

УДК 574(4+9)+573.6+911.9

ЭКОСИСТЕМНЫЙ ПОДХОД В ОХРАНЕ ПРИРОДЫ: МИРОВОЙ ОПЫТ И ПЕРСПЕКТИВЫ ДЛЯ РОССИИ

© 2025 г. С. В. Дудов^{1, 2, *}, В. Д. Дзизюрова^{1, 3}, К. В. Дудова^{1, 4}, М. В. Бочарников⁵

¹Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
биологический факультет, кафедра экологии и географии растений
Ленинские горы, 1, стр. 12, Москва, 119234 Россия

²Камчатский государственный университет им. Витуса Беринга
Ул. Пограничная, 4, Петропавловск-Камчатский, 683032 Россия

³Ботанический сад-институт Дальневосточного отделения РАН
Ул. Маковского, 142, Владивосток, 690024 Россия

⁴Институт проблем экологии и эволюции РАН
Ленинский просп., 33, Москва, 119071 Россия

⁵Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
географический факультет, кафедра биогеографии
Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*E-mail: serg.dudov@gmail.com

Поступила в редакцию 30.09.2024 г.

После доработки 05.11.2024 г.

Принята в печать 21.11.2024 г.

Поиск решений для противостояния глобальному кризису биоразнообразия – важнейшая задача современной природоохранной биологии. В мировой науке активно развивается экосистемный подход в охране природы. Необходимость такого подхода диктуется задачами управления биологическим разнообразием и сохранения природных ресурсов: поддержание целостности сообществ и экосистем способствует сохранению как отдельных видов, так и экосистемных функций. Для того чтобы определить, какие экосистемы уязвимы и нуждаются в приоритетных мероприятиях по сохранению, а какие, напротив, устойчивы, необходимы стандартные критерии оценки уязвимости экосистем. Такие критерии, подходящие для оценок состояния как наземных, так и водных экосистем, сформулированы Международным союзом охраны природы (МСОП) в методических рекомендациях к созданию международного Красного списка экосистем. В качестве критерии рассматривают сокращение ареала, ограниченное распространение, деградацию абиотических условий, нарушение биотических процессов и риск разрушения экосистемы при кумулятивном воздействии негативных факторов. Оценка состояния экосистемы по критериям МСОП – междисциплинарная научная задача, для решения которой используют разнообразные материалы и аналитические инструменты, в том числе данные дистанционного зондирования Земли и математическое моделирование. Цель обзора – раскрыть принципы международного подхода к оценке уязвимости экосистем. Рассмотрены основополагающие термины и понятия подхода, обсуждаются возможные методы оценки экосистем по каждому из критериев МСОП на примере лесных экосистем. Включение этой методологии в практику охраны природы России позволит подойти к созданию национального Красного списка экосистем. Такой список будет основой для определения региональных и национальных приоритетов в области охраны биоразнообразия и управленческих решений в природопользовании на основании фундаментальных научных исследований.

DOI: 10.31857/S0044459625020013, EDN: AIOZYM

Деятельность человечества по преобразованию природы давно достигла планетарных масштабов. В.И. Вернадский (1926) в рамках концепции ноосферы подчеркивал важность сознательного

преобразования биосферы и ответственности людей за сохранение биоразнообразия и природных ресурсов. Крутчен и Стормер (Crutzen, Stoermer, 2000) выделяют новую геологическую

эпоху – “антропоцен”. Признаки этой эпохи – глубокая трансформация биогеохимических циклов, изменение водного баланса и глобальный кризис биоразнообразия – наблюдаются уже сейчас. Этот кризис, или “шестое массовое вымирание” (Steffen et al., 2011), проявляется в широком распространении вторичных сообществ, фрагментации и трансформации естественных экосистем и утрате биоразнообразия на всех уровнях: от генетического до экосистемного (Тишков, 2015; Diaz, Malhi, 2022). Спусковым крючком нарушения стабильности экосистем выступает биотическая гомогенизация – процесс снижения β -разнообразия (Olden et al., 2004; Wang et al., 2021), приводящий к снижению продуктивности экосистем и их устойчивости к катастрофическим событиям (Cardinale et al., 2012; Hooper et al., 2012). Во всем мире продолжают сокращаться площади наземных экосистем, испытывающих низкую антропогенную нагрузку (Venter et al., 2016). Все это ставит ключевым вопросом современной природоохранной биологии поиск решений для противостояния глобальному кризису биоразнообразия (Lindenmayer, Hunter, 2010).

В настоящее время активно развивается экосистемный подход к охране биоразнообразия, который фокусируется на взаимодействии между живыми организмами и их окружением, а не только на защите отдельных видов (Corlett, 2015). Необходимость экосистемного подхода диктуется задачами управления биологическим разнообразием и сохранения природных ресурсов (Rutherford et al., 2006): определенный уровень сохранности сообществ и экосистем способствует сохранению отдельных видов и поддержанию экосистемных функций, включая регулирование климата, депонирование углерода и сохранение запасов воды (Díaz et al., 2019; Лукина и др., 2020). Чтобы определить, какие типы экосистем уязвимы и нуждаются в приоритетных мероприятиях по их сохранению, а какие, напротив, являются более устойчивыми, должны быть разработаны стандартные системы оценок их состояния и определены природоохранные категории редкости и уязвимости. Разработка и применение количественных методов оценки состояния экосистем и их стабильности, прогнозирования изменений под воздействием различных факторов и вероятности разрушения – актуальные научные задачи (García-Díaz et al., 2019; Di Minin et al., 2022; Cambrone et al., 2023). Результаты таких исследований необходимы для

принятия грамотных природоохранных управлений (Justus, Wakil, 2021).

Аналогично Красным спискам редких видов, в мировой практике разрабатывают Красные списки экосистем различного пространственного масштаба. Активная деятельность по разработке международного Красного списка экосистем начата в 2008 г. благодаря деятельности Всемирного конгресса охраны природы (Rodríguez et al., 2012). В 2013 г. Международный союз охраны природы (МСОП) предложил универсальные критерии оценки состояния экосистем (Keith et al., 2013). Предложено практическое руководство (Rodríguez et al., 2015) и методические рекомендации (Bland et al., 2017) по их использованию.

Красные списки экосистем разработаны и внедрены в системы национального законодательства во многих странах (Janssen et al., 2016; Perzanowska, Korzeniak, 2020). Международный Красный список экосистем МСОП, в частности, рассматривается как один из ключевых инструментов контроля выполнения стратегических целей Куньминско-Монреальской программы по сохранению биоразнообразия, включенной в Конвенцию ООН о биологическом разнообразии (Stephens, 2023; Nicholson et al., 2024).

Для некоторых регионов России уже разработаны подходы к выделению особо ценных и редких экосистем. Региональные подходы предложены для Сибири (Коропачинский, 1996), Приморья и Приамурья (Крестов, Верхолат, 2003; Аксенов и др., 2006), Республики Башкортостан (Паженков и др., 2005), Северо-Запада Европейской части России (Андерссон и др., 2009), Пермского края (Слащев, Санников, 2011) и Костромской области (Хорошев и др., 2013). Однако эти подходы основаны на разных принципах, что не позволяет объединить их результаты в единую систему и использовать для регулирования природопользования в стране. Остается открытым вопрос разработки единой системы контроля за состоянием природных экосистем как на общероссийском, так и на региональном уровнях.

Цель настоящего обзора – раскрыть принципы современной международной методологии оценки уязвимости экосистем для сохранения биоразнообразия и обсудить перспективы ее использования в природоохранной деятельности в России.

ПОНЯТИЕ “ЭКОСИСТЕМА” В ПРИРОДООХРАННОЙ БИОЛОГИИ

Термин “экосистема” при всем разнообразии трактовок определяет взаимосвязь биотических и абиотических комплексов в рамках природного единства, поддерживаемого физико-химико-биологическими процессами в определенном пространстве (Tansley, 1935; Pickett, Cadenasso, 2002). Для решения природоохранных задач используют прикладную интерпретацию этого понятия (Сочава, 1978; Keith et al., 2013): экосистема рассматривается в определенной размерности в привязке к пространству и времени на разных иерархических уровнях организации (Keith et al., 2009). К такому пониманию экосистемы близко понятие биогеоценоза В. Н. Сукачева (1931), где единство биоты и экологических факторов находит отражение на элементарном географическом пространственном уровне. Экосистемы имеют соподчиненную иерархическую структуру в соотношении с ведущими факторами дифференциации. Например, с климатом на глобальном уровне, с ведущими зональными и высотно-поясными градиентами – на региональном, с рельефом и эдафическими условиями – на топологическом уровне (Holdridge, 1967; Kaplan et al., 2003; Rivas-Martinez et al., 2011; MacKenzie, Meidinger, 2017).

Наземные экосистемы традиционно определяются по их системообразующему фитоценотическому компоненту (Сукачев, 1931; Chytrý et al., 2019). Растительный покров характеризует их физиономический облик, отражающий сходство жизненных форм преобладающих видов, эволюционно адаптированных к сходным экологическим условиям. При этом эти виды могут относиться к систематически неродственным группам. В результате возможно выделение структурно и функционально схожих экосистем, географически удаленных и имеющих разный видовой состав (Mucina, 2019). Классические методики полевых геоботанических исследований (Сукачев, Зонн, 1961) позволяют определять различные варианты экосистем на основе выявления и оценки комплекса показателей разнообразия и структурных характеристик растительных сообществ. Применение экосистемного подхода в исследованиях тесно сопряжено с картографическим отображением (Olson et al., 2001; Gunin, Saandar, 2019; Огуреева и др., 2020).

Использование в экологии картографических методов и данных дистанционного зондирования

обусловило широкое применение еще одного термина – “местообитание” (Habitat). Концепция местообитаний развивается в экологии с начала XX в. (Yapp, 1922). На настоящий момент местообитание чаще всего рассматривают как однородный участок территории с общностью абиотических факторов и биоразнообразия (Stadtman, Seddon, 2020). В основе выделения наземных местообитаний часто лежит классификация растительности (Rodwell et al., 2018). Акцент на абиотические условия и географию использован при разработке европейской классификации местообитаний EUNIS (Chytrý et al., 2020), где наземные местообитания в значительной степени определяются по растительности с привязкой к биогеографическим единицам глобального масштаба – экорегионам суши (Dinerstein et al., 2017). Подход положен в основу национальных Красных списков местообитаний Норвегии (Lindgaard, Henriksen, 2011), Италии (Gigante et al., 2018), Чехии (Chytrý et al., 2019), а также Европы в целом (Janssen et al., 2016). Работы по классификации и картографированию местообитаний ведутся и на территории России (Лавриненко И.А., Лавриненко О.В., 2020). Концепция местообитаний приобрела центральную роль во многих практических международных документах по сохранению биоразнообразия (IFC, 2019).

При всем многообразии подходов в практике современной природоохранной биологии понятия “местообитание”, “тип экосистемы”, “биотоп” и “тип растительности” рассматриваются как равноценные единицы (Bland et al., 2017). Экосистему в ее природоохранном определении характеризуют: 1) нативная биота, включающая все разнообразие местных видов и их ключевые взаимодействия, 2) своеобразные абиотические условия, а также 3) пространственные границы, которые могут быть нанесены на карту.

КЛАССИФИКАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

Применение экосистемного подхода возможно только при наличии разработанной классификации экосистем. Различные подходы к классификации экосистемного разнообразия учитывают абиотические факторы формирования экосистем, разные масштабные уровни организации и варианты динамики (Cox, Moore, 2000; Moncrieff et al., 2016; Огуреева и др., 2020). Системы классификации экосистемного разнообразия разработаны для разных стран и регионов мира (Rutherford et al., 2006). Создание единой глобальной системы

типологического разнообразия экосистем призвано внедрить единообразный подход к их классификации (Keith et al., 2022).

Предложена иерархическая система классификации биосфера, включающая шесть иерархических уровней от царств до глобальных и региональных групп экосистем (Keith et al., 2022). Основной иерархический уровень организации биосферы составляют биомы – совокупности экосистем природно-климатических зон, выделенных на основе общности характеристик местной биоты, отражающей взаимодействие с климатическими условиями, историческими факторами развития и ландшафтной структурой территории (Walter, Breckle, 1991; Mucina, 2019). Предложено семь наземных биомов планетарного уровня, шесть из которых определяются на основе типа растительности: тропические и субтропические леса, boreальные и умеренные леса, редколесья и кустарниковые сообщества, саванны и злаковники, пустыни и опустыненные степи, арктические и альпийские сообщества (Keith et al., 2022). Состав и структура растительных сообществ, наряду с общей историей развития, позволяют проводить границы между биомами (Огуреева, 2020). Узловую позицию занимает региональный биом, а совокупности биомов образуют зонобиомы, маркируемые биоклиматическими показателями (Walter, Box, 1976). Группу антропогенно преобразованных экосистем предложено выделять в качестве самостоятельной единицы уровня биома (Keith et al., 2022).

Различия между биомами носят комплексный географический характер (Огуреева, 2020). Биомы подразделяются на функциональные группы экосистем в соответствии с общими экологическими факторами развития, а они, в свою очередь, – на биogeографические экотипы, выделяемые на основе географических факторов (Keith et al., 2022). Следующие уровни организации биосферы – глобальный и региональный типы экосистем. Типы экосистем предлагается использовать в качестве объектов оценки для разработки международного Красного списка МСОП (Keith et al., 2022). Экосистема (биогеоценоз) и растительное сообщество (фитоценоз) как его ключевой компонент располагаются на нижних иерархических ступенях организации биосферы (Walter, Box, 1976).

В России предложена классификация биомов и их картографическое отображение (Огуреева, 2018). Она раскрывает экосистемное разнообразие на региональном уровне. Представления

о размерности и иерархической структуре (Сочава, 1978), положенные в основу классификации, определили возможность изучения географии и ключевых характеристик флористического и фитоценотического разнообразия (Огуреева и др., 2020), что необходимо для реализации деятельности по охране природы. Основой при оценке редкости и уникальности экосистем является региональный подход, позволяющий в сравнительно-географическом и историческом аспектах оценивать их природоохранную ценность.

КОЛЛАПС ЭКОСИСТЕМЫ И МОДЕЛЬ ОЦЕНКИ РИСКА

Ключевым положением методологии МСОП к оценке уязвимости экосистем является представление о разрушении или коллапсе экосистемы. Коллапс определяется как “трансформация идентичности, потеря определяющих признаков и замена другим типом экосистемы” (Bland et al., 2017, р. 12). О коллапсе говорит исчезновение большей части нативной биоты, функциональных групп или видов, играющих ключевую роль в организации экосистемы, например, трофических или структурных доминантов и экосистемных инженеров. К этому определению добавляют временные рамки: коллапс может быть рассмотрен как выход за пределы естественного диапазона пространственной и временной изменчивости экосистемы (Keith et al., 2013). После коллапса экосистемы могут восстанавливаться в течение длительного периода времени, но он может быть и необратимым (Newton, 2021a, b). Определение коллапса, таким образом, тождественно утрате инварианта системы в терминологии В.Б. Сочавы (1978).

Риски разрушения экосистемы определяются географическими и функциональными механизмами, которые определяют потенциальную чувствительность к различным негативным факторам (Nicholson et al., 2021). В основе оценки рисков лежат следующие симптомы разрушения экосистем (рис. 1) (Keith et al., 2013):

- сокращение ареала приводит к снижению потенциала поддержания связанных с данной экосистемой компонентов биоразнообразия (Критерий А);
- узлокальное распространение потенциально приводит к большей чувствительности к возможным угрозам (Критерий В);
- деградация абиотических условий приводит к снижению качества или объема

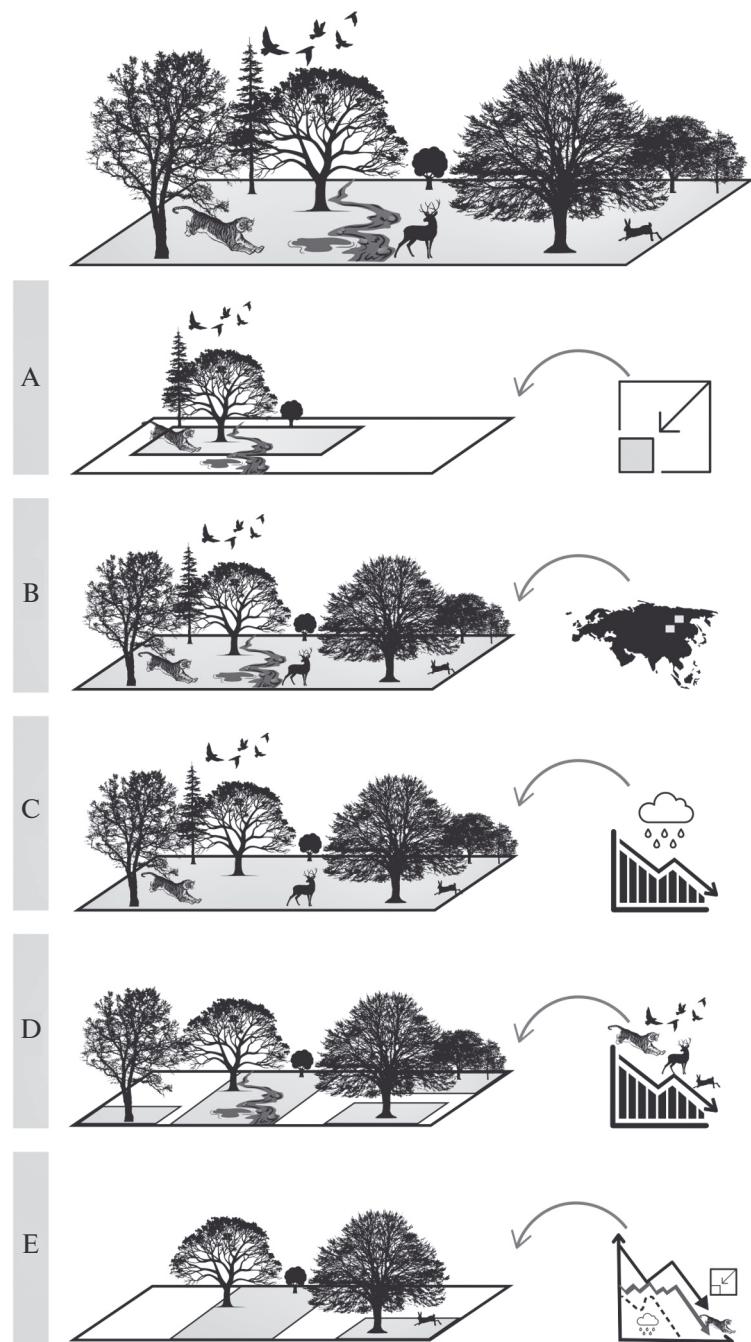


Рис. 1. Симптомы разрушения экосистем: А – сокращение ареала; В – ограниченное распространение; С – деградация абиотических условий, например, условий увлажнения; Д – деградация биотических процессов и взаимодействий, например, при фрагментации; Е – риск разрушения экосистемы при кумулятивном воздействии негативных факторов.

- доступных ниш для связанных компонентов биоразнообразия (Критерий С);
 - нарушения биотических процессов и взаимодействий приводят к потере положительных взаимосвязей, снижению разнообразия экологических ниш и вытеснению одними компонентами биоты других (Критерий Д);
 - сочетания двух или более рассмотренных выше географических и функциональных механизмов могут приводить к кумулятивным рискам разрушения экосистемы (Критерий Е).
- Эти пять групп рисков коллапса экосистемы охарактеризованы количественными

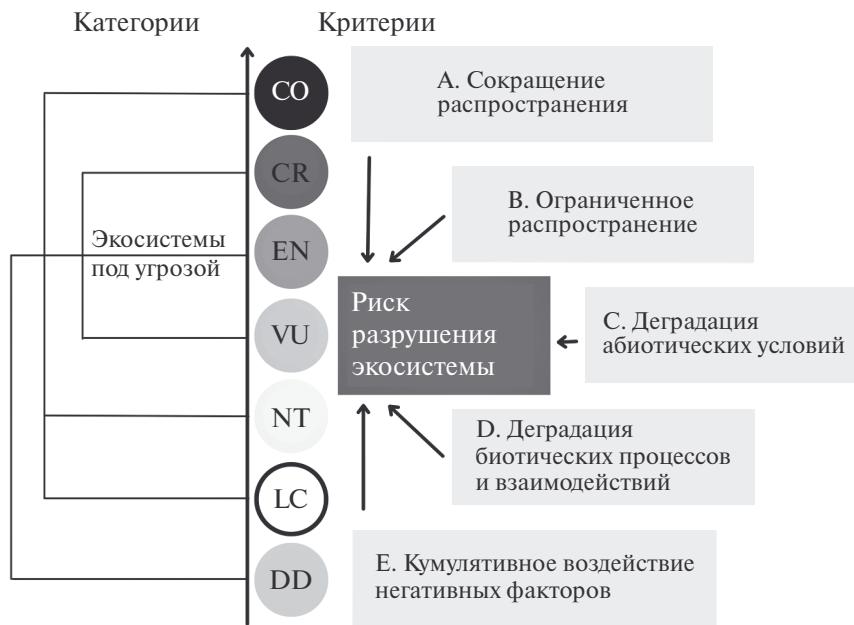


Рис. 2. Категории и критерии красного списка экосистем МСОП. Категории: CO – “Исчезнувшие” (Collapsed), CR – “Находящиеся на грани исчезновения” (Critically Endangered), EN – “Исчезающие” (Endangered), VU – “Уязвимые” (Vulnerable), NT – “Близкие к уязвимому положению” (Near Threatened), LC – “Находящиеся под наименьшей угрозой” (Least Concern), DD – “Дефицит данных” (Data Deficient).

критериями. В результате их применения экосистема может быть включена в одну из шести категорий Красного списка экосистем МСОП (рис. 2): “Исчезнувшие” (Collapsed, CO), “Находящиеся на грани исчезновения” (Critically Endangered, CR), “Исчезающие” (Endangered, EN), “Уязвимые” (Vulnerable, VU), “Близкие к уязвимому положению” (Near Threatened, NT), “Находящиеся под наименьшей угрозой” (Least Concern, LC). Отдельно выделяют категории “Недостаток данных” (Data Deficient, DD) в условиях, если оценка невозможна из-за неадекватности данных, и “Неоцененные” (Not Evaluated, NE), оценка для которых не проводилась. Пристоененная категория информирует о необходимости принятия природоохранных мер.

МСОП предлагает рассматривать критерии оценки уязвимости экосистем в пространстве и во времени. Для критериев А, С, Д рассматривают временные отрезки в прошлом (50 лет назад), будущем (прогноз на ближайшие 50 лет), любом периоде 50 лет в прошлом или будущем или историческом периоде с начала Промышленной революции (с 1750 г.) (Bland et al., 2017).

Оценка по каждому критерию Красного списка экосистем МСОП является отдельной мультидисциплинарной фундаментальной научной

задачей, требующей применения различных современных методов и глубоких фундаментальных знаний об изучаемых ценозах. Решение этих задач невозможно без сотрудничества специалистов разного профиля – геоботаников, зоологов, биогеографов, специалистов по обработке данных дистанционного зондирования. Для выявления степени уязвимости экосистемы необходима последовательная оценка по каждому из критериев МСОП, для которых есть доступные данные (Paruelo et al., 2001; Alcaraz et al., 2006; Cazorla et al., 2021).

Рассмотрим подробнее все критерии и подходы к оценкам по ним.

Географические критерии оценки уязвимости экосистем

Критерий А. Сокращение распространения. Для многих типов экосистем наблюдается заметное сокращение распространения в период с начала XX в. При этом уровни биологического разнообразия, поддерживаемого экосистемой, обычно положительно связаны с доступной площадью (Fahrig, 2001). По мере уменьшения площади снижается разнообразие ниш и возможности избегания конкурентов, хищников и патогенных организмов (Rodríguez et al., 2015).

Таблица 1. Пороговые значения для определения категорий уязвимости экосистем по критериям МСОП

Критерий			Временной отрезок оценки	CR	EN	VU
A1	C1	D1	Прошлое (последние 50 лет)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A2a	C2a	D2a	Будущее (ближайшие 50 лет)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A2b	C2b	D2b	Любой период продолжительностью 50 лет	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A3	C3	D3	Исторический масштаб (с 1750 г.)	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
B1 – охват ареала				≤ 2000 км ²	≤ 20000 км ²	≤ 50000 км ²
B2 – площадь экосистемы в пределах ареала				≤ 200 км ²	≤ 2000 км ²	≤ 5000 км ²
B3 – число локалитетов				1	≤ 20	≤ 50
E			Будущее (ближайшие 50 лет для CR и EN, 100 лет для VU)	≥ 50%	≥ 20%	≥ 10%

Примечание. Категории уязвимости экосистем: CR – находящиеся на грани полного исчезновения, EN – исчезающие, VU – уязвимые. Критерии МСОП: А – сокращение распространения, В – ограниченное распространение, С – деградация абиотических условий, D – деградация биотических процессов и взаимодействий, Е – кумулятивное воздействие негативных факторов. Критерии в рамках одной группы не являются иерархической системой и могут рассматриваться отдельно друг от друга.

Критерий А рассматривают на разных временных отрезках (табл. 1). Подкритерии A1–A3 могут применяться вместе или выборочно, в зависимости от полноты доступных данных. Поскольку обычно оценки распространения имеют неопределенности, это должно быть отражено в расчетах и конечных результатах (Rodríguez et al., 2015).

Темпы сокращения распространения экосистем обычно оценивают, используя временные ряды карт, в том числе анализируя разновременные данные дистанционного зондирования Земли (Keith et al., 2009). Современным источником для картографирования лесных экосистем и оценки их временных изменений является массив данных Landsat ARD и оригинальное программное обеспечение для операций с ним, подготовленные командой из Университета Мэриленда (США) (Potapov et al., 2020). Пространственное моделирование позволяет оценить распространение экосистем не только в прошлом, но и в будущем при разных сценариях климатических изменений (Essl et al., 2012; Tikhonov et al., 2020).

Критерий В. Ограниченнное географическое распространение (редкость). Основная задача критерия – выделить те экосистемы, естественное распространение которых столь ограничено в пространстве, что они находятся под угрозой коллапса из-за возможности совпадений нескольких катастрофических событий или процессов (например, инвазий чужеродных видов и региональных климатических изменений). Это не обязательно означает, что такая экосистема на настоящий момент находится под угрозой, однако показывает ее потенциальную

уязвимость. В частности, критерий В позволяет оценить вероятность коллапса экосистемы при пожарах, тайфунах, цунами, засухах и других непрерывных катастрофических событиях (Murray et al., 2017). При работе с критерием используют сетку 10 × 10 км (Keith et al., 2013) для стандартизации оценок, опубликованную онлайн (Murray, 2017).

Разработаны следующие подкритерии:

- В1: охват ареала (Extent of Occurrence) экосистемы;
- В2: занимаемая площадь (Area of Occupancy);
- В3: число локалитетов.

Под локалитетами понимают географически или экологически четко ограниченные области распространения экосистемы, удаленные друг от друга настолько, что катастрофическое событие в одном локалитете (лесной пожар, ветровал и т.п.) не представляет угрозу экосистеме в других локалитетах (Alaniz et al., 2016).

Охват ареала (В1) – это площадь выпуклого многоугольника, охватывающего все известные или предполагаемые локалитеты или фрагменты современного распространения экосистемы. Он отражает оценку возможного распространения рисков по всему ареалу. Занимаемая площадь (В2) – число ячеек 10 × 10 км в пределах охвата ареала, где выявлены локалитеты экосистемы, или площадь выделов на карте, занимаемых экосистемой. При этом ячейка сетки отмечается как “присутствие” рассматриваемой экосистемы только в том случае, если последняя занимает более 1% площади ячейки. Подкритерий В2 отражает метрику возможного распространения рисков

внутри отдельных фрагментов (локалитетов) ценона. Подкритерий В3 рассматривает отдельные локалитеты распространения экосистем.

Функциональные критерии оценки уязвимости экосистем

Критерий С. Деградация абиотической среды.

Ухудшение одного или нескольких абиотических компонентов среды приводит к снижению качества или объема доступных экологических ниш. Оценка по этому критерию предполагает выбор переменных абиотических условий, изменение которых может привести к риску коллапса (Bland et al., 2017). Этими переменными часто выступают климат и его динамика, доступность элементов минерального питания, уровень грунтовых вод и т.п. Как и в случае с критерием А, изменение абиотической компоненты также рассматривают на разных временных отрезках (табл. 1). Выбирают и обосновывают переменные, которые связаны с наибольшей скоростью сокращения распространения экосистемы и утратой характерной для нее биоты.

Оцениваемыми метриками для этого критерия являются относительная значимость (ОЗ) угрозы разрушения и степень деградации (СД) экосистемы, выраженные в процентах. В простейшем случае, если переменная деградации линейно связана со степенью разрушения экосистемы, значения переменной могут быть преобразованы в процент относительной значимости (ОЗ) угрозы для экосистемы по формуле:

$$ОЗ (\%) = 100 \times E / D,$$

где E – наблюдаемое или предсказанное значение разрушений, $E = c - b$; D – риск, приводящий к коллапсу, $D = a - b$; a – порог коллапса; b – начальное состояние; c – состояние экосистемы в настоящем или будущем.

Степень деградации (СД) определяют следующим образом:

$$СД (\%) = 100 \times D / S,$$

где S – занимаемая экосистемой площадь (Rodríguez et al., 2015).

Во многих случаях может оказаться уместным оценить ОЗ, усредненную на всю площадь, занятую экосистемой. На основании ОЗ и СД присваивают категории риска, используя пороговые значения, указанные в табл. 1 (Keith et al., 2013; Rodríguez et al., 2015).

Зачастую невозможно выявить одну переменную деградации, линейно влияющую на целостность экосистемы. Часто используют биоклиматические модели ареала экосистем, которые

проецируют на разные сценарии изменения климата (Ferrer-Paris et al., 2019; Murray et al., 2020), оценивая изменения предсказанной площади распространения. Предложены балльные оценки уязвимости экосистем при изменении климата на основе их чувствительности, адаптивного потенциала и длительности воздействий (Comer et al., 2019). Разработаны индексы уязвимости на основе экологических ниш ключевых видов, слагающих сообщества (Smith et al., 2020). Оценки можно проводить путем экологического моделирования ареалов ключевых видов или видов фитоценотического ядра (Guisan et al., 2017) или путем сопряженного моделирования экологических ниш (Ovaskainen, Abrego, 2020). Важно принимать во внимание, что потенциальное изменение экосистем идет медленнее, чем прогнозируемое изменение некоторых абиотических параметров, например климатических (Kling et al., 2020).

Критерий Д. Деградация биотических процессов и взаимодействий. Даже незначительные изменения в популяциях доминантов и эдификаторов могут иметь критические последствия для функционирования экосистемы, влияя на другие виды сообщества вплоть до полного их исчезновения (Ellison et al., 2005). К коллапсу экосистемы также могут привести изменения, не касающиеся доминирующих видов. Например, интенсивная охота на крупных млекопитающих влияет на распространение семян и возобновление деревьев, что в конечном счете приводит к изменениям в составе и структуре древостоя (Terborgh, Feeley, 2008).

Выявление закономерностей деградации биотических связей внутри сообществ эмпирически является затруднительным, особенно на региональном или глобальном уровнях. В качестве индикаторов могут быть использованы как характеристики структуры и состава сообществ: видовое богатство, участие или численность ключевых видов, вертикальная и горизонтальная структура, – так и функциональные параметры (Bland et al., 2017). Так, для мангровых лесов востока Индийского субконтинента предложено использовать изменение проективного покрытия деревьев-эдификаторов, численность крупных хищников (тигров), разнообразие и обилие молодых поколений ключевых видов (Sievers et al., 2020). Предложены комплексные метрики состояния или “здоровья” экосистем, изменение которых можно проследить в пространстве и времени (Rowland et al., 2020).

Динамику таких биологических показателей, как первичная продукция и надземная биомасса, оценивают с помощью временных серий снимков из космоса (Marshall et al., 2018; Shapiro et al., 2021). Используют различные пространственные метрики, косвенно связанные с биотическими процессами внутри сообществ. Примером является оценка изменения доли объектов охоты от общего числа видов наземных позвоночных в условиях трансформации землепользования и транспортной доступности территории (Ferrer-Paris et al., 2019). Используют также метрики фрагментации (Sievers et al., 2020; Shapiro et al., 2021; Tierney, 2022), поскольку при дроблении природных сообществ на фрагменты происходят разнонаправленные изменения в их таксономическом составе, структуре и функциональных параметрах (Haddad et al., 2015).

Критерий Е. Кумулятивное воздействие негативных факторов. Рассмотренные выше географические и функциональные факторы могут приводить к коллапсу экосистемы не только по отдельности, но и во взаимодействии, изменяя вероятность этого коллапса. Для этого предложено оценивать риски разрушения экосистемы на основании моделирования (Keith et al., 2013). Применяемые модели включают параметры, рассмотренные при оценках по критериям А–Д. Они должны учитывать случайности в ключевых процессах, определяющих характеристики экосистем, быть применимы к разным сценариям динамики экосистем и позволять количественно оценивать риск коллапса на период около 50–100 лет.

В рамках оценки по критерию Е ясеневых лесов штата Виктория (Австралия) использовали стохастические модели изменения числа дуплистых деревьев на гектар для 39 сценариев режимов рубок и пожаров (Burns et al., 2015) как основы поддержания популяций древесных сумчатых и птиц-дуплогнездников. В дождевых лесах Британской Колумбии (Канада) оценивали вероятность полного исчезновения участков малофрагментированных коренных лесов, поддерживающих исходные экосистемные функции, на основании статистики вырубок за последние 40 лет (DellaSala et al., 2021).

Результат оценки

В руководстве по применению категорий и критерии Красного списка экосистем МСОП (Bland et al., 2017) устанавливаются определенные пороговые значения критерии, на основе

которых определяют категорию уязвимости экосистемы (табл. 1).

После оценки по всем возможным критериям категорию редкости присваивают по наивысшей категории уязвимости из полученных (например, если по критерию группы А присвоен статус NT, по критерию В – NT, по критерию С – DD, а по критерию D – VU, то присваивают статус “уязвимая” VU). Присуждение одной из категорий VU–CR по любому из критериев A, C, D и E является достаточным основанием для внесения экосистемы в Красный список. Критерии группы В возможно использовать только совместно с одним или несколькими другими критериями. Критерий B1 может быть использован самостоятельно при условии обнаружения процессов, которые могут привести к дальнейшему сокращению ареала или деградации биотических/абиотических взаимодействий в течение ближайших 20 лет (Keith, 2015; Bland et al., 2017). Для внесения изучаемой системы в Красный список экосистем необходимо предоставить полную информацию об этапах оценки по каждому из критериев. Приветствуется публикация результатов в рецензируемых научных изданиях и международных базах данных. По предоставляемой документации должна быть возможность проверить корректность проведенных оценок и повторить их в дальнейшем в рамках мониторинга (Bland et al., 2017).

Примеры оценки лесных экосистем по критериям МСОП

Леса – важнейший источник ресурсов и ключевой регулятор климата Земли. На территории России сосредоточено более 20% лесов мира и более половины бореальных лесов планеты (Лукина и др., 2020). Таким образом, выработка научных основ сохранения лесных экосистем России в условиях современного кризиса биоразнообразия приобретает особую актуальность. Оценка лесных экосистем в рамках подхода МСОП активно развивается в мировой практике. К апрелю 2024 г. в базе данных МСОП (<https://assessments.iucnrl.org>) содержались оценки для 514 типов экосистем, в том числе 377 оценок для лесов. Эти оценки приводятся для разных типов сообществ Северной, Центральной и Южной Америки, Карибского бассейна, Китая, Филиппин, Австралии. Оценки состояния лесных экосистем, встречающихся на территории России, приведены в Красном списке экосистем Китая (некоторые лиственничные леса (*Larix gmelinii* (Rupr.) Göpp.), леса

из дуба монгольского (*Quercus mongolica* Fisch. ex Ledeb.) и пр.) (Chen et al., 2020). Выборочные примеры оценок лесных экосистем приведены в табл. 2.

Применение полученных оценок в природоохранной практике

Результат оценки – категория редкости и уязвимости – информационный инструмент для принятия решений в сфере управления природными ресурсами (Alaniz et al., 2019). Категория уязвимости определяет шаги по сохранению экосистемы, включая как восстановительные, так и защитные мероприятия (Tucker et al., 2020). При восстановлении на местах нарушений экосистем, близких к естественным (принцип экологической реставрации, Ecological Restoration), типология, классификация и картографирование экосистем позволяют научно обосновать участки восстановления (Gann et al., 2019), а категория и критерии оценки становятся основой для формирования целей восстановления, выбора показателей для контроля эффективности проекта (Gann et al., 2019; Tierney, 2022). Данные о природоохранном статусе экосистем рассматриваются как основа для проектирования сетей территориальной охраны биоты (Botts et al., 2020; Болотова, 2021), а по результатам оценки рисков разрабатывают меры по компенсации потерь биоразнообразия.

Красный список экосистем МСОП и подходы к оценкам состояния экосистем внедрены в международную практику оценки воздействия на биоразнообразие при инвестиционной деятельности. Уязвимые экосистемы – это индикатор выделения критических местообитаний (Critical Habitats): терриорий или акваторий, важных для сохранения биоразнообразия на глобальном или региональном уровнях (IFC, 2019). Экосистемам, находящимся под угрозой или имеющим уникальный характер, рекомендуется уделять внимание при формировании программ сохранения биоразнообразия коммерческих организаций (ГОСТ Р 59782–2021).

Экосистемный подход становится основой для организации долговременного мониторинга биоразнообразия (Keith, 2015; Mueller, Geist, 2016). Основываясь на выявленных угрозах и параметрах состояния экосистем, определяют приоритетные компоненты биоты и выбирают индикационные показатели их состояния (Eyre et al., 2015; Rodríguez et al., 2015).

Развитие и внедрение экосистемного подхода в области использования природных ресурсов постулирует “Стратегия сохранения редких и находящихся под угрозой видов животных, растений и грибов в Российской Федерации на период до 2030 года” (2014). Актуальны выбор принципов классификации и формирование общероссийского реестра экосистем, выработка и унификация подходов к оценкам угроз. Применение оценки состояния экосистем по критериям МСОП в России и обобщение таких исследований в общероссийскую базу позволят планировать мероприятия по сохранению и восстановлению биоразнообразия на фундаментальной научной основе. Наличие открытой базы данных оценок состояния экосистем может стать инструментом разработки иерархии мер смягчения антропогенного воздействия при принятии проектных и управлеченческих решений. Сам Красный список экосистем – основа для определения региональных и национальных приоритетов в области территориальной охраны биоразнообразия и компенсационных мероприятий.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подход к оценке состояния экосистем МСОП универсален, он подразумевает количественные параметры оценки и основывается на результатах междисциплинарных научных исследований. Предлагаем рассматривать данную методологию как возможную основу для построения общероссийской системы оценок состояния экосистем и составления Красного списка. Критерии уязвимости экосистем МСОП дают сравнимые оценки состояния различных экосистем. Каждый из критериев подробно описан в соответствующих руководствах и снабжен методическими рекомендациями, а с другой стороны, имеет гибкость в использовании научных подходов и метрик в зависимости от рассматриваемого объекта. Использование данных дистанционного зондирования Земли и методов математического моделирования для оценок состояния экосистем расширяет возможности анализа как полевых данных, так и больших объемов накопленных архивных материалов для решения фундаментально-прикладных исследовательских задач. Результат подхода – сравнимые и представительные оценки, учитывающие особенности структуры и функционирования различных экосистем.

Развитие природоохранной биологии в России ставит новые вызовы системе высшего образования. Современные исследования в этой области

Таблица 2. Примеры оценки статуса лесных экосистем по критериям МСОП

Объект	Категория	Критерии		Резюме оценки
		определенные	определяющие	
Дождевые леса Британской Колумбии (DellaSala et al., 2021)	CR	A1, D1, E	D1, E	Сплошные рубки привели к сокращению площади умеренных лесов Британской Колумбии на 39% с 1930 по 2010 г. (A1). На 95% сократилась площадь первичных лесов, что стало причиной снижения видового разнообразия лишайников в этих сообществах (D1). В критическом состоянии находится популяция карибу (<i>Rangifer tarandus caribou</i>), снижается разнообразие птиц и чувствительных к нарушениям видов рыб (D1). Для оценки по критерию Е использованы данные о лесозаготовках и скорости сведения первичных лесов
Эвкалиптовые леса Камберленд-Плейн, Австралия (Tozer et al., 2015)	CR	A1, A2a, B1, B2, B3, D1, D3	A1, A2a	Категория присвоена на основании данных о сокращении площадей более чем на 90% за 11 лет (A1, A2a), оценка проведена по данным дистанционного зондирования и картам растительности. Охват ареала (B1): 2810 км ² – EN. Занимаемая площадь (B2): 37 ячеек сетки 10 × 10 км – VU. Более 10 локалитетов – не подвержена риску по критерию B3. Оценка по D1, D3 в диапазоне от LC до VU: риск разрушения биотических взаимодействий из-за инвазии <i>Olea europaea</i> с 1997 г.
Сосново-дубовые леса, США (Comer et al., 2019)	EN	A3, B1, B2, C2b, C3, D1, D3	C2b	Построена модель изменения климатической ниши лесов за 50 лет (C2b) с использованием 19 биоклиматических переменных, полученных из данных о месячной температуре и месячных осадках за период 1976–2005 гг. В качестве мер чувствительности и устойчивости экосистемы к изменениям оценивали дополнительные критерии: сокращение распространения (A3) и высокая фрагментация (B1, B2) снижают устойчивость к климатическим изменениям, препятствуя миграции видов. Инвазивные виды в условиях меняющегося климата создают конкуренцию местным (D1, D3)
Диптерокарповы леса Мьянмы (Murray et al., 2020)	EN	A2b, B1, B2, C2a, D2b, D3	A2b	По результатам дешифрирования снимков из космоса показано сокращение распространения лесов на 79.6% за 50 лет из-за рубок и расчисток под сельскохозяйственные угодья (A2b). В том числе пострадали первичные леса – их площадь сократилась на 65% (D3 – VU). Смоделировано сокращение климатически благоприятных экотопов в ближайшие 50 лет (C2a – VU)
Влажные тропические леса бассейна р. Конго с марантой (Shapiro et al., 2021)	LC/VU	A2b, B1, B2, D2a, D3	D2a, D3	Несмотря на низкий уровень обезлесения (A2b, B1, B2 по данным снимков MODIS и карт растительности), существует значительная антропогенная нагрузка на сообщества (D2a, D3). В качестве индикатора критерия D оценивали фрагментацию лесного покрова по данным дистанционного зондирования. Выделяли пять уровней фрагментации: “ядро”, “внутренний край”, “внешний край”, “патч” и “не лес”, для которых соответственно снижается наземная биомасса и увеличивается доля окон в пологе. За период оценки значительная часть “ядер” исчезла, возросло число “краевых” участков лесов
Прибрежные мангровые леса Филиппин (Marshall et al., 2018)	LC	A2a, B1, B2, D1	A2a, B1, B2	Категория присвоена на основании прогнозируемых незначительных изменений ареала (критерий A2a) и значительной сохранившейся площади (B1, B2), оцененной по данным дешифрирования снимков Landsat и карт мангровых лесов 2000–2016 гг.

носят междисциплинарный характер, они совмещают традиционные экологические подходы, геоинформатику, анализ рядов данных дистанционного зондирования, ретроспективное и прогнозное моделирование. Это требует новых компетенций специалистов и диктует необходимость разработки новых научных университетских программ (Крестов и др., 2020).

На территории России сосредоточено разнообразие природных комплексов, которые ценные не только отдельно взятыми биологическими видами, но и выполняют важные экосистемные функции. Сформирован обширный пласт данных, характеризующих биологическое разнообразие страны. Однако общей базы, каталога, классификации экосистем и инструментов по оценке их состояния не разработано. Существует уникальная в мировом масштабе сеть особо охраняемых природных территорий, где сохраняются природные экосистемы и их биота, но вопрос разработки системы контроля над состоянием природных экосистем по-прежнему остается открытым (Буйолов и др., 2021). При отсутствии унифицированной системы оценки состояния природных комплексов представляется сложным переход к парадигме сохранения экосистем как на нормативно-правовом, так и на прикладном уровнях. Внедрение экосистемного подхода и разработка Красного списка экосистем России позволяют эффективно планировать природоохранные мероприятия и принимать управленические решения в природопользовании на основании фундаментальных научных исследований.

БЛАГОДАРНОСТИ

Мы благодарим профессора Г.Н. Огурееву за ценные комментарии к нашей работе, а также рецензентов за подробный разбор рукописи.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Исследование поддержано Программой развития МГУ, проект № 23-Ш07-66. Исследование К.В. Дудовой (разделы “Понятие “экосистема” в природоохранной биологии” и “Классификация экосистем”) выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-74-01143, <https://rscf.ru/project/23-74-01143/>

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы декларируют отсутствие конфликта интересов в финансовой или иной сфере.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Настоящая статья не содержит каких-либо исследований с использованием животных в качестве объектов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аксенов Д.Е., Глушков И.В., Дубинин М.Ю., Карпачевский М.Л., Кобяков К.Н. и др., 2006. Выделение лесов высокой природоохранной ценности в Приморском крае. Категории, важные для сохранения растительного покрова. М.: МСоИС. 186 с.
- Андерссон Л., Алексеева Н.М., Кузнецова Е.С., 2009. Выявление и обследование биологически ценных лесов на Северо-Западе Европейской части России. Т. 1. Методика выявления и картографирования. СПб.: Типография “Победа”. 238 с.
- Болотова Н.Л., 2021. Перспективы создания Красной книги экосистем (RLE) для сохранения биоразнообразия ООПТ // Заповедники и национальные парки – научно-исследовательские лаборатории под открытым небом: Мат-лы Всеросс. науч.-практ. конф. с междунар. участием, Петрозаводск, 12–14 октября 2021 г. / Отв. ред. Ильмас Н.В. Петрозаводск: КарНЦ РАН. С. 90–94.
- Буйолов Ю.А., Парамонов С.Г., Громов С.А., 2021. Комплексный фоновый мониторинг в биосферных заповедниках России: триумф или фiasco? // Вопросы географии. Т. 152. С. 101–134.
- Вернадский В.И., 1926. Биосфера. Т. 1–2. Л.: Госхимиздат. 157 с.
- ГОСТ Р 59782–2021 Охрана окружающей среды. Биологическое разнообразие. Рекомендации по формированию и реализации коммерческой организацией программы по сохранению биологического разнообразия, 2022 // Электронный фонд нормативно-технической и нормативно-правовой информации Консорциума “Кодекс”. <https://docs.cntd.ru/document/1200181381>
- Коропачинский И.Ю. (ред.), 1996. Зеленая книга Сибири: редкие и нуждающиеся в охране растительные сообщества. Новосибирск: Наука. Сиб. издат. фирма РАН. 397 с.
- Крестов П.В., Верхолат В.П., 2003. Редкие растительные сообщества Приморья и Приамурья. Владивосток: Биологический почвенный ин-т ДВО РАН. 200 с.
- Крестов П.В., Корзников К.А., Кислов Д.Е., 2020. Коренные изменения наземных экосистем в России в XXI веке // Вестн. РАН. Т. 90. № 6. С. 514–521.
- Лавриненко И.А., Лавриненко О.В., 2020. Местообитания восточноевропейских тундр и их соотношение с категориями EUNIS на примере заповедника “Ненецкий” // Фиторазнообразие Восточной Европы. Т. 14. № 4. С. 359–397.
- Лукина Н.В., Гераськина А.П., Горнов А.В., Шевченко Н.Е., Куприн А.В. и др., 2020. Биоразнообразие и климаторегулирующие функции лесов:

- актуальные вопросы и перспективы исследований // Вопр. лесн. науки. Т. 3. № 4. С. 1–90.
<https://doi.org/10.31509/2658-607x-2020-3-4-1-90>
- Огуреева Г.Н.* (ред.), 2018. Биомы России. Карта (м. 1 : 7500000) в серии карт природы для высшей школы. М. 1 л.
- Огуреева Г.Н.*, 2020. Проблемы биоразнообразия редких растительных сообществ и их охраны // Биологическое разнообразие Кавказа и юга России. Мат-лы XXII междунар. науч. конф. Гроздный, 04–06 ноября 2020 г. / Отв. ред. Автадея Т.В. Махачкала: Типография Алеф. С. 39–42.
- Огуреева Г.Н., Леонова Н.Б., Микляева И.М., Бочарников М.В., Федосов В.Э. и др.*, 2020. Биоразнообразие биомов России. Равнинные биомы. М.: ФГБУ “ИГКЭ”. 623 с.
- Паженков А.С., Смелянский И.Я., Трофимова Т.А., Калякин И.В.*, 2005. Экологическая сеть Республики Башкортостан. М.: IUCN. 198 с.
- Слащев Д.Н., Санников П.Ю.*, 2011. Леса высокой природоохранной ценности северо-запада Пермского края // Географ. вестн. Т. 2. С. 66–72.
- Сочава В.Б.*, 1978. Введение в учение о геосистемах. Новосибирск: Наука. 319 с.
- Стратегия сохранения редких и находящихся под угрозой исчезновения видов животных, растений и грибов в Российской Федерации на период до 2030 года, 2014. <http://static.government.ru/media/files/41d4c1cf824b2d7be05c.pdf>
- Сукачев В.Н.*, 1931. Руководство к исследованию типов леса. М; Л.: Госиздат. сельхоз. и колх.-кооп. 328 с.
- Сукачев В.Н., Зонн С.В.*, 1961. Методические указания к изучению типов леса. М.: Изд-во АН СССР. 144 с.
- Тишкин А.А.*, 2015. Биогеография антропоценена северной Евразии // Изв. РАН. Сер. геогр. Т. 6. С. 7–23. <https://doi.org/10.15356/0373-2444-2015-6-7-23>
- Хорошев А.В., Немчинова А.В., Авданин В.О.*, 2013. Ландшафты и экологическая сеть Костромской области. Ландшафтно-географические основы проектирования экологической сети Костромской области. Кострома: КГУ им. Н.А. Некрасова. 428 с.
- Alaniz A.J., Galleguillos M., Perez-Quezada J.F.*, 2016. Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot // Biol. Conserv. V. 204. P. 378–385. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.038>
- Alaniz A.J., Pérez-Quezada J.F., Galleguillos M., Vásquez A.E., Keith D.A.*, 2019. Operationalizing the IUCN Red List of Ecosystems in public policy // Conserv. Lett. V. 12. № 5. Art. e12665. <https://doi.org/10.1111/conl.12665>
- Alcaraz D., Paruelo J., Cabello J.*, 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula // Global Ecol. Biogeogr. V. 15. № 2. P. 200–212.
- Bland L.M., Keith D.A., Miller R.M., Murray N.J., Rodríguez J.P. (eds.)*, 2017. Guidelines for the Application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, version 1.1. Gland: IUCN. 99 p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.RLE.3.en>
- Botts E.A., Skowno A., Driver A., Holness S., Maze K., et al.*, 2020. More than just a (red) list: Over a decade of using South Africa’s threatened ecosystems in policy and practice // Biol. Conserv. V. 246. Art. 108559. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108559>
- Burns E.L., Lindenmayer D.B., Stein J., Blanchard W., McBurney L., et al.*, 2015. Ecosystem assessment of mountain ash forest in the Central Highlands of Victoria, South-Eastern Australia // Austral. Ecol. V. 40. № 4. P. 386–399. <https://doi.org/10.1111/aec.12200>
- Cambrone C., Jean-Pierre A., Bezault E., Cézilly F.*, 2023. Identifying global research and conservation priorities for Columbidae: A quantitative approach using random forest models // Front. Ecol. Evol. V. 11. Art. 1141072. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1141072>
- Cardinale B.*, 2012. Impacts of biodiversity loss // Science. V. 336. № 6081. P. 552–553.
- Cazorla B.P., Cabello J., Peñas J., Garcillán P.P., Reyes A., Alcaraz-Segura D.*, 2021. Incorporating ecosystem functional diversity into geographic conservation priorities using remotely sensed ecosystem functional types // Ecosystems. V. 24. № 3. P. 548–564. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00533-4>
- Chen G., Wang X., Ma K.*, 2020. Red list of China’s forest ecosystems: A conservation assessment and protected area gap analysis // Biol. Conserv. V. 248. P. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108636>
- Chytrý M., Hájek M., Kočí M., Pešout P., Roleček J., et al.*, 2019. Red list of habitats of the Czech Republic // Ecol. Indic. V. 106. Art. 105446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105446>
- Chytrý M., Tichý L., Hennekens S.M., Knollová I., Janssen J.A.M., et al.*, 2020. EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats // Appl. Veg. Sci. V. 23. P. 648–675. <https://doi.org/10.1111/avsc.12519>
- Comer P.J., Hak J.C., Reid M.S., Auer S.L., Schulz K.A., et al.*, 2019. Habitat climate change vulnerability index applied to major vegetation types of the western interior United States // Land. V. 8. № 7. Art. 108. <https://doi.org/10.3390/land8070108>
- Corlett R.T.*, 2015. The Anthropocene concept in ecology and conservation // Trends Ecol. Evol. V. 30. № 1. P. 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.007>
- Cox C.B., Moore P.D.*, 2000. Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 298 p. <https://doi.org/10.1177/030913339401800315>

- Crutzen P.J., Stoermer E.F.*, 2000. The “Anthropocene” // Global Change Newsletter. V. 41. P. 17–18.
- DellaSala D.A., Stritholt J.R., Degagne R., Mackey B., Werner J.R., et al.*, 2021. Red-listed ecosystem status of interior wetbelt and inland temperate rainforest of British Columbia, Canada // Land. V. 10. № 8. Art. 775. <https://doi.org/10.3390/land10080775>
- Di Minin E., Correia R.A., Toivonen T.*, 2022. Quantitative conservation geography // Trends Ecol. Evol. V. 37. № 1. P. 42–52. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.08.009>
- Díaz S., Malhi Y.*, 2022. Biodiversity: concepts, patterns, trends, and perspectives // Annu. Rev. Environ. Resour. V. 47. № 1. P. 31–63. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-120120-054300>
- Díaz S.M., Settele J., Brondízio E., Ngo H., Guèze M., et al.*, 2019. The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services: Summary for Policy Makers. Bonn: IPBES. 56 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- Dinerstein E., Olson D.P., Joshi A., Vynne C., Burgess N.D., et al.*, 2017. An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm // BioScience. V. 67. P. 534–545. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>
- Ellison A.M., Bank M.S., Clinton B.D., Colburn E.A., Elliott K., et al.*, 2005. Loss of foundation species: Consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems // Front. Ecol. Environ. V. 3. № 9. P. 479–486. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0479:LOFSCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0479:LOFSCF]2.0.CO;2)
- Essl F., Dullinger S., Moser D., Rabitsch W., Kleinbauer I.*, 2012. Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation // Biodivers. Conserv. V. 21. P. 655–669. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0206-x>
- Eyre T.J., Kelly A.L., Neldner V.J., Wilson B.A., Ferguson D.J., et al.*, 2015. BioCondition: A Condition Assessment Framework for Terrestrial Biodiversity in Queensland. Assessment manual, Version 2.2. Brisbane: Department of Science, Information Technology, Innovation and the Arts. 81 p.
- Fahrig L.*, 2001. How much habitat is enough? // Biol. Conserv. V. 100. P. 65–74. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1)
- Ferrer-Paris J.R., Zager I., Keith D.A., Oliveira-Miranda M.A., Rodríguez J.P., et al.*, 2019. An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies // Conserv. Lett. V. 12. № 2. Art. e12623. <https://doi.org/10.1111/conl.12623>
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R., et al.*, 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration // Restor. Ecol. V. 27. № S1. P. S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- García-Díaz P., Prowse T.A., Anderson D.P., Lurgi M., Binney R.N., Cassey P.*, 2019. A concise guide to developing and using quantitative models in conservation management // Conserv. Sci. Pract. V. 1. № 2. Art. e11. <https://doi.org/10.1002/csp.2111>
- Gigante D., Acosta A.T.R., Agrillo E., Armiraglio S., Assini S., et al.*, 2018. Habitat conservation in Italy: The state of the art in the light of the first European Red List of Terrestrial and Freshwater Habitats // Rend. Lincei. Sci. Fis. Nat. V. 29. P. 251–265. <https://doi.org/10.1007/s12210-018-0688-5>
- Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N.E.*, 2017. Habitat suitability and distribution models: with applications in R. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 462 p. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>
- Gunin P.D., Saandar M.* (eds.), 2019. Ecosystems of Mongolia. Atlas. Ulaanbaatar; Moscow: KMK Scientific Press Admon. 264 p.
- Haddad N.M., Brudvig L.A., Clobert J., Davies K.F., Gonzalez A., et al.*, 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems // Sci. Adv. V. 1. № 2. Art. e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Holdridge L.R.*, 1967. Life Zone Ecology. San Jose: Tropical Science Center. 206 p.
- Hooper D.U., Adair E.C., Cardinale B.J., Byrnes J.E.K., Hungate B.A., et al.*, 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change // Nature. V. 486. № 7401. P. 105–108. <https://doi.org/10.1038/nature11118>
- IFC, 2019. Guidance Note 6: Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources. <https://www.ifc.org/en/insights-reports/2012/ifc-performance-standard-6>
- Janssen J.A.M., Rodwell J.S., García Criado M., Gubbay S., Haynes T., et al.*, 2016. European Red List of Habitats. Part 2: Terrestrial and freshwater habitats. Brussels: European Commission. 39 p. <https://doi.org/10.2779/091372>
- Justus J., Wakil S.*, 2021. The algorithmic turn in conservation biology: Characterizing progress in ethically-driven sciences // Stud. Hist. Philos. Sci. V. 88. P. 181–192. <https://doi.org/10.1016/j.shpsa.2021.05.013>
- Kaplan J.O., Bigelow N.H., Prentice I.C., Harrison S.P., Bartlein P.J., et al.*, 2003. Climate change and Arctic ecosystems: 2. Modeling, paleodata-model comparisons, and future projections // J. Geophys. Res. V. 108. Art. 8171. <https://doi.org/10.1029/2002JD002559>
- Keith D.A.*, 2009. The interpretation, assessment and conservation of ecological communities and ecosystems // Ecol. Manag. Restor. V. 10. № S1. P. S3–S15. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00453.x>
- Keith D.A.*, 2015. Assessing and managing risks to ecosystem biodiversity // Austral. Ecol. V. 40. № 4. P. 337–346. <https://doi.org/10.1111/aec.12249>

- Keith D.A., Ferrer-Paris J.R., Nicholson E., Bishop M.J., Polidoro B.A., et al.*, 2022. A function-based typology for Earth's ecosystems // *Nature*. V. 610. P. 513–518. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05318-4>
- Keith D.A., Orscheg C., Simpson C.C., Clarke P.J., Hughes L., et al.*, 2009. A new approach and case study for estimating extent and rates of habitat loss for ecological communities // *Biol. Conserv.* V. 142. № 7. P. 1469–1479. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.015>
- Keith D.A., Rodríguez J.P., Rodríguez-Clark K.M., Nicholson E., Aapala K., et al.*, 2013. Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems // *PLoS One*. V. 8. № 5. Art. e62111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062111>
- Kling M.M., Auer S.L., Comer P.J., Ackery D.D., Hamilton H.*, 2020. Multiple axes of ecological vulnerability to climate change // *Global Change Biol.* V. 26. № 5. P. 2798–2813. <https://doi.org/10.1111/gcb.15008>
- Lindenmayer D., Hunter M.*, 2010. Some guiding concepts for conservation biology // *Conserv. Biol.* V. 24. № 6. P. 1459–1468. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01544.x>
- Lindgaard A., Henriksen S.*, 2011. Norwegian Red List for Ecosystems and Habitat Types 2011. Trondheim: Norwegian Biodiversity Information Centre. 120 p.
- MacKenzie W.H., Meidinger D.*, 2017. The Biogeoclimatic Ecosystem Classification Approach: An ecological framework for vegetation classification // *Phytocoenologia*. V. 48. № 2. P. 1–11. <https://doi.org/10.1127/phyto/2017/0160>
- Marshall A., Schulte to Bühne H., Bland L., Pettorelli N.*, 2018. Assessing ecosystem collapse risk in ecosystems dominated by foundation species: The case of fringe mangroves // *Ecol. Indic.* V. 91. P. 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.076>
- Moncrieff G.R., Bond J.W., Higgins S.I.*, 2016. Revising the biome concept for understanding and predicting global change impacts // *J. Biogeogr.* V. 43. P. 863–873. <https://doi.org/10.1111/jbi.12701>
- Mucina L.*, 2019. Biome: Evolution of a crucial ecological and biogeographical concept // *New Phytol.* V. 222. P. 97–114. <https://doi.org/10.1111/nph.15609>
- Mueller M., Geist J.*, 2016. Conceptual guidelines for the implementation of the ecosystem approach in biodiversity monitoring // *Ecosphere*. V. 7. № 5. Art. e01305. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1305>
- Murray N.*, 2017. Global 10 x 10-km grids suitable for use in IUCN Red List of Ecosystems assessments (vector and raster format). <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.4653439.v1>
- Murray N.J., Keith D.A., Bland L.M., Nicholson E., Regan T.J., et al.*, 2017. The use of range size to assess risks to biodiversity from stochastic threats // *Divers. Distrib.* V. 23. № 5. P. 474–483. <https://doi.org/10.1111/ddi.12533>
- Murray N.J., Keith D.A., Tizard R., Duncan A., Hlaing N., et al.*, 2020. Threatened Ecosystems of Myanmar. An IUCN Red List of Ecosystems Assessment. Version 1.0. Wildlife Conservation Society. <https://doi.org/10.19121/2019.Report.37457>
- Newton A.C.*, 2021a. *Ecosystem Collapse and Recovery*. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 490 p.
- Newton A.C.*, 2021b. Strengthening the scientific basis of ecosystem collapse risk assessments // *Land*. V. 10. № 11. Art. 1252. <https://doi.org/10.3390/land10111252>
- Nicholson E., Andrade A., Brooks T.M., Driver A., Ferrer-Paris J.R., et al.*, 2024. Roles of the Red List of Ecosystems in the Kunming–Montreal Global Biodiversity Framework // *Nat. Ecol. Evol.* V. 8. P. 614–621. <https://doi.org/s41559-023-02320-5>
- Nicholson E., Watermeyer K.E., Rowland J.A., Sato C.F., Stevenson S.L., et al.*, 2021. Scientific foundations for an ecosystem goal, milestones and indicators for the post-2020 global biodiversity framework // *Nat. Ecol. Evol.* V. 5. № 10. P. 1338–1349. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01538-5>
- Olden J.D., Poff N.L., Douglas M.R., Douglas M.E., Fausch K.D.*, 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization // *Trends Ecol. Evol.* V. 19. № 1. P. 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell G.V.N., et al.*, 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth // *BioScience*. V. 51. P. 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Ovaskainen O., Abrego N.*, 2020. *Joint Species Distribution Modelling: With Applications in R*. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 372 p. <https://doi.org/10.1017/9781108591720>
- Paruelo J.M., Jobbagy E.G., Sala O.E.*, 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America // *Ecosystems*. V. 4. P. 683–698. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0037-9>
- Perzanowska J., Korzeniak J.*, 2020. Red list of Natura 2000 habitat types of Poland // *J. Nat. Conserv.* V. 56. Art. 125834. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125834>
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L.*, 2002. The ecosystem as a multidimensional concept: meaning, model, and metaphor // *Ecosystems*. V. 5. № 1. P. 1–10. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0051-y>
- Potapov P., Hansen M.C., Kommareddy I., Kommareddy A., Turubanova S., et al.*, 2020. Landsat analysis ready data for global land cover and land cover change mapping // *Remote Sens.* V. 12. № 3. Art. 426. <https://doi.org/10.3390/rs12030426>
- Rivas-Martinez S., Saenz S.R., Penas A.*, 2011. Worldwide bioclimatic classification system // *Global Geobot.* V. 1. P. 1–634. <https://doi.org/10.5616/gg110001>

- Rodríguez J.P., Keith D.A., Rodríguez-Clark K.M., Murray N.J., Nicholson E., et al.*, 2015. A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria // Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. V. 370. № 1662. P. 1–9.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0003>
- Rodríguez J.P., Rodríguez-Clark K.M., Keith D.A., Barrow E.G., Comer P., Oliveira-Miranda M.A.*, 2012. From Alaska to Patagonia: The IUCN Red List of the continental ecosystems of the Americas // Oryx. V. 46. № 2. P. 170–171.
<https://doi.org/10.1017/s0030605312000439>
- Rodwell J.S., Evans D., Schaminée J.H.J.*, 2018. Phyto-sociological relationships in European Union policy-related habitat classifications // Rend. Lincei. Sci. Fis. Nat. V. 29. № 2. P. 237–249.
<https://doi.org/10.1007/s12210-018-0690-y>
- Rowland J.A., Bland L.M., Keith D.A., Juffe-Bignoli D., Burgman M.A., et al.*, 2020. Ecosystem indices to support global biodiversity conservation // Conserv. Lett. V. 13. № 1. Art. e12680.
<https://doi.org/10.1111/conl.12680>
- Rutherford M.C., Mucina L., Powrie L.W.*, 2006. Biomes and bioregions of Southern Africa // Vegetation of South Africa, Lesotho and Swaziland / Eds Mucina L., Rutherford M.C. Pretoria: South African National Biodiversity Institute. P. 32–51.
- Shapiro A.C., Grantham H.S., Aguilar-Amuchastegui N., Murray N.J., Gond V., et al.*, 2021. Forest condition in the Congo Basin for the assessment of ecosystem conservation status // Ecol. Indic. V. 122. Art. 107268.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107268>
- Sievers M., Chowdhury M.R., Adame M.F., Bhadury P., Bhargava R., et al.*, 2020. Indian Sundarbans mangrove forest considered endangered under Red List of Ecosystems, but there is cause for optimism // Biol. Conserv. V. 251. Art. 108751.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108751>
- Smith R.J., Jovan S., McCune B.*, 2020. Climatic niche limits and community-level vulnerability of obligate symbioses // J. Biogeogr. V. 47. № 2. P. 382–395.
<https://doi.org/10.1111/jbi.13719>
- Stadtmann S., Seddon P.J.*, 2020. Release site selection: Reintroductions and the habitat concept // Oryx. V. 54. № 5. P. 687–695.
<https://doi.org/10.1017/S0030605318001199>
- Steffen W., Grinevald J., Crutzen P., McNeill J.*, 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives // Proc. R. Soc. A: Math. Phys. Eng. Sci. V. 369. № 1938. P. 842–867.
<https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327>
- Stephens T.*, 2023. The Kunming–Montreal Global Biodiversity Framework // Int. Legal Mater. V. 62. № 5. P. 868–887.
<https://doi.org/10.1017/ilm.2023.16>
- Tansley A.G.*, 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms // Ecology. V. 16. № 3. P. 284–307.
<https://doi.org/10.2307/1930070>
- Terborgh J., Feeley K.*, 2008. Ecosystem decay in closed forest fragments // Tropical Forest Community Ecology / Eds Carson W.P., Schnitzer S.A. Oxford: Blackwell Publishing. P. 308–321.
- Tierney D.A.*, 2022. Linking restoration to the IUCN red list for ecosystems: A case study of how we might track the Earth's ecosystems // Austral. Ecol. V. 47. № 4. P. 852–866.
<https://doi.org/10.1111/aec.13168>
- Tikhonov G., Opedal Ø.H., Abrego N., Lehtinen A., Jonge M.M., de, et al.*, 2020. Joint species distribution modelling with the R-package Hmsc // Methods Ecol. Evol. V. 11. № 3. P. 442–447.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.13345>
- Tozer M.G., Leishman M.R., Auld T.D.*, 2015. Ecosystem risk assessment for Cumberland Plain Woodland, New South Wales, Australia // Austral. Ecol. V. 40. № 4. P. 400–410.
<https://doi.org/10.1111/aec.12201>
- Tucker G.M., Quétier F., Wende W.*, 2020. Guidance on Achieving No Net Loss or Net Gain of Biodiversity and Ecosystem Services. Report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2016/0018. Brussels: Institute for European Environmental Policy. 101 p.
- Venter O., Sanderson E.W., Magrach A., Allan J.R., Behrer J., et al.*, 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation // Nat. Commun. V. 7. № 1. Art. 12558.
- Walter H., Box E.*, 1976. Global classification of natural terrestrial ecosystems // Vegetatio. V. 32. P. 75–81.
- Walter H., Breckle S.W.*, 1991. Okologische Grundlagen in Global Sicht. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. 586 p.
- Wang S., Loreau M., Mazancourt C., de, Isbell F., Beierkuhnlein C., et al.*, 2021. Biotic homogenization destabilizes ecosystem functioning by decreasing spatial asynchrony // Ecology. V. 102. № 6. Art. e03332.
<https://doi.org/10.1002/ecy.3332>
- Yapp R.H.*, 1922. The concept of habitat // J. Ecol. V. 10. № 1. P. 1–17.

Ecosystem approach in nature conservation: Global experience and modern challenges for Russia

S. V. Dudov^{a, b, *}, V. D. Dzizyurova^{a, c}, K. V. Dudova^{a, d}, M. V. Bocharnikov^e

^a*Lomonosov Moscow State University, Biological Faculty*

Leninskie Gory, 1, Bld. 12, Moscow, 119991 Russia

^b*Vitus Bering Kamchatka State University*

Pogranichnaya, 4, Petropavlovsk-Kamchatsky, 683032 Russia

^c*Botanical Garden-Institute of the Far-Eastern Branch of RAS*

Makovsky, 142, Vladivostok, 690024 Russia

^d*Severtsov Institute of Ecology and Evolution, RAS*

Leninsky Prospect, 33, Moscow, 119071 Russia

^e*Lomonosov Moscow State University, Geography Faculty, Department of Biogeography*

Leninskie Gory, 1, Moscow, 119991 Russia

*E-mail: serg.dudov@gmail.com

Finding solutions against the global biodiversity crisis is a key question in conservation biology. The ecosystem approach in biodiversity conservation is aimed at maintaining the connections and interactions between elements. The need for such an approach is dictated by the objectives of biodiversity management and natural resource conservation. Maintaining the integrity of communities and ecosystems helps protect species diversity and preserve ecosystem functions. To achieve economic and conservation goals, it is necessary to determine which ecosystems are vulnerable and which are sustainable. Such assessments are rapidly developed in world science, and the principles are considered in the methodology of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List of Ecosystems. The methodology is recognized as an international standard in assessing the ecosystem collapse risk due to decline in distribution, restricted geographic distribution with continuing declines or threats, abiotic degradation, disruption to biotic processes the cumulative impact of factors. The use of the IUCN ecosystem vulnerability criteria provides comparable assessments of the state of terrestrial, marine and freshwater ecosystems. Assessment according to the IUCN criteria is a multidisciplinary scientific task, for the solution of which a variety of materials and analytical tools are used, including remote sensing data and mathematical modeling. The objective of the review is to reveal the principles of the methodology for assessing the vulnerability of ecosystems. The fundamental terms and concepts of the approach are considered, possible methodological solutions for assessment according to each criteria are discussed using forests as an example. Inclusion of this methodology in the practice of nature conservation in Russia will allow creating a national Red List of ecosystems. It will be the basis for determining regional and national priorities in the field of biodiversity protection and management decisions in nature management based on fundamental research.