ЭКОСИСТЕМЫ: ЭКОЛОГИЯ И ДИНАМИКА, 2017, том 1, № 4, с. 5-22

ДИНАМИКА ЭКОСИСТЕМ И ИХ КОМПОНЕНТОВ

УДК 632.125:910.1:531.3

МОДЕЛИРОВАНИЕ ДЕФЛЯЦИИ АРИДНЫХ ПАСТБИЩ С ПОМОЩЬЮ МАРКОВСКИХ ЦЕПЕЙ

© 2017 г. К.Н. Кулик, А.Н. Салугин

Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и защитного лесоразведения РАН
Россия, 400062, г. Волгоград, Университетский пр-т, д. 97. E-mail: saluginan@mail.ru

Изучена динамика экологического состояния почвенно-растительных систем Черных земель Калмыкии. Механизм разрушения и восстановления пастбищ представлен в приближении однородных и неоднородных марковских процессов. Эргодичность поведения экосистем предопределила эффективность применения математического аппарата цепей Маркова при моделировании сукцессионной динамики и составлении прогнозов. Сравнение стационарных распределений экосистем, полученных из матриц с высокими степенями, позволило выявить нелинейность динамики их функционирования и определить особые точки (точки бифуркаций). Появилась возможность определить время жизни устойчивого функционирования растительных сообществ на пастбищах. Установлено, что динамическая модель на базе эргодических матриц способна осуществлять долгосрочные прогнозы. Сделан вывод о том, что точки бифуркации связаны с сукцессионной динамикой экосистем. Выявленная функциональная связь между площадью пастбищ и животной нагрузкой позволила определить пределы нагрузки экосистем Черных земель, определив практическую сторону исследований. Показано, что марковские цепи (МЦ) можно применять в управлении динамикой кормовых запасов пастбищ при решении проблем рационального природопользования.
Ключевые слова: математическое моделирование, сукцессионные переходы, марковские цепи, динамика и эволюция пастбищных систем, экосистема.

Прошло 30 лет с начала проведения первых масштабных мероприятий по борьбе с опустыниванием в России. В 1986 году была принята «Генеральная схема по борьбе с опустыниванием Черных земель и Кизлярских пастбищ», определяющая научно-обоснованные мероприятия по борьбе с опустыниванием, улучшению состояния пастбищ и повышению их продуктивности (рис. 1).

Черные земли – это обширные пространства пастбищ общей площадью 3.5 млн. га на юго-востоке Республики Калмыкии, южном правобережье Астраханской области и крайнем севере Республики Дагестан. В советский период в этом регионе были созданы крупные коллективные овцеводческие хозяйства. В 1960 году на Черных землях поголовье овец составляло 1.8 млн. голов, а к 1985 году достигло 3.7 млн. Нагрузка на пастбища превысила более чем в 4 раза научно обоснованную норму выпаса.

Еще более пагубным оказалось начавшееся в этот период земледельческое освоение калмыцких степей. С 1954 по 1965 гг. здесь было распахано 150 тыс. га ценных пастбищ без проведения противоэрозионных мероприятий. Поэтому процессы деградации не заставили себя ждать – уже к 80-м годам XX века степень разбитости пастбищ в районах с супесчаными почвами увеличилась на 40-50%. Дефляция приобрела лавинообразный характер (Виноградов, 1990).

Экстремальные климатические условия и длительные чрезмерные антропогенные нагрузки превратили этот регион из плоской степной равнины с устойчивым травянистым покровом в подвижное песчаное море, лишенное растительности и непригодное для сельского хозяйства (фото 1). Ежегодно прирост заносимых песком пастбищ достигал в

среднем 40-50 тыс. га. Процессами опустынивания было затронуто более 80% территории Калмыкии, из них около 33% находились в сильной и очень сильной степени деградации (рис. 2).

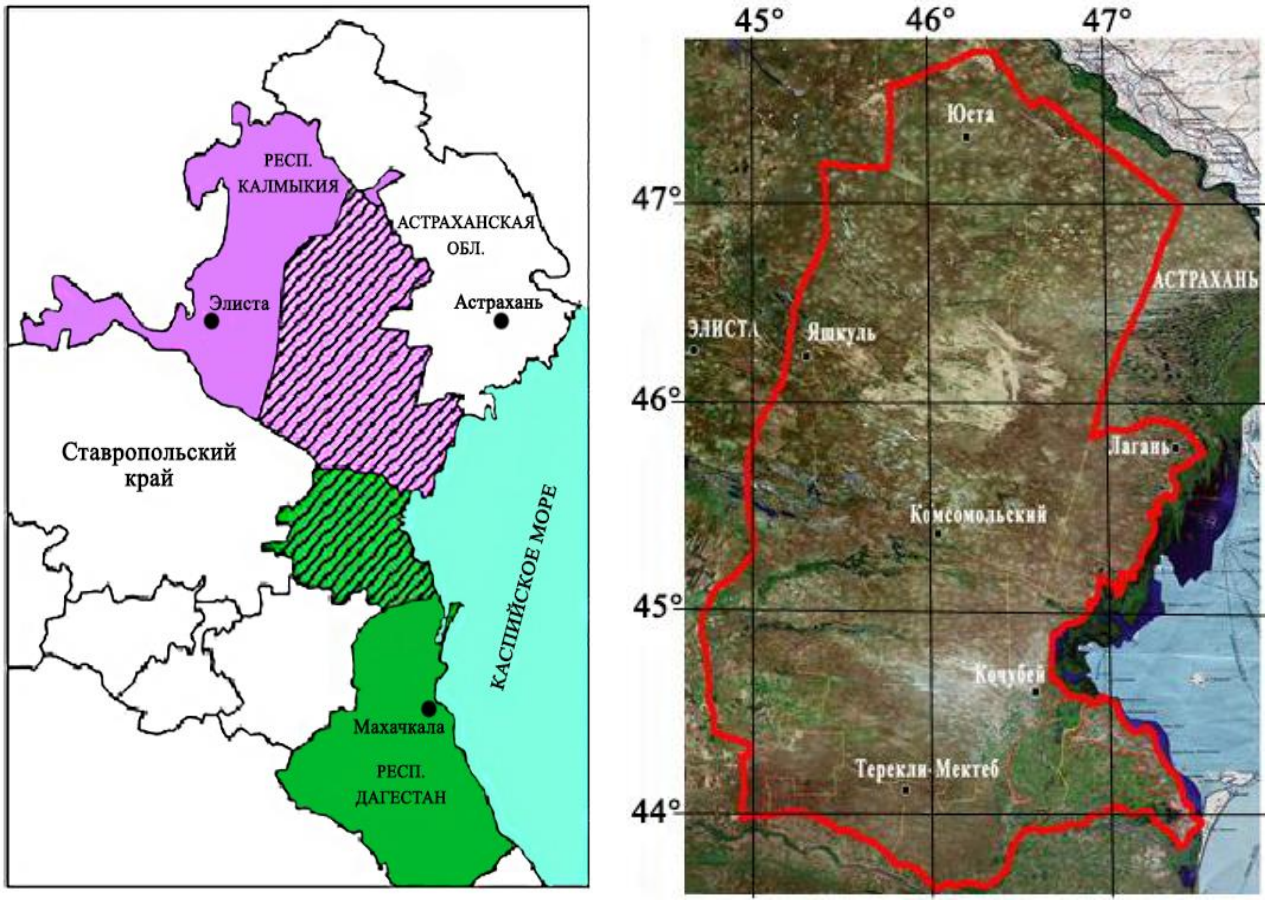

Рис. 1. Регион Черных земель (республика Калмыкия) и Кизлярских пастбищ (республика Дагестан). **Fig. 1.** Chyornye Zemli, Kalmykia and Kizlyar pastures, Republic of Dagestan.

К началу 1980-х годов площадь открытых песков и движущихся барханов в регионе достигает 0.6 млн. га и проблема опустынивания Черных земель выводится на государственный уровень: в регионе объявляется режим экологического бедствия. По решению Правительства РФ начинаются работы по составлению Генеральной схемы по борьбе с опустыниванием Черных Земель и Кизлярских пастбищ, которая впоследствии получит статус региональной экологической программы.

Рациональное использование природных экосистем является неоспоримым условием их стабильного существования и циклического воспроизводства. Деградация почвенного покрова за счет неконтролируемой распашки, перевыпаса и естественного выветривания является основным экзогенным фактором, требующим особого внимания с точки зрения сохранения биосферы и оптимального природопользования. Почва как составная часть биосферы обеспечивает ее функционирование в целом (Арнольд, 1990; Виноградов, 1990, 1992; Виноградов и др., 1996, 1999; Кулик, Петров, 2012).

При математическом моделировании сукцессий в растительных биосистемах широко распространены методы дивергенции, когда один класс экосистем переходит в несколько состояний, и наоборот, конвергенции – слияния классов (экосистем).

Фото 1. Дефляция Кизлярских пастбищ. **Photo 1.** Pastures deflation in the Kizlyar Region.

Рис. 2. Зоны экологического неблагополучия Черных земель на период прогноза в 1959-1993 гг. **Fig. 2.** Areas of ecological ill-being in the Chyornye Zemli Region during the prognosis period of 1959-1993.

Для описания таких превращений в работе использовались матрицы переходов, описывающих интенсивность сукцессий в экосистемах (Кулик и др., 2012). С помощью матричного описания можно моделировать прямые и обратные переходы, вызванные

деятельностью человека: распашку естественных пастбищ, вырубку лесов, чрезмерный выпас, которые приводят к необратимым процессам и деградации. Дискретный анализ и моделирование с помощью марковских цепей позволяют адекватно описывать динамику таких процессов и делать прогнозы состояний экосистем.

Марковские цепи, описывающие случайные процессы в сложных системах, достаточно широко распространены в математических моделях динамической экологии (Арманд, 1983, 1975; Виноградов и др., 1993). МЦ были использованы при математическом описании динамики экосистем низовьев Амударьи (Виноградов, 1998). Отметим, что в некоторых случаях МЦ являются единственным методом исследования динамики сложных экосистем. Вместе с тем использование марковских цепей накладывает ограничения на пространственную и генетическую неоднородность фаций моделируемой территории, которая, как правило, представляет собой единый агроландшафт. МЦ эффективны при исследовании равнинных и однородных (гомогенных) по отношению к фитоценозу территорий. Объединение генетически разнородных типов экосистем нарушает марковость процесса и задача усложняется.

Динамика деградации почвенно-растительных систем в России

В России в результате неумеренной распашки целинных земель в 60-е годы прошлого столетия резко усилилась ветровая эрозия почв (дефляция). Известно, что интенсивная антропогенная нагрузка на плодородные земли видоизменяет их состав, что приводит к изменению аридности территорий (Виноградов, 1998; Арнольд, 1990). При этом ослабляется, а затем утрачивается способность экосистем к самовосстановлению. Перевыпас естественных пастбищ приводит к разрушению экосистем вплоть до образования подвижных песков. Примером таких явлений служит юго-восточная часть европейской России – область, где степь постепенно сменяется полупустыней.

Освоение нефтегазоносных месторождений, сельскохозяйственного производства, резко увеличили нагрузку на экосистемы. В некоторых районах в 60-70-х годах прошлого столетия дефляция приобрела лавинообразный характер, сложилась обстановка экологического бедствия (Черные земли Калмыкии). Образовавшиеся в результате деградации пески занесли плодородные почвы, уничтожив вековые экосистемы, резко увеличив экологический дискомфорт. Подверженные дефляции ландшафты нуждаются в научно обоснованных решениях, обеспечивающих эффективное управление при их восстановлении. При этом, как правило, используются дорогостоящие экспедиционные обследования, которые не отличаются, к сожалению, высокой точностью и достаточной объективностью. Применение космических методов значительно сократило затраты и ускорило темпы исследования динамики агроландшафтов, повысив их адекватность. Все это, несомненно, положительно отразилось на результативности экологического восстановления территорий. Широкое применение космических фотоснимков (КФ) для изучения динамики аридных ландшафтов убедительно свидетельствует об этом. Они используются для оперативного картографирования состояния природных ресурсов на больших площадях. По данным КФ оценивается динамика сезонных и многолетних изменений природной среды, осуществляется контроль за последствиями хозяйственной деятельности человека. Реакция на внешние воздействия должна быть известна и использована при решении проблемы сохранения и самовосстановления биоресурсов. При этом математическое моделирование динамики экосистем и прогнозирование их развития являются основой для управленческих решений по сохранению и восстановлению биоресурсов аридных экосистем.

Природные экосистемы, составляющие среду обитания человека, являются сложными системами биотического и абиотического происхождения. Их функционирование в

пространстве и времени носит нелинейный характер. Кроме того, количество интервалов наблюдений, задающих тренд, должно отвечать условиям статистической репрезентативности. Особенно это важно при циклических изменениях биогеоценозов на разных иерархических уровнях (Виноградов, 1998). К ним относятся периодические изменения в экосистемах разной продолжительности – от суточных до многолетних. Сложность изучения этих явлений обусловлена большой размерностью информационных массивов при описании разнородных по биотическому составу экосистем. Теоретические положения были сформированы для разных уровней иерархии экосистем, поэтому могут быть использованы для исследований различных по сложности организаций биологических систем в целом (Арнольд, 1990; Виноградов и др., 1996; Арманд, 1983). Большое значение приобретают катастрофические смены внутри биосферы на уровнях, приводящих к изменениям глобального характера (Андронников, 1979; Преображенский и др., 1988). Отсюда следует, что математическое моделирование как метод изучения динамики аридных экосистем является прогрессивным основополагающим способом определения их динамической устойчивости за счет самовосстановления. Математическое моделирование биологической динамики растительных сообществ в целях прогноза использует различный математический аппарат.

При математическом моделировании динамики площади разбитых песков Черных земель Калмыкии исследователи (Виноградов и др., 2000) пришли к выводу о некоторой цикличности динамики разрушения и восстановления, приводящей в итоге к опустыниванию. Замечено инерционное запаздывание процесса дефляции относительно климатического ритма, составляющее 5-8 лет, которое необходимо учитывать при долгосрочном прогнозировании. Отметим здесь исследования ритмики экосистем. Сложность изучения динамики и цикличности растительного покрова обусловлена тем, что экосистемы в разных климатических условиях обладают различной биологической инертностью. Не менее важным является вопрос обработки наблюдений в виде временных рядов с целью получения дополнительной информации о причинах деградации. Статистические методы существуют достаточно давно и несомненно должны использоваться на первых этапах исследований динамики растительных биосистем. Однако появившиеся в последние годы работы по математическому моделированию сложных динамических систем и развитие компьютерных технологий открыли новые приемы изучения агроэкосистем.

Качественное изменение экосистем и переход их в другое состояние описывается долговременной динамикой. В сложных биосистемах эти видовые превращения определяются динамикой окружающей среды – ведущего фактора для функционирования экосистемы, включающего антропогенную деятельность человека. Характер переходов определяется видовым «спектром» классов внутри экосистемы и диапазоном временных интервалов наблюдений.

Динамика переходов (сукцессии) меньше связана с зональным климатом, чем с различием в признаках экосистем в их пространственном расположении. На лицо нарушение эргодичности, когда временная динамика воспроизводится на множестве их пространственных состояний в фиксированный момент наблюдения. Это, на наш взгляд, связано с тем, что все экосистемы являются открытыми, с необратимыми процессами. Рассмотренные явления – это некоторый ряд последовательных сукцессий, не нарушающих естественный ход развития экосистем. Кроме этого, в подобных экосистемах наблюдаются антропогенные смены, связанные с восстановлением: восстановление лугов, зарастание песков. Сукцессии в этом случае протекают под влиянием экотопических и антропогенных факторов. К первым относятся водная эрозия, затопления, засуха, природные пожары. Антропогенными факторами являются: распашка, вызванный человеком пожар, перевыпас пастбищ, ускоренная эрозия почв. Фактор, вызывающий антропогенную смену,

противоречит естественному развитию агроценоза. Действие его никак не связано с предшествующим развитием экосистемы и, как правило, является случайным. После катастрофы в экосистеме начинается новая линия ее развития, и возникают переходы, которые можно назвать посткатастрофическими (Салугин, 2005; Виноградов, 1998). Экосистемы подвергаются вторичным последовательностям смен или восстановлению биоразнообразия.

Наиболее актуальными являются исследования обратных процессов, отвечающих за восстановление. Исследования закрепления песков показали, что за 20 лет заповедного режима начинают зарастать вершины песчаных гряд, за 10-12 – склоны мелкопесчаных повышений и за 6-8 лет – супесчаные понижения. Для изучения динамики и аридности территории в нашей работе использовались динамические тренды многолетних траекторий структуры экосистем. В общем случае биологическая динамика описывается временными рядами и пространственной размерностью – от биогеоценотической до региональной (Виноградов, 1998).

Наблюдение за состоянием экосистем дает возможность определить тренд, отражающий их изменение без возвратов в исходное состояние, свидетельствуя о необратимости, а направление развития (тенденция) сохраняется. В экологии экосистем такие тренды описывают динамику путем сравнения КФ разных периодов наблюдения и вербального их описания на временных интервалах разной экспозиции.

При изучении динамики сложных экосистем возникают трудности при сборе экспериментальных данных. Натурные наблюдения ограничены размерами тестовых участков около 1 га и требуют точной топографической привязки. Сравнение карт для обнаружения изменений влекут за собой субъективные и объективные ошибки. Кроме этого, имеются индивидуальные подходы разных составителей к классификации единиц картографирования. Также необходима достаточно высокая повторность данных, так как разные экосистемы имеют разную скорость экзодинамических смен (Кулик, Петров, 2012).

Космические методы изучения динамики экосистем включают блоки электронно-цифрового и аналогового преобразования характеристик образов. В наших исследованиях использовался метод, основанный на предварительной классификации экосистем и последующего распознавания (дешифрирования) изображения, как более детерминированный и более адекватный с точки зрения математической статистики. Количественные данные обработки первой и второй в хронологическом порядке съемки сравниваются между собой по контурам, а результатом является дифференциальный параметр, характеризующий динамику изменений экосистемы. Временные ряды динамики в наших исследованиях использовались для экстраполяционного и марковского прогнозирования, продолжительность их зависит от интервала между наблюдениями. При этом интенсивность сукцессионных переходов описывалась матричными коэффициентами марковких цепей модели.

Выявленная при этом нелинейность, несмотря на компьютерную обработку временных рядов, не дает надежные долгосрочные прогнозы из-за малой выборки исходных данных: при экстраполяционном прогнозе используются аппроксимирующие функции с большими разбросами параметров. Из-за сложности экосистем изменение их отдельного иерархического уровня приводит к изменению классов более крупного уровня, что искажает вид аппроксимирующих функций.

Устойчивость экосистем, способность к самовосстановлению отражается в их сопротивлении внешним воздействиям. В процессе функционирования происходит качественная перестройка экологического строения системы, степень благополучия которой описывается параметром устойчивости, характеризующим степень отклонения системы от равновесного состояния. Степень деградации адекватно описывается логистической

функцией, что на математическом уровне приводит к понятию экологического нормирования.

Для этого аппроксимируются площади подвижных песков Черных земель Калмыкии с 1954 по 1994 гг. логистической кривой (рис. 3, кривая 1). При квазистабильном состоянии экосистемы (начало наблюдения) площадь разбитых песков составляла 1.5% общей площади. Затем наблюдается монотонный рост разбитых песков до полного опустынивания. Максимум первой производной (рис. 3, кривая 2) от кривой динамического роста разбитых песков соответствует центру области кризиса с трудно обратимым изменением (восстановлением). Максимум второй производной этой кривой (рис. 3, кривая 3) соответствует центру области предельно допустимых нарушений (или зоны риска) с обратимыми экологическими изменениями. Минимум второй производной приходится на область экологического бедствия и определяет зону необратимых процессов. Экологическое разрушение экосистемы приводит к новому квазистабильному состоянию с площадью разбитых песков более 70% площади всей экосистемы.

Подобный сценарий динамики площади разбитых песков при опустынивании Черных земель Калмыкии наблюдался в 50-80-х годах XX века. Несмотря на отсутствие физической интерпретации, форма этих функций позволяет определять точки качественных переломов в ходе эволюции экосистем с помощью анализа производных разных порядков (рис. 3, 4).

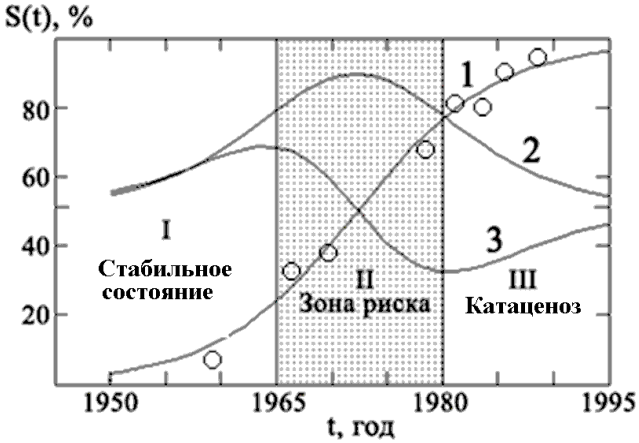

Рис. 3. Тренд относительной площади разбитых песков тестового участка Черных земель Калмыкии. *Условные обозначения*: 1 − логистическая функция (обработка методом наименьших квадратов), 2 − первая производная, 3 − вторая производная, отражающие динамику разрушения экосистемы. **Fig. 3.** Trend of sands relative square in the testing zone of the Chyornye Zemli. Notes: 1 − logistic function (least-square technique), 2 − first derivative, 3 − second derivative, both represent the ecosystem destruction dynamic.

С увеличением интервала повторности фотосъемок со сплошным покрытием территории для описания динамики экосистем применяются более сложные функции, у которых изменяется знак третьей производной (Виноградов, 1998):

$$S(t)=S(t_0)+b(t_i-t_0)^{\alpha}\exp(-\beta(t_i-t_0)) \quad (1),$$

где S(t) – площадь экосистемы, t_0 и t_i – начальное и текущее время наблюдения, α, β, b – эмпирические параметры. Такая функция является показательно-степенной (рис. 4).

Приведенные полуэмпирические модели являются качественной характеристикой динамики экосистем. Построение таких моделей основано на изучении временных рядов,

составленных путем длительных наблюдений с помощью космического мониторинга. Добыча данных о поведении экосистем с помощью космического мониторинга необходима для долговременного прогнозирования путем сравнения результатов, полученных на разных интервалах наблюдений (Виноградов, 1992). При изучении динамики экосистем были составлены таблицы их изменений во времени.

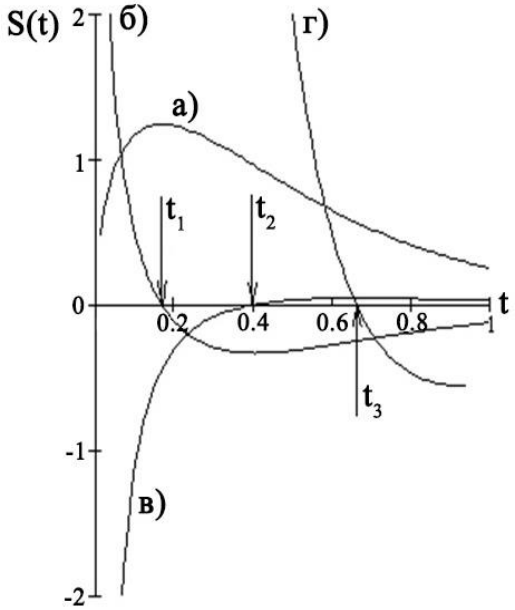

Рис. 4. Определение критических точек функционирования экосистем с использованием функции (1). Условные обозначения: а − исходная функция; кривые первой (б), второй (в) и третьей (г) производной. **Fig. 4.** Determination of the critical points of ecosystems functioning, by the mathematical function (1). Notes: a − assumed function, first (a), second (б) and third (г) derivative curve.

Моделирование динамики экосистем с помощью марковских цепей

Выше отмечалось, что марковские процессы адекватно описывают динамику сложных экосистем. Марковские цепи эффективны при исследовании агроландшафтов со случайным распределением параметров экосистем, имеющих относительно однородный состав. Большое значение в теории марковских процессов имеет репрезентативность исходных статистических данных. Для построения модели МЦ необходима статистическая достаточность выборок, определяемых площадью территории. Слишком малая площадь тестовых участков может не выявить все марковские переходы или неверно оценить их абсолютные значения. Построение МЦ в динамической экологии, как правило, производится на основе КФ, регистрирующих достаточное число признаков экосистем для того, чтобы считать, что полученные со снимков данные репрезентативны.

Одной из проблем составления адекватной МЦ является достижение необходимой точности при построении взвешенного ориентированного графа модели. Значения весов его дуг, описывающих динамику переходов, должны быть заданы с точностью 2%. Это достигается путем увеличения размеров ключевых участков. Применяется также адаптивная классификация объектов видеоизображений, где основные характеристики экосистем достаточно хорошо дешифрируются по их признакам. Ошибка при составлении МЦ зависит

также от интервала между съемками: он должен превышать частное от деления порога ошибки на изменение площади в год. Продолжительность временного интервала между съемками также должна быть оптимальной с учетом динамики экосистемы. Слишком большой интервал может пропустить непродолжительные стадии сукцессий, в том числе и катастрофические разрушения, что приведет к потере информации о возможных переходах. Слишком короткие интервалы (слишком частые съемки) создают определенные трудности обработки данных. Оптимальным в экологии экосистем является интервал измерений от 3 до 10 лет. Для удобства обработки исходных данных желательно использовать одинаковые по продолжительности интервалы между съемками (Салугин, Кулик, 2003).

Остановимся на некоторых аспектах математического моделирования с помощью цепей Маркова. МЦ можно изобразить в виде ориентированного графа с матрицей вероятностей переходов P. Посредством умножения вектора начального состояния (S_0) на матрицу переходов в степени t получается вектор конечного состояния S_t (Робертс, 1986; Салугин, 1999):

$$S_t=S_0P^t \quad (2),$$

Уравнение (2) является основным при разработке математической модели прогноза экосистем. Если предположить, что процессы внутри системы протекают независимо от времени наблюдения (однородный процесс), то через t временных интервалов по формуле (2) можно получить новый вектор состояний.

При исследовании Черных земель Калмыкии нами были проанализированы переходные матрицы для четырех экосистем. В таблицах 1 и 2 представлены данные космических наблюдений и КФ для них: S_1 – несбитые или слабосбитые злаково-прутняково-белополынные сообщества, S_2 – умеренно и сильносбитые злаково-белополынные и тырсовые сообщества, S_3 – сильносбитые тырсово-эбелековые и сорно-однолетниковые сообщества, S_4 – подвижные пески (конечная стадия деградации).

Таблица 1. Данные космического мониторинга тестового участка экологического состояния Черных Земель Калмыкии (100 тыс. га). **Table 1.** Data of the test area space monitoring for the ecological state of Chyornye Zemli (100 thousand ha.).

Год наблюдения	**Площадь S_i, %**			
	S_1	**S_2**	**S_3**	**S_4**
1954	68.3	27.3	2.9	6.5
1956	60.9	32.2	4.8	2.1
1958	50.2	41.9	5.6	3.3
1964	40.4	46.6	7.7	5.3
1970	25.6	52.8	9.2	12.4
1979	13.2	22.6	35.6	28.6
1981	5.1	20.2	41.1	33.6
1984	2.6	8,0	52.3	37.1
1986	2.2	8.1	43.4	46.3
1989	3.5	9.3	27.4	59.8
1992	5.7	10.7	17.0	66.6

Вектор наблюдений в таблице представлен различными интервалами квантования, S_1, S_2, S_3 и S_4 – векторы площадей соответствующих классов экосистем.

Как отмечалось, изучение экосистем с помощью МЦ предполагает наличие марковости сукцессионных переходов между ними. Для простых цепей марковость определяется

независимостью протекания процессов до момента наблюдения, т. е. состояние системы описывается вектором предыдущего наблюдения и не зависит от того, каким образом она попала в это состояние. Отметим, что главное преимущество однородных цепей Маркова с использованием тренда матриц состоит в том, что прогноз осуществляется по разным сценариям, в которых при различных исходных векторах состояний возможны процессы, учитывающие влияние внешней среды. При этом открывается возможность управления динамикой развития экосистем.

Таблица 2. Матрица переходов классов экосистем Черных земель. **Table 2.** Transition matrix of the ecosystems classes of Chyornye Zemli.

1954-1958 гг.					**1958-1964 гг.**					**1964-1970 гг.**					**1970-1979 гг.**				
	S_1	S_2	S_3	S_4		S_1	S_2	S_3	S_4		S_1	S_2	S_3	S_4		S_1	S_2	S_3	S_4
S_1	41.7	23.1	3.5	0	S_1	38.4	11.3	0.3	0.2	S_1	24.9	10.6	3.5	1.4	S_1	12.5	6.2	4.1	2.8
S_2	8.5	17.8	1.0	0	S_2	2.0	34.7	3.4	1.8	S_2	0.7	41.7	1.5	2.7	S_2	0.7	16.0	29.6	6.5
S_3	0	0.7	0.3	1.9	S_3	0	0.6	3.7	1.3	S_3	0	0.5	4.0	3.2	S_3	0	0.4	1.4	7.4
S_4	0	0	0.8	0.4	S_4	0	0	0.3	2.0	S_4	0	0	0.2	5.1	S_4	0	0	0.5	11.9
1979-1981 гг.					**1981-1984 гг.**					**1984-1986 гг.**					**1986-1989 гг.**				
	S_1	S_2	S_3	S_4		S_1	S_2	S_3	S_4		S_1	S_2	S_3	S_4		S_1	S_2	S_3	S_4
S_1	5.0	7.0	0	1.2	S_1	2.5	1.6	0	1.0	S_1	2.0	0.2	0	0.4	S_1	1.8	0.1	0	0.3
S_2	0.1	13.0	7.9	1.6	S_2	0	6.2	12.8	1.1	S_2	0.2	5.8	0.7	1.3	S_2	1.7	5.5	0.2	0.7
S_3	0	0.2	33.1	2.3	S_3	0	0.2	39.4	1.5	S_3	0	0	42.6	9.6	S_3	0	0.1	27.1	16.2
S_4	0	0	0.1	28.5	S_4	0	0	0.1	33.5	S_4	0	2.0	0.1	35.0	S_4	0	0	0.4	42.3

Остановимся более детально на методологии математического аппарата МЦ при моделировании деградации и восстановления экосистем.

Процессы антропогенной деградации почв разнообразны и имеют стохастическое происхождение: физическое разрушение почвы водной и ветровой эрозией, засоление, повышение кислотности или щелочности, истощение вследствие питания растений, неумеренная распашка, перевыпас, обеднение из-за химического и радиоактивного загрязнения и т.д. (Арманд, 1983; Виноградов, 1998). Отметим, что деградация почв в настоящее время носит глобальный характер.

Одним из факторов, сопутствующих разрушению или восстановлению почв, является фактор случайности, обусловленный погодными условиями, антропогенными воздействиями, природными и техногенными катастрофами и т.д. Случайные процессы, вместе с тем, подчиняются статистическим закономерностям и обладают свойством статистической устойчивости, что позволяет в математическом моделировании использовать хорошо разработанные методы теории случайных процессов, в том числе и МЦ.

Марковские случайные процессы − это вероятностная во времени связь случайных величин, или динамика вероятностей. Благодаря относительной простоте, открытости математического аппарата и наглядности, высокой достоверности и точности решений, МЦ успешно применяются при моделировании процессов разрушения и восстановления экосистем (Салугин, Кулик, 2003).

Применение МЦ в исследовании динамики экосистем привело авторов настоящей статьи к разработке математической парадигмы их динамической устойчивости. Несмотря на очевидную при первом знакомстве доступность МЦ, практическое применение их требует

знания основных теоретических положений и понятий.

Под случайным процессом в нашем случае понимается изменение состояния системы во времени при действии случайного внешнего фактора. Если обозначить состояние экосистемы в виде вектора *S* и проследить его изменение во времени, то получим случайную функцию, описывающую марковский процесс. Если вероятность перехода системы в последующее состояние зависит только от предыдущего, то такой процесс называется процессом без последействия или простой цепью Маркова. Однако можно представить себе случайный процесс, в котором вероятностная связь существует не только с предшествующими, но и более ранними состояниями – сложная МЦ. Теория таких цепей разработана слабо и обычно применяют метод укрупнения состояний путем математических преобразований, объединяя предшествующие состояния в одно. Если в случайном процессе состояния дискретны, время непрерывно и свойство последействия сохраняется, то такой случайный процесс является марковским с непрерывным временем. Однородный марковский процесс соответствует случаю, когда переходные вероятности P_{ij} остаются неизменными в ходе эволюции. Таким образом, цепь Маркова считается заданной, если определены условия переходов в виде матрицы и вектора начальных состояний $S(0)=(S_{01}, S_{02}, \ldots, S_{0n})$. Элементами матрицы $\|P_{ij}\|$ являются вероятности переходов экосистемы из состояния i в состояние j за один шаг процесса. Если вершинами ориентированного графа обозначать состояния S_i, а в дугах – переходные вероятности, представляется возможным отражать динамику экосистемы:

$$\|P_{ij}\| = \begin{vmatrix} P_{11} & P_{12} & \ldots & P_{1n} \\ P_{21} & P_{22} & \ldots & P_{2n} \\ \ldots & \ldots & \ldots & \ldots \\ P_{n1} & P_{n2} & \ldots & P_{nn} \end{vmatrix} \quad (3).$$

Повышенная нагрузка на экосистемы за счет увеличения животного населения и неумеренная распашка приводит к необратимому разрушению и изменению растительного покрова вплоть до опустынивания. Данные космического мониторинга Черных земель Калмыкии по КФ (1954-1993 гг.) служили в нашем случае исходным фактическим материалом для математического моделирования, прогноза и управления с помощью МЦ.

При мониторинге учитывалась неоднородность территории, на которой, кроме разбитых песков и дефлированных почв наблюдаются не только разрушительные, но и обратные – восстановительные переходы. Были выделены четыре основные экосистемы Черных земель: S_1, S_2, S_3 и S_4. Матрица переходов четвертого порядка описывает процесс деградации экосистем и содержит прямые (разрушение) и обратные (восстановление) переходы, моделируемые с помощью орграфа, изображенного на рисунке 5.

Анализ данных за 40 лет и сравнение матриц переходов $\|P_{ij}\|$ по КФ позволил сделать вывод о том, что процесс деградации является неоднородной марковской цепью. Неравновесные состояния экосистем, сопровождаемые нелинейными процессами (Салугин, Кулик, 2003), обусловлены, по-видимому, их обменом с окружающей средой (открытые системы). Именно незамкнутые экосистемы обладают нелинейностью и представляют наибольший интерес при изучении динамических процессов, протекающих в аридной зоне (Салугин, 2005):

$$\|P_{ij}\| = \begin{pmatrix} p_{11} & p_{12} & p_{13} & p_{14} \\ p_{21} & p_{22} & p_{23} & p_{24} \\ 0 & p_{32} & p_{33} & p_{34} \\ 0 & 0 & p_{43} & p_{44} \end{pmatrix}.$$

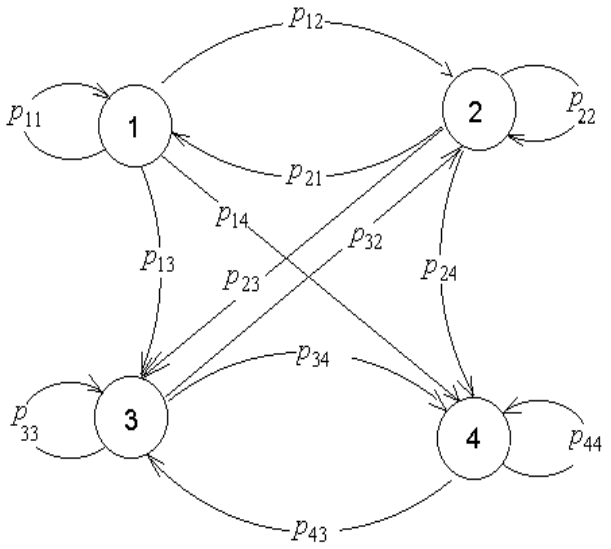

Рис. 5. Ориентированный граф деградации Черных земель. **Fig. 5.** Oriented graph of degradation of the Chyornye Zemli.

Математическая модель разрабатывалась в приближении одного временного интервала, т.е. сначала рассматривали матрицу переходов для исходного периода наблюдений (начало тренда), затем проводили анализ динамики переходов на разных интервалах тренда. Компоненты начальных векторов состояний $S_i(0)$ определялись по космическим данным в начале каждого периода наблюдений и являлись абсолютными значениями соответствующих экосистем. Нормированные матрицы переходов использовались для моделирования интенсивностей сукцессионных переходов p_{ij} между состояниями S_i и S_j Анализ переходов p_{ij} показал, что их изменение во времени также имеет нелинейный характер (рис. 6).

Основной операцией при моделировании является вычисление векторов эволюции с помощью уравнения Колмогорова-Чепмена (Робертс, 1986):

$$\vec{S_t}=\vec{S_0}\,\|P_{ij}\|^t \qquad (4),$$

где $\vec{S_t}$ – стационарный вектор после t периодов наблюдения, соответствующий финальному состоянию; $\|P_{ij}\|^t$ – матрица переходов, измеренная на первом шаге моделирования, возведенная в степень t – число прогнозируемых периодов, $\vec{S_0}$ – вектор исходного состояния экосистемы. Таким образом, после некоторого числа переходов процесс стабилизируется, а матрица перестает изменяться, определяя финальное состояние экосистемы в виде некоторого стационарного вектора.

Для каждого периода наблюдений в случае однородной МЦ динамика переходов не изменяется и стационарные векторы для предшествующего периода должны определять начальные состояния для следующего. При увеличении времени наблюдения качественно изменяется динамика переходов: переход системы в стационарное состояние осуществляется по-разному для разных периодов наблюдения. Вследствие того, что процессы, протекающие в реальных системах, неоднородны, а МЦ представлены матрицами, нелинейно изменяющимися во времени, необходимо ввести характеристику, описывающую отклонение от однородности.

Нелинейность МЦ опишем с помощью параметра, определяющего степень отклонения экосистемы от равновесного состояния. Этот параметр является характеристикой такого

отклонения, дестабилизацией экосистемы δ(t). Определим его с помощью выражения:

$$\delta(t)=\sum^{4}_{i=1}|S_i(0)-S_i(t) \quad (5),$$

где $S_i(0)$ – исходное значение площади i-го класса пастбищ, $S_i(t)$ – стационарное значение, прогнозируемое уравнением (4).

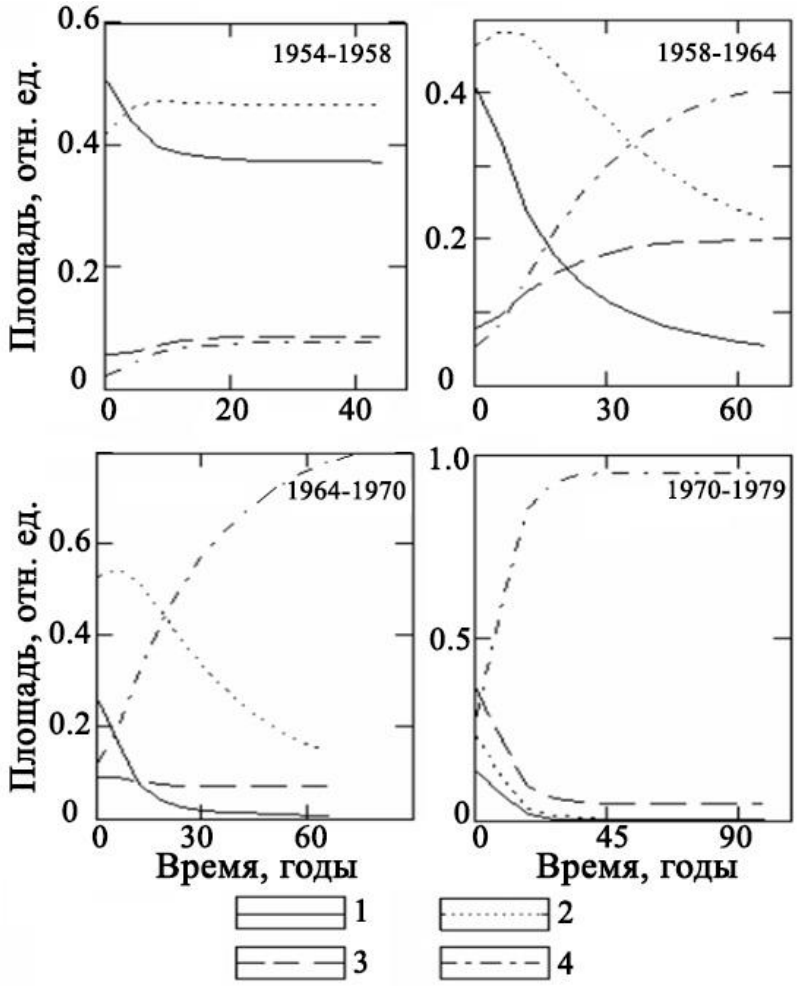

Рис. 6. Марковские цепи дефляционных процессов, начальные векторы состояний приняты по данным космического мониторинга. Условные обозначения классов: 1 − S_1, 2 – S_2, 3 − S_3, 4 − S_4. **Fig. 6.** Markov chains of the deflationary processes, the origin condition vectors are based on the space monitoring data. Notes: classes: 1 − S_1, 2 – S_2, 3 − S_3, 4 − S_4.

Вычисление стационарного вектора состояния с помощью этого уравнения сводится к вычислению матрицы в степени t – числе периодов. Величина периода, лет, определяется интервалом повторных наблюдений. Как было уже отмечено, неоднородность МЦ может быть вызвана различными факторами, имеющими как стохастический, так и детерминированный характер. В нашем случае к стохастическим относятся процессы, связанные с природными изменениями климатических условий в отдельные периоды наблюдений (температурный режим, изменение влажности); к детерминированным – антропогенные факторы (перевыпас, распашка пастбищ). Основным фактором,

определяющим антропогенную динамику экосистем Черных земель Калмыкии, является перевыпас – превышение предельной нагрузки (рис. 7).

По данным о численности скота и тренде площадей пастбищ, находящихся в трех возможных состояниях, можно определить условную нагрузку на пастбище. Уравнение (6) является аналитическим выражением, связывающим условную нагрузку γ(t), площадь пастбищ S(t) и поголовье скота R(t):

$$\gamma(t)=\frac{\Sigma_{i=1}^{3} S_i c_i}{R(t)} \quad (6),$$

где c_i – компоненты вектора весовых коэффициентов кормовых запасов экосистемы (8.5, 4.5, 2.0 ц/га год), связывающего три типа пастбищ. Четвертый тип не учитывается из-за нулевой продуктивности. Скалярное произведение $\sum_{i=1}^{3} S_i c_i$ определяет изменяющуюся суммарную биомассу экосистемы.

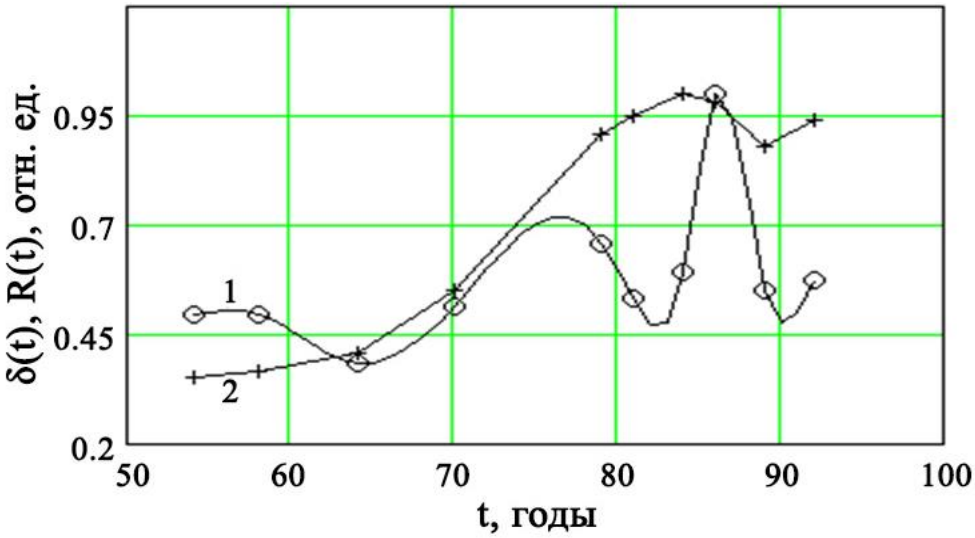

Рис. 7. Полиномиальная регрессия временных зависимостей: 1 – параметр дестабилизации δ(t), 2 – пастбищная нагрузка R(t). **Fig. 7.** Polynomial regression of the time dependence: 1 – destabilization parameter δ(t), 2 – stocking level R(t).

Из уравнений (4) и (6) следует, что параметр дестабилизации δ(t) зависит от степени эксплуатации пастбищной экосистемы, определяемой величиной γ(t). Изменение параметра δ(t) и относительное изменение R(t) во времени указывает на неустойчивость экосистемы в точках перелома немонотонного поведения кривой δ(t), приходящихся на 1977 и 1988 гг., в то время как линия пастбищной нагрузки R(t) имеет монотонный характер. Это позволяет сделать вывод о том, что точки бифуркации системы связаны с процессом сложного динамического функционирования составляющих ее элементов и описываются марковской цепью, приводящей к неустойчивости в случае сложной цепи. Функциональная связь между площадью пастбищ и условной нагрузкой позволяет определить предельную допустимую численность голов скота на 1 га для рационального использования экосистем. Весьма ценно при этом нахождение точек бифуркаций, с помощью которых возможно определение режимов динамически устойчивого функционирования экосистем и допустимые нагрузки на нее. В результате моделирования было установлено, что в 60-х гг. при численности скота порядка 600 тыс. голов экосистема на тестовом участке находилась в устойчивом состоянии.

Сценарий развития экосистемы мог быть другим, если бы пастбищная нагрузка оставалась на уровне 60-х гг., когда уровень биомассы был постоянен и точки бифуркаций отсутствовали.

Таким образом, с помощью моделирования на МЦ мы получаем возможность определения времени стабильного существования (времени жизни) экосистемы. Совместное использование дифференциальных уравнений и МЦ позволяет, на наш взгляд, в значительной степени продвинуться к наиболее адекватному математическому описанию неустойчивых экосистем.

Рассмотрим применение эргодических МЦ для проблемы рационального использования экосистем Черных земель Калмыкии. Исходная матрица переходов для периода 1958-1964 гг. имеет вид:

$$P = \begin{array}{c} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \end{array} \begin{pmatrix} 0.76 & 0.23 & 0.006 & 0.004 \\ 0.05 & 0.83 & 0.08 & 0.04 \\ 0 & 0.1 & 0.64 & 0.22 \\ 0 & 0 & 0.13 & 0.87 \end{pmatrix}.$$

Для составления прогнозов весьма полезной является фундаментальная матрица (M): $M=[I-(p-S)]^{-1}$.

$$M = \begin{array}{c} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \end{array} \begin{pmatrix} 2.9521 & -0.6193 & -0.6278 & -0.7642 \\ -0.1267 & 2.5006 & -0.2807 & -1.0649 \\ -0.1446 & -0.0872 & 1.9198 & -0.5286 \\ -0.042 & -0.4872 & -0.2135 & 1.8457 \end{pmatrix},$$

где I – единичная матрица, S – матрица финальных состояний. Матрица времен (M_t) достижения различных состояний определяется формулой:

$$M_t=(I–M+EM_d)D \quad (7),$$

где M_d – диагональная матрица, образованная из фундаментальной замены нулями всех элементов кроме диагональных; D – диагональная матрица с $d_{ii}=1/S_i$; E – матрица, все элементы которой равны единице. Вычисления времен переходов системы из одного состояния в другое осуществляются с помощью матрицы M_t. При $j \neq i$ значение элементов матрицы равно среднему числу шагов, которое необходимо сделать экосистеме, чтобы перейти в состояние S_j, если процесс начался из состояния S_i. При $i=j$ определяется время возврата в состояние S_i. Подставляя значения матриц I, P, E, D и M_d в формулу для M_t, получим:

$$M_t = \begin{array}{c} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \end{array} \begin{pmatrix} 10.343 & 9.5185 & 13.5757 & 7.829 \\ 31.844 & 23.0509 & 11.7261 & 8.7309 \\ 32.029 & 7.8949 & 5.3288 & 7.1224 \\ 30.967 & 89.1155 & 11.3681 & 2.9997 \end{pmatrix}, \text{(шаги)}.$$

Матрица переходов соответствовала 6-летнему интервалу наблюдений (1958-1964 гг.), следовательно, переход к размерности по времени можно осуществить умножением матрицы достижений M_t на интервал квантования по времени – 6 лет. В результате получим:

$$M_t = \begin{array}{c} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \end{array} \begin{pmatrix} 62.058 & 57.1107 & 81.4545 & 46.9741 \\ 191.0653 & 18.3054 & 70.3565 & 52.3857 \\ 192.1738 & 47.3692 & 31.9728 & 42.7342 \\ 185.8066 & 54.6927 & 68.2086 & 17.9982 \end{pmatrix}, \text{(годы)}.$$

Приведенная к временной жизненности матрица M_t дает нам ценную информацию о финальных состояниях экосистем в процессе их эволюции. Сукцессионные переходы отражены в ней в контексте времени перехода от одного состояния (вид экосистемы) к другому на финальном этапе эволюции. Первая строка относится к исходным пастбищам и при данном экономическом сценарии описывает динамику их перехода к соседним экосистемам: S_2, S_3 и S_4. За 57.11 лет несбитые или слабосбитые злаково-прутняково-белополынные пастбища S_1 перейдут в состояние S_2 – умеренно и сильносбитые злаково-белополынные и тырсовые, а за 81.45 лет – в сильносбитые тырсово-эбелековые и сорно-однолетниковые S_3.

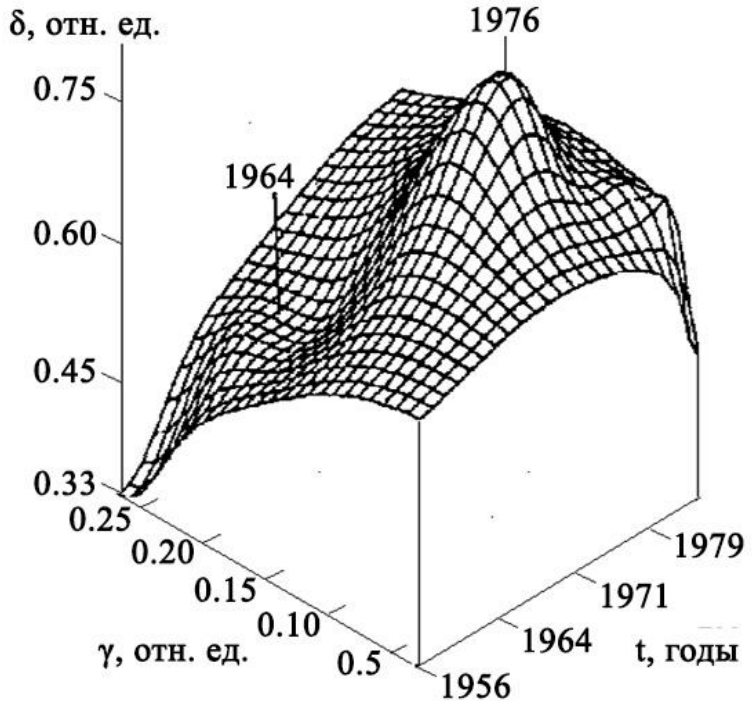

Рис. 8. Фазовый портрет экологического состояния Черных земель. **Fig. 8.** Phase portrait of ecological state of the Chyornye Zemli.

Из M_t также следует, что исходные пастбища на состояние 1958 г. и с темпами дефляции на этот год перейдут в разбитые пески за 46.97 лет, в то время как полное восстановление песков займет 1865.8 лет. Матрица M_t позволяет оценивать сроки принятия соответствующих решений при организации технологических работ, фитомелиорации, выпаса и т.д.

Выводы

Исследования динамической экологии экосистем Черных земель Калмыкии показали, что разрушение и восстановление пастбищ адекватно описываются в приближениях однородных и неоднородных марковских процессов. Эргодичность поведения классов экосистемы предопределила эффективность применения математического аппарата цепей

Маркова при составлении прогнозов. Сравнение стационарных распределений экосистем, полученных из матриц с высокими степенями, позволило выявить нелинейность динамики их поведения и определить точки бифуркаций. Появилась возможность определять время жизни устойчивого функционирования растительных сообществ.

Динамическая модель на базе матриц обеспечивает долгосрочное прогнозирование. Установлено, что точки бифуркации связаны с сукцессионной динамикой экосистем. Выявленная функциональная связь между площадью пастбищ и животной нагрузкой позволила определить пределы нагрузки на экосистему для практического применения результатов исследований. Показано, что МЦ можно использовать в управлении динамикой кормовых запасов пастбищной экосистемы, что является основой для успешного решения задач природопользования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Андронников В.Л. 1979. Аэрокосмические методы изучения почв. М.: Колос. 280 с.

Арманд Д.Л. 1983. Географическая среда и рациональное использование природных ресурсов. М.: Наука. 237 с.

Арманд Д.Л. 1975. Наука о ландшафте. Основы теории и логико-математические методы. М.: Мысль. 288 с.

Арнольд В.И. 1990. Теория катастроф. М.: Наука. 128 с.

Виноградов Б.В. 1990. Динамический мониторинг деградации и восстановления пастбищ Черных земель Калмыкии // Проблемы освоения пустынь. № 1. С. 10-19.

Виноградов Б.В. 1992. Долговременная динамика отражательной способности экосистем при опустынивании // Доклады РАН. Т. 324. № 4. С. 908-911.

Виноградов Б.В. 1998. Основы ландшафтной экологии. М.: ГЕОС. 418 с.

Виноградов Б.В., Кошель С.М., Кулик К.Н. 2000. Прогнозирование пространственно-временной динамики экосистем методом универсального кригинга // Экология. № 5. С. 323-332.

Виноградов Б.В., Кулик К.Н., Салугин А.Н. 1993. Прогнозирование процессов опустынивания пастбищ Западного Прикаспия на основе аэрокосмической фотоинформации // Лесомелиорация и ландшафт: сборник научных трудов ВНИАЛМИ / Ред. Е.С. Павловский. Волгоград: ВНИАЛМИ. С. 67-82.

Виноградов Б.В., Кулик К.Н., Сорокин А.Д. 1996. Изодинамическое картографирование экологического неблагополучия по повторным аэро- и космическим снимкам // Доклады РАН. Т. 350. № 4. С. 560-565.

Виноградов Б.В, Кулик К.Н., Сорокин А.Д. 1999. Изодинамическое картографирование и долговременный мониторинг опустынивания и деградации земель с применением нелинейных методов моделирования // Почвоведение. № 4. С. 494-505.

Кулик К.Н., Кулик Н.Ф., Кулик А.К. 2012. Водный баланс почв песчаных массивов (на примере Усть-Кундрюченского массива, Ростовская область) // Почвоведение. № 8. С. 846-854.

Кулик К.Н., Петров В.И. 2012. Опустынивание российского Прикаспия и концепция адаптивного природопользования // Материалы Каспийского экологического форума. Туркменбаши. С. 1-5.

Преображенский В.С., Александрова Т.Д., Куприянова Т.П. 1988. Основы ландшафтного анализа. М.: Наука. 192 с.

Робертс Ф.С. 1986. Дискретные математические модели с применением к социальным, экологическим и экономическим задачам. М.: Наука. 496 с.

Салугин А.Н. 1999. Математическое моделирование динамических переходов в экосистемах

// Вестник ВолгГАСА. Волгоград. Вып. 2. С. 42-47.
Салугин А.Н. 2005. Синергетические аспекты динамики почвенно-растительных аридных экосистем // Доклады РАСХН. № 5. С. 60-62.
Салугин А.Н., Кулик К.Н. 2003. Марковские цепи дефляции почвенно-растительного покрова пастбищ Черных земель // Доклад РАСХН. № 5. С. 34-37.

MODELING DEFLATION OF ARID ECOSYSTEMS WITH MARKOV CHAINS

© 2017. K.N. Kulik, A.N. Salugin

Federal scientific center of agroecology, complex melioration and protective afforestation of RAS
Russia, 400062, Volgograd, Universitetsky Avenue, 97. E-mail: kulikkn@yandex.ru

The dynamics of the ecological state of soil-vegetation system (SVS) of the Chyornye Zemli of Kalmykia is studied. The mechanism of destruction and reconstruction of pastures is presented in the approximation of homogeneous and nonhomogeneous Markov processes. Ergodicity behavior of ecosystems predetermined the efficiency of application of mathematical apparatus of Markov chains (MC) in modeling the successional dynamics and forecasting. Comparison of stationary distributions of ecosystems obtained from matrices of high degree identified the nonlinearity of the dynamics of their operation, and determined singular points (points of bifurcation). It became possible to determine the lifetime of stable functioning of plant communities on pastures. It is ascertained that the dynamic model based on ergodic matrices is capable of long-term forecasting. It is concluded that the bifurcation points are associated with the successional dynamics between ecosystems. The identified functional link between the pasture area and animal load allowed the determination of the limits of loading on ecosystems of Chyornye Zemli and the identifying of the practical aspect of research. It is shown that Markov chains can be used in managing the dynamics of the fodder resources of pastures when development of problems of rational nature use.
Keywords: mathematical modeling, succession processes, Markov chains, dynamics and evolution of pasture systems, ecosystem.