

# **МОНИТОРИНГ И ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЦЕННЫХ БОТАНИЧЕСКИХ ОБЪЕКТОВ**

## **ЧАСТЬ II.**

### **РАСТИТЕЛЬНЫЕ КОМПЛЕКСЫ**

Учебно-методическое пособие

Волгоград  
2011

Луконина А.В., Клинкова Г.Ю., Супрун Н.А. Мониторинг и оценка состояния ценных ботанических объектов. Ч. II. Растительные комплексы: учеб.-методич. пособие. – Волгоград: ВГПУ, 2011. - 40 с.

ISBN 978-5-88234-858-7

Во второй части учебно-методического пособия приведена характеристика основных антропогенных факторов, негативно действующих на растительные сообщества; представлены методы сбора и анализа полевых данных; приведены различные методики и подходы для оценки состояния растительных комплексов в условиях антропогенных нагрузок.

Пособие может быть использовано специалистами природоохранных организаций, студентами, преподавателями, научными сотрудниками профильных учебных и научных организаций, учителями, а также волонтерами, участвующими в наблюдениях за охраняемыми растениями.

Работа подготовлена в рамках муниципального гранта Волгограда «Сохранение и рациональное использование биоразнообразия растений».

Введение .....	4
<b>1. Факторы антропогенного воздействия на растительные сообщества .....</b>	<b>6</b>
1.1. Рекреация .....	6
1.2. Выпас домашних животных .....	7
1.3. Сенокошение .....	8
1.4. Загрязнение промышленными и твердыми бытовыми отходами .....	9
1.5. Прямое уничтожение местообитаний .....	10
1.6. Внесение чужеродных видов .....	12
<b>2. Методика сбора материалов .....</b>	<b>13</b>
<b>3. Оценка уровня антропогенного воздействия на местообитания .....</b>	<b>15</b>
<b>4. Оценка состояния ценного растительного сообщества .....</b>	<b>20</b>
<b>Заключение .....</b>	<b>37</b>
<b>Список литературы .....</b>	<b>38</b>

## ВВЕДЕНИЕ

Растительные комплексы (сообщества) определяют как более или менее постоянные сочетания растений, приспособленных к совместному обитанию в определенных условиях среды (Работнов, 1978; Миркин, 1985). В настоящее время растительные сообщества функционируют в условиях все возрастающих антропогенных воздействий, таких как частичное или полное уничтожение растительности с целью создания агроценозов, транспортных путей или жилой застройки, заготовку древесины, сбор лекарственных, пищевых и декоративных растений, использование в рекреационных целях и многое другое.

В отсутствие охранного законодательства для ценных растительных сообществ, которые не попадают на территорию ООПТ, приходится опираться на закон «Об охране окружающей среды» (2002). Формально охране подлежат лишь растения, занесенные в Красную книгу РФ и региональные Красные книги. Хотя, безусловно, редкие виды растений не могут стабильно существовать вне их естественных местообитаний. С другой стороны человек также нуждается в экосистемных услугах, которые получает от растительных сообществ, например, регулирование климата, рекреацию и экотуризм, эстетическое восприятие, культурное наследие и многие другие. Человек использует растительные комплексы для ведения своего хозяйства, выпасая домашний скот, скашивая травостой и т.д. Как показывает опыт, полный запрет на ведение хозяйственной деятельности на территории ценных ботанических объектов не является наилучшим выходом. С учетом понимания концепции устойчивого развития ландшафтов необходимо рационально вести хозяйствование, разумно управляя экосистемами таким образом, чтобы они стабильно функционировали, сохраняя свою специфику. Поддержание состава и структуры естественных сообществ – важное условие устойчивого развития территорий и создания лучших условий для жизни людей.

Для устойчивого управления экосистемами, находящимися в условиях антропогенных нагрузок, необходимо иметь достоверную информацию о текущем состоянии местообитаний, растительных сообществ и популяций редких видов. Поэтому мониторинг должен предусматривать разностороннее исследование территории, в том числе анализ действующих антропогенных факторов, оценку ха-

рактера изменений растительности под их влиянием, а также прогноз развития. Такие наблюдения позволяют накапливать данные для установления пределов допустимых нагрузок на экосистемы и разрабатывать планы управления сообществами в условиях хозяйственного использования.

Основной задачей второй части методического пособия является анализ принципов и методов проведения регионального мониторинга ценных растительных комплексов в рамках адаптивного природоохранного менеджмента.

Методические подходы, применяемые для изучения растительных сообществ, отличны от тех, которые используют при проведении мониторинга популяций редких видов. При этом организация мониторинга растительных комплексов, также как популяций редких видов, включает несколько последовательных этапов: выделение объекта мониторинга; определение его цели; подготовка плана; подбор методов; разработка регламента и правил проведения мониторинга, сбор данных; анализ и оценка состояния объекта, выявление причин негативных изменений; прогноз развития; подготовка предложений для корректировки планов управления территориями, включающими местообитания объекта.

Благодарим коллег, участвовавших в обсуждении проблемы организации мониторинга растительных комплексов и текста данного пособия: Л. Г. Волинову, В.П. Горелова, Н.Б. Лопанцеву и других.

# 1. ФАКТОРЫ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА РАСТИТЕЛЬНЫЕ СООБЩЕСТВА

## 1.1. Рекреация

Одним из видов антропогенного воздействия на окружающую среду является использование природных объектов для отдыха. Рекреационные нагрузки действуют как комплексный фактор, сочетающий прямые влияния на растения и косвенные, которые действуют на растительные комплексы в целом. С одной стороны есть неизбежные последствия рекреации, такие как вытаптывание, которое приводит к уплотнению верхнего слоя почвы, снижая ее водопроницаемость, ухудшая доступ воздуха, тормозя деятельность почвенных микроорганизмов. С другой стороны, есть негативные последствия, связанные с низкой экологической культурой отдыхающих (поломка деревьев, сбор цветов и лекарственных трав, замусоривание, пожары, пр.).

Устойчивость различных фитоценозов к действию рекреации различна. Они в разной степени страдают от тяжести антропогенных факторов. Наиболее стабильны установившиеся полночленные ценозы, которые медленно изменяются под воздействием внешних условий. Пионерные, нарушенные сообщества неустойчивы и легко изменяются под негативным давлением рекреации (Раменский, 1938). Можно проследить ряд стадий рекреационной дигрессии (нарушенности) ценоза. На первой стадии при незначительной нагрузке полностью сохраняются видовой состав и фитомасса напочвенного травяного покрова. Сеть протоптанных тропинок при сохранении общей целостности ценоза свидетельствует о переходе к следующей стадии нарушенности. Когда вытоптанные участки составляют не менее 10-15% территории, начинается замедление роста и вымирание типичных растений, которые быстро замещаются сорными видами. При нарастании интенсивности рекреационного воздействия растительное сообщество распадается на отдельные «осколки», утрачивая целостность (Кабанов, 2007). На этой стадии без снятия рекреационной нагрузки оно не способно самостоятельно восстановиться.

## 1.2. Выпас домашних животных

С древнейших времен травоядные животные (тур, тарпан, сайгак и др.) оказывали существенное влияние на луговые и степные фитоценозы и в меньшей степени на лесные территории. Исследования зоологов (Абатуров, 1975) показывают, что дикие копытные никогда не нарушали травостоев до состояния сбоя. Чутко реагируя на уменьшение запасов кормов, животные перекочевывали в другие районы задолго до полной деградации растительного покрова. Аналогично регулировались запасы кормов скотоводами-кочевниками при отгонном животноводстве (Смирнов, 1975). Пастьба была условием поддержания равновесия травянистых экосистем и их биологического круговорота. Однако после по мере развития интенсивного животноводства пастбищные нагрузки стали чрезмерными. Оценка влияния выпаса скота на луговые экосистемы содержится в трудах Л. Г. Раменского (1938), А.П. Шенникова (1941), Т.А. Работнова (1984) и др.

Под влиянием перевыпаса почва и растительность подвергаются глубокому пастбищному перерождению. Почва оголяется и уплотняется, ухудшается ее аэрация, усиливается прогреваемость, нарушается водный баланс. Животные усиливают нитрификацию и другие почвенные процессы, благодаря внесению экскрементов. Растительность выборочно объедается животными (выборочное стравливание). Высота стравливания также варьирует у различных животных: довольно высоко обкусывают траву коровы, ниже – лошади, еще ниже – овцы (Раменский, 1938). При этом у одних растений объедают все надземные части, у других – только листья или цветки, а третьи (например, ядовитые), вообще не поедаются. В результате одни растения постоянно испытывают стресс, а другие благополучно развиваются.

Устойчивость (толерантность) отдельных видов к выпасу, зависит от их способности регулярно отрастать (отавности) и возобновляться, от стадии развития, от сохранности точек роста и пр. (Горчаковский, Абрамчук, 1996). Адаптивными свойствами растений к выпасу является расположение основной части стеблей и листьев в приземном слое (до 10 см), упругость стеблей, быстрая регенерация, низкие кормовые качества, наличие колючек и т.п. Наименее устойчивы к выпасу высокие растения с ломкими удлиненными прямостоячими побегами, крупными сочными листьями, высокими кормовыми качествами, слабой регенеративной способностью (тимофеевка, лабазник, лисохвост).

Преимущество для быстрого заселения выбитых участков получают однолетние и двулетние растения, размножающиеся семенным путем, благодаря высокой семенной продуктивности, всхожести и энергии прорастания семян; способности семян прорасти непосредственно на поверхности почвы или после прохождения через пищеварительный тракт животных, быстроте роста и раннему вступлению в генеративную фазу (Горчаковский, Абрамчук, 1996).

По мнению зоологов (Кучерук, 1963; Абатуров, 1975, 2001), умеренное вытаптывание и стравливание животными травостоя, является необходимым условием для нормального существования степной и луговой растительности. Например, альвары и лесолуга, характерные для юга Скандинавии и западных районов Эстонии (Лаасимер, 1964, 1978) при отсутствии выпаса постепенно зарастают лесом, при этом многие редкие растения погибают. Поэтому для сохранения травянистых сообществ ученые рекомендуют применение старых режимов их использования, включающих умеренный выпас и сенокос.

### 1.3. Сенокосение

Сенокосение связано с хозяйственным использованием человеком травянистых растительных ценозов. А.П. Шенников (1941) обращает внимание на то, что влияние сенокосения чрезвычайно разнообразно. Регулярное сенокосение выступает мощным экологическим фактором, влияющим на состав, строение, развитие и продуктивность естественных фитоценозов. Например, регулярное скашивание способствует возникновению у растений особых форм, обсеменяющихся до сенокоса. Оно стимулирует отбор видов с ярко выраженной способностью к вегетативному размножению. Однако усиленное многократное сенокосение истощает как подземные органы многолетних растений, так и почву, из которой отчуждаются и выносятся вместе со скошенной травой минеральные соли.

Казалось бы, полное отсутствие сенокосения должно быть благоприятно для травянистых сообществ. Однако, наблюдая за состоянием луговой и степной растительности на нескосываемых в течение ряда десятилетий участках с абсолютно заповедным режимом, ученые пришли к выводу, что отсутствие сенокоса приводит к негативным изменениям биоценозов (Семенова-Тян-Шанская, 1981; Горнов, 2008, др.). Так, в степи нескосенные травы, отмирая, образуют огромное количество степного войлока, что изменяет тер-

мический режим и режим увлажнения, угнетая развитие типичных степных дерновинных злаков: типчака и ковылей. В результате меняется в целом растительное сообщество.

Многолетние наблюдения за влиянием разных режимов сенокосения на состояние растительного покрова луга показывают, что при строгом заповедании территории уже в течение 2-3 лет развивается массовый подрост кустарников и деревьев (Горнов, 2008). При отсутствии сенокосения в течение 12-20 лет луг полностью зарастает кустарниками и деревьями высотой 10-13 м (береза, ива, тополь). Луг превращается в лес.

Поддерживать состояние растительного комплекса на желаемом уровне позволяет строгое регулирование времени, повторности и высоты скашивания травостоя.

### 1.4. Загрязнение промышленными и твердыми бытовыми отходами

Загрязнение природных местообитаний может носить различный характер (бытовыми и промышленными отходами, пестицидами и удобрениями, нефтепродуктами, пр.), что соответственно приводит к различным по степени тяжести последствиям и ущербам для растительных комплексов. Основными источниками загрязнений являются добыча и переработка полезных ископаемых, химическая промышленность, сельское хозяйство, энергетика, транспорт, бытовые отходы.

Очень широкое распространение имеет химическое загрязнение. Оно оказывает влияние на здоровье людей, наносит экономический ущерб таким отраслям, как лесоводство и сельское хозяйство, снижает рекреационные качества ландшафтов и пр. При анализе вредоносности химического загрязнения приходится сталкиваться с большим числом воздействий. При этом проще и надежнее измерять токсичность не в долях ПДК (предельно допустимая концентрация), а по изменению биоты, отражающей интегральное воздействие всего комплекса загрязняющих факторов (Рудаков, 1995).

Влияние на растения токсикантов зависит не столько от состава, сколько от количества последних, т.к. у растений в связи с относительной новизной данного экологического фактора нет специальных приспособлений к антропогенному химическому загрязнению (Медведев, Тарабрин, 1977). Однако выявлено, что

приспособления растений к засушливому климату и засолению почв являются одновременно и преадаптациями к химическому загрязнению наземных экосистем.

Другая проблема настоящего времени для нашей страны - отсутствие налаженной системы утилизации бытовых отходов. Деградация природных комплексов, вызванная загрязнением бытовыми отходами, носит повсеместный характер. В большинстве городов имеется система обеззараживания канализационных стоков с их последующим отводом, а твердые отходы накапливают на свалках-полигонах. В последние годы в связи с появлением товаров в одноразовых упаковках, хлорорганических полимерных материалов и т.п. старая система сбора мусора не справляется. Хотя следует отметить, что в мире имеется успешный опыт утилизации бытовых отходов, в т.ч. создания системы биологической переработки (вермикюльтуры) с производством ценного удобрения - биогумуса.

### 1.5. Прямое уничтожение местообитаний

Антропогенные воздействия (распашка целинных земель, изменение гидрологического режима, перевыпас, пр.) могут приводить к губительным последствиям для естественных растительных сообществ, таким как их уничтожение.

Наиболее сильное влияние человека на растительный покров проявляется в случае уничтожения исходной растительности в целях хозяйственного использования территории - при распашке земель и создании культурных фитоценозов (агроценозов). Так, в Волгоградской области более 70% плакорных местообитаний, когда-то занятых коренными степными сообществами, представляют собой сельскохозяйственные угодья.

Сельскохозяйственные растения оказывают многостороннее экологическое воздействие на почву, атмосферу, гидрологию и другие элементы окружающей среды. Агроценозы характеризуются малой экологической надежностью, они не способны самовосстанавливаться и саморегулироваться. В последние десятилетия наблюдается рост факторов, приводящих к деградации сельскохозяйственных территорий: возрастание масштабов эрозии, опустынивание, загрязнение тяжелыми металлами, нитратами, пестицидами и другими ксенобиотиками.

Но даже в такой сложной ситуации нарушенные распашкой естественные ценозы остаются способны к восстановлению, если в непосредственной близости остались территории с целинной растительностью, откуда может быть получен генофонд коренных растений. Растительность брошенной пашни проходит до полного восстановления (зацелинения) в зависимости от степени деградации почвы и режима содержания за 20-30 и более лет (Кандалова, 2007).

К уничтожению местообитаний приводят и другие процессы человеческой деятельности, такие как вырубка древесно-кустарниковой растительности. В связи с вырубкой деревьев сокращается водоносность рек, понижается уровень грунтовых вод, усиливается эрозия почв, более засушливым и континентальным становится климат, часто возникают засухи и пыльные бури. Превышение норм вырубок привело к тому, что во многих районах леса потеряли свое климатообразующее и водорегулирующее значение. Только треть ежегодно вырубаемых лесов в России восстанавливается естественным путем, остальные требуют специальных мер по их возобновлению.

Восстановление древостоя происходит в течение многих лет. За это время теневыносливые и тенелюбивые травянистые лесные растения сменяются растениями осветленных мест, которые в нормальных условиях не могут войти в состав травянистого яруса леса. Какие растения и в каком количестве появятся, как они будут развиваться, с какой скоростью будут проходить изменения, - все это зависит от конкретных условий местообитания и погодных условий года.

К частичному уничтожению естественных природных сообществ могут привести пожары. Статистика пожаров в заповедниках свидетельствует, что причины возгораний различны: поджигание молнией, палы пожнивных остатков, рекреация, неисправная сельскохозяйственная техника, умышленные поджоги и прочие (Гавриленко, 2005).

В природе еще до появления человека существовало своеобразное равновесие, когда пожары, происходившие по естественным причинам, выполняли свою экологическую роль, заключавшуюся в естественном обновлении растительного покрова. Е. М. Лавренко (1950) указывал, что современная растительность степей сформировалась в значительной степени под влиянием огня - так называемого «пирогенного фактора». В результате степных пожаров выгорает ветошь, страдают мелкодерновинные злаки, но пожар фактически не затрагивает покоящиеся луковицы и корневища рас-

тений, ростовые почки крупнодерновинных злаков. Гибнут молодые деревца, поэтому степные пожары приостанавливают наступление леса на степь. Как правило, на следующий после пожара год уцелевшие куртины приносят обильный урожай семян - включается компенсаторный механизм восстановления степного травостоя. Период пирогенной сукцессии в травянистом сообществе, в зависимости от погодных условий, длится 7-9 лет (Гавриленко, 2005). Летние пожары в сухих степях могут приводить к более глубоким последствиям до смены растительных комплексов. Так, пожары, повторяющиеся из года в год, сопровождаясь последующим выпасом осенью после отрастания растений, играют роль опустынивающего фактора (Иванов, 1958).

### 1.6. Внедрение чужеродных видов

Еще одна опасность утраты естественных местообитаний - это внедрение в природные сообщества инвазионных видов и вытеснение ими аборигенных видов растений. «Инвазионные» виды - это заносные чужеродные виды, не произраставшие исторически на данной территории. Они выделяются агрессивностью, то есть способностью быстро распространяться и внедряться в различные типы ценозов, в том числе и ненарушенные, сокращая местообитания аборигенных видов и разрушая естественные сообщества.

В некоторых случаях инвазии связаны с интродукцией ценных для использования человеком видов (например, розоцветные используются как плодовые растения, сосновые - для древесины, а губоцветные - в качестве приправ и как декоративные растения). Далеко не все из них стали такими опасными агрессорами, как айлант, аморфа, борщевик, амброзия, недотрога желёзконосная (Виноградова, Майоров, Хорун, 2010).

Успешность расселения заносных видов невозможно объяснить одной причиной, и, вероятно, для разных видов определяющие факторы будут различными. Для инвазии видов более важным фактором является тип местообитания, чем климат и количество семязачатков. Поэтому информация об инвазиях в отдельные местообитания крайне важна для управления (Виноградова, Майоров, Хорун, 2010). Опасность внедрения чужеродных видов для сохранения биоразнообразия естественных сообществ и ведения сельского хозяйства сейчас понимается достаточно четко. Вместе с тем, последствия этого явления не всегда предсказуемы.

## 2. МЕТОДИКА СБОРА МАТЕРИАЛОВ

Метод микроплощадок. Для изучения состояния наземной растительности эффективным методом является закладка трансект с микроплощадками (0,01-0,05 м<sup>2</sup>). Небольшой размер площадок позволяет существенно увеличить их общее число и дать более полную оценку местообитанию. Протяженность трансекты 50-100 м. Их количество зависит от характера ландшафта и мозаичности распределения растительных группировок. На территории с равномерным распределением растительности и однообразным ландшафтом (плакорная степь, заливной луг, пр.) можно ограничиться прокладкой двух трансект, проходящих в разных направлениях. В сообществах с высокой комплексностью растительного покрова, сложным ландшафтом, большим числом различных мелких биотопов количество трансект должно быть не менее 4-5, и располагают их так, чтобы учесть по возможности большее количество растительных группировок.

Для изучения прибрежной растительности трансекты располагают по берегу в полосе гелофитов. Их удаленность от уреза воды может быть различна, так как определяющим фактором является рельеф: при пологом берегу исследуемая полоса растительности располагается в 2-3 м, при крутом - в 0,5 -2 м от воды.

При прокладывании трансекты применяют землемерный циркуль с шагом 1 м. Точка на поверхности, куда попадает нога циркуля, - центр микроплощадки диаметром 10 (20) см. Для микроценоза указывается доминирующий вид и 2-3 сопутствующих. В результате получаем описание 50-100 микроплощадок, которые отражают соотношение особей видов на изучаемой территории.

Метод учетных площадок. Для сбора данных при изучении наземных фитоценозов выбирают пробную площадь размером 500 м<sup>2</sup>, отражающую типичный характер растительности, в пределах которой закладывают не менее 10 учетных площадок размером 1x1 м (методика закладки описана в I части методического пособия). Для каждой площадки фиксируются следующие характеристики:

- рельеф - отмечают мелкие формы рельефа: неровности речных пойм, промоины, песчаные бугры, прирусловые валы и косы, небольшие воронки, степные блюдца, склон балки и его экспозицию и др.;

### 3. ОЦЕНКА УРОВНЯ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА МЕСТООБИТАНИЯ

Совершенствование системы мониторинга состояния природных объектов в условиях антропогенных нагрузок происходит непрерывно. От объективности полученных данных зависит правильное планирование и эффективность природоохранной деятельности. Наиболее важным этапом мониторинга является итоговая оценка состояния экосистемы – установление наличия и уровня нарушения, требующего ответных мер. Проблема усложняется высокой динамичностью природных систем, наличием большого числа абиотических и биотических характеристик, по-разному реагирующих на внешние воздействия. Однако и в этих условиях необходимо осуществлять «диагностику», определять причины, применять меры по снятию негативного воздействия, осуществлять текущий мониторинг адекватности принимаемых мер, а также итоговый контроль успешности проведенных мероприятий.

Для определения уровня антропогенной нагрузки на растительные комплексы используется метод экспертной оценки с помощью системы шкал. Этот подход широко применяется при оценке антропогенных воздействий, имеющих комплексную природу и складывающихся из многих разнонаправленных параметров.

Подбор показателей для шкал ведется исходя из необходимости отбора признаков, важных для разных групп биоразнообразия. Для экспертной оценки растительных комплексов отобрано 5 универсальных показателей, каждый из которых имеет диапазон изменчивости, соотнесенный с 10-балльной шкалой (таблица 1). Это позволяет применять их для сравнительной оценки состояния растительных комплексов в целом при разных уровнях антропогенных нагрузок. Выбранные показатели отражают степень воздействия различных антропогенных факторов. Например, в качестве показателя степени рекреационной нагрузки на территорию используется соотношение площади дорожно-тропиночной сети, в том числе туристических стоянок, к общей площади оцениваемого участка (в %). Важнейшее значение имеет размер нанесенного ущерба. Если уничтожено менее четверти территории фитоценоза, то при отсутствии или умеренном воздействии антропогенных факторов, нормально функционирующее сообщество способно к самовосстановлению. Однако при уничтожении большей части местообитания любой фактор может приводить к необратимым последствиям.

- тип почвы и механический состав;

- условия увлажнения почвенного грунта определяют с помощью влагомера или при его отсутствии по общим признакам – очень сухой грунт (окаменелый, невозможно размять в руках либо рассыпается на пылевидные частицы), сухой (на ощупь полностью сухой, но не окаменелый и не пылит), влажный (на ощупь увлажненный и пачкает руки), мокрый переувлажненный (при нажатии выделяется вода).

- видовой состав растений;

- общее проективное покрытие (ОПП) и проективное покрытие отдельных видов – площадь горизонтальных проекций растений на поверхность почвы, выражающаяся в процентах от поверхности описываемой площадки, принимаемой за 100%. Приемлема оценка проективного покрытия в баллах (Миркин, 1985): 1 балл – 0-5 %; 2 балла – 6-15 %; 3 балла – 16-25 %; 4 балла – 26-50 %; 5 баллов – более 50 %;

- сомкнутость крон деревьев и подлеска для лесных сообществ;

- средняя высота растений, в лесных сообществах дополнительно определяют высоту подлеска и всех ярусов деревьев.

Для изучения водных объектов учетные площадки размером 1x1 м (не менее 10) закладывают в местах, отражающих наиболее типичное распределение растительности. Если биотопы в водоеме распределяются равномерно, то площадки располагаются в 10 м друг от друга. Расстояние может измеряться при помощи шнура с «засечками» (узлы, завязанные через 0,5 м или 1 м). Сбор образцов растений с небольшой глубины (до 1,0 м) производится вручную.

Для изучения более глубоких водоемов необходима лодка, с которой описывают учетные площадки, используя для сбора растительных объектов пару скрепленных между собой металлических граблей.

Для каждой площадки фиксируются следующие характеристики:

- глубина водоема в месте расположения данной площадки;

- высота погруженных растений;

- прозрачность воды (глубина, на которой отчетливо виден погруженный шест или шнур);

- общее проективное покрытие (ОПП) – площадь горизонтальных проекций растений на поверхность грунта (дна), в %;

- видовой состав и площадь проективного покрытия (в %) каждого вида.

Таблица 1

### Шкала для расчета уровня антропогенной нагрузки на наземные растительные комплексы

Фактор/ Показатель	Интенсивность действия фактора (баллы)					
	10	8	6	4	2	0
Транспортная сеть и туристические стоянки (% от общей площади)	Напряженно функционирующая транспортная сеть, туристические стоянки - 40% и более	Напряженно функционирующая транспортная сеть, туристические стоянки - 20-40%	Дорожно-тропиночная сеть, туристические стоянки - 10-20%	Дорожно-тропиночная сеть, туристические стоянки 5- 10%	Дорожно-тропиночная сеть менее 5%	Фактор отсутствует
Сенокос	75-100% от общей площади	50-75% от общей площади	25-50% от общей площади	5-25% от общей площади	Менее 5% от общей площади	Фактор отсутствует
Масштаб выпаса РС	75-100% от общей площади	50-75% от общей площади	25-50% от общей площади	5-25% от общей площади	Менее 5% от общей площади	Фактор отсутствует
Загрязнения промышленными и твердыми бытовыми отходами (ТБО)	Свалка ТБО и промышленных отходов - более 35% от общей площади	Свалка ТБО и промышленных отходов - 35-25% от общей площади	Свалка ТБО и промышленных отходов - 25-15% от общей площади	Свалка ТБО - 5-15% от общей площади	Мусор от рекреации или свалка ТБО - менее 5% от общей площади	Фактор отсутствует
Распашка	Более 35% от общей площади	25-35% от общей площади	15-25% от общей площади	5-15% от общей площади	Менее 5% от общей площади	Фактор отсутствует

Для изучения определенных местообитаний и/или зависимости от конкретных задач, можно расширить шкалу, увеличив количество показателей, помогающих учесть специфику воздействий (таблица 2).

Таблица 2

### Шкала для расчета уровня антропогенной нагрузки на водно-болотные комплексы

Фактор/ Показатель	Интенсивность действия фактора (баллы)					
	10	8	6	4	2	0
Наличие поселений на территории, прилегающей к ВБУ	Водоем находится в черте поселка	Водоем находится на окраине поселка	Водоем находится на расстоянии 100-500 м до поселка	Водоем находится на расстоянии 500-1000 м до поселка	Водоем находится на расстоянии более 1000 м до поселка	Фактор отсутствует
Интенсивность земледелия на прилегающей к водоему территории	75-100% от общей площади	50-75% от общей площади	25-50% от общей площади	5-25% от общей площади	менее 5% от общей площади	Фактор отсутствует
Сенокос в полосе 100 м от ВБУ	75-100% от общей площади	50-75% от общей площади	25-50% от общей площади	5-25% от общей площади	менее 5% от общей площади	Фактор отсутствует
Масштаб выпаса РС по периметру ВБУ	75-100% от общей площади	50-75% от общей площади	25-50% от общей площади	5-25% от общей площади	менее 5% от общей площади	Фактор отсутствует
Наличие ферм или летников рядом с ВБУ	менее 100 м до фермы	100-200 м до фермы	200-300 м до фермы	300-500 м до фермы	более 500 м до фермы	Фактор отсутствует
Антропогенное нарушение гидрорежима	Блокирование 75-100% притока	Блокирование 50-75% притока	Блокирование 25-50% притока	Блокирование 5-25 % притока	Блокирование менее 5% притока	Фактор отсутствует
Дополнительные источники загрязнения	Бытовые отстойники	Бытовые стоки	Сток ливневой канализации	ТБО свалка	Мусор от рекреации	Фактор отсутствует
Транспортная сеть и туристические стоянки (% от общей площади)	Напряженно функционирующая транспортная сеть, туристические стоянки - 40% и более	Напряженно функционирующая транспортная сеть, туристические стоянки - 20-40%	Дорожно-тропиночная сеть, туристические стоянки - 10-20%	Дорожно-тропиночная сеть, туристические стоянки 5- 10%	Дорожно-тропиночная сеть менее 5%	Фактор отсутствует

Фактор/ Показатель	Интенсивность действия фактора (баллы)					
	10	8	6	4	2	0
Туристические стационары	Кемпинг, стационарный палаточный лагерь	Обустроенная турбаза	Оборудованные стоянки для короткого отдыха	Не оборудованные стоянки для короткого отдыха	Рекреация без стоянок	Фактор отсутствует
Разведение и добыча биоресурсов	Разведение растительноядных рыб, использование запрещенных орудий лова	Интенсивное товарное разведение рыб	Лов рыбы сетью и бочками, добыча мотыля инструментами	Экстенсивное товарное рыбоводство	Лов рыбы удочками	Фактор отсутствует

Максимальную сумму баллов будет иметь местообитание с наибольшей выраженностью антропогенных нагрузок по всем показателям. Полученные в ходе применения шкал суммарные выражения антропогенной нагрузки могут быть условно подразделены на:

- очень низкие (0-20 баллов для ВБУ, 0-10 для наземных сообществ)
- низкие (21-40 баллов для ВБУ, 11-20 для наземных сообществ)
- умеренные (41-60 баллов для ВБУ, 21-30 для наземных сообществ)
- высокие (61-80 баллов для ВБУ, 31-40 для наземных сообществ)
- очень высокие (81-100 баллов для ВБУ, 41-50 для наземных сообществ)

Таким образом, можно оценить не только интенсивность антропогенного воздействия, но и объективно сравнить уровни нагрузки на различные растительные комплексы за счет универсальности предложенных показателей. Теоретически возможно в процессе работы столкнуться с ситуацией, когда на местообитание оказывает воздействие лишь один фактор, но его интенсивность составляет 10 баллов! Это может быть полное уничтожение растительного покрова путем сплошной распашки, высокая степень пастбищной дигрессии, разлив нефтепродуктов или другое. В таком случае решение по необходимым мерам управления должно быть принято исходя из

состояния растительных комплексов, стабильности и длительности действия фактора и другой дополнительной информации.

В первой части методического пособия представлен регламент мониторинга охраняемых видов растений, который предусматривает изучение состояния растительных сообществ, включающих их популяции. Определение интенсивности антропогенной нагрузки методом экспертной оценки дает возможность выявить наиболее негативно действующие антропогенные факторы и степень их воздействия. Например, местообитания с высокими и очень высокими нагрузками не в состоянии самостоятельно поддерживать свое функционирование, а процесс восстановления представляется сомнительным. Следовательно по результатам мониторинга необходимо принятие специальных мер по охране и восстановлению ценного местообитания, а также корректировка режима природопользования.

#### 4. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЦЕННЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ КОМПЛЕКСОВ

Как сохранить ценный растительный комплекс? Какие способы хозяйственного использования возможно при этом применять, какие режимы охраны необходимы?

Еще Л. Г. Раменский (1938) дал характеристику устойчивого стабильного ценоза, который складывается с течением времени при отсутствии нарушающих факторов: ограниченный список видов и их определенные количественные соотношения; преобладание виолентов и пациентов при незначительном участии эксплерентов; диффузное сложение покрова и предельная занятость территории; заполненность всех экологических ниш, ярусов, синузий; высокая замкнутость ценоза, его сопротивляемость внедрению чужеродных видов.

В соответствии с этим пониманием стабильно функционирующего ценоза любые отклонения будут свидетельствовать о негативном вмешательстве в его жизнедеятельность. На этом построены многие методы оценки состояния растительного комплекса. В качестве основных показателей можно использовать соотношение жизненных форм растений, урожай, флористическое богатство или насыщенность, проективное покрытие, высоту травостоя, долю синантропных малолетников, стадии пастбищной дигрессии, показатель биологической целостности. В соответствии с поставленными перед исследователем задачами, наличием оборудования, временными рамками и прочими обстоятельствами при изучении ценного ботанического объекта возможно использовать один метод или их совокупность.

Методика оценки состояния растительного сообщества по соотношению жизненных форм растений (Карписонова, 1967, 1985). Любой фитоценоз имеет свою структуру экологических ниш, ярусов и синузий. Такие структуры схожи в однотипных сообществах и заселены растениями определенных жизненных форм (биоморф). Широкий спектр – показатель совершенности сообщества, его возможности более полно использовать среду (Лавренко, 1968; Голубев, 1965). По мере возрастания негативного воздействия на сообщество изменяется состав биоморф, следовательно, их соотношение является показателем благополучия биоценоза в целом.

Для оценки сложения травостоя обследуемого сообщества выбирают пробную площадь с типичным характером распределения растительности площадью 500 м<sup>2</sup>. Используя метод учетных

площадок или трансект, ведется подсчет числа видов растений определенных жизненных форм и их частоты встречаемости. На основании частоты встречаемости видов определенных жизненных форм с помощью шкал, представленных в таблицах 3, 4 и 5 фитоценозу присваивается определенное суммарное количество баллов, которое отражает с одной стороны целостность фитоценоза, а с другой стороны – степень его нарушенности по отношению к «идеальному» фитоценозу с максимальным количеством баллов (50 баллов). Так, интервал от 50 до 41 соответствует очень хорошему состоянию растительного комплекса; от 40 до 31 – хорошему; от 30 до 21 – удовлетворительному; от 20 до 11 – уязвимому; 10 и менее – критическому.

Леса имеют сложную вертикальную структуру: один или несколько ярусов древостоя, подлесок, кустарниковый и травянистый ярусы. Наиболее чувствительным к любым воздействиям является последний. Среди лесных трав доминируют теневыносливые корневищные и кистекорневые растения – злаки и широколистное, а также эфемероиды. Например, в ненарушенной дубраве численно преобладает типичное широколистное – корневищные и кистекорневые биоморфы. В травостое дубравы рудеральной доминируют стержнекорневые и рыхлокустовые виды, однолетники, а типично дубравные виды отсутствуют (Карписонова, 1967).

Таблица 3

**Балльная шкала оценки растительного покрова лесных сообществ**

Баллы	Встречаемость видов на 100-метровой трансекте, %:				
	Растений древесного яруса и подлеска	Теневыносливых корневищных и кистекорневых растений	Эфемероидов	Светолюбивых дерновинных и стержневых	Однолетних и двулетних растений
0	0	0	0	Более 40	Более 40
2	Менее 5	1-10	1-5	26-40	26-40
4	5-10	11-25	6-10	16-25	16-25
6	11-15	26-35	11-20	6-15	6-15
8	16-20	36-45	21-30	1-5	1-5
10	Более 20	Более 45	Более 30	0	0

Основу лугового травостоя составляют многолетние корневищные и рыхло дерновинные злаки (мятлик, пырей, зубровка, др.) и осоки. Значительное участие принимают виды высокорослого разнотравья. Но по мере возрастания интенсивности антропогенного воздействия, например вытаптывания, уменьшается доля злаков, и все большее влияние приобретают стержнекорневые розеточные многолетники (одуванчик, подорожник), однолетники и двулетники (мятлик однолетний, горец птичий, пастушья сумка) (Горчаковский, Абрамчук, 1996). Увеличение ценотической роли древесных растений - зарастание кустарниками и деревьями (ива, береза, тополь) также приводит к выпадению типичных корневищных видов, и луг постепенно превращается в лес.

Таблица 4

**Балльная шкала оценки растительного покрова луговых сообществ по соотношению жизненных форм**

Баллы	Встречаемость видов на 100-метровой трансекте, %:				
	Многолетних корневищных и рыхлодерновинных растений	Высокорослого разнотравья	Однолетних и двулетних растений	Кустарников и подростов деревьев	Плотнoderновинных и стержнекорневых растений
0	Менее 5	Менее 5	Более 45	Более 30	Более 30
2	5-15	5-10	31-45	21-30	21-30
4	16-25	11-20	16-30	11-20	11-20
6	26-50	21-30	5-15	5-10	6-10
8	51-75	31-40	Менее 5	Менее 5	Менее 5
10	Более 75	Более 40	0	0	0

Степные растительные сообщества являются полидоминантными с двумя или большим числом эдификаторов, которыми являются многолетние плотнoderновинные злаки, такие как ковыль, типчак, тонконог. Помимо дерновинных злаков довольно многочисленно разнотравье, представленное длительно вегетирующими средне и низкорослыми стержнекорневыми растениями. Для южных степей особенно характерно обилие весеннецветущих луковичных, клубневых и клубнелуковичных эфемероидов и эфемеров. Смещение

оптимальных соотношений в спектре жизненных форм свидетельствуют о происходящих глубоких деструктивных изменениях в сообществе, несовместимых с сохранением исходного природного ценоза. Например, под влиянием такого негативного антропогенного фактора как излишнее сенокосение, создаются благоприятные условия для развития вегетативно подвижных видов, присущих лугу, а настоящие степняки, размножающиеся семенным путем, чувствуют угнетение и впоследствии исчезают.

Таблица 5

**Балльная шкала оценки растительного покрова степных сообществ по соотношению жизненных форм**

Баллы	Встречаемость видов на 100-метровой трансекте, %:				
	Плотнoderновинных стержневых растений	Эфемероидов	Однолетних и двулетних растений	Многолетних корневищных и рыхлодерновинных растений	Розеточных растений
0	Менее 5	Менее 5	Более 45	Более 30	Более 45
2	5-15	5-15	31-45	21-30	31-45
4	16-25	16-25	16-30	11-20	16-30
6	26-50	26-50	5-15	6-10	5-15
8	51-75	51-75	Менее 5	Менее 5	Менее 5
10	100-76	100-76	0	0	0

Методика оценки состояния растительного сообщества по общему урожаю биоценоза (Юнусбаев, 2001). Итогом жизнедеятельности биоценоза является продуцирование им растительной биомассы - урожая. Различные типы сообществ, сложившиеся в определенных природно-климатических условиях, даже в наилучших условиях существования производят различный объем биомассы.

По данным В. Д. Собакинских (1997) урожайность естественных лугов в центрально-черноземной зоне в среднем составляет 46 ц/га (в сыром весе), хотя в годы с высоким уровнем осадков этот показатель может достигать 64 ц/га, а на сенокосных участках до 100 ц/га. Продуктивность настоящих ковыльных степей колеблется в разные по количеству осадков годы. Средняя урожайность травостоев составляет 30-40 ц/га. В годы благоприятного увлажнения урожайность может достигать 80 ц/га. Урожайность травостоев сухих степей юга России в среднем 10-30 ц/га, причем для песчаных

степеней урожайность биомассы составляет - 20-40 ц/га, солонцовых степей - 20-40 ц/га, меловых степей - 20-30 ц/га, каменистых степей - 10-15 ц/га.

Для нас более ценным является возможность оценить по урожаю биомассы глубину антропогенного воздействия на растительное сообщество (Юнусбаев, 2001). Для определения урожайности рекомендуется огородить контрольные участки (5x5м). На каждом контрольном участке в течение всего сезона в середине каждого месяца выполняются контрольные укосы с площадок 1 м<sup>2</sup> с пятикратной повторностью. Например 15 мая урожай 5-ти укосных площадок составил соответственно 120, 140, 130, 130 и 120 г. Среднее значение этих цифр - 128 г/ м<sup>2</sup>, отсюда урожайность сообщества в мае - 12,8 ц/га. Аналогичным образом определяется урожайность в последующие месяцы сезона (таблица 6).

Таблица 6

**Динамика массы травостоя на контрольном участке настоящей ковыльно-разнотравной степи за 1997 г (Юнусбаев, 2001)**

Сроки укоса	Показатели урожайности по повторностям, г/м <sup>2</sup>					Среднее значение	
	1	2	3	4	5	г/м <sup>2</sup>	ц/га
15/V	120	140	130	130	120	128	12,8
15/VI	210	395	220	290	280	279	27,9
15/VII	210	260	200	280	400	270	27,0
15/VIII	130	120	130	130	120	126	12,6
15/IX	140	130	140	120	120	130	13,0

Зная продуктивность конкретного биоценоза, мы можем использовать этот показатель для определения общего состояния сообщества по сравнению с другими годами и по сравнению со средним показателем для типичного сообщества. Для определения динамики урожайности в последующие годы каждый контрольный участок необходимо переносить на новое место в пределах соответствующей пробной площади.

Однако для объективного учета произведенной сообществом биомассы было бы правильным взвешивание растений, взятых целиком, с корнями (Раменский, 1938), особенно для растительности засуш-

ливого климата, где значительная часть биомассы растения приходится на подземные органы. К примеру, степь способна до 90% своей растительной массы хранить под землей. Во многом благодаря запасам воды и питательных веществ накопленным в подземных органах степная растительность способна переносить часто повторяющиеся засухи. К сожалению, определение урожая подземной биомассы - это весьма трудоемкая работа, иногда невыполнимая при наличии на учетных площадях охраняемых растений.

Установлено, что по мере усиления антропогенного воздействия падает общая биомасса и изменяется отношение надземной биомассы к подземной (Горчаковский, Абрамчук, 1996). Урожай общей биомассы суходольного луга со слабой пастбищной нагрузкой составляет 2200 г/м<sup>2</sup>, из них на надземную биомассу приходится 400, а на подземную 1800 г/м<sup>2</sup>. Соответственно отношение надземной биомассы к подземной 1:4,5. При возрастании хозяйственного воздействия продуктивность общей биомассы снижается до 810 г/м<sup>2</sup> и отношение надземной биомассы к подземной уже составляет 1:8 (надземная 190, подземная 720). Очень сильная пастбищная нагрузка приводит к тому, что отношение надземной биомассы к подземной еще более резко выражено - 1:9, а урожайность общей биомассы снижается до 300 г/м<sup>2</sup>.

Для более эффективной оценки состояния фитоценоза рекомендуется совместное использование нескольких показателей, которые позволяют отследить не только эффективность продуцирования зеленой массы биоценозом, но и качественный состав растительного сообщества.

Методика оценки состояния растительного сообщества по соотношению массы слагающих видов. Для выяснения степени участия каждого вида в сложении травостоя большое значение имеет определение массы слагающих его видов (Карписонова, 1967). Чем больше масса вида, тем значительнее его воздействие на среду и его роль в жизни ценоза. Поэтому данный показатель используется для оценки сообщества совместно с предыдущим для большей объективности. Исходные данные получают путем разбора укосов, взятых с пробных площадей (см. методику выше). Определяют воздушно-сухой вес растений каждого вида в % от общего веса травостоя, взятого для анализа с пробной площади (таблица 7). Например, в ненарушенной дубраве по массе преобладают папоротники (58,6% от общей массы укоса), а по встречаемости - зеленчук (17,3%) и медуница (12,3%). Все они - характерные виды дубрав. Тогда как на нарушенных участках складывается ситуация, где виды лугового разнотравья составляют 56,6% от общей массы укоса, а типичные дубравные виды - 4% (Карписонова, 1967).

Таблица 7

### Балльная шкала оценки растительного покрова по соотношению массы слагающих видов

Баллы	Воздушно-сухой вес растений от общего веса травостоя, %:	
	Характерные для сообщества виды	Не характерные для сообщества виды
0	Менее 5	Более 50
2	6-20	41-50
4	21-30	31-40
6	31-40	21-30
8	41-50	6-20
10	Более 50	Менее 5

Используя балльную шкалу, приведенную в таблице 7, можно определить степень нарушенности фитоценоза: от 10 до 8 баллов - хорошее состояние растительного комплекса; от 6 до 4 - удовлетворительное; от 2 до 0 - плохое.

Методика оценки состояния травянистого растительного сообщества по общему проективному покрытию. Показателем состояния фитоценоза выступает общее проективное покрытие. В ненарушенных естественных сообществах травостой отличается высокой сомкнутостью (таблица 8). Например, проективное покрытие луга составляет от 80 до 100% и травостой имеет диффузное сложение. При возрастании антропогенного влияния происходит уменьшение задернованности, травостой становится более гетерогенным и мозаичным, общее проективное покрытие снижается. Для данных сообществ характерна меньшая стабильность пространственной структуры и компонентного состава (Кабанов, 2007). В результате дальнейшего возрастания антропогенных угроз наблюдается резкое падение степени проективного покрытия до 20-30% и растительный покров распадается на отдельные фрагменты, причем если на первых порах мозаики состоят из нескольких компонентов (чаще 2-3 видов), то со временем наблюдается процесс сокращения их числа.

Таблица 8

### Балльная шкала оценки растительного сообщества по общему проективному покрытию и высоте травостоя

Баллы	Степь		Луг	
	ОПП (%)	Высота травостоя, см	ОПП (%)	Высота травостоя, см
0	0-10	1-5	0-5	1-10
2	11-20	5-10	20-5	11-30
4	21-35	11-25	40-20	31-50
6	36-50	26-40	60-40	51-70
8	51-65	41-50	80-60	71-90
10	Более 65	51 и более	100-80	91 и более

Используя метод учетных площадок, определяют ОПП. На основании полученных измерений с помощью шкалы, представленной в таблице 8, фитоценозу присваивается определенное количество баллов, свидетельствующих о состоянии растительного комплекса в момент проведения наблюдений: от 10 до 8 баллов - хорошее состояние растительного комплекса; от 6 до 4 - удовлетворительное; от 2 до 0 - плохое.

Методика оценки состояния растительного сообщества по высоте травостоя. Под влиянием антропогенных нагрузок изменяется высота растений. Они становятся более низкорослыми, и большая часть надземной фитомассы сосредоточивается в приземном слое. Данный показатель наглядно демонстрирует благополучность состояния ценоза на момент обследования (методика сбора и анализа данных аналогична приведенной выше). Так, на богатых заливных и лиманных лугах высота травостоя достигает 90 и более см (таблица 8), тогда как на сильно выпасаемых лугах растения едва набирают 30 см высоты.

Однако высота растений очень вариабильна и зависит не только от степени нарушенности сообщества, но и от погодно-климатических условий конкретного года, которые необходимо учитывать при проведении наблюдений. Поэтому при проведении мониторинга высота травостоя выступает как дополнительный, а не основной показатель состояния фитоценоза.

Методика оценки состояния лесного растительного сообщества по сомкнутости древесного яруса и подлеска. Для фитоценоза леса определения проективного покрытия травянистого яруса недостаточно для оценки. От полноты древесных насаждений зависит благополучие лесного массива. Сомкнутые насаждения безболезненно переносят многие природно-климатические и антропогенные воздействия, в отличие от разреженных насаждений без подлеска.

Под сомкнутостью понимается доля площади поверхности земли, занятая проекциями крон. Можно также характеризовать сомкнутость, как ту часть неба, которая закрыта кронами - оценивать соотношение между «открытым небом» и кронами. Сомкнутость крон принято выражать в долях единицы - от 0,1 до 1, т.е. отсутствие крон принимается за ноль, а полное смыкание крон - за 1 (Боголюбов, Лазарева, 1999). При этом просветы между ветвями в расчет не принимаются - «кроной» считается пространство, очерченное мысленно по крайним ветвям (периметру) кроны.

Многие авторы (Восточноевропейские леса, 2004; Карпионов, 1967; др.) отмечали, что с увеличением интенсивности воздействия антропогенного фактора на лесной ценоз (интенсивное вытравли-

вание, пастьба скота, сенокосение, т.п.) закономерно упрощается его строение и из древостоя выпадают ярусы, в первую очередь – подлесок. Изреживание или уничтожение подлеска вызывает существенное изменение освещенности под пологом леса, создавая благоприятные условия для развития лесолуговых и луговых видов, что ведет к изменению структуры сообщества. Поэтому для лесного ценоза наиболее показательным признаком является состояние подлеска. «Сомкнутость крон» подлеска определяют как проекцию крон на землю, представив, например, какую тень дали бы (или дают) кроны невысоких деревьев и кустарников, и сколько процентов поверхности земли было бы закрыто этой тенью (таблица 9). Для определения сомкнутости крон выбирают учетные площадки 10 м x 10 м (не менее трех) в пределах территории с типичным распределением растительности.

Таблица 9

**Балльная шкала оценки лесного растительного сообщества по сомкнутости крон подлеска (Карписонова, 1967 с дополнениями)**

Баллы	0	2	4	6	8	10
Сомкнутость крон подлеска	0	0,1-0,2	0,3-0,4	0,5-0,6	0,7-0,8	0,9-1,0

Балльная оценка состояния фитоценоза по сомкнутости крон подлеска аналогична, приведенной для оценки по ОПП.

Методика оценки состояния растительного сообщества по флористической насыщенности. Флористическую насыщенность (видовое богатство) ценоза оценивают общим числом видов на 100 м<sup>2</sup> (методика сбора полевых данных аналогична применяемой для оценки состояния фитоценоза по соотношению жизненных форм растений).

Видовое разнообразие естественных ненарушенных фитоценозов различно. Например луговые степи благодаря сочетанию степной и луговой растительности, отличаются наиболее высоким видовым богатством, которое достигает 100 видов на 100 м<sup>2</sup>. Флористическая насыщенность настоящих ненарушенных степей составляет 40-60 видов на 100 м<sup>2</sup>, сухих степей - 30-40 видов на 100 м<sup>2</sup>, песчаных и солонцовых - 30-50 видов на 100 м<sup>2</sup> (Юнусбаев, 2001). Флористическое разнообразие лугового сообщества насчитывает 50-60 видов на 100 м<sup>2</sup> (Горчаковский, Абрамчук, 1996). Богатство дубравного ценоза - в среднем 40-50 видов на 100 м<sup>2</sup> (Карписонова, 1967).

Однако этот показатель обладает своей спецификой. Так, слабый и умеренный рекреационный сбой сопровождается значительным уве-

личением количества видов в травяном покрове за счет синантропных растений, однако при увеличении его интенсивности флористическое богатство растительного покрова существенно уменьшается (Кокорина, Безденежных, 2009). В совокупности с другими критериями флористическая насыщенность служит важной характеристикой для оценки состояния сообщества. Флористическое богатство фитоценоза используется как один из основных показателей для определения стадии пастбищной дигрессии (таблица 10).

Таблица 10

**Изменение растительных сообществ при пастбищной дигрессии на примере настоящей степи (Юнусбаев, 2001)**

Показатель	Стадии пастбищной дигрессии			
	I	II	III	IV
Видовое богатство, число видов на 100 м <sup>2</sup>	60-90	40-60	20-40	8-20
Доля естественных видов в травостое, %	55-70	50-65	25-55	8-36
Доля сорных видов в травостое, %	15-19	17-25	25-60	60-90

Изучая растительное сообщество необходимо обратить внимание на наличие и участие в сложении сообщества адвентивных растений, а еще более важно – инвазионных, которые агрессивно внедряясь в естественные сообщества сокращают местообитания природных аборигенных видов.

Важной категорией для оценки местообитания является встречаемость редких видов растений на изучаемой территории. Редкие виды, в отличие от доминирующих или часто встречаемых, способны более активно и быстро реагировать на незначительные изменения факторов среды, испытывая значительно более сильное воздействие, чем доминанты – они особенно уязвимы (шпажник тонкий, прострел луговой, копеечник крупноцветковый, др.). Тогда количество редких видов и их динамика, может являться отличным маркером качества местообитания в целом.

Оценка степени антропогенной трансформации растительного сообщества по доле участия синантропных видов (индекс синантропизации). Пастбищное использование фитоценозов сопровождался усилением доли синантропных видов в составе травостоя (таблица 10). Условия, благоприятствующие существованию синантропных растений в преобразованных человеком ландшафтах, определяются наличием незанятых экологических ниш, освободившихся после исчезновения менее пластичных типичных видов сообществ. Поэтому для оценки антропогенной нарушенности ценоза можно применить «индекс синантропизации» – показатель доли участия синантропных видов во флористическом составе и сложении надземной биомассы (Горчаковский, Абрамчук, 1996; таблица 11).

**Индекс синантропизации по доле участия синантропных видов, % (Горчаковский, Абрамчук, 1996)**

Таблица 11

Доля участия	Уровни синантропизации			
	I	II	III	IV
В флористическом составе	>15	16-25	26-60	61-100
В надземной биомассе	>5	6-15	16-65	66-100

Для оценки вклада синантропных видов в сложение надземной фитомассы закладывают учетные площадки размером 50x50 см в 3-10-кратной повторности, на которых определяют вес надземной части растений. Травостой срезают на уровне почвы, разделяя на синантропный и несинантропный компонент, высушивают до воздушно-сухого состояния и взвешивают в г/м<sup>2</sup>. Долю участия синантропных видов во флористическом составе определяют, используя метод трансект или учетных площадок.

С учетом индекса синантропизации, выделяют уровни синантропизации, которые наряду с другими признаками (степень уплотнения почвы, состав и структура травостоя, соотношение преобладающих биоморф и пр.) лежат в основе выделения стадий пастбищной дигрессии (трансформации) растительных сообществ (таблицы 10, 11).

По результатам оценки уровня синантропизации растительные сообщества подразделяются на естественные, синантропизированные и синантропные, при этом в синантропизированных выделяют слабо, средне и сильно синантропизированные сообщества. К естественным Л.М. Абрамова (2003), предлагает относить растительные сообщества с долей участия синантропных видов менее 10%. К слабо синантропизированным - сообщества, в которых доля синантропных видов от 11 до 30%, к средне синантропизированным - с долей участия синантропных видов от 31 до 50%, к сильно синантропизированным - с участием синантропных видов от 51 до 80%. Синантропной растительность можно считать при уровне синантропизации выше 80%.

Оценка степени антропогенной трансформации растительного сообщества: стадии пастбищной дигрессии. Пастбищная дигрессия - постепенное многолетнее изменение растительного сообщества под воздействием чрезмерной пастбищной нагрузки. При пастбищной дигрессии падает продуктивность травостоя, обедняется видовой состав, степные травы замещаются сорными. Л. Г. Раменским (1938) выявлен обобщенный ряд сообществ, последовательно

сменяющих друг друга в ходе выпаса. В результате им построена шкала пастбищной дигрессии (10 ступеней и 7 сукцессионных стадий), которая отражает общие закономерности изменения состава и структуры растительных сообществ в зависимости от величины и структуры пастбищной нагрузки. В ходе пастбищной дигрессии, сообщества с преобладанием злаков в травостое сменяются сообществами с преобладанием разнотравья, полидоминантные сообщества - монодоминантными. Возрастает доля синантропных растений (по числу видов и по биомассе) с эксплерентной стратегией, а затем наступает их полное доминирование (Горчаковский, Абрамчук, 1993). При этом растения с высокой конкурентоспособностью заменяются растениями с низкой конкурентоспособностью, но обладающими широкой экологической амплитудой, способными произрастать на уплотненной почве. В результате формируются бедные по видовому составу сообщества, состоящие почти исключительно из синантропных видов. Чем значительнее превышение допустимой пастбищной нагрузки, тем быстрее сменяются стадии дигрессии.

Для работы можно использовать четыре основные стадии пастбищной дигрессии (таблица 10), через которые проходит растительный комплекс в результате превышения пастбищной нагрузки (Горчаковский, Абрамчук, 1996; Юнусбаев, 2001). Они характеризуются набором показателей:

- видовое богатство, число видов на 100 м<sup>2</sup> (см. методику выше);
- индекс синантропизации, доля синантропных видов в травостое, % (см. методику выше);
- ОПП и высота травостоя (см. методику выше);
- урожайность, ц/га и отношение надземной биомассы к подземной (см. методику выше);
- отавность, семенная продуктивность;
- долголетие растений;
- плотность почвы;
- плодородие почвы;
- наличие и степень водной и ветровой эрозии.

Стадии пастбищной дигрессии травянистых растительных сообществ (Горчаковский, Абрамчук, 1996; Юнусбаев, 2001):

I. слабо и умеренноисбитая (слабой нарушенности). Естественные угодья, используемые преимущественно для сенокосения, эпизодически производится выпас по отаве. Пастбищная нагрузка слабая. Плотность почвы 6-10 кг/см<sup>2</sup>. Видовое богатство 50 и более видов на 100 м<sup>2</sup>. Отношение надземной биомассы к подземной 1:4 - 1:5.

Индекс синантропизации по видовому составу - 15-19%.

II. среднесбитая (средней нарушенности). Преобладает пастбищное использование, нагрузка умеренная. Плотность почвы 11-18 кг/см<sup>2</sup>. Видовое богатство 30 - 49 видов на 100 м<sup>2</sup>. Отношение надземной биомассы к подземной 1:7. Индекс синантропизации по видовому составу - 17-25%.

III. сильносбитая (сильной нарушенности). Пастбищная нагрузка сильная. Плотность почвы 19-25 кг/см<sup>2</sup>. Видовое богатство 20 - 29 видов на 100 м<sup>2</sup>. Отношение надземной биомассы к подземной 1:8. Индекс синантропизации по видовому составу - 25-60%.

IV. полный сбой (выбитая оголенная земля). Пастбищная нагрузка очень сильная. Плотность почвы 26-30 кг/см<sup>2</sup>. Видовое богатство 19 и менее видов на 100 м<sup>2</sup>. Отношение надземной биомассы к подземной 1:9. Индекс синантропизации по видовому составу - 61% и более.

Оценка степени антропогенной трансформации растительного сообщества по доминантному составу. Некоторые авторы (Данжалова, 2009) предлагают методику оценки сообщества на основании состава растительных доминант. Для выяснения участия коренных эдификаторов в сложении ценоза выбирают пробную площадь (не менее 500 м<sup>2</sup>) с типичным характером распределения растительности и закладывают на ней серию трансект (см. методику сбора материалов), по которым ведется учет всех растений по частоте встречаемости, с целью выявления доминирующих видов. Определить доминанты также можно по доле участия видов в общем проективном покрытии, применяя метод учетных площадок.

На основании анализа доминирующих видов определяется стадия антропогенной нарушенности фитоценоза. Для степных сообществ выделено 6 стадий антропогенной нарушенности, которые в зависимости от степени участия коренных эдификаторов в сообществе (доминант, содоминант, присутствие) объединяют в три категории антропогенной нарушенности, отличающиеся стадиями пастбищной дигрессии:

• Частичная отравленность:

I - стадия очень слабой нарушенности. Доминируют коренные эдификаторы.

• Пастбищная дигрессия:

II - стадия слабой нарушенности. Доминируют коренные эдификаторы совместно со второстепенными видами.

III - стадия средней нарушенности. Доминируют второстепенные виды.

IV - стадия сильной нарушенности. Доминируют дигрессивно-активные виды, при содоминировании коренных эдификаторов.

• Трансформация:

V - стадия очень сильной нарушенности. Доминируют дигрессивно-активные виды, участие коренных эдификаторов незначительно.

VI - стадия сбоя. Доминируют одно-, двулетние растения при небольшом участии видов предыдущих стадий.

Такая оценка может быть использована при изучении травянистых растительных сообществ.

Оценка степени антропогенной трансформации растительного сообщества: показатель биологической целостности. В последнее время в ряде стран в связи с проведением масштабных работ по восстановлению деградированных экосистем активно разрабатывается система показателей, объединенных под названием «Индекс биологической или биотической целостности» (Index of Biotic Integrity, IBI). Он впервые был использован Дж. Карром для описания небольших водотоков в Иллинойсе и Индиане (Carroll, 1981). При этом не проводится жесткая граница «нормы», а осуществляется ранжирование объектов по величине индекса в сравнении с наилучшими для данной местности (референтными) условиями.

В основе метода лежит комплексная оценка биоты по набору показателей. Оригинальная версия (Carroll, 1981) имеет 12 метрик по шкалой из 5 ступеней. Наиболее высокий балл (5) присваивается показателю, если он отражает условия с минимальным влиянием человеческой деятельности, наименьший (1) - если условия максимально отклоняются от ненарушенных.

IBI - является индикатором силы антропогенных воздействий и позволяет оценить интегральный эффект продолжительного воздействия стрессоров на структуру сообщества. Важнейшей особенностью показателя является его комплексный характер, отражающий состояние экосистемы в целом, через набор метрик по отдельным группам организмов. При широком использовании этого метода в разных регионах необходима адаптация шкал, которые, безусловно, имеют узко региональное применение.

Сосудистые растения являются одним из лучших индикаторов антропогенных изменений сообществ. В качестве показателей таких изменений могут быть использованы несколько десятков характеристик флоры и растительности. Все они обладают разной чувствительностью к воздействиям, кроме того, могут быть хорошими индикаторами лишь в определенных типах сообществ или в конкретных географических зонах. Поэтому для отбора наиболее

адекватных метрик используется процедура их тестирования в конкретных условиях.

Для оценки состояния растительных сообществ на примере Волго-Ахтубинской поймы (Клинкова, Горелов, Воынова, 2010) разработан показатель биологической целостности (ПБЦ), использующий 10 метрик (характеристик). Метриками являются такие показатели как общее богатство флоры местообитаний, количество редких и адвентивных видов в составе флоры, проективное покрытие и другие. Оценка носит экспертный характер. Состояние каждой индикаторной метрики описывается при помощи шкалы (таблицы 11 - 14). Наиболее высокий балл (10) присваивается показателю, отражающему минимальное или полное отсутствие антропогенного воздействия; наименьший балл (0) – при максимальном отклонении от ненарушенных условий. В результате значение индекса биотической целостности идеального (референтного) фитоценоза – 100 баллов.

Наблюдения показывают, что максимальное количество баллов, предусмотренное шкалой, реальные экосистемы получить не могут, т.к. хотя бы часть параметров комплексной оценки не будет соответствовать максимуму шкалы. Таким образом, значения ПБЦ, близкие к 100 (вероятно, 90-100 баллов) можно рассматривать как соответствующие «идеальным» референтным условиям. Они служат точкой отсчета для всех других экосистем, которые на основании собственных ПБЦ будут располагаться в ранжированной последовательности.

С помощью ранжирования на интервалы ПБЦ можно оценить состояние фитоценоза. Так, растительный комплекс, получивший в совокупности от 20 до 30 баллов находится в критическом состоянии; от 31 до 40 баллов - в очень плохом; от 41 до 50 баллов – в плохом; от 51 до 60 баллов – в уязвимом; от 61 до 70 баллов – в удовлетворительном; от 71 до 80 баллов - в нормальном; от 81 до 90 баллов – в хорошем; от 90 до 100 баллов – в очень хорошем.

### Балльная шкала расчета показателя биологической целостности водно-болотных растительных сообществ

Балл	Общее число погрязнувших видов	Число видов редес-тов	Число видов харо-вых водорослей	Число видов укореняющихся нейс-тфитов	Покрытие укореняющихся нейстофи-тов (%)	Общее число видов на 100-метровой трансекте	Встречаемость видов на 100-метровой трансекте (%)			
							осок	бобовых	однолетних	адвентивных
0	0	0	0	0	0	0	0	0	50 и более	50 и более
2	1-3	1	1	1	1	менее 20	1	1	21-49	21-49
4	4-5	2	2	2	2-5	20-29	2-5	2-5	6-20	6-20
6	6-7	3	3	3	6-10	30-39	6-20	6-20	2-5	2-5
8	8-9	4	4	4	11-29	40-49	21-49	21-30	1	1
10	10 и более	5 и более	5 и более	5 и более	30 и более	50 и более	50 и более	30 и более	0	0

Таблица 12

### Балльная шкала расчета показателя биологической целостности луговых растительных сообществ

Баллы	Встречаемость видов на 100-метровой трансекте, %:							Высота травостоя	ОПП (%)	Общее число видов на 100 м <sup>2</sup>
	Многолетних корневищных рыло дерно-винных	Высокорослого разнотравья	Кустарники и подрост деревьев	Плотно-дерновинных и стержневых	Однолетних и двулетних растений	Инвазионных	Охраняемых, число видов			
0	Менее 5	Менее 5	Более 30	Более 30	Более 45	Более 45	0	0-10	0-5	Менее
10	5-15	5-10	21-30	21-30	31-45	31-45	1	11-30	6-20	11-20
4	16-25	11-20	11-20	11-20	16-30	16-30	2	31-50	21-40	21-30
6	26-50	21-30	6-10	6-10	5-15	6-15	3	51-70	41-60	31-40
8	51-75	31-40	Менее 5	Менее 5	Менее 5	Менее 5	4	71-90	61-80	41-55
10	Более 75	Более 40	0	0	0	0	Более 4	Более 90	Более 80	Более 55

Таблица 13

### Балльная шкала расчета показателя биологической целостности степных растительных сообществ

Баллы	Встречаемость видов на 100-метровой трансекте, %:							Охраняемых, число видов	Высота травостоя	ОЛП (%)	Общее число видов на 100 м <sup>2</sup>
	Степных плотнoderновинных и стержневых	Эфемероидов	Розеточных растений	Длиннокорневых и выходящих из новинных злаков	Однолетних и двулетних растений	Инвазионных					
0	Менее 5	Менее 5	Более 45	Более 30	Более 45	Более 30	0	0-10	0-10	Менее 10	
2	5-15	5-15	31-45	21-30	21-30	31-45	1	11-20	11-20	11-25	
4	16-25	16-25	16-30	11-20	11-20	16-30	2-3	21-35	21-35	26-35	
6	26-50	26-50	5-15	6-10	6-10	6-15	4-5	36-45	36-50	36-45	
8	51-75	51-75	Менее 5	Менее 5	Менее 5	Менее 5	6-7	46-55	51-65	46-60	
10	Более 75	Более 75	0	0	0	0	Более 7	Более 55	Более 65	Более 60	

Таблица 14

### Балльная шкала расчета показателя биологической целостности лесных растительных сообществ

Баллы	Встречаемость видов на 100-метровой трансекте, %:							Охраняемых, число видов	Возобновление основной породы первого яруса	Сомкнутость крон подлеска
	Древесных растений 1-го яруса	Подлеска	Лесных теневыносливых корневищных злаков и широкотравья	Эфемероидов	Луговых светолюбивых дерновинных и стержневых	Однолетних и двулетних растений	Степных плотнoderновинных и стержневых			
0	0	0	0	0	Более 40	Более 40	Более 20	0	Отсутствует	0
2	1	1-2	1-10	1-5	26-40	26-40	11-20	1	Подрост до 2-3 лет	0,1-0,2
4	2-3	3-4	11-25	6-10	16-25	16-25	6-10	2	Подрост разных возраст. групп до 4-6 лет	0,3-0,4
6	4-5	5-6	26-35	11-20	6-15	6-15	3-5	3	Подрост разных возраст. групп до 7-9 лет	0,5-0,6
8	6-7	7-8	36-45	21-30	1-5	1-5	1-2	4	Подрост разных возраст. групп до 10-12 лет	0,7-0,8
10	Более 7	Более 8	Более 45	Более 30	0	0	0	Более 4	Подрост всех возр. групп до 15-16 л.	0,9-1,0

Полученные на практике результаты (Клинкова, Горелов, Волюнова, 2010) позволяют говорить о высокой чувствительности метода, а также о его преимуществах при организации долговременного мониторинга. Метод позволяет надежно ранжировать растительные сообщества по комплексу параметров и обеспечивает сопоставимость показателей, что необходимо для природоохранного менеджмента.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучение качества местообитания, его полнотности и стабильности функционирования является важнейшим аспектом анализа состояния популяций охраняемых видов для принятия действенных природоохранных мер. Сложность состоит в том, что на сообщество воздействует множество естественных и антропогенных факторов, каждый из которых может вызывать определенные последствия. Кроме того, на различных стадиях деградации сообщества воздействие разных лимитирующих факторов может привести к неодинаковым результатам. Поэтому особенно важно определить, какой из факторов в данный момент составляет наибольшую угрозу. Это позволит правильно выбрать соответствующий оптимальный путь для нейтрализации воздействия именно этого, наиболее опасного фактора (Флинт, 2004).

Охраняемыми территориями охвачено не более 10% естественных природных комплексов, остальная часть должна сохраняться в режиме рационального хозяйственного использования. При этом важной задачей является экологическая оптимизация антропогенной нагрузки, которая позволяет обеспечить устойчивую высокую продуктивность фитоценозов и сохранение их биологического разнообразия (Миркин и др., 1998). Предотвращение разрушения местообитаний возможно путем целенаправленного и активного воздействия на планирование и реализацию хозяйственной деятельности человека на местном и региональном уровнях. Использование данных мониторинга для итоговой оценки состояния растительного комплекса позволяет спланировать адекватные изменения в управлении.

Методики и приемы сбора и анализа данных о состоянии ценоза, приведенные в настоящем методическом пособии, предоставляют исследователям выбор в зависимости от поставленных задач и имеющегося потенциала (времени, инструментария, опыта, профессиональной подготовки исполнителей, пр.) каким методом они воспользуются для выполнения своей работы. Показатель биологической целостности является универсальным для использования в любых фитоценозах и наиболее информативным методом, дающим целостную картину состояния объекта. Однако можно использовать и другие методы, например, по составу жизненных форм или доминантному составу дать быструю экспресс-оценку нарушенности

сообщества. Есть методики, которые позволяют уточнить и детализировать информацию, например, оценка состояния растительного сообщества по высоте травостоя или общему урожаю.

Приведенные в пособии методические подходы дают возможность широкому кругу заинтересованных в природоохранной деятельности людей (специалисты природоохранных организаций, студенты, преподаватели, научные сотрудники профильных учебных и научных организаций, учителя, волонтеры) охарактеризовать состояние ценных растительных сообществ и местообитаний, и выявить причины перехода сообществ в неустойчивое положение. В известной степени, полученные на этом этапе комплексные показатели состояния и данные по динамике его изменения, позволяют сделать прогноз развития ситуации.

Оценив с одной стороны качество растительного сообщества, с другой стороны наличие и интенсивность антропогенных факторов, действующих на него, мы получаем объективную информацию, которая пригодна для принятия новых или корректировки действующих природоохранных мер.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абатуров Б. Д. О механизме естественной регуляции взаимоотношений растительноядных млекопитающих и растительности. // Зоол. журнал, 1975, Т.54 №5.
2. Абатуров Б.Д. Экологические последствия пастбы копытных млекопитающих для экосистем полупустыни // Экологические процессы в аридных биогеоценозах: биогеоценозах: Докл. на XIX ежегод. чтениях памяти акад. В.Н. Сукачева. - М.: РАСХН, 2001. С. 57 - 83.
3. Боголюбов А.С., Лазарева Н.С. Изучение вертикальной структуры леса. - М.: «Экосистема», 1999. - 10 с.
4. Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. - М.: ГЕОС, 2010. - 512 с.
5. Восточноевропейские леса: история в голоцене и современность: в 2 кн. / Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов. - М.: Наука, 2004.
6. Гавриленко В. С. Степной пожар в биосферном заповеднике «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна. // Степной бюллетень 2005, №19. - С. 26-27.
7. Голубев В.Н. Эколого-биологические особенности травянистых растений и растительных сообществ лесостепи. - М.: Наука, 1965. - 287 с.
8. Горнов А. В. Состояние ценопопуляций *Dactyloriza longifolia* (Orchidaceae) в Неруссо-деснянском полесье (Брянская область) // Бот. журнал, 2008 Т.93 №3 - С.449-460.
9. Горчаковский П.Л., Абрамчук А.В. Формирование и деградация суходольных лугов под влиянием выпаса и сенокосения // Экология. 1993. № 4. - С. 3-13.

10. Горчаковский П.Л., Абрамчук А.В. Пастбищная толерантность растений суходольных лугов // Экология. 1996. № 5. - С. 335-340.
11. Данжалова Е.В. Пастбищная дигрессия растительных сообществ степных экосистем Центральной Монголии: Автореф. дис. ... канд.биол. наук. - М., 2009. 16 с.
12. Иванов В.В. Степи Западного Казахстана в связи с динамикой их покрова. - М.-Л.: Издательство Академии наук СССР, 1958. - 288с.
13. Кабанов А. В. Принципы формирования устойчивых травянистых сообществ: Автореф. дис. ... канд.биол.наук. - М., 2007. 22 с.
14. Кандалова Г.Т.. Влияние степных пожаров на настоящие и луговые степи заповедника «Хакасский» // Степной бюллетень, 2007. №23-24. - С. 19-25.
15. Карписонова Р. А. Дубравы лесопарковой зоны Москвы. - М.: Наука, 1967 - 102 с..
16. Карписонова Р. А. Травянистые растения широколиственных лесов СССР: Эколого-флористическая и интродукционная характеристика. - М.: Наука, 1985. - 204 с.
17. Киреев А. Ф. Родная природа. - Волгоград. 1967.
18. Клинова Г. Ю., Горелов В. П., Воынова Л. Г. Комплексные индикаторы состояния биоразнообразия водно-болотных угодий./ООПТ Нижней Волги как важнейший механизм сохранения биоразнообразия: итоги, проблемы и перспективы: материалы научно-практической конференции. Волгоград, 2010. - С.126-131.
19. Кокорина Н. В., Безденежных И. В. Оценка рекреационной нагрузки на лесонасаждения природного парка «Самаровский Чугас» по живому напочвенному покрову // Аграрный вестник Урала, 2009 № 12 (66).
20. Краснитский А.Н., Дыренков С.А. Сравнительная оценка луговых и степных экосистем, формирующихся при косимом и некосимом режимах заповедной охраны // Бюлл. МОИП, Отд. биол., 1982. № 4. - С. 102-110.
21. Кумачева В. Д. Комплексная оценка состояния степных экосистем с разным уровнем антропогенной нагрузки: Автореф. дис. ... канд.биол.наук. - пос. Персиановский, 2008. 16 с.
22. Кучерук В. В. Воздействие травоядных млекопитающих на продуктивность степи и их значение в образовании органической части степных почв. В кн.: Биология, биогеография и систематика млекопитающих СССР. - М.: Издательство Академии наук СССР, 1963.
23. Лаасимер Л. Р. Альвары острова Саарема. В кн.: Изучение растительности острова Сааремаа. - Тарту. 1964.
24. Лаасимер Л. Р. О режимах охраны и восстановления природных растительных сообществ. В кн.: Растительный мир охраняемых территорий. - Рига: Зинатне. - 1978.
25. Лавренко, Е.М. Методика геоботанического исследования степей/ Е.М.Лавренко Методика полевых геоботанических исследований. - М.-Л.: Издательство Академии наук СССР, 1938. - С. 43-55.
26. Лавренко Е. М. Некоторые наблюдения над влиянием пожара на растительность северной степи (Попереченская степь Пензенской обл.) // Ботан. журн. 1950, Т. 35 № 1. - С. 77-78.
27. Лавренко Е.М. Основные закономерности растительных сообществ и

- пути их изучения/ Под общей редакцией Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина, Т.1. - М.-Л.: Издательство «Наука», 1959. - С. 13 - 71.
28. Медведев В. А., Тарабрин В. Н. Хемотолерантность высших растений и пути ее эволюции// Антропо-толерантность высших биоценозов и природная экология. - Талин: Издательство Академии наук СССР, 1977. - С. 143-146.
29. Методика мониторинга лесов по международной программе ISP Forests. - М.: ЦЭПЛ РАН, ФГУ РЦЗЛ, 2008. - 46 с.
30. Методы изучения лесных сообществ/ Е.Н. Андреева, И.Ю. Бакал, В.В. Горшков и др. - СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. - 240 с.
31. Миркин Б.М., Абрамова Л.М., Прокудина Е.И., Хазиахметов Р.М., Юнусбаев У.Б. Степи Башкирии: стратегия неразрушительного использования// Степной бюллетень. 1998. №2. - С. 25-29.
32. Миркин Б.М. Антропогенная динамика растительности/ Б.М.Миркин. Итоги науки и техники. Серия Ботаника. 1984, Т.5. - С. 139-232.
33. Миркин Б.М. Теоретические основы современной фитоценологии. - М.: Наука, 1985. - 136 с.
34. Опустынивание и экологические проблемы пастбищного животноводства в степных регионах юга России.// Степной бюллетень. 2002. №11. - С. 14-19.
35. Работнов Т.А. Луговедение. 2-е изд. - М.: Изд-во МГУ, 1984.- 319 с.
36. Раменский Л. Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. - М.: «Сельхозгиз», 1938. - 620 с.
37. Рудаков К. М. Об особенностях методики геоботанической индикации химического загрязнения окружающей среды// Журнал общей биологии, 1995 Т. 56 № 4 - С. 477-484.
38. Семенова-Тян-Шанская А.М., Режим охраны растительного мира заповедных территорий// Бот. журн., 1981 № 7. С. 1060-1067.
39. Смирнов Н. Г. Исторический процесс изменения роли диких и домашних животных в функционировании лесостепных сообществ Зауралья и Приишимья. В кн.: Роль животных в функционировании систем. - М., Наука. 1975.
40. Собакинских В.Д. Динамика надземной фитомассы луговой степи в Центрально-Черноземном заповеднике. В сб.: Многолетняя динамика природных процессов и биологическое разнообразие заповедных экосистем Центрального Черноземья и Алтая/ Труды Центрально-Черноземного государственного заповедника. Вып. 15. - М.: КМК Scientific Press Ltd., 1997. - С. 65-73.
41. Флинт В.Е. Стратегия сохранения редких видов в России: теория и практика. - М.: Московский зоопарк, 2004. - 376 с.
42. Шенников А.П. Луговедение. - Л.: Изд-во МГУ, 1941. - 510 с.
43. Юнусбаев У.Б. Оптимизация нагрузки на естественные степные пастбища. Методическое пособие. - Саратов: Научная книга, 2001. - 48с.
44. Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6:21-27.