлого и настоящего размера субпопуляций они могут быть использованы для получения наилучшей оценки снижения. В противном случае наилучшая оценка снижения численности популяции равна 44% (от 9000 до 5000) и выводится с использованием средних значений интервалов прошлых и настоящих размеров популяции.

Если аналогичная неточность характеризует все субпопуляции (как в данном примере), можно применить простой подход, который заключается в суммировании всех нижних и верхних крайних значений. В этом случае общий размер популяции будет равен 25000-33000 в прошлом и 13500-18500 особей на сегодняшний день. Используя тот же самый подход, получаем наилучшую оценку сокращения, равную 45% (с 29000 до 16000) с вероятным диапазоном сокращений от 26% (с 25000 до 18500) до 59% (с 33000 до 13500).

Альтернативный метод состоит в использовании вероятностного (Монте-Карло) подхода. Если неточность, характеризующая прошлый и настоящий размер популяции, представлена в виде вероятностных распределений с известной степенью корреляции между этими распределениями, то вероятностное распределение сокращения популяции можно оценить случайным выбором пары прошлого и нынешнего размеров популяции (используя данные

распределения). Далее с помощью этой пары рассчитывается сокращение; процедура повторяется сотни раз (сотни случайно выбранных пар).

### *Неточность характера (направления, поведения) сокращения*

В случае, когда необходимо экстраполировать тренды в популяции, может потребоваться составить предположение о характере сокращения популяции. Здесь мы кратко обсудим различные предположения и случаи, где они могут применяться. Например, размер субпопуляции того же таксона, который фигурировал в вышеизложенных примерах, был равен 20 000 в 1961 году и 14 000 в 1981 году (эти цифры показаны в виде квадратных областей на графиках ниже). Нам надо экстраполировать данные назад во времени в 1941 год и вперед в 2001 год. Проще всего предположить отсутствие изменений в ранние или поздние годы. Получаем, что, если предполагается отсутствие сокращения до начала 1960-х годов, численность популяции до периода сокращения (начальная популяция) равна 20000 особей. Если предположить, что сокращение остановилось в 1981 году, то 14000 – это показатель текущей численности популяции. Однако, если есть основания подозревать наличие еще какого-нибудь сокращения популяции за пределами данного периода, следует составить предположение о характере сокращения. Документация должна содержать обоснование предложенного характера сокращения популяции.

### *Экспоненциальное снижение*

Мы можем предполагать экспоненциальное снижение численности популяции в случаях, когда пропорциональное сокращение популяции – постоянная величина. Например, если угрозой фактором для таксона является эксплуатация и смертность в результате охоты (доля изъятых особей) не меняется, а размер популяции сокращается, можно предположить экспоненциальный характер снижения численности.

Используя метод, рассмотренный в примере 2 выше, экспоненциальное снижение даст нам размер популяции, равный 28571 на 1941 г. и 9800 на 2001 г. (треугольные области на рисунке 5.1 ниже) и величину сокращения популяции за три поколения 66%.

### *Линейное снижение*

В некоторых случаях количество изъятых особей (а не их доля от общего числа особей в популяции) остается постоянным. Например, если виду находится под угрозой потери местообитания, и каждый год он теряет примерно одинаковую по площади часть своего ареала, можно говорить о наличии линейного сокращения количества особей. Оно означает возрастание (усиление) снижения с каждым годом, т.к. вид ежегодно теряет одинаковую по размеру часть постоянно сокращающейся площади своего местообитания.

Линейное снижение даст нам размер популяции, равный 26000 на 1941 г. и 8000 на 2001 г. (треугольные области на рисунке 5.2 ниже) и величину сокращения популяции за три поколения 69%. В данном случае степень сокращения равна всего лишь 23% для 1-ого поколения, но увеличивается до 43% для 3-его поколения.

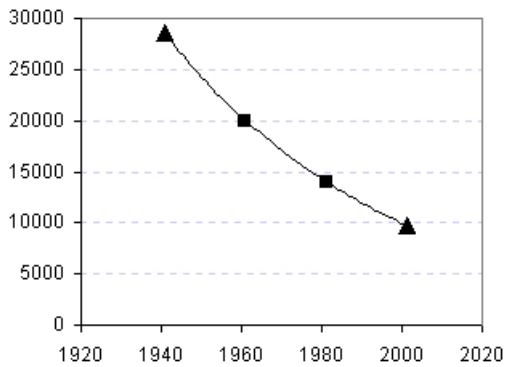


Рисунок 5.1. Экспоненциальное снижение

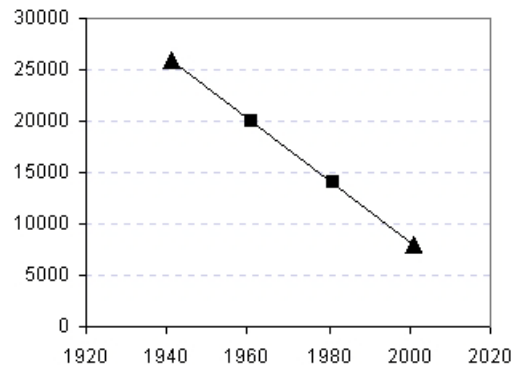


Рисунок 5.2. Линейное снижение

### Ускоренное снижение

Несмотря на то что линейное снижение количества особей уже подразумевает увеличение степени сокращения популяции, это сокращение может идти еще быстрее и приводить к ускоренному снижению количества особей. Это наблюдается при увеличении уровня эксплуатации, например, когда количество убитых особей увеличивается каждый год из-за роста численности населения или увеличения темпов добычи.

Для экстраполяции в условиях ускоренного снижения необходимо знать или предположить, как меняется степень сокращения. Например, в приведенном выше примере наблюдаемое сокращение в первом поколении (с 1961 по 1981 гг.) составляет 30%. Можно предположить, что степень сокращения увеличивается вдвое в каждом поколении с 15% в 1-ом поколении до 30% во втором и 60% в третьем поколении. В результате данного предположения мы получаем размер популяции, равный 23529 в 1941 г. ( $20000 / (1-0.15)$ ) и 5600 в 2001 г. ( $14000 * (1-0.6)$ ), а также величину сокращения популяции за три поколения 76% (рисунок 5.3).

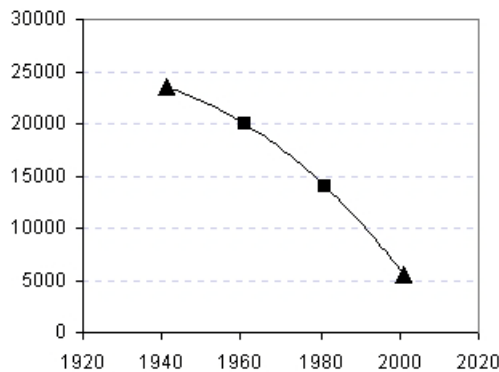


Рисунок 5.3. Ускоренное снижение

Тот же самый подход может быть использован для вычислений при замедленном снижении.

Также можно предположить, что в разные периоды времени характер снижения был неодинаков. Например, снижение может быть равно нулю до первого наблюдения, а затем быть экспоненциальным. В результате получаем, что размер популяции в 1941 г. равен 2000 особей и 9800 в 2001 г., а величина сокращения популяции за три поколения составляет 51%.

Когда мы не имеем достаточно данных, чтобы судить о том или ином характере снижения, степень сокращения может быть определена неточно (приблизительно). Например, в приведенных выше примерах степень снижения может быть определена как интервал 66% -

69%, если принять экспоненциальную или линейную модели сокращения, или как интервал 51% -76%, если принять все четыре описанные выше модели сокращения.

#### *Данные, выраженные в различных единицах измерения*

Во всех рассмотренных выше примерах подразумевается, что данные о размере популяции выражены в одних единицах (количество половозрелых особей). В некоторых случаях данные, характеризующие разные популяции, могут быть выражены в разных единицах измерения (например, индекс CPUE (улов на единицу промыслового усилия) или другие показатели). В таких случаях мы рекомендуем выделить каждый тип данных в отдельную таблицу. Если данные о прошлом и настоящем размере субпопуляции выражены в одних единицах, они могут быть использованы для расчета (возможно с помощью метода экстраполяции, см. выше) темпов сокращения этой субпопуляции. Подобный расчет предполагает, что показатель размера популяции и количество половозрелых особей находятся в линейной зависимости. В статье оценки должна быть рассмотрена справедливость этого предположения и сделаны необходимые преобразования (перевод имеющегося показателя численности в показатель, находящийся в линейной зависимости от количества половозрелых особей), а потом уже проведен расчет сокращения популяции (также см. требование (а) в начале данного раздела).

Также важно постараться объединить таблицы путем преобразования всех единиц измерения в одну. Это необходимо, чтобы знать относительный размер субпопуляций для возможности объединения их показателей сокращения кроме случая, когда известно, что размеры субпопуляций или процент сокращения численности в них примерно одинаковы. Если процент сокращения дает одно значение (допустимая разница в пределах одного или двух процентных пунктов) для разных субпопуляций, их относительный размер не будет иметь решающего значения и можно заменить взвешенное среднее значение простым среднеарифметическим значением. Если известно, что размеры субпопуляций были похожи три поколения назад (например, самая маленькая субпопуляция была не меньше 90% от самой большой субпопуляции), также можно использовать простое среднеарифметическое значение.

Если же субпопуляции отличаются размерами и степенью сокращения, то сокращения (в процентах), выраженные разными единицами измерения, можно объединить только в случае, если можно рассчитать относительные размеры субпопуляций. Тем не менее, это может быть не совсем точный расчет. Для получения неточных данных можно использовать диапазоны (интервалы). Например, предположим, что значения сокращения двух субпопуляций равны 60% и 80% и мы не располагаем точной информацией об относительных размерах субпопуляций (потому что эти значения сокращения выражены разными единицами измерения). В этом случае можно использовать грубые значения относительных размеров субпопуляций. Если относительный размер первой субпопуляции по оценкам составляет от 0,40 до 0,70 от общего размера популяции, то общее сокращение можно рассчитать следующим образом. Высокая оценка будет равна  $(60\% * 0,4) + (80\% * 0,6)$  или 72%. Низкая оценка равна  $(60\% * 0,7) + (80\% * 0,3)$  или 66%. Таким образом, общее сокращение популяции может быть выражено интервалом 66% -72%.

#### *Наличие данных только для некоторых субпопуляций*

В некоторых случаях достоверные данные имеются только для одной или нескольких субпопуляций. В таких случаях имеющиеся данные могут быть использованы только при соблюдении следующих условий.

1. Если субпопуляция, значение сокращения которой известно, была по приблизительным оценкам самой крупной субпопуляцией три поколения назад, то это значение может

применяться для определения сокращения всей популяции таксона. Этот процесс также может быть формализован с помощью методов, описанных выше. Например, предположим, что размер самой большой субпопуляции сократился на 60% и что она включала 90-99% половозрелых особей таксона три поколения назад. При отсутствии информации об остальных субпопуляциях (1-10% половозрелых особей) можно предположить, что они сократились на 0-100% (хотя, конечно, этот диапазон не включает все возможности, так как он исключает возможность увеличения числа особей в других субпопуляциях). Исходя из этих предположений, низкая оценка будет равна 54% (если размер остальных субпопуляций равнялся 10% от размера всей популяции и сократился на 0%), а высокая оценка - 64% (если размер остальных субпопуляций равнялся 10% от размера всей популяции и сократился на 100%). Таким образом, общее снижение численности популяции может быть выражено в виде интервала 54%-64%, который включает оценку (60%) сокращения самой большой субпопуляции, а также неточность из-за отсутствия данных о других субпопуляциях.

2. Если можно предположить, что все (или все крупные) субпопуляции сокращаются в размерах с одинаковой интенсивностью, то величина сокращения, рассчитанная для некоторых субпопуляций, может быть применена для всей популяции таксона. В этом случае важно привести доказательства, что темпы сокращения субпопуляций одинаковы, а также выявить разные факторы, которые могут привести к различной степени сокращения у различных субпопуляций.

## 6. Инструкции по использованию критерия В

Критерий В был разработан для выявления популяций с ограниченным распространением, которые также серьезно фрагментированы с продолжающимся сокращением размера и/или с экстремальными флуктуациями (в настоящем или ближайшем будущем). Важно обратить особое внимание на критерий В, как его очень часто неправильно применяют. Чтобы классифицировать таксон по критерию В, в первую очередь необходимо, чтобы он преодолел общее пороговое значение распространения одной из категорий угрозы по области распространения (ОР) или области обитания (ОО). Далее таксон должен соответствовать, по крайней мере, двум из трех условий, перечисленных для критерия В: (а) сильно фрагментированные популяции или известные как существующие только в  $x$  локалитетах, (б) продолжающееся сокращение или (в) экстремальная флуктуация (Таблица 2.1). Это значит, что, если таксон соответствует требованиям по распространению категории «Исчезающие» и условию (в) – экстремальные флуктуации, но не отвечает другим условиям, то он не может быть классифицирован как Исчезающий (Уязвимый) по критерию В. В противном случае он должен еще отвечать условию (а) или (б). Пример правильного использования критерия В – Исчезающие:В1ab(v). Запись расшифровывается следующим образом: область распространения таксона меньше 5000 км<sup>2</sup>, популяция сильно фрагментирована или существует не более, чем в пяти локалитетах и характеризуется продолжающимся сокращением количества половозрелых особей.

Подкритерий (а) подразумевает наличие серьезной фрагментации и/или ограниченного числа локалитетов. Выделение трех критериев не позволяет делать различие между этими двумя состояниями. Мы рекомендуем экспертам самим разделять эти состояния, четко указывая в документах состояние таксона: (1) наличие или отсутствие сильной фрагментации и (2) количество локалитетов.

Некоторые из проблем, возникающих при применении критерия В, рассматриваются в других разделах данного документа, например, определения «субпопуляции» ([раздел 4.2](#)), «локалитет»

(раздел 4.11), «продолжающееся сокращение» (раздел 4.6), «экстремальные флуктуации» (раздел 4.7), «сильная фрагментация» (раздел 4.8), «область распространения» (раздел 4.9) и «область обитания» (раздел 4.10).

## 7. Инструкции по использованию критерия С

Критерий С был разработан для определения таксонов с небольшими по размеру популяциями, которые в настоящее время сокращаются или могут сокращаться в ближайшем будущем. Чтобы быть классифицированным по критерию С, таксону необходимо преодолеть пороговые значения малой популяции, а также соответствовать одному из двух подкритериев, которые описывают сокращение. Например, чтобы претендовать на включение в категорию «Исчезающие Endangered» согласно критерию С, размер популяции должен быть меньше, чем 2500 половозрелых особей, а также популяция должна иметь (1) величину оцененного продолжающегося снижения численности минимум на 20% в течение пяти лет или двух поколений (в зависимости от того, что длится дольше; максимум 100 лет) или (2) величину продолжающегося снижения численности половозрелых особей, а также (а) ограниченную структуру популяции или (б) экстремальные флуктуации числа половозрелых особей (подробнее см. таблицу 2.1).

Для некоторых таксонов есть в наличии оба типа данных: данные по численности популяции и степени сокращения в необходимом разрешении, поэтому здесь можно применить подкритерий С1. Критерии А и С1 отчасти повторяют друг друга; разница состоит в том, что критерий С характеризует только небольшие популяции, а период времени, за который фиксируется сокращение, короче (за исключением категории «Уязвимые Vulnerable»), также меньше пороговые значения сокращения, потому что рассматриваемые популяции изначально небольшие по численности особей.

Критерий С2а имеет два подкритерия (i и ii), затрагивая внешне противоположные условия. Эти подкритерии принимают во внимание тот факт, что разделение общей популяции таксона на несколько субпопуляций или образование ею одной (или немногих) субпопуляции (-ий) в любом случае приводит к повышению риска исчезновения, но по разным причинам. С одной стороны, таксон, который разделен на множество субпопуляций, может быть серьезно фрагментирован (согласно разделу 4.8), а небольшие по размеру субпопуляции имеют очень высокий риск исчезновения. С другой стороны, одна субпопуляция не сможет восстановиться в случае локального мора путем реколонизации или в случае природной или антропогенной катастрофы. Выбор одного из двух подкритериев зависит от размеров субпопуляций и других факторов. Критерий С2а охватывает обе эти ситуации: подходит (i) для первого случая, где даже самая большая субпопуляция относительно небольшая, и (ii) для второго случая, где почти все или все особи принадлежат одной и той же субпопуляции. Вид, который соответствует общим критериям для С2а (т.е., имеет небольшую, сокращающуюся в размерах популяцию), вероятно, попадет под влияние одного из этих двух условий, если они наступят.

Может показаться, что виду, при прочих равных условиях, не угрожает повышенный риск вымирания, если он имеет большой ареал. Тем не менее, это было бы справедливо только в том случае, если бы для разных частей его ареала флуктуации и снижение численности популяции протекали независимо друг от друга. Но в этом случае эти разные «части» популяции, скорее всего, уже не были бы объединены в одну субпопуляцию. Таким образом, для корректного применения критерия С2а, важно правильно определять границы субпопуляций (см. [раздел 4.2](#)).

## 8. Инструкции по использованию критерия D

Этот критерий определяет очень маленькие или ограниченные популяции. Таксон классифицируется по критерию D, если популяция половозрелых особей меньше, чем пороговые значения, установленные для каждой из категорий угрозы. Для категории «Уязвимые Vulnerable» существует два варианта, D1 и D2. Таксон оценивается как Уязвимый D1, если размер его популяции насчитывает меньше 1000 половозрелых особей. Таксон оценивается как Уязвимый D2, если его область обитания очень ограничена (обычно менее 20 км<sup>2</sup>) или для него существует 5 или меньше локалитетов, и в случае реальной природной или антропогенной угрозы. Этот критерий характеризует таксоны, популяции которых могут и не сокращаться, но которые переживают резкое ограничение числа половозрелых особей, области обитания или количества локалитетов, что делает их восприимчивыми в случае реальной угрозы

Подкритерий D2 для категории Уязвимых изначально был создан для таксонов, чье распространение крайне ограничено. Тем не менее, пороговые значения области обитания и количества локалитетов, хоть и были даны в качестве индикаторов (то есть, обычно менее 20 км<sup>2</sup> или обычно пять или меньше локалитетов) часто понимаются экспертами слишком буквально. Некоторые исследователи утверждают, что этот субкритерий охватывает неоправданно большое число таксонов и приводит к раздутию списков, тогда как другие, наоборот, считают его слишком строгим (не включает, например, многие морские виды), что приводит к понижению статуса видов. Следует обратить особое внимание специалистов, что ограниченная область обитания критерия D2 означает, что популяция будет подвержена антропогенному влиянию или вероятностным событиям в неизвестном будущем, под влиянием которых она может за очень короткое время (т.е. в течение жизни одной или двух популяций после угрожающего события) попасть в категорию «Находящиеся на грани полного исчезновения» или даже «Исчезнувшие». Здесь пороговые значения больше даны для образца и не являются строго лимитирующими значениями.

Главное значение подкритерия D2 – это не область, занимаемая таксоном, или подсчет числа локалитетов, а определение риска, в результате которого таксон может внезапно стать Находящимся на грани полного исчезновения или даже Исчезнувшим (т.е. в случае реализации возможной угрозы вид в течение очень короткого периода времени будет претендовать на включение в одну из этих категорий под критериями, например, A или B). Таким образом, одного удовлетворения предложенным (или любых другим) пороговым значениям ОО или количества локалитетов недостаточно. Необходимо, чтобы это ограничение делало возможным переход вида в категорию CR или EX за очень короткий промежуток времени из-за антропогенного влияния или вероятностных событий. Эти события должны ожидаться с большой долей вероятности. Таким образом, события или процессы, которые, скорее всего, не наступят (например, извержение неактивного вулкана), не характерны для близких видов (например, эпидемия болезни, которой виды не болеют), не вызовут вымирание вида (например, потому что вид уже пережил множество ураганов, имеет признаки адаптации к глобальному потеплению и т.д.) или события, которые не произойдут за достаточно короткий отрезок времени, чтобы обусловить внезапный переход вида в категорию CR или EX, здесь не рассматриваются. Вероятностные события или антропогенное влияние, которые привели в классификации вида с помощью подкритерия D2, должны быть подробно описаны и обоснованы (см. пример ниже). В случае, если область обитания таксона очень ограничена и существуют реальные угрожающие факторы, в результате которых вид может получить категорию «Уязвимые» или «Исчезающие» за короткий период времени, его следует оценить на включение в категорию «находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому - NT».

### 8.1 Таксоны, у которых известен только типовой локалитет

Если у таксона известен только типовой локалитет и нет информации о настоящем статусе или возможных угрозах, таксон относят к категории DD «Недостаток данных». В случае отсутствия реальной угрозы и относительно хорошей осведомленности классификатора о типовом локалитете таксона, таксон классифицируют как LC «Вызывающие наименьшие опасения» (если не удовлетворяет критериям А, В или С). Если поиски представителей таксона в пределах типового локалитета и возможного количества других потенциальных локалитетов дали результат, не превышающий 50 половозрелых особей, то такой таксон относят к Critically Endangered D (Находящиеся на грани полного исчезновения D) (следует использовать подходящий для таксона временной интервал). При выявлении существенных или реально возможных угроз таксон следует подвергнуть полной оценке по всем критериям, чтобы найти наиболее подходящую ему категорию угрозы (например, Находящиеся на грани полного исчезновения под критериями В или С, или Уязвимые под критерием D2).

### 8.2 Пример использования критерия D

Попугай в Новой Каледонии (*Charmosyna diadema*) является очень редкой птицей, которая была описана на основании двух пойманных женских особей в 1859 году и наблюдения в 1913 году на о. Новая Каледония. Вид считался вымершим в 1978 году, однако, по сведениям островитян он мог сохраниться, а в 1980 году две птицы были зарегистрированы опытным бушменом. Считается, что этот скромно оперенный и трудно определяемый вид попугая мог выжить в тропическом лесу горы Гумбольдта и Массива Koualoué. Об этом виде действительно очень мало информации, но можно заключить, что согласно редким встречам много лет назад и вероятности, что наблюдатели видели птицу позднее, ее популяция насчитывает менее 50 половозрелых особей. Поэтому попугай *Charmosyna diadema* был включен в список с категорией «Находящиеся на грани полного исчезновения: D - Critically Endangered: D».

### 8.3 Пример использования критерия D2

Бекас *Coenocorypha pusilla* обитает только на четырех свободных от хищников островах Чатем, Новая Зеландия, где он широко распространен и стабилен. Исторически его ареал был сокращен в результате ввоза хищников, таких как кошки, крысы *Rattus spp.* и новозеландский пастушок уэка *Gallirallus australis*. Птицы, которые пытались колонизировать соседний остров Питт, убиты кошками или *Gallirallus australis*. Если хищники каким-либо образом попадут на четыре населенных бекасом острова, то вид может полностью вымереть. Таким образом, количество локалитетов оценивается как четыре (поскольку маловероятно, что подобное внедрение может случиться на более чем одном острове в любой момент времени) и вид получает категорию VU (Уязвимые) согласно критерию D2.

## 9. Инструкции по использованию критерия E

Для оценки вида по критерию E необходимо провести количественный анализ, такой как Анализ жизнеспособности популяции (АЖП или PVA), чтобы определить вероятность исчезновения данного вида за данный промежуток времени. Например, категория «Находящийся на грани полного исчезновения E» будет означать, что таксон имеет вероятность исчезновения не менее 50% в природных условиях в ближайшие 10 лет или в течение жизни трех поколений (смотря что дольше).



## 9.1 Что такое вымирание (исчезновение)?

Вымирание (исчезновение) – это размер популяции, равный нулю. Размер популяции, с целью определения термина «вымирание», определяется количеством всех особей (не только половозрелых особей). В некоторых случаях вымирание может быть определено как размер популяции, равный числу больше нуля. Например, если мы моделируем только самок, целесообразно будет определить вымирание как одна самка (вместо нуля), оставшаяся в живых в популяции. Говоря общими словами, пороговые значения вымирания могут быть больше нуля, если факторы, которые не были учтены при анализе из-за отсутствия информации (например, Allee эффекты, половая структура, генетика или социальные взаимодействия), делают результаты анализа при малом размере популяции неправдоподобными.

Для критерия E риск исчезновения должен быть рассчитан для трех различных периодов времени:

- 10 лет или три поколения, в зависимости от того, что дольше (максимум 100 лет)
- 20 лет или пять поколений, в зависимости от того, что дольше (максимум 100 лет)
- 100 лет

Для таксона с продолжительностью жизни одного поколения 34 года и больше требуется только один расчет (для 100 лет). Для таксона с продолжительностью жизни одного поколения от 20 до 33 лет необходимо два расчета (для трех поколений и 100 лет). Для таксона с продолжительностью жизни одного поколения менее 20 лет необходимы все три расчета.

## 9.2 Какой метод можно использовать?

Один из наиболее часто используемых методов количественного анализа – это анализ жизнеспособности популяции (АЖП или PVA), который представляет собой несколько методов оценки угроз, с которыми сталкиваются популяции видов, рисков их исчезновения или снижения численности и их шансов на восстановление, на основании видоспецифичных данных и моделей. Для ознакомления с методом PVA см. Boyce (1992), Burgman et al. (1993), Akçakaya and Sjögren-Gulve (2000). О типах моделей, используемых в PVA-анализе, будет сказано ниже.

В некоторых случаях критерий E может быть использован без проведения полного PVA-анализа, а с заменой его на количественный анализ, который не обязательно включает демографическую информацию. Например, если ареал вида ограничен по площади, возможно определить вероятность его полного разрушения. Подобное заключение может быть сделано на основе погодных данных в прошлом или другой информации о трендах или локалитетах потери местообитания в прошлом. Однако при этом важно помнить, что подобные значения являются нижними значениями риска вымирания, если мы представим себе, что оценка была сделана с применением PVA-анализа. Это так, потому что АЖП включает не только подобные вероятностные воздействия на местообитание, но и другие факторы, такие как демографическая изменчивость, и угрозы, такие как непосредственная эксплуатация. Независимо от используемого метода анализ должен быть выражен количественно (т.е. качественная оценка, например, «высокая вероятность вымирания», не является достаточной).

Выбор метода зависит от наличия данных и экологии таксона. Структура модели не должно быть достаточно подробной с тем, чтобы использовать все соответствующие данные, но не слишком подробной. Оценки, при составлении которых были использованы все доступные и соответствующие данные, более объективны, чем те, которые частично игнорируют соответствующую информацию. Тем не менее, избыток данных может привести к увеличению неточности.

Если единственными доступными данными является информация о количестве локалитетов, можно использовать модели обитания (см. Sjögren-Gulve and Hanski 2000.). Если доступна информация инвентаризации (переписи) по годам, используется масштабная (неструктурированная) динамическая модель (см. Dennis et al. 1991; Burgman et al. 1993). В случае наличия данных для разных возрастных групп или стадий развития (например, ювенильные и взрослые), то рекомендовано использование структурированной модели (см. Аксакава 2000). Если мы располагаем подробными данными на индивидуальном уровне (например, породными (генеалогическими) данными), то создается индивидуальная модель (см. Lacy 2000). Если имеются данные о пространственном распределении вида, строим метапопуляционную модель или другую пространственную модель следует рассматривать (заметим, что масштабная, структурированная и индивидуальная модели также могут быть пространственно ориентированными).

Вторым важным фактором при выборе модели является экология вида. Структура модели и предположения (допущения) должны быть реалистичными и учитывать экологию вида. В документации должны быть отражены все предположения (даже самые очевидные из них), связанные со структурой модели, параметрами и неточностями. В случаях, когда имеющиеся данные и экология вида позволяют построение более чем одного типа модели, сравнительное моделирование (например, Kindvall 2000; Brook et al. 2000) и другие виды проверки достоверности данных (MacCarthy et al. 2001) могут увеличить значение выводов.

### 9.3 Достаточно ли данных?

Типы данных, которые могут быть использованы в оценке, - это пространственное распространение подходящего местообитания, локальные популяции или отдельные особи, модели обитания и исчезновения на участках местообитания, данные присутствия-отсутствия, взаимоотношения в ареале, показатели обилия, полученные в результате исследований и взятые из журналов учета, демографический показатель (плодовитость и выживаемость), а также временные изменения и пространственные ковариации этих параметров. Не все перечисленные типы данных необходимы при построении одной какой-либо модели. Более подробную информацию о данных для построения определенных типов PVA-моделей можно найти в литературных источниках (см. ссылки выше).

Если данных недостаточно или если имеющаяся информация слишком неточная, рискованно проводить оценку согласно критерию E с помощью любого метода, включая PVA-метод. Чтобы определить, являются ли имеющиеся данные достаточными для проведения оценки по критерию E, мы предлагаем следующее. Сначала выберите структуру модели (см. предыдущий раздел). Далее определите параметры модели (см. ниже), включая неточные данные. Самым простым способом сделать это является наилучшая оценка каждого параметра, а также «оптимистическая» и «пессимистическая» оценка. Используйте эти значения для создания диапазона моделей, который даст диапазон значений риска вымирания. Диапазон последних значений показывает, насколько полученные результаты применимы (а, значит, достаточно ли у нас данных). Также смотри «Включение неточных данных» (9.5) ниже.

Помните, что критерий E не требует составления очень конкретных предсказаний (прогнозов). Даже весьма неточные результаты могут быть полезны. Например, если минимальная оценка риска исчезновения за 100 лет составляет 10%, то таксон, по крайней мере, относится к категории «Уязвимые» без учета наиболее пессимистичных прогнозов. Критерии также позволяют представлять неточные данные в виде диапазона категорий в документации, тогда как в Красном списке всегда должна быть только одна категория (см. Приложение 1 к МСОП 2001, 2012b). Так, например, если продолжительность жизни одного поколения вида составляет 10 лет, а риск вымирания равен 20-60% за 100 лет, 10-30% за 50 лет и 5-10% за 30 лет, таксон

может быть классифицирован как (VU-EN/Уязвимые-Исчезающие) в документации, но для Красного списка необходимо выбрать одну из категорий.

#### **9.4 Компоненты и параметры модели**

Очень важно определить параметры модели без смещения. Тем не менее, трудно дать подробные инструкции для определения параметров, потому что компоненты и параметры модели зависят от ее структуры. Таким образом, хотя мы и даем некоторые общие инструкции и конкретные примеры в этом разделе, эта информация не является исчерпывающей.

##### *9.4.1 Зависимость от плотности*

Зависимость от плотности - это зависимость между демографическими параметрами (такими как выживание, плодовитость, скорость прироста популяции и т.д.) и размером или плотностью локальной популяции. Зависимость может быть как отрицательной (также называется компенсация), когда демографические параметры уменьшаются по мере роста плотности, так и положительной (также называется депенсация), когда демографические параметры уменьшаются вместе с уменьшением плотности. Первый тип зависимости может быть результатом перенаселенности и межвидовой конкуренции, а второй - эффектов Аллее, особенностей социальной структуры популяции и инбридинговой депрессии. Оба типа зависимости от плотности оказывают существенное влияние на риск вымирания, поэтому в модели должны быть отражены оба типа. Другими словами, классификатору необходимо обосновать свое решение о включении (или не включении) в модель этих типов зависимости от плотности.

Компенсацию особенно важно учитывать в тех случаях, когда угрозу представляет потеря среды обитания. Депенсация может быть включена в модель, если пороговые значения вымирания больше нуля (см. выше).

Т.к. зависимость от плотности влияет на демографические параметры, такие как выживаемость и плодовитость, значения этих показателей необходимо сопровождать данными о размере или плотности популяции в период времени, когда были получены эти демографические данные.

##### *9.4.2 Временная изменчивость*

Поскольку эти критерии имеют вероятностный характер, важно, чтобы все соответствующие формы изменчивости были включены в оценку. Таким образом, учитываются следующие виды изменчивости: флуктуации окружающей среды (в виде случайных изменений в одном или нескольких модельных параметрах), демографическая стохастичность, ожидаемые будущие тренды средних значений модельных параметров (например, в результате ухудшения среды обитания), генетическая стохастичность, случайные изменения в соотношении полов, а также маловероятные события с высокой разрушающей силой (нарушения или катастрофы).

При моделировании флуктуаций окружающей среды оценки изменений модельных параметров должны включать в себя только изменения во времени; не учитываются демографическая стохастичность, погрешность измерения, пространственная вариация и т.п.. Например, если показатели выживаемости выведены на основе данных инвентаризации (регистрации), мы можем не учитывать дисперсию биномиального распределения, представляющую демографическую стохастичность, при определении общей наблюдаемой дисперсии (изменения) (Акçақауа 2002); если показатели выживаемости выведены на основе mark-recapture анализа (анализа маркировки-возврата), для исключения демографической/выборочной дисперсии (вариации) можно использовать методы, описанные

Gould and Nichols (1998) и White et al. (2002), а также в файле справки программы MARK (<http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>).

Если модель включает катастрофы, для определения среднего значения и значения изменения модельной переменной (такой как выживаемость, плодовитость или переносимый объем популяции), на которую влияет катастрофа, следует использовать только данные за годы без катастрофы.

Когда вероятностные результаты получены методом моделирования, число повторов или итераций определяет точность этих результатов. В большинстве случаев, случайно отобранные модельные параметры являются статистически репрезентативными, если число повторов находится в диапазоне от 1000 до 10000.

#### *9.4.3 Пространственная изменчивость*

В случае если разные субпопуляции таксона пространственно разделены или имеют отличающиеся демографические показатели, они должны быть объединены путем построения подробной пространственной модели. Моделирование такого таксона с созданием модели одной популяции может снизить вероятность вымирания таксона. При сведении разных популяций в одну модель важно учитывать корреляцию между разными популяциями; при ее игнорировании (то есть, предполагая, что все популяции независимы друг от друга) возникает риск занижения вероятности вымирания таксона

### **9.5 Включение неточных данных**

Мы полагаем, что все параметры должны быть указаны в виде диапазона значений, которые отражают неточность данных (отсутствие знаний или погрешности измерений). Кроме того, неточности в структуре модели могут быть учтены путем создания нескольких моделей (например, с различными типами зависимости от плотности). Существуют различные методы распространения (отражения) таких неточностей в расчетах и моделях (Ferson et al. 1998). Одним из самых простых методов является создание моделей лучшего и худшего случая (например, Akçakaya and Raphael 1998). Модель лучшего случая (или оптимистическая модель) включает в себя нижние границы параметров, которые оказывают негативное влияние на жизнеспособность (например, изменение показателя выживаемости), и верхние границы тех параметров, которые оказывают положительное влияние (например, средняя выживаемость). С моделью худшего случая (или пессимистической моделью) все наоборот. Результаты этих двух моделей можно использовать в качестве верхних и нижних границ при оценке риска исчезновения, которая, в свою очередь, полезна для определения диапазона угрожаемых категорий (см. Приложение 1 IUCN 2001, 2012b).

### **9.6 Требования к документации**

Любая оценка Красного списка с использованием критерия E должна включать документ, который описывает использованные количественные методы, а также все файлы данных, которые были востребованы в анализе. Документ и сопутствующая информация должны быть достаточно подробно изложены с тем, чтобы проверяющий мог воссоздать использованные методы и полученные результаты.

Документация должна включать перечень допущений (предположений) анализа, а также объяснения и обоснования этих предположений. Все использованные в оценке данные должны быть снабжены ссылками на публикации в публичном доступе или другим образом включены в список документов. Неточности в данные должны быть отражены в документации.

Методы, используемые для оценки параметров модели и при включении в оценку неточных данных, должны быть подробно описаны. Временные единицы, используемые для различных параметров и компонентов модели, должны быть постоянными; следует указать периоды, за которые эти параметры были оценены.

## **10. Инструкции по применению категорий DD (Недостаток данных), NT (Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому) и NE (Неоцененные)**

### **10.1 Случаи применения категории «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому»**

Чтобы быть отнесенным к категории «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому», таксон по параметрам должен почти подходить к категории «Уязвимые». Оценки размера популяции или местообитания приближаются к пороговым значениям категории «Уязвимые», особенно при наличии большого количества неточных данных, или, возможно, отвечают некоторым подкритериям. Они могут быть объединены с оценками биологической восприимчивости и угрозы. Категория «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому» не имеет собственных критериев, поэтому решение об отнесении вида к данной категории принимается, когда значения его параметров близки значениям параметров категории «Уязвимые». Для таксонов, отнесенных к категории «Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому» Красного списка МСОП, эксперты должны указать в обосновании, каким критериям категории «Уязвимые» таксон почти соответствует. Например, отнесение таксона к категории NT обосновано в следующих случаях:

- Популяция сократилась по расчетам на 20-25% в течение последних трех поколений.
- Таксон отвечает требованиям по площади критерия В для угрожаемой категории (ОР <20000 км<sup>2</sup> и/или ОО <2000 км<sup>2</sup>) и снижается, но популяция не сильно фрагментирована, имеет двенадцать локалитетов и не имеет экстремальных флуктуаций.
- Таксон отвечает требованиям по площади критерия В для угрожаемой категории (ОР <20000 км<sup>2</sup> и/или ОО <2000 км<sup>2</sup>) и сильно фрагментирован, но популяция не сокращается, имеет более 10 локалитетов и не имеет экстремальных флуктуаций.
- Таксон сокращается в численности и имеет десять локалитетов, но ОР=30000 км<sup>2</sup> и/или ОО=3000 км<sup>2</sup>, что является неточными данными.
- Таксон сокращается в численности и сильно фрагментирован, но ОР=30000 км<sup>2</sup> и/или ОО=3000 км<sup>2</sup>, что является неточными данными.
- Таксон с сокращается в численности и сильно фрагментирован, но ОР=22000 км<sup>2</sup> и/или ОО=3000 км<sup>2</sup>, что является данными высокой точности.
- Популяция сократилась по расчетам на 10% за последние три поколения и продолжает сокращаться, насчитывает порядка 1500 половозрелых особей.
- Таксон существует в одной субпопуляции, насчитывающей порядка 15000 особей и сокращающейся.
- Популяция насчитывает около 1500 половозрелых особей.
- Наилучшая оценка размера популяции равна 2000 половозрелых особей, но эта оценка очень неточная; размер популяции в 1000 половозрелых особей не исключен.
- Таксон существует на трех участках, занимающих площадь 12 км<sup>2</sup>; популяция эксплуатируется, но не уменьшается; в настоящее время угрозы отсутствуют, но могут произойти события, которые способны привести к вымиранию вида, но они, скорее всего, не станут причиной отнесения вида к категориям «Исчезнувшие» или «Находящиеся на грани полного исчезновения» за короткий период времени.
- Популяция сократилась на 40% за последние три поколения, но сокращение прекратилось, а его причина ясна.

Ниже приведены примеры видов, которые не могут быть отнесены к категории NT (или к любой другой категории угрозы) без применения дополнительных критериев:

- Популяция сократилась, по оценкам, на 10% за последние три поколения и насчитывает более 20000 половозрелых особей.
- Популяция сократилась, по оценкам, на 30% как часть флуктуаций.
- Таксон отвечает требованиям по площади критерия В для категории CR (Находящиеся на грани полного исчезновения) ( $OP < 100 \text{ км}^2$  и/или  $OO < 10 \text{ км}^2$ ), но не сокращается, не сильно фрагментирован, нет экстремальных флуктуаций и нет явных угроз.
- Таксон является долгоживущим и медленно растущим видом, но не отвечает ни одному критерию А-Е.
- Популяция насчитывает более 2000 половозрелых особей.
- Таксон существует на трех участках, занимающих площадь 30 км<sup>2</sup>; популяция не сокращается; на сегодняшний день угрозы отсутствуют и существует очень малая вероятность того, что вид будет отнесен к категориям «Исчезнувшие» или «Находящиеся на грани полного исчезновения» за короткий промежуток времени.

Таксон также может быть отнесен к категории NT, если он является предметом действующей программы сохранения таксона или его местообитания, прекращение которой может привести к отнесению вида к одной из вышеперечисленных категорий угрозы в течение 5 лет. В этих случаях в обосновании должно быть четко прописано, что таксон отнесен к категории NT, потому что его состояние зависит от проведения/непроведения охранных мероприятий. Программы сохранения таксона должны быть описаны в требованиях по оформлению документации (см. IUCN 2001, 2012b; Приложение 3).

## 10.2 Категории «Неоцененные» и «Недостаток данных»

Отнесение таксона к категориям «Неоцененные» (NE) и «Нехватка данных» (DD) означает, что оценка риска исчезновения не была проведена по разным причинам. Категория «Неоцененные» подразумевает, что не было сделано и попытки оценки текущего статуса таксона. Категория «Нехватка данных» указывает на то, что таксон был оценен с использованием имеющихся данных, но их недостаточно для отнесения таксона к какой-либо категории. Таксоны этих категорий нельзя рассматривать как таксоны без угрозы.

## 10.3 Случаи применения категории DD (Недостаток данных)

Если таксон изучен, но нет никакой прямой или косвенной информации о его текущем статусе или возможных угрозах, то он однозначно относится к категории DD. Включение вида в категорию DD не означает, что таксону не угрожает никакая опасность.

Ситуация осложняется, когда известно очень мало информации о таксоне, но имеющаяся информация указывает, что таксон может быть под угрозой. Тогда возникает другой вопрос: насколько приемлемо в данном случае применить методы прогнозирования и проецирования? Это более подробно обсуждается в [Разделах 3.1](#) и [3.2](#) (Наличие данных, прогнозирование и проецирование, неточность).

Когда данные являются очень неточными (приблизительными), можно применить категорию «Нехватка данных». Однако, в этом случае эксперт должен предоставить документы, подтверждающие, что эта категория была присвоена виду, поскольку данные не являются адекватными для определения категории угрозы. Если данные до такой степени неточны, что возможно применить обе категории CR (Находящиеся на грани полного исчезновения) и LC (Вызывающие наименьшие опасения), таксон классифицируют как DD. Если диапазон возможных категорий варьирует от NT (Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому) до угрожаемых категорий, см. раздел 3.2, чтобы выбрать наиболее подходящую категорию. Важно

помнить, что слабо изученные таксоны часто могут быть отнесены к одной из угрожаемых категорий на основе фоновой информации об ухудшении их местообитаний и/или других случайных факторов; поэтому мы не рекомендуем частое использование категории «Нехватка данных».

Виды категории «Нехватка данных» могут иметь один или оба нижеозначенных признака, хотя большинство DD видов в них не нуждаются:

**1. Неизвестное происхождение.** Таксон известен только по одному или нескольким образцам при отсутствии информации или крайне неточной информации о его местонахождении (локалитете), что затрудняет прогнозирование его статуса.

#### Примеры

Вид *Helianthus zusii* является видом колибри, который был изучен на основании образцов, приобретенных в 1909 году в Боготе. Они были якобы пойманы в Восточных Андах или даже в Центральных Андах Колумбии на расстоянии нескольких сотен километров от столицы. Тем не менее, некоторые «боготские» образцы родом с дальнего Эквадора. Так как за все время не было поймано больше ни одной птицы, вид считается (или считался) реликтовым с ограниченным ареалом.

:

*Rheocles pellegrini* является пресноводной рыбой, которая была поймана всего лишь раз в 1930 году западнее Андапы (Andapa), местечка, которое находится где-то вдоль северо-восточного берега Мадагаскара. С тех пор этот вид ни разу не попадал в сети, потому что его точное местообитание (локалитет) неизвестно. В связи с этим ученые не располагают данными, на основании которых можно судить о качестве его местообитания или размере популяции; вид считается (или считался) реликтовым с ограниченным ареалом.

*Anthurium parambae* - полуэпифитное ароидное растение-эндемик Эквадора. Он известен только по одной коллекции, собранной в неизвестной местности Л. Содиро век назад. Отсутствие информации не позволяет оценить статус охраны вида; также имеются таксономические проблемы, характерные для многих видов рода *Anthurium*, описанных Содиро.

**2. Таксономическая неточность объясняет отсутствие информации.** Нехватка данных может быть следствием таксономической неточности, т.е. отсутствие информации о распространении, статусе, экологии и угрозах объясняется малым количеством образцов и/или записей, а это может быть в случае, если таксон включает aberrantные (отличающиеся от нормы) особи, гибриды, редкого цвета морфы или подвиды других видов. Это объяснение выглядит более правдоподобно, чем возможность того, что таксон является действительно редким, находится в угрожаемом состоянии или его поиски были неправильно организованы. Важно, что этот тег (признак) нельзя применять для таксонов, которые просто имеют неточные таксономические данные. Такие таксоны нельзя классифицировать как DD просто из-за этой неточности: они должны или считаться хорошими (подходящими) видами и быть оценены по критериям Красного списка или вообще не оцениваться для включения в Красный список. Процесс определения перечня оцениваемых таксонов оцениваться должен быть отделен от процесса оценки риска исчезновения (см. раздел 2.1 по систематике (таксономии)).

#### Примеры

Ванга Блунтшли *Hypositta perdita* получила название сравнительно недавно на основании изучения двух образцов, собранных в 1931 году на юго-востоке Мадагаскара. Образцы являются ювенильными птицами, поэтому Goodman et al. (1997) считают, что они могут быть ювенильными особями вида *H. corallirostris*, хотя более длинные лапки и короткие пальцы говорят об обратном. Тем не менее, отсутствие какой-либо дополнительной информации о

распространении, численности популяции, трендах, экологии и угрозах означает невозможность применения критериев Красного списка МСОП и, следовательно, вид классифицируется как DD.

Очковый настоящий бюльбюль *Pycnonotus nieuwenhuisii* известен по одному образцу, собранному в северо-восточной части горы Калимантан в 1900 году, и другому образцу из Суматры за 1937 году, а также на основании записей 1992 года в Брунее. Было выдвинуто предположение, что вид является гибридом или редким морфом, хотя вполне может быть, что он действительно занимает определенное редкое местообитание, но иногда покидает его в поисках пищи. За неимением большей информации наиболее подходящая категория для этого вида - Недостаток данных (DD).

Голосистый кустарниковый сорокопут *Malaconotus monteiri* ранее считался подвидом седоголового кустарникового сорокопуга *M. blanchoti* или цветной морфой красногрудого сорокопуга *M. cruentus*, но отдельный статус был дан ему из-за различий в среде обитания несмотря на сходство образцов с видом *blanchoti*. Форма *perspicillatus* был описана на г. Камерун, но не была отражена ни в одной записи позднее, форма *monteiri* была один раз зарегистрирована на г. Купе, Камерун. Образец, внешне похожий на *perspicillatus*, был пойман в Западной Кении, но впоследствии утерян; с тех пор мы не имеем никаких доказательств существования этих птиц в Западной Кении. Несмотря на находки представителей *monteiri* в Анголе в 2005 году, для уточнения таксономического статуса этого таксона необходимы дальнейшие исследования. С такой неясной и фрагментарной информацией о распространении и статусе вид не может быть классифицирован критериями Красного списка.

Больше примеров можно найти у Butchart and Bird (2009).

В случаях, когда одно видовое название характеризует несколько таксонов, которые могут претендовать на признание их видами («видовой комплекс») И мы не располагаем информацией (прямой или косвенной), достаточной для категорий и критериев Красного списка, «видовой комплекс» указывают как DD. Если комплексность и неточность таксономического статуса может объяснить отсутствие информации, то оценка должна быть снабжена припиской «Таксономическая неточность объясняет отсутствие информации»

## 11. Инструкции по использованию категорий исчезнувших таксонов

### 11.1 Категории исчезнувших видов (Исчезнувшие EX и Исчезнувшие в дикой природе EW)

Категории исчезнувших видов применяются, когда «нет никакого сомнения, что последний представитель вида умер». Однако, вымирание – исчезновение последнего представителя вида – очень сложно практически обнаружить. Отнесение вида к «исчезнувшим» категориям предполагает предварительное проведение подробных исследований всех его известных или исторически возможных местообитаний в подходящее время (день, сезон, год) и за период времени, соответствующий его жизненному циклу и жизненной форме. Если вид считается вымершим, то это имеет огромное значение для природоохранных органов, т.к. вымершие виды обычно нет надобности охранять. Таким образом, не следует относить к этим категориям (EX и EW) виды, у которых есть хоть какая-то реальная возможность остаться в живых, чтобы избежать «ошибки Ромео» (Collar 1998), когда виды, находящиеся под угрозой, перестали охранять и финансировать из-за ошибочного вывода об их исчезновении. Этот термин был впервые применен к цветососу Цебу *Dicaeum quadricolor*, который был заново открыт в 1992 году спустя 86 лет, в течение которых он ни разу не был обнаружен (Dutson et al. 1993), и



считался, по крайней мере, последние 40 лет из них вымершим видом. Этот вывод был основан на предположении, что на острове Цебу не осталось ни одного подходящего для него лесного местообитания (Magsalay et al. 1995). Доказательный подход к классификации вымерших видов применим с целью продолжения охранных мероприятий до тех пор, пока не останется никаких сомнений в том, что последняя особь вида умерла. Однако, если отнесение видов к категориям EX или EW слишком очевидно (явно), темпы вымирания видов на основе критериев Красного списка, скорее всего, будут занижены. Чтобы избежать этого, необходимо включить возможно вымершие виды в оценки количества вымерших таксонов и темпов вымирания.

## **11.2 Дополнительная характеристика «Возможно исчезнувшие» для таксонов категории «Находящиеся на грани полного исчезновения»**

Хотя доказательный подход к классификации вымерших видов и является наиболее подходящим, такой подход искажает результаты анализа недавно вымерших видов, т.к. ориентирован исключительно на виды категорий «Вымершие» или «Вымершие в дикой природе» (когда представители вида живут только в условиях неволи). Например, количество недавно вымерших видов, внесенных в Красный список МСОП, сильно занижено, даже для хорошо изученных таксонов, таких как птицы. Характеристика (тег) «Возможно Исчезнувшие» был поэтому специально разработан для идентификации тех из Находящихся на грани полного исчезновения (SE) видов, которые, возможно, уже вымерли, но доказательства этого отсутствуют. Таксоны с пометкой «Возможно исчезнувшие» будут включены в диапазон значений количества недавно вымерших видов для обозначения возможной неточности темпов вымирания видов на сегодняшний день.

### *11.2.1 Определение Возможно вымерших (исчезнувших) видов*

Таксоны, Находящиеся на грани полного исчезновения (Возможно вымершие), - это возможно вымершие, на основании доказательств, таксоны, но существует небольшой шанс, что они остались в живых. Они не могут быть отнесены к категории «Вымершие», пока соответствующие исследования не вынесут решение об отсутствии вида. «Возможно исчезнувшие в дикой природе», соответственно, означает, что вид живет в неволе.

Обратите внимание, что «Возможно Исчезнувшие» - это характеристика (тег), а не новая категория Красного списка.

Эксперты должны привести разные типы доказательств отнесения вида к категориям «Вымершие» или «Находящиеся на грани полного исчезновения» (Возможно вымершие). Отнесение вида к категории «Вымершие» требует неоспоримых доказательств, что последний представитель таксона умер. Отнесение вида к тегу «Возможно вымерший» означает, что существуют доказательства, что вид является возможно вымершим, но существует маленький шанс, что он жив. Ниже приведены типы доказательств отнесения вида к «вымершим» категориям (Butchart et al. 2006):

- Сокращение популяции видов явно зафиксировано в документации (для видов, у которых последняя инвентаризация (регистрация) проводилась недавно).
- Известно, что популяция вида пострадала от серьезных угрожающих процессов (например, обширная потеря среды обитания, распространение чужих инвазивных хищников, интенсивная охота и т.д.).
- Вид обладает признаками, которые создают условия для его вымирания, например отсутствие крыльев (неумение летать) у птиц.
- Недавние исследования были адекватными и соответствующим образом организованы для обнаружения вида, но не обнаружили его.

Эти доказательства должны учитывать следующие обстоятельства (Butchart et al. 2006):

- Недавние полевые исследования были неадекватны поставленной задаче (они были недостаточно интенсивны/экстенсивны или проведены не в то время; местообитание вида находится в недоступном для исследований районе, удалено, небезопасно для здоровья или сведения о нем неадекватны).
- Вид трудно обнаружить (скрытный, невзрачный, ведет ночной образ жизни, мигрирующий, тихий или его голосовые сигналы неизвестны; идентификация затруднена, вид живет в популяциях с низкой плотностью).
- Достаточно убедительные недавние локальные регистрации вида или неподтвержденные наблюдения.
- Подходящее местообитание (свободно от инвазивных хищников и возможных патогенов) в пределах известного ареала этого вида; аллоиды или родственные виды могут выжить несмотря на похожие угрожающие процессы.

Аналогичные обстоятельства следует учитывать при оценке таксона с отнесением в категории «Вымершие в дикой природе» или «Находящиеся на грани полного исчезновения (Возможно вымершие)».

Инструкции по интерпретации типов доказательств отнесения видов к категориям «Вымершие» и «Находящиеся на грани полного исчезновения (Возможно вымершие)», а также «Вымершие в дикой природе» и «Находящиеся на грани полного исчезновения (Возможно вымершие в дикой природе)» находятся на стадии разработки.

В документации для каждого таксона, оцененного как Вымерший, Вымерший в дикой природе, Находящийся на грани полного исчезновения (Возможно исчезнувший) и Находящийся на грани полного исчезновения (Возможно исчезнувший в дикой природе) следует четко обосновать применение «вымерших» категорий и формулировки «Возможно вымерший». В документах должны быть указаны доводы как за, так и против исчезновения вида, описаны проведенные исследования по его поиску и приведены дата и соответствующие описания последней подтвержденной находки.

Статус всех таксонов с тегом «Возможно Исчезнувшие» должен пересматриваться каждые пять лет. Для получения большей информации о применении признака «Возможно Исчезнувшие» см. Butchart et al. (2006).

Иногда трудно выбрать правильный подход при оценке видов, которые являются очень редкими и могут быть Вымершими, но для подтверждения этого статуса не хватает данных. Примером может послужить земноводное, которое больше не могут найти в тех местах, где оно раньше обитало и чья популяция, скорее всего, погибла в результате стремительного сокращения (например, в местах распространения хитридиомицетов). У этого вида, скорее всего, нет оставшихся в живых субпопуляций, но мы не располагаем достаточной информацией для признания его Вымершим, хотя вымирание вида в данном случае реально возможно. Такие виды относят к категории «Находящиеся на грани полного исчезновения» (с тегом «Возможно исчезнувшие», если доказательно вымирание вида более вероятно, чем выживание), но выбор правильных критериев для этого требует осторожности. Если вид не появляется на обжитых им местах в течение последних 10 лет или 3 поколений (смотря что дольше), то лучшим решением будет классифицировать его по критерию A2. Если известен только один локалитет вида с ОР меньше 100 км<sup>2</sup> и ОО меньше 10 км<sup>2</sup>, то его можно отнести к категории CR с критериями B1ab(i,ii,v) или B2ab(i,ii,v). Но очень часто бывает так, что виды, которые вполне возможно вымерли, но это случилось более 10 лет или 3-ех поколений назад (смотря что подходит к конкретному случаю), а ОР и ОБ которых слишком велики для категории CR («Находящиеся на грани полного исчезновения») и они не соответствуют, по крайней мере, двум подкритериям для CR B. В таких случаях виды должны быть отнесены к CR C2a (I), CR C2a (II), и/или CR D, в

зависимости от мнения классификатора. Такие категории требуют, чтобы размер популяции предположительно оценивался меньше 250 половозрелых особей (для C2) или 50 половозрелых особей (для D). Даже если невозможно определить, насколько правдоподобны подобные предположения, в случае с видом, который может быть вымер, они оправданы.

### 11.2.2 Примеры видов, находящихся на грани полного исчезновения (Возможно вымерших)

Нукупуу *Hemignathus lucidus* – это птица-эндемик Гавайских островов, где ее последний раз видели в 1995-1996 гг. несмотря на усиленные поиски на всей территории ее исторического местообитания (Pratt et al. 2001). Вид, по всей вероятности, вымер в результате потери и деградации местообитания вкупе с завезенными болезнями, такими как птичья малярия, которая распространилась с завезенными комарами. Однако, учитывая то обстоятельство, что еще не прошло 10 лет с момента, когда вид был последний раз документально зафиксирован, вид считается Возможно вымершим до тех пор, пока дальнейшие исследования не подтвердят, что все представители вида вымерли.

Гваделупский буревестник *Oceanodroma macrodactyla* – птица-эндемик Мексиканского острова Гваделупы. Его не видели с 1912 года, несмотря на несколько организованных поисков, вследствие серьезного сокращения численности: птицы были истреблены хищниками, такими как завезенные кошки, местообитание деградировало из-за выпаса завезенных коз (BirdLife International 2004). Только трудность обнаружения буревестников на местах их гнездования в ночное время (когда птицы активны) и оставшиеся в живых на острове другие буревестники указывают на возможность того, что некоторые представители вида остались в живых. Следовательно, вид считается Возможно вымершим, пока дальнейшие исследования не подтвердят, что все представители вида вымерли.

Голубой ара *Cyanopsitta spixii* – попугай-эндемик Бразилии. Он пережил серьезное сокращение популяции из-за беспорядочной охоты за ним с целью продажи в качестве декоративной птицы (Juniper 2003). Последний представитель вида исчез в 2000 году. Поиски не привели к открытию каких-либо других популяций, но можно с малой долей вероятности предположить, что другие представители вида выжили.

*Myadestes lanaiensis* – птица-эндемик Гавайских островов. Последний раз она была документально зафиксирована в 1980 году. В 1988 году ее якобы видели, но данные не были подтверждены. С тех пор вид ни разу не был обнаружен несмотря на дальнейшие исследования, охватывавшие большую часть его исторического ареала. Скорее всего, он вымер из-за болезни, распространяемой завезенными комарами, и из-за деградации местообитания (Reynolds and Snetsinger 2001). Однако, удаленное плато Oloku'i не было обследовано в последнее время и все еще может быть населено несколькими представителями вида.

Жаба *Atelopus planispina* является видом-эндемиком восточных склонов Эквадориальных Анд от вулкана Volcan Reventador на юге до Кордильер Cordillera de Cutucu. Размер популяции резко сократился (более чем на 80%) за последние три поколения, возможно, из-за болезни хитридиомикоз, которая поразила много других горных видов рода *Atelopus*. Последний раз вид был зафиксирован в июле 1985 года несмотря на неоднократное посещение известных (Эль Ревентадор) или предполагаемых локалитетов (в пределах области распространения вида) (Bustamante 2002).

Жаба *Bufo fluviaticus* имеет очень ограниченный ареал (два известных локалитета) на северо-западе Доминиканской Республики. Вид населяет засухоустойчивые области с широколиственными галерейными лесами, как правило, в непосредственной близости от водоемов. Доподлинно не известно, живут ли животные рядом с водоемами или уходят в

засухоустойчивые области. Вид находится под угрозой разрушения среды обитания под влиянием сельского хозяйства и выпаса крупного рогатого скота. Жаба не была документально зафиксирована ни одним герпетологом, включая экспертов, которые проводили расширенные исследования на острове, спустя три десятилетия с момента ее открытия. Т.к. жабы часто размножаются (и встречаются) спорадически необходимо провести дополнительные исследования по обнаружению вида, прежде чем поместить его в категорию Вымерших. Ни одного образца не было собрано со времени первой встречи. Один ученый пытался найти вид в 2003 году, но не смог (M. Hernandez, pers. comm.).

Эфиопская крыса-амфибия *Nilopegamys plumbeus* известна только по одному образцу, собранному у истока реки Малая Аббай (Little Abbai River) на северо-западе Эфиопии. Это адаптированный к воде насекомоядный грызун и, следовательно, может существовать при низкой плотности популяции. Его местообитание было разрушено интенсивным выпасом скота. Местообитание уже было серьезно нарушено к моменту отлова образца в 1920-х годах, и Л. Лавренченко (pers. comm.) считает, что на сегодняшний день локалитет вида представляет собой пастбище в чистом виде. Статус популяции неизвестен, вид возможно вымер. Л. Лавренченко (pers. comm.) пытался найти этот вид в двух местах, а также Д. Шлиттер (pers. comm.), но безуспешно.

Индокитайская ночная акула *Carcharhinus hemiodon* является очень редким видом акул индознападной части Тихого океана. В музеях хранятся 20 образцов вида, пойманных в разных местах. Вид обитает в прибрежных водах на континентальных и островных шельфах. Все места, где он был когда-то обнаружен, являются объектами расширенного нерегулируемого кустарного и коммерческого рыболовства. Популяция этого вида, как полагают эксперты, была сильно истощена в результате этой эксплуатации. Вид был последний документально зафиксирован в 1979 году (в Индии) и ни разу после несмотря на подробные исследования большей части его ареала в последние годы (в Борнео, на Филиппинах и Индонезии). Учитывая, что вид не видели более 20 лет, большинство образцов было отловлено до 1900 года, а ранее известное местообитание вида и область распространения находятся под влиянием расширенного и неконтролируемого рыболовного промысла, он отнесен к категории «Находящиеся на грани полного исчезновения (Возможно вымершие)». Будущие исследования должны внести ясность в вопрос о статусе вида

## 12. Инструкции по оценке угрожающих процессов

Как обсуждалось в предыдущем разделе (2.3), критерии предназначены для обнаружения симптомов угрозы, а не ее причины (см. также Mace et al. 2008). Следовательно, они применимы к любому угрожающему процессу, симптомами которого являются сокращение популяции, малый размер популяции и ограниченное географическое распространение. Таксон может быть классифицирован как находящийся под угрозой, даже если угрожающий процесс не может быть идентифицирован. Независимо от характера угроз, оценки должны соответствовать правилам МСОП (2001, 2012b) и этим инструкциям, чтобы обеспечить правильное применение критериев. Тем не менее, различные угрозы, особенно новые или плохо изучены процессы, такие как глобальное изменение климата, могут потребовать дополнительных инструкций для применения определений и критериев.

Этот раздел посвящен подобному виду специфичным инструкциям. В этой версии мы ориентируемся на глобальное изменение климата; будущие версии будут содержать дальнейшие указания об интерпретации критериев для оценки таксонов, пострадавших от других угроз. Важно отметить, что инструкции этого раздела не являются альтернативой предыдущим разделам.

Одним из правил проведения оценки Красного списка является перечисление основных угроз в требуемой документации согласно МСОП (2001, 2012b; Приложение 3), используя стандартную классификационную схему на сайте [www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes). Инструкции этого раздела не имеют отношения к этому процессу; основное внимание здесь уделяется использованию Категорий и Критериев Красного списка.

## 12.1 Глобальное изменение климата

Существуют некоторые трудности в использовании критериев для видов, пострадавших от глобального потепления климата, что в результате привело к из неправильному использованию в нескольких случаях (Акçакaya et al. 2006).

Здесь мы обсуждаем вопросы, связанные с временным горизонтом оценок Красного списка, применением различных определений и критериев и использованием различных типов моделей. Хотя в этом разделе мы и обсуждаем определенные критерии, это не означает, что они являются единственно возможными для применения в данном случае. Как и при любой другой угрозе, таксон следует оценивать по всем критериям, насколько позволяют имеющиеся данные.

### 12.1.1 Временные горизонты

Важным вопросом применения критериев для определения видов, пострадавших от изменения климата, является использование временных горизонтов, за которые были сделаны оценки.

Временные горизонты, используемые в критериях, служат нескольким целям. Во-первых, продолжительность жизни одного поколения используется в качестве отправного показателя для определения темпов смены поколений внутри популяций и в качестве биологически релевантного масштабного коэффициента, который корректирует величину показателя выживаемости и репродукции разных таксонов. Во-вторых, временной горизонт не может быть меньше 10 лет, потому что определение изменений, произошедших за более короткий промежуток времени, практически сложно выполнить и времени не достаточно для вмешательства человека. В-третьих, временной горизонт не может быть больше 100 лет в будущем, потому что прогнозирование численности популяций через большой промежуток времени от настоящего дня даст неточные результаты. длительного времени от настоящего момента (Mace et al. 2008).

Глобальное изменение климата, по прогнозам, будет продолжаться несколько столетий, даже если удастся стабилизировать выбросы CO<sub>2</sub> (хотя и медленнее через первых 100 лет; см. IPCC 2007; Глава 10). Его влияние на биологические системы, безусловно, будет продолжаться в течение длительного времени. Таким образом, для многих видов, особенно короткоживущих, оценки Красного списка основаны на временных горизонтах, которые многим короче, чем продолжительность периодов, за которые мировой климат и его влияние на виды может измениться. Этот признак сам по себе не является отличительным для изменения климата: другие угрозы, такие как потеря местообитания, также могут продолжаться длительное время.

Тем не менее, считается, что характер изменений биологических систем, вызванных изменением климата, отличается от изменений, произошедших по причине других угроз. Thuiller et al. (2005), например, утверждают, что «утвержденные временные меры для классификации видов по категориям Красного списка МСОП не подходят для оценки последствий медленно разворачивающихся, но постоянных угроз», предполагая, что проецируемые (прогнозируемые) последствия изменения климата считаются более детерминированными по природе, чем другие угрозы. Кроме того, некоторое количество изменений, связанных с изменением климата, является необратимым (уже совершенным) из-за

задержки во времени между выбросами парниковых газов и изменением климата (и последующим биологическим изменением).

В то время как случайные события (катастрофические пожары, колебания Южного океана, вызванные Эль-Ниньо и т.д.), которые способствуют образованию изменчивости и, следовательно, повышают риск исчезновения популяций, можно четко обозначить на разных временных масштабах в отличие от изменения климата, существуют другие процессы, которые также являются медленно развивающимися и носят устойчивый характер. Например, можно еще поспорить, являются ли такие угрозы как потеря местообитания и фрагментация менее устойчивыми или более неточными процессами, чем изменение климата. Хотя изменение климата может носить устойчивый характер, его прогнозы остаются очень неточными. Например, большая часть прогнозов МГЭИК (2007) ограничивается 2100 годом, потому что общие климатические модели, как правило, дают очень противоречивые выводы на конец XXI столетия.

Критерии признают, что некоторые угрозы могут быть необратимыми (как явно указано в критерии А). Например, во многих случаях потеря среды обитания, вызванная городской застройкой, является необратимым процессом. Различные угрозы могут иметь задержки во времени, как в случае с изменением климата. Например, человеческие популяции инерционны, поэтому часто наблюдается задержка во времени между изменением скорости роста населения и последующими изменениями антропогенного воздействия на природные системы.

Таким образом, оценка короткоживущих видов принципиально не отличается в условиях изменения климата или иного фактора угрозы. Хотя короткоживущие виды и не могут быть сразу оценены по критерию А, но если они страдают от изменения климата, они попадут в список угрожаемых видов (скорее всего под критерием В или С), как только их ареал и популяции изменятся в ответ на изменение климата. Они также могут быть классифицированы по критерию Е (см. ниже).

Обобщая, скажем, что многие из вопросов, связанных с временными горизонтами, не выделяются отдельно для оценки последствий глобального изменения климата. Возможно, будущие версии этого документа будут содержать дополнительные инструкции по этому вопросу, но в настоящее время горизонты для каждого из критериев применяются согласно общим правилам, независимо от характера угрожающего фактора, включая глобальное изменение климата.

### *12.1.2 Определение локалитета при изменении климата*

Использование нескольких локалитетов в оценках Красного списка требует определения наиболее серьезной вероятностной угрозы (угроз). В некоторых случаях, наиболее серьезной вероятностной угрозой будет изменение климата, но было бы не правильно говорить, что вид, страдающий от изменения климата, имеет только один локалитет. Другими словами, нельзя указывать изменение климата в качестве главной угрозы (с целью определения локалитетов), не располагая хоть какими-то сведениями о том, какое возможное выражение получили последствия изменения климата в непосредственных причинах негативных процессов или прямых угрозах вида. Для большинства видов, реагирующих на изменение климата, само по себе изменение климата (например, повышение температур или изменение количества осадков) не является прямой угрозой. Скорее всего, процесс, через который изменение климата повлияет на вид, включает разнообразные угрозы или непосредственные причины, такие как изменения частоты пожаров, гидрологии, взаимодействия видов, степени пригодности местообитания, уровня заболеваемости, которые влияют на демографические показатели вида (эти непосредственные причины могут быть спрогнозированы на основании информации об

экологии вида и ожидаемых изменений в соответствующих климатических переменных). Таким образом, даже когда главной причиной угрозы является изменение климата, занимаемые видом локалитеты должны быть определены (и подсчитаны) для этих прямых (непосредственных) угроз. Изменение климата используется только для определения количества локалитетов, когда оно является прямой угрозой (например, когда степень выживаемости уменьшается из-за теплового стресса и, скорее всего, является непосредственной причиной снижения численности популяции, или когда подходящее местообитание сокращается из-за изменений количества температуры и осадков).

В некоторых случаях, изменение климата может затрагивать разные части ареала вида через разные непосредственные факторы или не затрагивать некоторые его части вообще (например, часть ареала может в данный момент расширяться). В таких случаях наиболее серьезные правдоподобные угрозы должны быть использованы для определения локалитетов в разных частях ареала вида в соответствии с разделом 4.11 (варианты a-d).

Примеры оценки количества локалитетов для видов, восприимчивых к изменению климата:

Вид 1 обитает в пределах одной климатической зоны, находящейся под влиянием сильных ураганов, которые периодически служат причиной высокой смертности вида. По прогнозам, частота сильных ураганов в регионе увеличится, по крайней мере, на 20% в следующие 100 лет. Один сильный ураган вряд ли затронет весь ареал вида, но два сильных урагана могут охватить его целиком. Как было правильно определено на основе сильных ураганов как непосредственной угрозы (минимальное количество независимых ураганов, которые могут затронуть весь его ареал), вид занимает два локалитета. Было бы неправильно говорить, что вид занимает один локалитет, т.к. располагается в одной климатической зоне, где ожидается увеличение частоты сильных ураганов.

Вид 2 приурочен к трем прибрежным пресноводным водно-болотным угодьям, которым грозит потенциальная опасность от соленой морской воды, которая может попасть в угодья в связи с повышением уровня моря. Два из них относятся к одной и той же пойме, одно расположено на низинном участке на высоте 0.5 метров над уровнем моря, а другое – на высоком участке поймы на высоте 5 метров над уровнем моря. Третье водно-болотное угодье также находится на высоте пяти метров над уровнем моря, но в другом регионе с очень высокой продолжительностью периода между приливами-отливами. Прогнозируется повышение уровня моря, в среднем, на 1.0 метр к 2100 году. Низинный участок поймы, безусловно, пострадает от повышения уровня моря. Высокий участок, скорее всего, этот процесс не затронет. Третье водно-болотное угодье может пострадать от морской воды в период экстремальных весенних приливов согласно климатическим прогнозам, но это сомнительно. Вторжение соленой воды является наиболее серьезной правдоподобной угрозой в случае с низинным (первым) участком и отдаленным (третьим) участком с высокой продолжительностью периода между приливами-отливами. Эти два участка теоретически могут быть отнесены к одному локалитету, т.к. им обоим угрожает одна и та же опасность, а именно повышение уровня моря. Однако, если оно может привести к разным результатам на этих двух участках, они должны быть отнесены к двум разным локалитетам. Например, одинаковое повышение уровня моря может затопить первое водно-болотное угодье, но лишь эпизодически повлиять на третье угодье, в результате чего мы имеем разные типы негативного воздействия в двух водно-болотных угодьях (полная потеря среды обитания в одном и временное сокращение популяции в другом). Если мы не располагаем точными данными о том, что результаты одного и того же процесса будут отличаться, применяется ограниченная оценка [1-2] локалитетов (см. раздел 3). Второе водно-болотное угодье вряд ли будет затронуто повышением уровня моря, и, следовательно, повышение уровня моря не является для него наиболее серьезной правдоподобной угрозой. Если этому участку угрожают другие негативные процессы, количество локалитетов на этом участке определяется исходя из наиболее серьезной правдоподобной угрозы. Например, если

всему участку угрожает загрязнение промышленными выбросами, то он считается одним локалитетом, а общее число локалитетов вида равно [2-3]. И, наоборот, если второму водно-болотному угодью ничего не угрожает, то количество субпопуляций на этом участке может быть использовано вместо количества локалитетов, или количество локалитетов на этом участке не может быть использовано для оценки вида (то есть, вид не соответствует подкритериям по количеству локалитетов, см. [раздел 4.11](#)).

Вид 3 обитает на высоких участках двух горных хребтов, разделенных 100-км равниной. Два горных хребта покрыты сезонным слоем снега, который обнаруживается выше приблизительной пороговой высоты (1800 м над уровнем моря), хотя вершины гор находятся на различных высотах. Сезонный снежный покров определяет успех размножения вида, т.к. предоставляет ему укрытие во время холодных зим. По прогнозам, протяженность снежного покрова будет сокращаться в течение следующих 30 лет. Наиболее серьезной вероятной угрозой для вида является вероятность того, что в каком-то году толщина снежного покрова будет очень низкой или его не будет вообще, что приведет к очень высокой смертности популяции вида. Шанс, что это произойдет в один год на двух горных хребтах, составляет порядка 30%, рассчитан на основании корреляции минимальной протяженности снежного покрова за предыдущие годы. Несмотря на их разное географическое положение два горных хребта считаются одним локалитетом вида, потому что они могут пострадать от одного и того же события, а именно малой толщины снежного покрова.

### *12.1.3 Прогнозирование сокращения популяции и продолжающегося снижения по результатам биоклиматических моделей*

Биоклиматические модели часто используются для прогнозирования изменений ареала таксона по климатическим переменным (см. [раздел 12.1.8](#) за подробными инструкциями по разработке этих моделей). Результатом применения биоклиматических моделей является серия карт пригодности местообитаний. Для прогнозирования на основании этих карт сокращения популяции (для использования в критериях А3 или А4) необходимо рассчитать ожидаемую численность популяции, используя карту сегодняшнего дня и карту, охватывающую промежуток времени в три поколения в будущем. При отсутствии климатических данных для года, который обозначает истечение жизни трех поколений в будущем, их следует создать методом интерполяции имеющихся слоев данных.

Даже если мы знаем сегодняшний размер популяции таксона, следует использовать тот же метод его определения как для «сегодняшних», так и для «завтрашних» карт. Это необходимо, потому что мы заинтересованы в определении пропорциональных (доли) изменений размера популяции, а использование одних и тех же методов позволяет избежать необходимости применения некоторых предположений, возникающих в процессе преобразования пригодности местообитаний (ПМ) в размер популяции.

Зависимость между сокращением популяции и утратой местообитания может быть и не линейной (см. [раздел 5.7](#)). Тем не менее, при отсутствии более конкретной информации, это всего лишь допустимое предположение. Учитывая это предположение, преобразование пригодности местообитаний в размер популяции будет включать суммирование всех значений ПМ в каждой карте и расчет пропорционального изменения через три поколения. Важной поправкой этого расчета является использование порогового значения, так что можно суммировать только значения ПМ выше порогового уровня. Это позволяет исключить области, которые вряд ли поддержат численность популяции на уровне из-за низкой пригодности местообитаний. Другой поправкой является исключение участков, слишком маленьких для поддержания жизнеспособной субпопуляции (из-за демографического стохастичности или Аллее-эффектов) или слишком изолированных, чтобы быть колонизированными особями



соседних участков. Обратите внимание, что эти поправки требуют наличия специфичной для вида информации и делаются отдельно для каждого таксона.

Для видов с ограниченной возможностью распространения важно определить наложение данных между последовательными картами местообитания, созданных с интервалами в 1 поколение. Степень наложения между каждой последовательной (последующей) парой карт местообитаний определяет зависимость между потерей местообитания и сокращением популяции. При небольшой степени наложения данных сокращение популяции, скорее всего, будет больше, чем прогнозируемая потеря местообитания.

Прогнозируемое (проецируемое) изменение местообитания может также использоваться для прогноза продолжающегося спада качества местообитания (например, V1b (III)).

#### *12.1.4 Использование критерия D2*

Когда изменение климата является правдоподобной угрозой, классификация VU D2 (Уязвимые D2) может быть подходящей классификацией для таксона с ограниченным ареалом или малым количеством локалитетов. Применение этой классификация допускается только тогда, когда последствия изменения климата таковы, что таксон может быть отнесен к категории «Находящиеся на грани полного исчезновения» или «Исчезнувшие» за очень короткий промежуток времени, после того как последствия угрозы станут очевидны.

Пример 1. Вид, который в настоящее время не удовлетворяет пороговым значениям площади по критерию V, может быть классифицирован как VU D2 (Уязвимые D2), если биоклиматические модели (см. [раздел 12.1.8](#)) прогнозируют, что сокращение ареала будет соответствовать сокращению популяции (80% и более) (и другая информация указывает на наличие небольшого количества локалитетов; см. выше). В этом случае начало сокращения может и не произойти в ближайшее время, но это сокращение вероятно и как только оно начнется, согласно прогнозам, оно приведет к сокращению численности популяции за очень короткий период времени (например, в течение жизни одного-двух поколений или 10 лет). Таким образом, вид будет классифицирован как CR A3c (Находящиеся на грани полного исчезновения A3c), что в настоящее время соответствует VU D2.

Пример 2. Вид кораллов в настоящее время имеет ограниченную область обитания (менее 20 км<sup>2</sup>), но не удовлетворяет критериям классификации критерия V. Согласно моделям изменения климата ожидается увеличение температуры океана на большую величину, чем обычные сезонные колебания, на протяжении всего ареала вида. Это повышение температуры, скорее всего, вызовет такое обесцвечивание кораллов, что область обитания сократится и составит менее 10 км<sup>2</sup> за 10 лет с момента начала обесцвечивания. Неизвестно, конкретно когда произойдет повышение температуры или начнется обесцвечивание, но существует разумная вероятность того, что это произойдет в будущем. С началом обесцвечивания вид будет отвечать критерию CR B2ab (Находящиеся на грани полного исчезновения B2ab) за короткий промежуток времени, так что в настоящее время он классифицируется как VU D2.

Пример 3. Маленькое млекопитающее имеет величину  $OO > 500$  км<sup>2</sup> и один локалитет (см. пример Вид 3 выше), где его жизнь зависит от снежного покрова (для укрытия от холода и хищников зимой). Ожидается, что изменение климата увеличит вероятность того, что несколько лет будет низкий снежный покров или его не будет вообще. В этом случае численность вида может сократиться на 80% или больше из-за смертности от холода и хищников. Несмотря на то что невозможно с уверенностью ожидать наступления бесснежного периода (вероятный процесс), климатические модели относят это событие к правдоподобным процессам. Вид отвечает критериям категории VU D2, потому что с началом этого очень вероятного события вид перейдет в категорию «Находящиеся на грани полного исчезновения».

Пример 4. Вид имеет величину  $OO < 20 \text{ км}^2$ , но не сокращается, у него нет специфических угрожающих факторов и у него не наблюдаются экстремальные флуктуации. Ожидается, что изменение климата в будущем повлияет на этот вид, но последствия вызовут постепенное и медленное снижение численности популяции, которое не соответствует критериям CR или вызовет вымирание вида в течение трех поколений. Таким образом, этот вид не может быть отнесен к VU D2.

Пример 5. Вид рыбы обитает только в одном океаническом архипелаге на глубине от 1 до 30 м. Он живет в небольших углублениях на склонах и стенах скалистых рифов. В этом регионе, локализованные снижения численности популяций, а также окончательное вымирание, по крайней мере, одного эндемического вида рыб, произошли после сильных колебаний Южного океана, вызванных Эль-Нинью, которые привели к образованию мелководья со слишком теплой водой и недостаточным питанием на длительное время. Частота и продолжительность этих колебаний в данном регионе, похоже, увеличивается. Учитывая ограниченное распространение вида и приуроченность его местообитания к мелководью, океанографические природные изменения, такие как изменения, вызванные Эль-Нинью, могут привести к исчезновению вида за короткий отрезок времени (как это уже случилось с подобным видом). Таким образом, вид относится к VU D2.

#### *12.1.5 Сильная фрагментация*

Если таксон в настоящее время не является сильно фрагментированным (см. [раздел 4.8](#)), но по результатам биоклиматических моделей (см. [раздел 12.1.8](#)) распространение таксона в будущем будет сильно фрагментировано, что, правда, не может быть использовано для удовлетворения подкритериев сильной фрагментации (например, B1a). Тем не менее, прогнозируемая (проецируемая) будущая фрагментация может быть использована для прогноза продолжающегося сокращения при условии удовлетворения определенным критериям. Продолжающееся сокращение – это недавнее, настоящее или прогнозируемое (проецируемое) будущее снижение (см. [раздел 4.6](#)). Сильная фрагментация может стать для некоторых видов причиной локального вымирания субпопуляций, населяющих маленькие по площади участки местообитания. Если плотность популяции и ожидаемое распространение этих участков подтверждают вероятность возрастания числа случаев локального вымирания в ближайшем будущем, эти значения могут быть использованы для прогнозирования продолжающегося будущего сокращения размера популяции.

На тех же условиях можно прогнозировать снижение численности популяции и сокращение ареала согласно критерию A3 (или C1), но это требует количественного сопровождения. Предположим, что согласно биоклиматической модели (см. [раздел 12.1.8](#)) ОР (область распространения) сократится на 20% в течение ближайших трех поколений в связи с изменением климата. Если предположить, что сокращение популяции будет, по крайней мере, таким же большим, как сокращение ОР (сопоставимо с сокращением ОР) (но см. [раздел 12.1.3](#)), эти данные могут быть использованы для прогнозирования 20%-ого сокращения размера популяции, но сами по себе не могут преодолеть порогового значения категории VU (Уязвимые) для A3. Однако, предположим, что согласно простой популяционной динамической модели популяции меньше определенного размера имеют 50%-ый риск исчезновения. Если согласно биоклиматической модели 40% популяции будет поделено на фрагменты, которые образуют популяции данного размера или меньше, мы можем предположить, что популяции угрожает дальнейшее 20%-ое сокращение из-за увеличения случаев локального вымирания маленьких популяций. Вместе с 20%-сокращением популяции из-за уменьшения площади ареала мы имеем ожидаемое 40%-ое сокращение популяции, что позволяет отнести вид к категории VU A3.

### 12.1.6 Экстремальные флуктуации

Многие климатические модели предсказывают увеличение частоты наступления экстремальных погодных явлений (таких как засуха, жара и т.д.). Это может привести к увеличению популяционных флуктуаций вплоть до экстремальных уровней (см. [раздел 4.7](#)). Если таксон в настоящее время не имеет экстремальных флуктуаций, но, по прогнозам, они будут характерны для него в будущем в результате изменения климата, это предположение не может быть использовано для удовлетворения подкритериев экстремальных флуктуаций (например, V1c). Тем не менее, прогнозируемое (ожидаемое, проецируемое) увеличение популяционных флуктуаций может послужить для прогноза продолжающегося сокращения при условии выполнения определенных условий. Продолжающееся сокращение – это недавнее, настоящее или прогнозируемое (проецируемое) будущее снижение (см. [раздел 4.6](#)). Экстремальные флуктуации могут для некоторых видов привести к увеличению случаев локального вымирания субпопуляций (особенно в сочетании с сильной фрагментацией; см. выше). Если размеры популяции и прогнозируемый рост колебаний (флуктуаций) подтверждают вероятность возрастания числа случаев локального вымирания в ближайшем будущем, эти значения могут быть использованы для прогнозирования продолжающегося будущего сокращения размера популяции.

Предсказание будущих экстремальных флуктуаций также может способствовать отнесению таксона к категории VU D2, если случаи ожидаемого локального вымирания могут привести к отнесению вида к категории «Находящиеся на грани полного исчезновения» за очень короткий промежуток времени (см. выше).

### 12.1.7 Критерий E

Из-за временного горизонта для категории VU в 100 лет (независимо от продолжительности жизни одного поколения) критерий E можно использовать для видов с короткой продолжительностью жизни, которые, по прогнозам, пострадают от изменения климата. Однако трудности использования критерия E (см. [раздел 9](#)) увеличиваются, если изменение климата является главной угрозой в связи с необходимостью учета множественных вероятностных и детерминированных изменений окружающей среды, демографии и среды обитания таксона, которые произошли или были усугублены изменением климата.

При наличии адекватных данных для разработки биоклиматических моделей (см. [раздел 12.1.8](#)) и популяционных моделей (см. [раздел 9](#)) мы можем использовать новые подходы, объединяющие данные моделей общей циркуляции (МОЦ или климатические модели) с моделями местообитаний вида и метапопуляционными моделями для определения рисков вымирания (Keith et al. 2008; Anderson et al. 2009; Brook et al. 2009). Согласно предварительным результатам этих исследований риски вымирания в условиях изменения климата подвержены влиянию сложных зависимостей между жизненным циклом вида, особенностями распространения и ландшафтными процессами (Keith et al. 2008).

При прогнозировании степени уязвимости видов при изменении климата очень важно не игнорировать другие угрозы, которые могут взаимодействовать или заменять последствия изменения климата. Подходы, которые фокусируются на одном только изменении климата, могут привести к недооценке рисков вымирания (Brook et al. 2009).

### 12.1.8 Использование биоклиматических моделей

Некоторые из инструкций в предыдущих разделах относятся к переменным, которые могут быть рассчитаны с использованием результатов биоклиматических моделей. Этот раздел

суммирует методологические инструкции по использованию этих моделей с целью оценки видов для включения в Красный список. Важно отметить, что использование этих моделей не является обязательным для оценки всех видов, которым угрожает изменение климата. Будущие версии этого документа, возможно, будут включать инструкции по применению других типов прогностического моделирования (например, эколого-физиологические модели), которые могут быть полезны для оценки видов по критериям и категориям Красного списка.

Биоклиматические модели нашли широкое применение для изучения потенциального воздействия изменения климата на распространение видов (отзывы в этой области см. Guisan и Zimmerman 2000; Guisan и Thuiller 2005; Heikkinen et al. 2006; для практического введения см. Pearson 2007). При построении этих моделей обычно используют взаимосвязь между экологическими переменными и известными значениями области распространения вида для определения подходящих для конкретного вида климатических условий. Подходящую для вида в будущем область пространственного распространения можно затем рассчитать, используя будущие климатические сценарии. Преимущества и недостатки этого подхода в моделировании часто обсуждаются в литературе, а его многочисленные неточности требуют от эксперта осторожной интерпретации модельных результатов (Pearson and Dawson 2003; Hampe 2004; Araújo and Guisan 2006; Thuiller et al. 2008).

Биоклиматические модели полезны в при оценке видов, потому что они могут определить виды, которым с большей или меньшей вероятностью угрожает сокращение области подходящего климатического пространства в будущем, и определить степень, в которой потенциальное распространение вида в будущем может совпасть с наблюдаемым на сегодняшний день распространением. Данные инструкции следует рассматривать как список методологических проблем, которые следует внимательно изучить при применении этих моделей для прогнозирования последствий изменения климата. Важно, чтобы используемый подход были хорошо обоснован в контексте конкретного исследования и с учетом биологии оцениваемого таксона. Оценки, основанные на биоклиматических моделях, будут рассмотрены Подкомитетом стандартов и петиций, поэтому экспертам следует описать процедуру оценки достаточно подробно, с тем чтобы члены подкомитета могли определить, что модель построена согласно данным инструкциям.

Результаты биоклиматических моделей при оценке видов для включения в Красный список можно использовать по-разному. Это может быть прогнозирование сокращения популяции с критерием А3 и продолжающегося сокращения (см. [раздел 12.1.3](#)), объединение биоклиматических и демографических моделей для критерия Е ([раздел 12.1.7](#)), прогнозирование продолжающегося сокращения на основе усиления фрагментации (см. [раздел 12.1.5](#)) и проектирование (прогнозирование) правдоподобных угроз для использования в критерии D2 (см. [раздел 12.1.4](#)). Несмотря на то что интерпретация результатов этих моделей с целью оценки видов для последующего включения в Красный список имеет ряд допущений, они позволяют достичь предварительного решения проблемы учета долгосрочных последствий изменения климата. Ряд альтернативных подходов к моделированию изменения климата и его последствий в настоящее время разрабатываются для изучения взаимосвязи между изменением климата и грозящей виду опасностью (см. [раздел 12.1.7](#)), что позволит сформулировать более полные инструкции для оценки риска вымирания видов из-за изменения климата.

#### *Качество данных о распространении (встречаемости) вида*

Биоклиматические модели основаны на наблюдаемых данных встречаемости для характеристики допустимых пределов вида с целью прогнозирования климата, так что эти данные должны быть хорошего качества. Уверенность в точности данных о встречаемости вида с геологической привязкой должна быть высокой. Важно, чтобы эти данные были точны до

такой степени, которая позволила бы получить нужное разрешение экологических переменных (например, точность должна быть в пределах несколько десятков метров, если разрешение анализа равно 1 км<sup>2</sup>). В идеале, данные встречаемости вида должны быть сверены с эталонными образцами и/или должны быть перепроверены специалистами в таксономии. Данные, взятые из широкодоступных баз данных (например, Всемирная система информации о биологическом разнообразии GBIF или HerpNET), должны быть тщательно проверены на точность, охват и повторяемость перед использованием.

### *Выбор экологических предсказывающих переменных*

Предсказывающие переменные должны быть отобраны со всей тщательностью. Важно выбрать такие переменные, которые, как ожидается, будут оказывать прямое воздействие на распространение вида (например, минимальная температура самого холодного месяца, максимальная температура самого теплого месяца, весеннее количество осадков) через известные эколого-физиологические механизмы, и избегать косвенных переменных (например, высота, топографическая неоднородность) (например, Guisan and Zimermann 2000). Часто существует несколько возможных переменных для моделирования области распространения вида, но они коррелируют между собой. В этом случае рекомендуется изучить корреляцию между ними и выбрать ограниченное число некоррелирующих переменных (чтобы избежать проблем с коллинеарностью; Araújo and Guisan 2006). Один из возможных подходов заключается в использовании Анализа основных компонентов (Principal Components Analysis PCA) для идентификации ограниченного количества значимых осей, а затем выбора экологически значимых переменных, которые связаны с каждой значимой осью. Важно, что количество предсказывающих переменных не должно превышать используемый показатель встречаемости вида. Общепринято использовать не более одной предсказывающей переменной на каждые пять наблюдений. Некоторые методы (например, Maxent, Phillips et al. 2006; Boosted Regression Trees, Elith et al. 2008) автоматически выбирают экономное (простое) число переменных, и в этом случае вышеупомянутое правило не будет актуально. Одна из причин этого является стремление избежать перенасыщения модели данными и, таким образом, сделать ее более обобщенной.

### *Маски землепользования*

В дополнение к климатическим предсказывающим переменным настоящее и будущее землепользование также ограничивает распространение видов. Это особенно важно для видов, чья биоклиматическая модель охватывает обжитые человеком земли. Оценки, сделанные на основании исключительно климатических данных, склонны переоценивать область подходящего местообитания, потому что климат может быть подходящим, а земной покров – нет (Pearson et al. 2004). Карту землепользования можно использовать в качестве маски для исключения подобных непригодных участков из настоящего и будущего местообитания.

### *Выбор соответствующего пространственного разрешения*

Биоклиматические модели располагают данными разного разрешения, например, начиная от ячеек в 1 га в Швейцарии (Randin et al. 2009) до ячеек широта-долгота в 2 градуса на глобальном уровне. Обычно существует компромисс между географической протяженностью области исследования и разрешением данных: исследования на больших территориях обычно используют данные более крупного разрешения, чем исследования в небольших регионах. Аналогично, часто бывает необходимо использовать данные с более высокой разрешающей способностью при биоклиматическом моделировании видов с ограниченным ареалом, в то время как широко распространенные виды могут быть эффективно смоделированы с помощью данных более крупного разрешения. Кроме того, при моделировании видов в регионах с низкой

пространственной неоднородностью (например, равнинная местность) предпочтительно использовать данные низкого разрешения и, наоборот, данные высокого разрешения более подходят для моделирования видов в регионах с высокой неоднородностью (например, пересеченная местность). Важно иметь в виду, однако, что грубое разрешение данных иногда не отражает микроклиматические характеристики вида, которые могут иметь важное значение для его выживания (Pearson et al. 2006; Trivedi et al. 2008; Randin et al. 2009).

### *Выбор модели*

Существует большое количество методов биоклиматического моделирования. Нами было показано, что большая степень согласования между прогнозируемыми и наблюдаемыми величинами распространения вида характерна для моделей, позволяющих строить сложные кривые отклика (например, Elith et al. 2006). Ввиду постоянных дискуссий относительно большей адекватности сложных моделей для моделирования областей распространения (встречаемости) вида в условиях изменения климата (Araújo and Rahbek 2006) трудно дать однозначные инструкции по поводу выбора метода моделирования. Тем не менее, важно, чтобы оценки изменения области распространения вида были сделаны с помощью признанных методов, которые использовали и проверяли несколько независимых научно-исследовательских групп.

### *Оценка надежности модельных прогнозов*

Согласно исследованиям прогнозы альтернативных моделей могут быть настолько изменчивыми, что из климатического сценария непонятно, будет ли потенциальная область распространения вида сужаться или расширяться (например, Araújo et al. 2005; Araújo et al. 2006; Pearson et al. 2006). Следовательно, оценки временных трендов потенциальной области распространения вида должны включать анализ надежности прогнозов путем сравнения результатов нескольких методов биоклиматического моделирования. Мы предлагаем сравнить, по крайней мере, три метода моделирования, которые должны быть как можно более независимыми друг от друга относительно того, как они объединяют отклик (ответ) и прогностические параметры (например, GAM и GLM концептуально похожи и дают сопоставимые результаты). Различные стратегии (методы) применяются в случаях, когда модели прогнозируют противоречивые тренды. Один метод используется, чтобы изучить причину расхождений в результатах. Обычно он включает исследование кривых отклика видов, полученных каждым из методов, и поиск явной ошибки. Далее оставляют прогнозы, полученные наиболее достоверным методом. Этот подход приемлем для видов с хорошо известной экологией, где возможны экспертные оценки для сопоставления с модельными данными. Недостаток этого подхода заключается в том, что он включает субъективное суждение, что может привести к получению результатов, которые невозможно будет повторить. Альтернативная стратегия заключается в составлении множества прогнозов с использованием признанных подходов. Затем предполагается объединение отдельных модельных прогнозов методами согласования (для обзора см. Araújo and New 2007). Недостатком этой стратегии является то, что она не задействует потенциально важные экологические данные.

### *Фоновые данные/псевдо-отсутствие в данных распространения вида*

Данные распространения вида могут быть либо «только присутствие» (т.е. регистрация (отметки в регистрационном журнале) локалитетов, где вид наблюдался) или «присутствие/отсутствие» (т.е. регистрация (отметки в регистрационном журнале) присутствия и отсутствия вида в выбранных локалитетах). Альтернативные подходы моделирования были разработаны для охвата всех этих случаев. Некоторые подходы, которые используют «только присутствие» данные, также привлекают «фоновые» (например, Maxent, Phillips et al. 2006) или

«псевдо-отсутствие» данные (например, Elith et al. 2006). В этих случаях, результаты моделирования чувствительны к размерам изучаемого региона, откуда берутся «фоновые» и «псевдо-отсутствие» образцы. В связи с этим очень важно выбрать подходящий регион исследований. Другими словами, «фоновые» и «псевдо-отсутствие» отметки не должны регистрироваться в местах, где вид отсутствует из-за влияния неклиматических факторов, таких как ограничение расселения или межвидовая конкуренция (потому что подобные отметки формируют ложноотрицательный сигнал, который приведет к занижению климатических требований вида; Anderson and Raza 2010). Где возможно, выбор размеров (протяженности) региона исследования должен проходить с учетом таких факторов, как возможность расселения вида и распространение конкурентов.

#### *Охватывать ареалы вида целиком и избегать модельной экстраполяции*

Важно иметь отметки встречаемости (распространения) вида по всему ареалу, чтобы избежать искусственного сокращения кривых отклика при моделировании экологической ниши этого вида (Elith and Graham 2009; Thuiller et al. 2004). Например, модели, основанные на данных одной страны, тогда как ареал вида простирается за ее границы, как правило, неприемлемы. Возможно, что кривые отклика будут адекватно построены на основе данных какой-то части ареала при условии, что частота встречаемости вида на неучтенных локалитетах не отличается от изученной части ареала; это решение должно быть соответствующим образом обосновано. С осторожностью следует экстраполировать результаты моделирования для создания будущих климатических сценариев (т.е. экстраполяция в экологическом пространстве за пределами ареала вида; Pearson et al. 2006). Экстраполяции следует по возможности избегать (например, Pearson et al. 2002), например, в случаях, когда поведение модели (т.е. формы кривых отклика при экстраполяции) должны быть известны и хорошо обоснованы.

#### *Тестирование модели*

Тестирование модели является важным шагом в любом моделировании. Для оценки биоклиматических моделей применяется множество тестов (например, AUC, Карра, TSS; Fielding and Bell 1997), но важно отметить, что тестирование биоклиматических моделей остается проблематичным, по крайней мере, по трем причинам. Во-первых, модели предназначены для прогнозирования распространения потенциально подходящих климатических условий, поэтому данных, с которыми можно было бы сравнить данные модели, не существует (использование отметок отсутствия вида не подходит, потому что прогнозировать «присутствие» вида в областях, которые являются климатически подходящими, но не занятыми по причинам, не имеющим отношения к климату, будет считаться модельными «ошибками») (Peterson et al. 2011). Во-вторых, характеристики моделей, как правило, завышены (раздуты), потому что при исследовании используются данные, которые не являются независимыми от данных, используемых для их тестирования (Araújo et al. 2005). И, наконец, прогнозы составляются для еще не наступивших событий, поэтому любые попытки тестирования модели должны сосредоточиться на проверке внутренней согласованности моделей, а не их прогностической точности (Araújo and Guisan 2006). Таким образом, хотя методы стандартного тестирования являются важной частью процесса построения модели, следует отметить, что прогностическую способность биоклиматических моделей в условиях изменения климата нельзя протестировать.

#### *Использование соответствующих метрик (исходных параметров) для измерения изменений видового ареала*

Биоклиматические модели могут быть полезны для оценки трендов наличия подходящих для вида климатических условий. Здесь существуют две возможные единицы измерения. Одна из

них основана на объединении вероятностей или индексов пригодности из моделей, а вторая - на измерении потенциальной площади, занимаемой видом, после преобразования вероятностей (или пригодностей) в оценки присутствия и отсутствия. Для осуществления подобного преобразования (трансформации) необходимо использовать пороговые значения (см., например, Liu et al. 2005). Например, использование самого низкого порогового значения присутствия (например, Pearson et al. 2007) может быть оправдано в случаях с небольшим количеством отметок встречаемости вида. При наличии большого количества отметок присутствия/отсутствия вида можно уравнивать чувствительность и специфичность. Необходимо проверить степень чувствительности выводов выбору альтернативных методов определения пороговых величин. Однако, следует знать, что единицы измерения изменения климатической пригодности, которые учитываются при оценке видов для включения в Красный список, являются относительными единицами измерения (пропорционального изменения во времени) и, в принципе, не подходят для использования в альтернативных методах определения пороговых значений. Абсолютные области (ареала или потенциального местообитания) не следует использовать как часть оценок риска исчезновения вида в условиях изменения климата, потому что оценки изменения биоклиматических моделей очень чувствительны к используемым пороговым значениям. Обратите внимание, что пороговые значения также используются при преобразовании пригодности местообитания в размер популяции (см. раздел 12.1.3).

### *Сценарии будущих промышленных выбросов*

Климатические модели создают на основе социально-экономических сценариев. Каждый из этих сценариев выдвигает различные предположения о выбросах парниковых газов, землепользовании и других движущих силах в будущем. Предположения о развитии будущих технологических и экономических событий встроены в семейства «основных сюжетных линий», каждое из которых описывает альтернативные пути будущего развития, потому что теоретической основы для долгосрочного социально-экономического прогнозирования не существует. Третий (TAR) и четвертый (AR4) оценочные отчеты Межправительственной группы экспертов по изменению климата (МГЭИК) предлагают шесть семейств сценариев: A1FI, A1B, A1T, A2, B1 и B2 (IPCC Fourth Assessment Report 2007). Для учета неточностей в прогнозах будущего изменения климата исследования должны рассматривать несколько вероятных сценариев изменения климата (например, A1F1 и B2 сценарии в МГЭИК, 2007), и чем больше число сценариев, тем лучше. Выбор сценариев должен быть обоснован. Впоследствии, изменения сценариев промышленных выбросов в будущем должны повлечь за собой изменения оценок Красного списка, которые были сделаны на основании этих сценариев.

## **13. Список литературы (на английском языке)**

- Akçakaya H.R. and Sjögren-Gulve, P. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48: 9–21.
- Akçakaya, H.R. 2000. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletins* 48: 23–38.
- Akçakaya, H.R. 2002. Estimating the variance of survival rates and fecundities. *Animal Conservation* 5: 333–336.
- Akçakaya, H.R. and Raphael, M.G. 1998. Assessing human impact despite uncertainty: viability of the northern spotted owl metapopulation in the northwestern USA. *Biodiversity and Conservation* 7: 875–894.
- Akçakaya, H.R., Ferson, S., Burgman, M.A., Keith, D.A., Mace, G.M. and Todd, C.A. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14: 1001–1013.



- Akçakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.N. and Hilton-Taylor, C. 2006. Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. *Global Change Biology* 12: 2037–2043.
- Anderson, B., Akçakaya, H.R., Araújo, M., Fordham, D., Martinez-Meyer, E., Thuiller, W. and Brook, B.W. 2009. Dynamics of range margins for metapopulations under climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 1415–1420.
- Anderson, R.P. and Raza, A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 37: 1378–1393.
- Araújo, M.B. and Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677–1688.
- Araújo, M.B. and New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42–47.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. and Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11: 1504–1513.
- Araújo, M.B., Whittaker, R.J., Ladle, R.J. and Erhard, M. 2005. Reducing uncertainty in extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14: 529–538.
- BirdLife International. 2004. Threatened birds of the world 2004. CD-ROM. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481–506
- Brook, B.W., Akçakaya, H.R., Keith, D.A., Mace, G.M., Pearson, R.G. and Araújo, M.B. 2009. Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change. *Biology Letters* 5: 723–725.
- Brook, B.W., O’Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R. and Frankham, R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385–387.
- Burgman, M.A. and Fox, J.C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation* 6: 19–28.
- Burgman, M.A., Keith, D.A. and Walshe, T.V. 1999. Uncertainty in comparative risk analysis of threatened Australian plant species. *Risk Analysis* 19: 585–598.
- Burgman, M.A., Ferson, S. and Akçakaya, H.R. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. Chapman and Hall, London.
- Bustamante, M.R. 2002. Monitoreos de poblaciones de anuros en los Andes de Ecuador, con énfasis en el estudio poblacional de las especies del Bosque protector Cashca Totoras (Provincia Bolívar). Tesis de Licenciatura, Pontificia Universidad católica del Ecuador.
- Butchart, S.H.M. and Bird, J. 2009. Data Deficient birds on the IUCN Red List: what don’t we know and why does it matter? *Biological Conservation* 143: 239–247.
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J. and Brooks, T.M. 2006. Going or gone: defining ‘Possibly Extinct’ species to give a truer picture of recent extinctions. *Bulletin of the British Ornithologists Club* 126A: 7–24.
- Collar, N.J. 1998. Extinction by assumption; or, the Romeo Error on Cebu. *Oryx* 32: 239–244.
- Dennis, B., Munholland, P.L. and Scott, J.M. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. *Ecological Monographs* 61: 115–143.
- Dutson, G.C.L., Magsalay, P.M. and Timmins, R.J. 1993. The rediscovery of the Cebu Flowerpecker *Dicaeum quadricolor*, with notes on other forest birds on Cebu, Philippines. *Bird Conservation International* 3: 235–243.
- Elith, J. and Graham, C.H. 2009. Do they / How do they / WHY do they differ? - on finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66–77.
- Elith, J., Graham, C. and the NCEAS species distribution modeling group. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151.

- Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802–813.
- Ferson, S., Root, W. and Kuhn, R. 1998. RAMAS Risk Calc: Risk Assessment with Uncertain Numbers. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38–49.
- Gärdenfors, U. 2000. Population viability analysis in the classification of threatened species: problems and potentials. *Ecological Bulletins* 48: 181–190.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M. and Rodríguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List Criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15: 1206–1212.
- Goodman, S.M., Pidgeon, M., Hawkins, A.F.A. and Schulenberg, T.S. 1997. *The Birds of Southeastern Madagascar*. Field Museum of Natural History, Chicago, IL (Fieldiana Zoology New Series 87). Available at <http://www.biodiversitylibrary.org/item/21490>.
- Gould, W.R. and Nichols, J.D. 1998. Estimation of temporal variability of survival in animal populations. *Ecology* 79: 2531–2538.
- Guisan, A. and Zimmerman, N. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- Guisan, A. and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009.
- Hallingbäck, T., Hodgetts, N., Raeymaekers, G., Schumacker, R., Sérgio, C., Söderström, L., Stewart, N. and Våda, J. 2000. Guidelines for Application of the 1994 IUCN Red List Categories of Threats to Bryophytes. Appendix 1 in: T. Hallingbäck and N. Hodgetts (compilers) *Mosses, Liverworts, and Hornworts. Status survey and Conservation Action Plan for Bryophytes*. IUCN SSC Bryophyte Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- Hampe, A. 2004. Bioclimatic models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography* 11: 469–471.
- He, F. and Gaston, K.J. 2000. Estimating species abundance from occurrence. *The American Naturalist* 156: 553–559.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W. and Sykes, M.T. 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30: 751–777.
- IUCN. 1994. IUCN Red List Categories. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 1998. Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 2003. Guidelines for Application of IUCN Criteria at Regional Levels. Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN. 2012a. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at [www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria)
- IUCN. 2012b. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at [www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria](http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria)
- Juniper, T. 2003. *Spix's Macaw: the Race to Save the World's Rarest Bird*. Fourth Estate, London.
- Keith, D., McCarthy, M.A., Regan, H., Regan, T., Bowles, C., Drill, C., Craig, C., Pellow, B., Burgman, M.A., Master, L.L., Ruckelshaus, M., Mackenzie, B., Andelman, S.J. and Wade, P.R. 2004. Protocols for listing threatened species can forecast extinction. *Ecology Letters* 7: 1101–1108.

- Keith, D.A., Akçakaya, H.R., Thuiller, W., Midgley, G.F., Pearson, R.G., Phillips, S.J., Regan, H.M., Araújo, M.B. and Rebelo, A.G. 2008. Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biology Letters* 4: 560–563.
- Keith, D.A., Auld, T.D., Ooi, M.K.J. and Mackenzie, B.D.E. 2000. Sensitivity analyses of decision rules in World Conservation Union (IUCN) Red List criteria using Australian plants. *Biological Conservation* 94: 311–319.
- Kindvall, O. 2000. Comparative precision of three spatially realistic simulation models of metapopulation dynamics. *Ecological Bulletins* 48: 101–110.
- Kunin, W.E. 1998. Extrapolating species abundance across spatial scales. *Science* 281: 1513–1515.
- Lacy, R.C. 2000. Considering threats to the viability of small populations with individual-based models. *Ecological Bulletins* 48: 39–51.
- Liu, C., Berry P.M., Dawson T.P. and Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385–393.
- Mace, G.M., and Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5:148–157.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. and Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22: 1424–1442.
- Magsalay, P., Brooks, T., Dutson, G. and Timmins, R. 1995. Extinction and conservation on Cebu. *Nature* 373: 294.
- McCarthy, M.A., Possingham, H.P., Day, J.R. and Tyre, A.J. 2001. Testing the accuracy of population viability analysis. *Conservation Biology* 15: 1030–1038.
- Miller R.M., Rodríguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S. and Pollock, C. 2007. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology* 21: 684–696.
- Ostro, L.E.T., Young, T.P., Silver, S.C. and Koontz, F.W. 1999. A geographic information system method for estimating home range size. *Journal of Wildlife Management* 63: 748–755.
- Pearson, R.G. 2006. Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 111–113.
- Pearson, R.G. 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Available at <http://ncep.amnh.org>.
- Pearson, R.G., and Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361–371.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. and Peterson, A.T. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102–117.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., Berry, P.M. and Harrison, P.A. 2002. Species: A spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling* 154: 289–300.
- Pearson, R.G., Thuiller, W., Araújo, M.B., Martinez, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T. and Lees, D. 2006. Model-based uncertainty in species' range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704–1711.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. and Araújo, M.B. 2011. *Ecological Niches and Geographical Distributions: A Modeling Perspective*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Pratt, T.K., Fancy, S.G. and Ralph, C.J. 2001. 'Akiapola'au (*Hemignathus munroi*) and Nukupu'u (*Hemignathus lucidus*). In: A. Poole and F. Gill (eds) *The Birds of North America*, no. 600. The Birds of North America, Philadelphia, PA.

Randin, C.F., Engler, R., Normand, S., Zappa, M., Zimmermann, N.E., Pearman, P.B., Vittoz, P., Thuiller, W. and Guisan, A. 2009: Climate change and plant distribution: local models predict high-elevation persistence. *Global Change Biology* 15: 1557–1569.

Reynolds, M.H. and Snetsinger, J.J. 2001. The Hawaii rare bird search 1994–1996. *Studies in Avian Biology* 22: 133–143.

Rodríguez, J.P. 2002. Range contraction in declining North American bird populations. *Ecological Applications* 12: 238–248.

Sjögren-Gulve, P. and Hanski, I. 2000. Metapopulation viability analysis using occupancy model. *Ecological Bulletins* 48: 53–71.

Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M.B. and Lavorel, S. 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography* 27: 165–172.

Trivedi, M.R., Berry, P.M., Morecroft, M.D. and Dawson, T.P. 2008. Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology* 14: 1089–1103.

White, G.C., Franklin, A.B. and Shenk, T.M. 2002. Estimating parameters of PVA models from data on marked animals. In: S.R. Beissinger and D.R. Mccullough (eds) *Population Viability Analysis*, pages 169–190. University of Chicago Press, Chicago.

## 14. Приложение: Изменения к Инструкциям

Изменения в этой версии

Раздел 11.2.1: Добавлен новый параграф.

Незначительные исправления в разделах 4.3, 4.5 и 13.

### **Изменения в версии 10 (февраль 2013 года)**

Раздел 2: Таблица 2.1 и Рисунок 2.1 обновлены; незначительные изменения в последнем параграфе раздела 2.1.2; объяснение категорий LC (Вызывающие наименьшие опасения) и NT (Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому) и незначительные исправления в разделах 2.2 и 2.3.

Раздел 4.1: Объяснение определений популяции и размера популяции.

Раздел 4.2: Объяснение зависимости между мобильностью вида и местонахождением субпопуляций.

Раздел 4.6: Зависимость между продолжающимся спадом и «настоящим трендом популяции».

Раздел 4.11: Количество локалитетов при наличии двух и более серьезных правдоподобных угроз.

Раздел 7: Новые параграфы (третий и четвертый), объясняющие подкритерии i и ii критерия C2a.

Раздел 8: Незначительное изменение 2-ого параграфа, объясняющее «очень короткий период времени» в D2.

### **Изменения в версии 9.0 (сентябрь 2011 года)**

Раздел 4.4: Значительно обновлены инструкции по расчету продолжительности жизни одного поколения.

Раздел 4.5.1: Добавленный текст: «Если численность популяций подвержена сильным изменениям или колеблется с периодичностью, превышающей время одного поколения, в таких случаях для получения более реалистичной оценки долговременного сокращения популяции рекомендуется построение временного ряда, охватывающего более трех поколений. Однако, независимо от продолжительности заданного временного ряда сокращение рассчитывается для последних трех поколений. Построение модели должно проводиться с учетом особенностей сокращения численности популяции, которые могут быть определены по типу угрозы».

Раздел 4.6: Два новых параграфа (третий и последний) и значительное расширение пятого параграфа.

Раздел 5.5: Изменено предложение: «Если снижение все равно продолжается, необходима переоценка статуса вида по всем пяти критериям, которая может выявить, что вид до сих пор находится под угрозой».

Раздел 10.1: Добавлен новый пример в список примеров, где обоснован выбор категории NT (Находящиеся в состоянии, близком к угрожаемому).

Раздел 10.3: Значительное обновление второго тега (признака, названия) категории DD, которая сейчас называется «Таксономическая неточность объясняет недостаток информации».

Добавлено данное приложение.

### **Изменения в версии 8.1 (август 2010 года)**

Незначительные исправления, включая исправления в Таблице 2.1.

### **Изменения в версии 8.0 (март 2010 года)**

Раздел 2.3: Незначительное изменение-ссылка к новому разделу 12.

Раздел 4.10.5: Несколько незначительных изменений, в основном уравнений, с целью сделать их более понятными.

Рисунок 4.4: Новый рисунок

Раздел 5: Новые параграфы (третий и четвертый) для объяснения подкритериев a и b.

Раздел 5: Новое предложение (последнее): «Если хоть одно из трех условий (обратимый И понятный И завершен) не выполняется для значительной части популяции таксона (10% или более), вместо критерия A1 следует использовать A2».

Раздел 8: Изменения в первом и третьем параграфе для объяснения и иллюстрации «очень короткого времени» (в течение жизни одного или двух поколений).

Раздел 12: Новый раздел об Угрожающих процессах, включая инструкции по применению критериев к видам, находящимся под влиянием глобального климатического изменения.