

## ТЕРМОДИНАМИКА ВНУТРИВОДОЕМНЫХ ПРОЦЕССОВ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПРИ АНТРОПОГЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ

© 2011 г. А. М. Никаноров\*, \*\*, М. М. Трофимчук\*\*

\*Гидрохимический отдел Института водных проблем Российской академии наук,

\*\*Гидрохимический институт

344090 Ростов-на-Дону, просп. Стачки, 198

Поступила в редакцию 05.07.2010 г.

Для изучения влияния загрязняющих веществ на внутриводоемные процессы проведен ряд натуральных экспериментов в природных модельных экосистемах (мезокосмах). В качестве обобщенных термодинамических параметров состояния экосистем исследовалась интенсивность фотосинтетического продуцирования и деструкции органического вещества. На основе отношения деструкции к валовой продукции и скорости изменения этого отношения построены фазовые портреты экосистем. Анализ показал, что динамика состояния экосистем, описываемая этими параметрами, соответствует общим закономерностям эволюции состояний диссипативных структур, а, следовательно, скорость изменения отношения деструкции к продукции можно рассматривать в качестве термодинамического критерия эволюции состояний водных экосистем. На основе этого критерия, используя предлагаемый подход, могут быть разработаны методы нормирования экологических нагрузок.

*Ключевые слова:* первичная продукция, деструкция, фазовое пространство, критерий состояния, водные экосистемы, диссипативные структуры.

С целью изучения внутриводоемных процессов и оценки влияния загрязняющих веществ (ЗВ) на пресноводные экосистемы в Гидрохимическом институте и Гидрохимическом отделе Института водных проблем РАН за последние 20 лет проводились эксперименты на моделях водных экосистем (мезокосмах) на различных водных объектах и в различных физико-географических условиях юга России.

Мезокосмы представляют собой пространственно изолированную часть исследуемой экосистемы. Экспериментальная экосистема включает определенный объем исследуемой воды и соответствующую площадь донных отложений (ДО) вместе с населяющими их биотическими сообществами. Мезокосмы можно считать открытыми системами в течение всего времени эксперимента, поскольку в них обеспечивается свободный обмен энергией с окружающей средой, а обмен веществом обеспечивается за счет взаимодействия с атмосферой и с избыточным (достаточным на время эксперимента) запасом вещества внутри самой модельной экосистемы. Такие экспериментальные экосистемы имеют в течение эксперимента достаточное сходство с исследуемой материнской экосистемой по многим важнейшим характеристикам [5]. При этом в них легко изменять и контролировать управляющие па-

раметры, в частности, интенсивность токсического воздействия.

Критерии оценки экологического состояния водных объектов должны основываться на изучении фундаментальных закономерностей функционирования водных экосистем на основе обобщенных показателей, характеризующих внутриводоемные процессы. К ним, в частности, относятся фотосинтетическое продуцирование и деструкция органического вещества (ОВ), отображающие все многообразие биотических связей и абиотических компонентов, образующих экосистему. При этом экосистема рассматривается как открытая термодинамическая система, черпающая извне информационную и негэнтропийную подпитку для упорядочивания собственной структуры, а эволюция ее состояний как последовательность неустойчивых структурообразующих и устойчивых преобразующих периодов [4]. В настоящее время есть также понимание того, что описание состояния сложных систем, каковыми являются водные экосистемы, невозможно без учета современных законов физики и новых вероятностных подходов, использующих не уравнения классической термодинамики, а концепцию второго закона термодинамики применительно к неравновесным системам, типичные пред-

ставители которых — экосистемы поверхностных вод суши [6].

В этом контексте процесс фотосинтетического продуцирования живого ОВ в водных экосистемах следует рассматривать как процесс создания упорядоченности в экосистеме, а деструкцию — как затраты экосистемы на создание и поддержание этой упорядоченности. В этом случае отношение деструкции  $R$  к валовой первичной продукции  $P$  можно считать мерой термодинамической упорядоченности экосистемы и на этой основе оценивать состояние экосистем [9].

Если предположить, что вся ассимилированная солнечная энергия преобразуется в живое ОВ (что невозможно в реальных условиях природных экосистем), этот процесс можно оценить нулевой величиной на  $R/P$  — шкале естественного состояния экосистемы. Если вся солнечная энергия рассеивается, что практически соответствует гибели живой фотосинтезирующей компоненты экосистемы, то предельная величина — с другой стороны шкалы. Понятно, что существуют некие промежуточные области оптимального соотношения процессов рассеяния и продуцирования, соответствующие оптимальным условиям существования биотической компоненты экосистемы, которые могут быть приняты за «норму» [12]. Вероятно, что «норма» для водных экосистем различных типов, в различных природных зонах и в разные периоды вегетации может меняться [1].

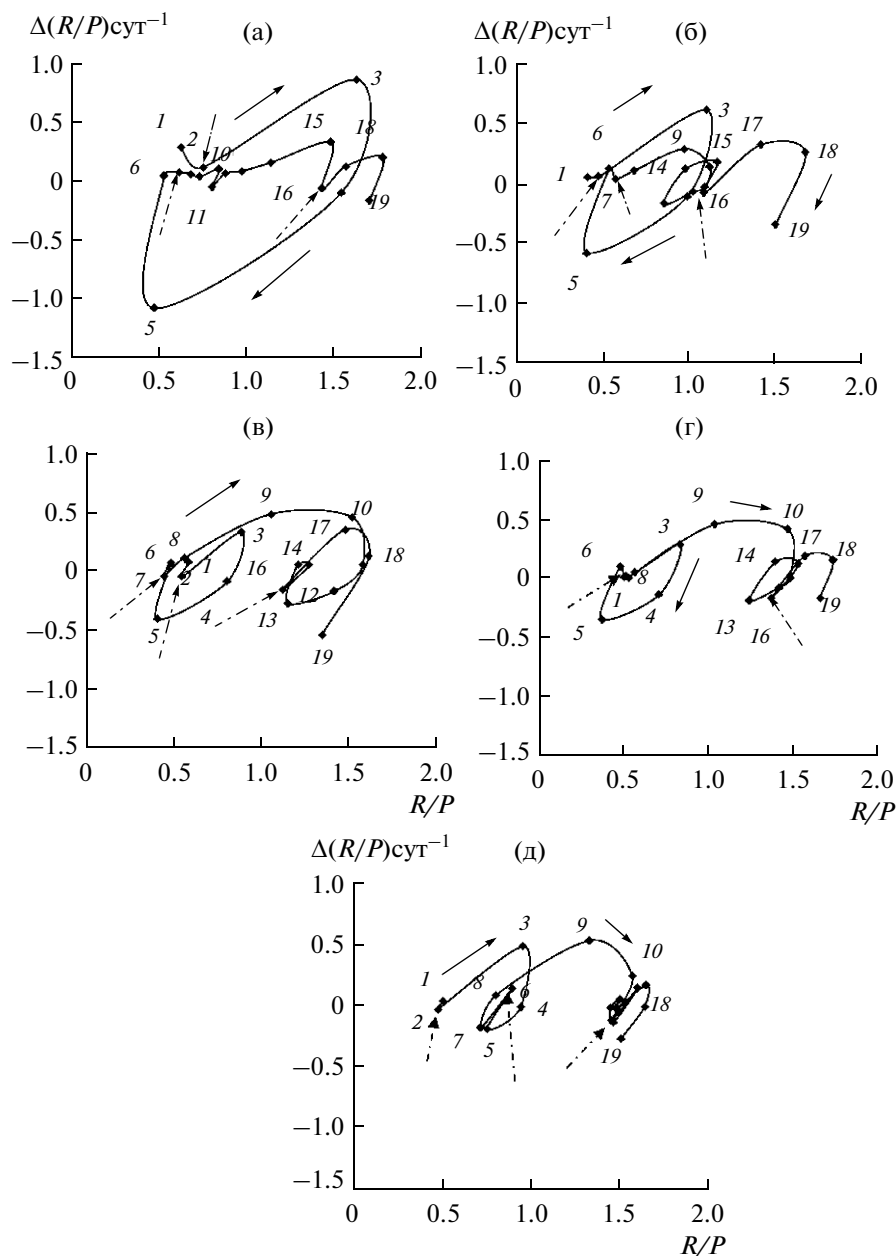
Возможность термодинамического описания состояния экосистем следует также из теоремы Пригожина, в соответствии с которой развитие живых систем происходит самопроизвольно и непрерывно в направлении достижения конечного стационарного состояния. Это движение должно сопровождаться уменьшением скорости продуцирования энтропии, отнесенной к единице массы живой системы, до минимальных ее значений в конечном стационарном состоянии. В живых системах диссипативную функцию приравнивают к интенсивности теплопродукции, следовательно — к интенсивности дыхания, определяемого на уровне экосистемы как деструкция [3, 14]. Тогда, в соответствии с теоремой Пригожина, отношение интенсивности деструкции экосистемы к ее биомассе ( $\Delta R/B\Delta t$ ) можно отождествить с удельной диссипативной функцией. Поскольку биомасса и продукция суть величины подобные, то отношение интенсивности деструкции экосистемы к ее продукции ( $\Delta(R/P)\Delta t^{-1}$ ) тождественно функции удельной диссипации. Поэтому скорость изменения  $R/P$  можно рассматривать в качестве термодинамического критерия эволюции состояний экосистем.

В экспериментах 1992–2009 гг. на природных моделях пресноводных экосистем (мезоэкосмах), установленных на различных водных объектах бассейна р. Дон (озера Кривое, Таловатое, Сухое, рыболовные пруды, р. Дон), изучали отклик экосистем на внешние воздействия, в частности, на их токсическое загрязнение. Были использованы мезоэкосмы унифицированной конструкции объемом 4–6 м<sup>3</sup> при глубине 1.5–2.0 м, позволяющие выделять объем воды от поверхности до дна, включая ДО. При этом обязательным было соблюдение условия подобия наблюдаемых процессов с материнской экосистемой в течение всего времени проведения экспериментов [5]. Первичную продукцию и деструкцию ОВ определяли по разнице содержания растворенного O<sub>2</sub> в светлых и темных изолированных сосудах [15] в авторской модификации, позволяющей учитывать продукционно-деструкционные процессы в ДО и придонном микрослое воды [16]. В качестве ЗВ использовались кадмий (Cd<sup>2+</sup>), ртуть (Hg<sup>2+</sup>), синтетические поверхностно активные вещества (СПАВ) и др.

Ключевой момент при исследовании термодинамики экосистем — решение вопроса, существуют ли стационарные состояния в динамике продукционно-деструкционных процессов в реальных водных экосистемах, и если да — то каковы их параметры? Для фиксирования наличия стационарных состояний в динамике продукционно-деструкционных процессов и исследования их параметров по данным полевых наблюдений строились фазовые плоскости — графики изменения во времени связи отношения  $R/P$  и скорости его изменения за сутки (рис. 1–3). Другими словами, анализ динамики продукционно-деструкционных процессов проводили в динамическом фазовом пространстве, что позволило представить качественную картину изменения состояний экосистем по их фазовым портретам, не прибегая к математическому моделированию.

Поскольку состояние реальных живых систем, в том числе пресноводных экосистем, всегда находится в динамическом равновесии, параметры процессов в этих системах никогда не принимают стабильных минимальных значений, а колеблются около них. В этом случае стационарное состояние на фазовой плоскости представляет собой устойчивый предельный цикл [8] и, строго говоря, должно интерпретироваться как квазистационарное.

Фазовые портреты экосистем, построенные по результатам натурных экспериментов, отчетливо выявляют отличия состояний мезоэкосмов в зависимости от характера и силы внешнего воздействия. Параметры состояния экосистем описывают циклические траектории, количество, площади и взаимное расположение которых в фазовом простран-



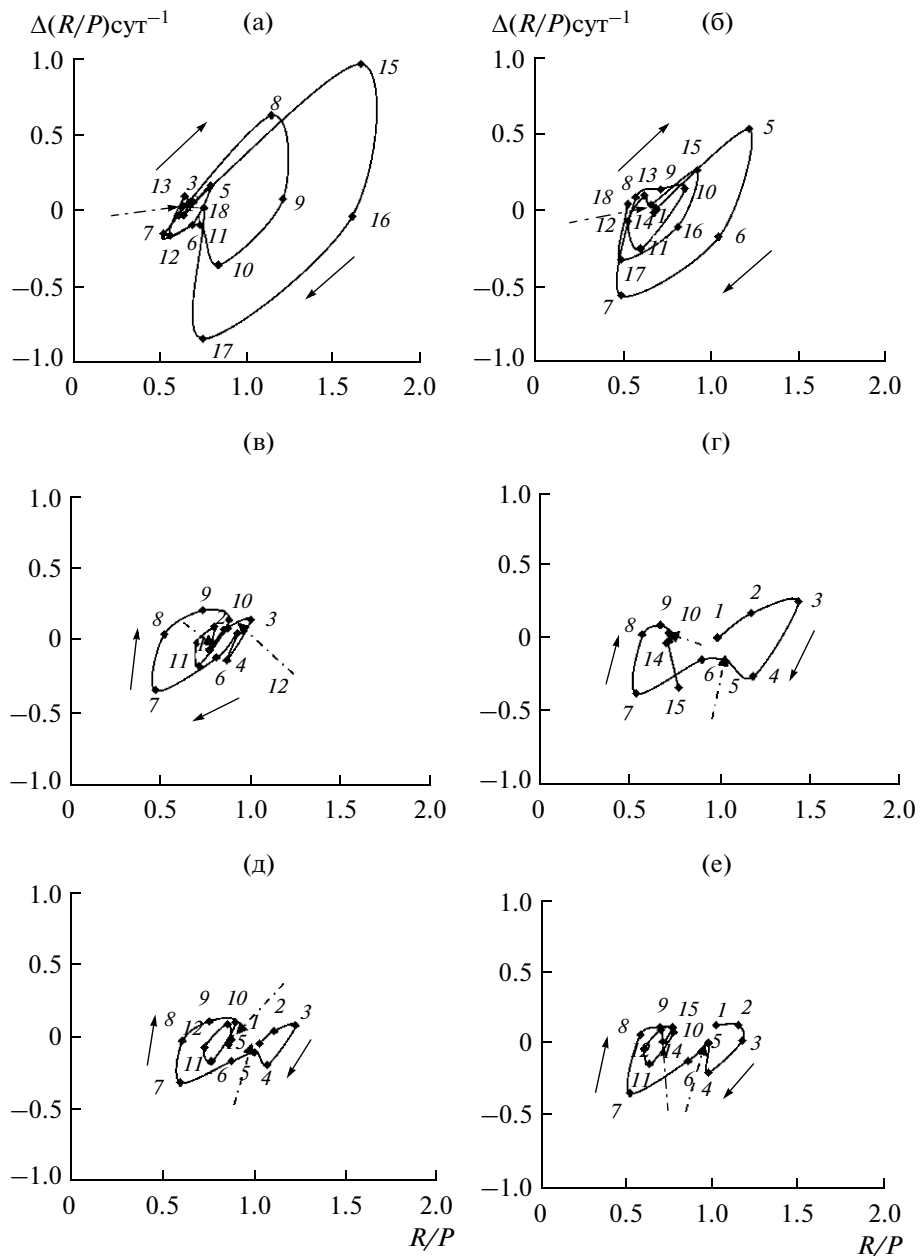
**Рис. 1.** Динамические фазовые портреты экосистем (серия экспериментов 2007 г.). а – материнская экосистема, б – мезокосм без токсиканта, в – мезокосмы под токсическим воздействием 100 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  (внесение токсиканта – 1 сут), г – 150 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  (1 сут), д – 50 + 20 + 20 + 20 + 20 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  (1, 3, 6, 8, 10 сут). Здесь и на рис. 2, 3, 5 временные ряды сглажены методом скользящей средней, цифры у траекторий указывают сутки измерения  $R$  и  $P$ , пунктирные стрелки указывают на точки бифуркации, сплошными стрелками обозначено направление эволюции состояния экосистем.

стве могут различаться. В материнских экосистемах, которыми служили водоемы, не загрязненные токсическими веществами, наблюдаются один (рис. 1а) или несколько циклов (рис. 2а).

Циклические траектории могут полностью или частично перекрываться, в той или иной степени смещаясь по  $R/P$ -оси. В случае, когда фазовый портрет экосистемы представлен несколькими

циклами, выделяется один из них с минимальной площадью, из него выходят неустойчивые траектории и к нему они возвращаются. Таким образом, этот предельный цикл представляет собой устойчивый аттрактор (рис. 2а) [8, 11].

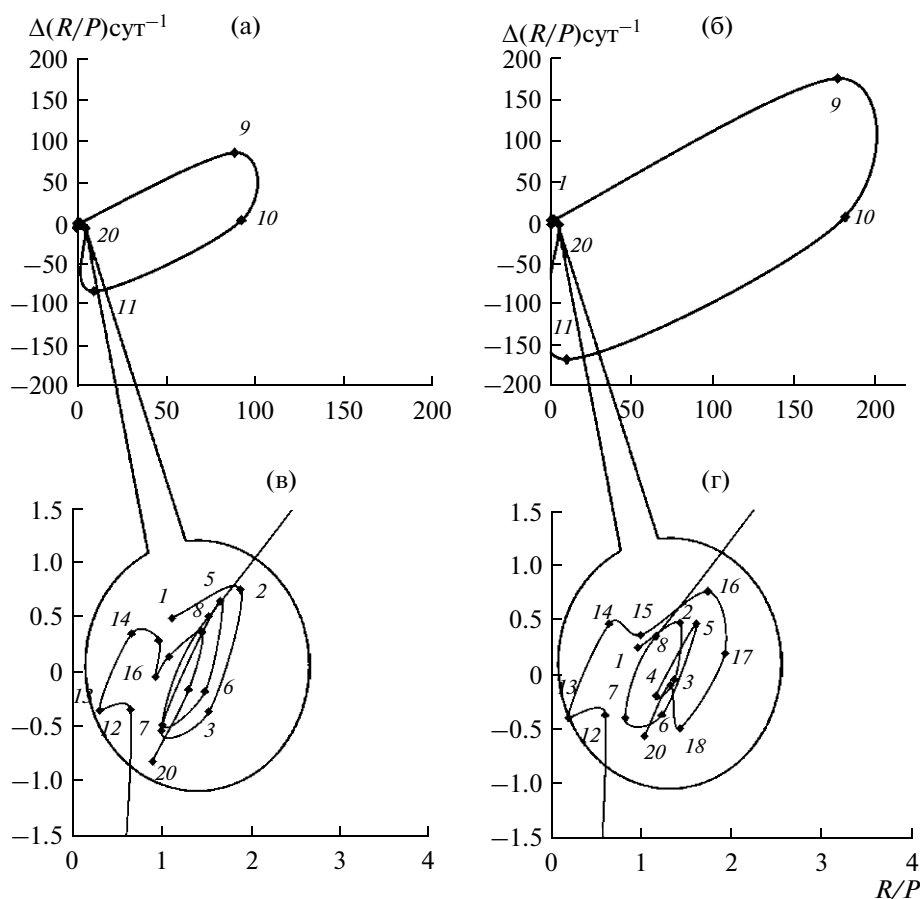
Независимо от деталей динамики параметров состояния в целом для материнских экосистем отмечается, что отдельные фазовые точки распределе-



**Рис. 2.** Динамические фазовые портреты экосистем (серия экспериментов 2009 г.). а – материнская экосистема, б – мезокосм без токсиканта, в–е – мезокосмы под токсическим воздействием 5–10, 25, 50, 75 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  соответственно (внесение токсиканта во все мезокосмы – 1 сут).

ны по фазовому пространству менее плотно, чем в импактных экосистемах. Таким образом, выявилась основная особенность фазового пространства материнских экосистем – его разреженность и минимальная плотность. Иными словами, удельная диссипативная функция в материнских экосистемах максимальна. На первый взгляд, этот вывод противоречит концепции о минимуме производства энтропии, так как в экосистеме, не подверженной внешнему воздействию, наблюдается максималь-

ная скорость производства энтропии. Это кажущееся противоречие объясняется тем, что в материнских экосистемах наблюдаются как стационарные состояния, так и нестационарные процессы, обусловленные неконтролируемыми факторами [6]. В стационарном состоянии, описываемом устойчивым предельным циклом, значения удельной диссипативной функции минимальны. Нестационарные состояния описываются циклическими всплесками параметров, охватывающими максимальную пло-



**Рис. 3.** Динамические фазовые портреты модельных экосистем (серия экспериментов 2005 г.). а, б – мезокосмы под токсическим воздействием 20 + 10 + 50 + 20, 20 + 10 + 50 ПДК СПАВ соответственно, в, г – масштабированные фрагменты фазовых траекторий соответствующих вариантов. Точки 9 и 10 проставлены условно, поскольку значения продукции в этих точках равнялись нулю.

щадь фазового пространства, и характеризуются максимальными значениями скорости прироста энтропии. Наличие устойчивого аттрактора в фазовом портрете материнских экосистем, к которому притягиваются все фазовые траектории и который характеризуется минимумом производства энтропии, согласуется с упомянутой концепцией.

В мезокосмах без токсикантов (контрольных) происходит сжатие фазового пространства, занимаемого экосистемой, и может сформироваться цикл, лежащий в пределах максимальной циклической области, что, по мнению авторов, является результатом воздействия замкнутого пространства и изменения характера водообмена (рис. 1б). С другой стороны, это свидетельствует о том, что когда интенсивность воздействия не превышает допустимую, экосистеме “удается удержаться” в пределах параметров функционирования, близких к ненарушенному состоянию.

В подверженных воздействию токсиканта модельных экосистемах при минимальных токсических нагрузках от 5 до 10 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  (рис. 2в) наблюдается дальнейшее сжатие фазового пространства. Происходит смещение исходной циклической области в сторону увеличения  $R/P$  до среднего значения 0.9, устойчивый предельный цикл разрывается, и после прохождения точки бифуркации и нестационарного перехода формируется новый устойчивый циклический аттрактор в области величин  $R/P$ , равных 0.7–0.8. Экосистема практически возвращается в состояние, близкое к исходному.

При увеличении токсической нагрузки (25 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$ ) смещение начального цикла возрастает в сторону увеличения значения  $R/P$  (рис. 2г). Такой уровень токсического воздействия, по-видимому, оказывается критическим – превышает допустимый для данной экосистемы, поэтому начальный цикл становится нестационарным, и после бифуркации

(5-е сут) и нестационарного перехода формируется цикл в другой области фазового пространства, близкой к исходной в контрольном мезокосме. Повышение концентрации токсиканта в мезокосмах (до 50 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$ ) приводит к дальнейшему уплотнению фазового пространства модельных экосистем (рис. 2д). При этом сохраняется топологическое подобие фазовых портретов фазовым портретам предыдущего варианта с токсической нагрузкой 25 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  (два разнесенных в фазовом пространстве цикла).

Временная динамика термодинамических параметров экосистем различных вариантов в серии экспериментов одного года остается практически неизменной. Так, в серии экспериментов 2009 г. начальные циклы формируются в 1–5-е сут, в 5-е сут происходит первая бифуркация, второй цикл сохраняется с 10-х по 14-е сут, в 14-е сут наблюдается вторая бифуркация. Аналогичная закономерность проявляется и в других экспериментах. Такая синхронность процессов может свидетельствовать о том, что существует собственная частота колебательных процессов конкретной экосистемы. Ее сохранение в разных мезокосмах говорит о том, что в течение всего эксперимента наблюдается экологическое подобие сравниваемых экосистем.

Воздействие на экосистему токсической нагрузки в 100 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  (в серии 2007 г.) приводит к тому, что после бифуркации в 7-е сут (рис. 1в) следует нестационарный переход не в направлении исходного состояния, как в предыдущих случаях, а в сторону возрастания величины  $R/P$ , где формируется устойчивый предельный цикл при среднем значении  $R/P$ , равном 1.3. При повышении токсической нагрузки (до 150 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  в этой же серии экспериментов) наблюдается уплотнение фазового пространства, особенно второго цикла, и дальнейшее смещение цикла в область значения  $R/P$ , равного 1.5 (рис. 1г). Последовательное токсическое воздействие (50 + 20 + 20 + 20 + 20 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$ ) (рис. 1д), несмотря на более низкую суммарную концентрацию – 130 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$ , вызвало большее сжатие фазового пространства модельной экосистемы, чем однократное шоковое воздействие в 150 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  (рис. 1г). Таким образом, длительное загрязнение оказывает на экосистемы более негативное воздействие, чем однократное. Временные параметры фазовых портретов, как и в других сериях, одинаковы для всех вариантов.

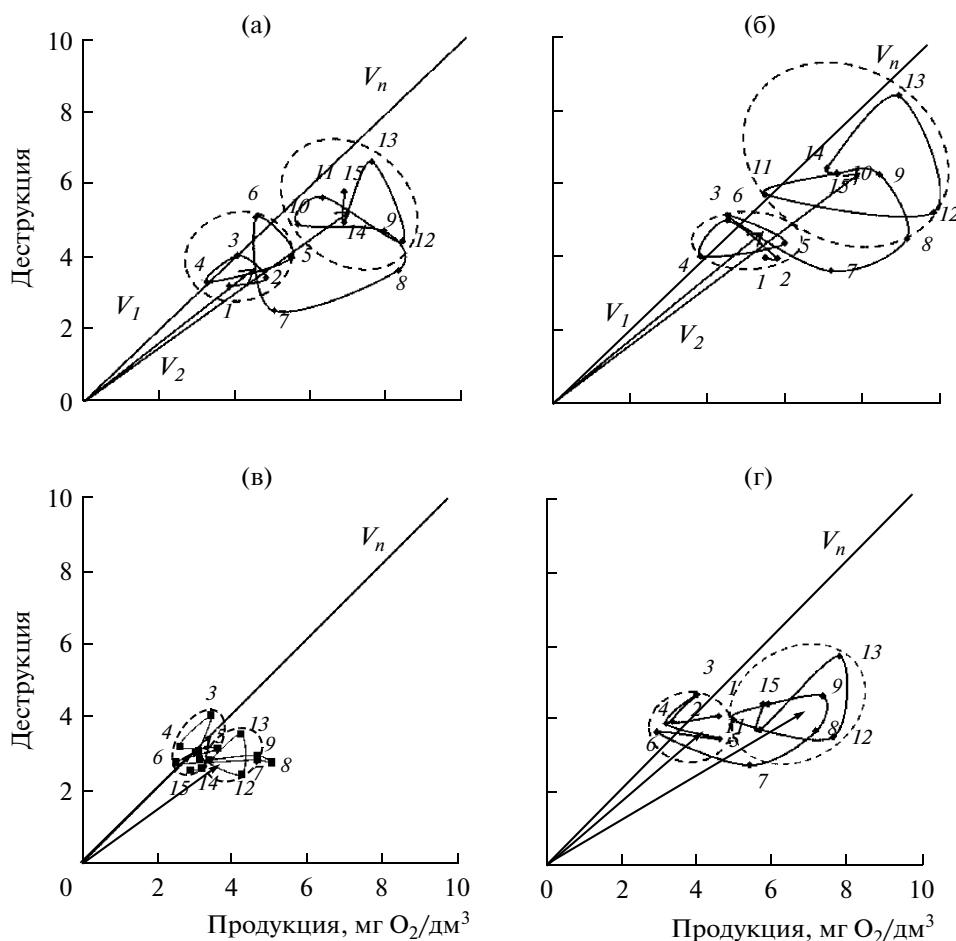
Следует обратить внимание на особенности возврата экосистем в исходное состояние. Независимо от того, насколько далеко экосистема сместилась в фазовом пространстве под воздействием внешних факторов, в большинстве случаев наблюдался возврат экосистем в исходную область фазового про-

странства. Исключение составляла небольшая серия экспериментов, когда возврата экосистемы в исходное состояние не наблюдалось, возможно, из-за краткосрочности эксперимента (рис. 1б–1д). Однако и в этом случае проявлялась тенденция к возврату, а именно – второй предельный цикл во второй точке бифуркации терял устойчивость и фазовая траектория устремлялась к исходной области.

Указанная тенденция сохранялась в экспериментах и с другими ЗВ. Так, при исследовании воздействия СПАВ на модельные экосистемы в первые после токсического воздействия дни наблюдали только уплотнение фазового пространства в предельном цикле. Затем, после двухоборотного цикла экосистема устремлялась в “бесконечность”, что практически соответствовало гибели фотосинтезирующей системы при сохранении деструкционной компоненты. Однако после описания этой “бесконечной” траектории параметры экосистемы практически возвращались к исходному состоянию (рис. 3в, 3г). Можно предположить, что устойчивые стационарные состояния экосистем вероятны не в любой области значений  $R/P$ , а только при определенных, оптимальных для данной экосистемы значениях, лежащих в довольно узких пределах. Иными словами, биота экосистемы подстраивается под внешние условия таким образом, чтобы баланс деструкции и продукции сохранялся оптимальным независимо от структуры биотического сообщества.

Таким образом, анализ динамических фазовых портретов отчетливо выявляет основные закономерности в эволюции состояний экосистем. Экосистема переходит в новое состояние не плавно, а скачкообразно, с условной остановкой в точке бифуркации, образуя в фазовом пространстве своеобразные “инверсионные петли”. В эти периоды происходит, по-видимому, перестройка экосистемы. Циклические области квазистационарных состояний импактных экосистем «стягиваются» в фазовом пространстве и, в случае превышения критической величины интенсивности нагрузки, предельные циклы формируются в другой области фазового пространства, при этом площадь циклической области тем меньше, чем больше величина воздействия.

Переход экосистемы в новое состояние во всех случаях происходил при нулевой или близкой к нулю скорости изменения величины  $R/P$  и резком изменении направления фазовой траектории. В общем случае, как было отмечено выше, такие закономерности характерны для предельных состояний диссипативных систем и соответствуют переходу между устойчивостью и неустойчивостью, когда производство избыточной энтропии исчезает [2].

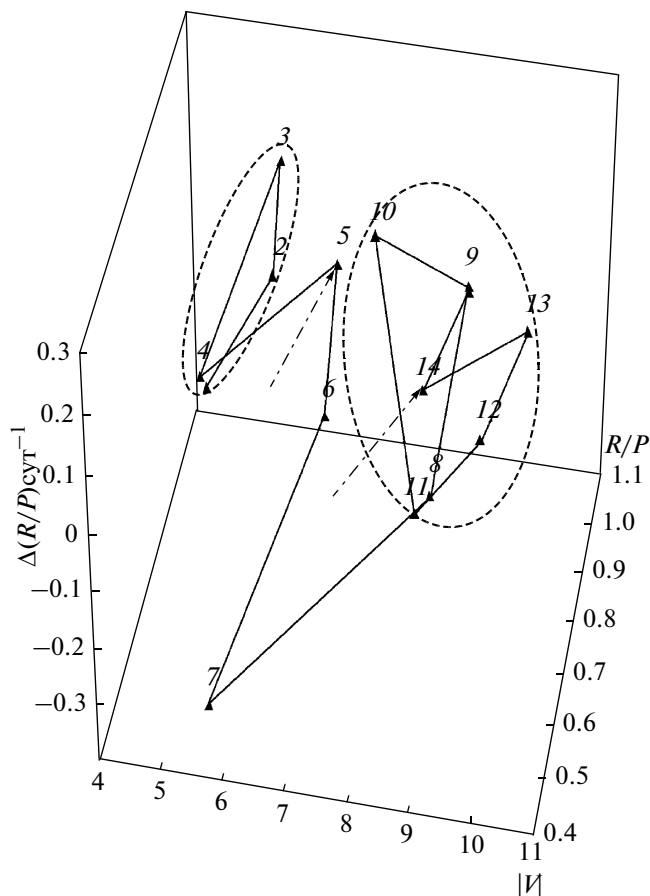


**Рис. 4.** Параметрические фазовые портреты модельных экосистем (серия экспериментов 2009 г.) а–г – мезоэкосистемы под токсическим воздействием 5, 10, 50, 75 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$  соответственно (внесение токсиканта во все мезоэкосистемы – 1 сут).  $V_1$ ,  $V_2$  – векторы, определяющие положение соответствующей стационарной области в фазовом  $R$ – $P$  пространстве,  $V_n$  – вектор “нормы”. Цифры у траекторий указывают сутки измерения  $R$  и  $P$ . Пунктирными эллипсами выделены циклические области стационарных состояний экосистем.

Чрезвычайно важным в прикладном аспекте представляется выявление в динамике состояния экосистем точек бифуркации. Известно, что в окрестностях точки бифуркации диссипативные системы предельно чувствительны к изменению управляющих параметров и даже небольшая флуктуация может привести систему к разрушению и непредсказуемым изменениям в ее эволюции [13]. Из этого можно сделать вывод, что даже незначительные негативные воздействия на водные экосистемы в этот период могут привести к катастрофическим последствиям. Как писал Пригожин: “Если же природе, в качестве сущностной характеристики, присуща нестабильность, то человек просто обязан более осторожно и деликатно относиться к окружающему его миру, – хотя бы из-за неспособности

однозначно предсказывать то, что произойдет в будущем.” [10].

Использованный способ анализа экспериментальных данных с построением двумерного динамического фазового пространства позволяет выявить стационарные состояния экосистемы, охарактеризовать их как устойчивые или неустойчивые и определить критические точки (точки бифуркации) в состоянии экосистем. В то же время, наличие самопересечений фазовых траекторий, зафиксированных в ряде графиков, показывает, что двумерное динамическое фазовое пространство не достаточно для полного описания состояния экосистемы. В связи с этим в некоторых случаях возврат экосистем в исходное состояние может выглядеть таковым именно в двумерной проекции  $n$ -мерного процесса. На самом деле между исходным и конечным со-



**Рис. 5.** Фазовый портрет модельной экосистемы в трехмерном фазовом пространстве. Мезокосм под токсическим воздействием 5 ПДК  $\text{Cd}^{2+}$ .

стояниями, скорее всего, наблюдается сдвиг в фазовом пространстве по недостающей оси. В действительности, анализируемые временные ряды имеют, по-видимому, размерность больше двух. И, следовательно, для более точного описания состояния необходимо использовать фазовое пространство большей размерности. Исходя из топологических характеристик фазовых траекторий, можно предположить, что оно должно быть как минимум трехмерным.

Следует добавить, что двумерное динамическое фазовое пространство не в полной мере отображает существенные детали состояния экосистем, в частности, не дает представления о динамике абсолютных значений величин продукции и деструкции. Очевидно, что одинаковые величины  $R/P$  могут быть получены при различных абсолютных величинах  $R$  и  $P$  и принадлежать, таким образом, различным состояниям. Для детализации в описании состояния экосистем и установления различий состояний с равными величинами  $R/P$

необходимо провести их анализ в параметрическом фазовом пространстве, построенном на осях  $P$  и  $R$  (рис. 4а–4г). Динамика состояния экосистемы в этом пространстве также изображается в виде фазовых траекторий. Фактор времени отражается на этих диаграммах в виде последовательности точек.

На диаграммах фазового  $R$ – $P$ -пространства стационарные состояния могут быть представлены циклическими замкнутыми траекториями (рис. 4а–4в) или относительно компактными участками траекторий, в которых как  $P$ -, так и  $R$ -параметры мандрируют в пределах некоторой относительно устойчивой области (рис. 4г). Положение каждой области в пространстве “деструкция–продукция” может быть определено вектором, проведенным из начала координат в геометрический центр области – точку, имеющую средние координаты точек формирования области. Этот  $R$ – $P$ -вектор можно предложить в качестве одной из интегральных количественных характеристик состояния экосистемы. Одна из характеристик вектора – тангенс угла наклона  $\text{tg}\alpha$  определяется как отношение  $R$  к  $P$  ( $R/P$ ).



Второй показатель вектора  $V_i$  – модуль  $|V_i|$  – зависит от интенсивности процессов продуцирования и деструкции. Модуль вектора по существу характеризует самоочищающую способность и устойчивость экосистемы. Чем выше значения модуля, тем интенсивней при прочих равных условиях (структуре биологических сообществ, химическом составе воды, гранулометрических характеристиках взвешенных веществ и ДО, гидродинамических параметрах) процессы самоочищения. Самоочищающая способность, рассматриваемая в аспекте участия биоты, существенно влияет на общую устойчивость экосистемы. В самом деле, устойчивость как способность сохранять состояние в ответ на внешние воздействия, в том числе токсические, тем выше, чем больше в момент воздействия биомасса экосистемы и скорость ее продуцирования. В этом случае меньшая доля токсиканта приходится на каждую особь популяций, образующих экосистему, а также выше скорость связывания и выведения токсикантов, включенных тем или иным образом в биотический оборот.

Параметрические фазовые портреты существенно дополняют динамические портреты и детализируют состояние экосистем. Так, топология динамического фазового портрета экосистемы с токсической нагрузкой 5 ПДК  $Cd^{2+}$  практически не отличается от фазового портрета мезокоосма, в который внесено 10 ПДК  $Cd^{2+}$  (поэтому они оба представлены на рис. 2в). Сходство динамических фазовых портретов отмечается и для мезокоосмов под токсическим воздействием 50 и 75 ПДК  $Cd^{2+}$  (рис. 2д, 2е). Параметрические фазовые портреты этих мезокоосмов, как видно из рисунков, имеют существенные различия. Модули векторов  $|V_i|$  позволяют выявлять различия в состояниях в случаях, когда величины  $R/P$ , характеризующие эти состояния, равны или незначительно отличаются. Так, после воздействия на экосистемы мезокоосмов различными концентрациями  $Cd^{2+}$  (5, 10, 50 ПДК) параметры состояния стабилизировались в области величины  $R/P$ , равной 0.8 (рис. 2в, 2д). При этом модули векторов  $|V_2|$  различались и составляли 8.8, 10.0 и 4.5 в соответствующих вариантах (рис. 4б–4г).

Таким образом, благодаря использованию параметрической фазовой плоскости получаем третью координату фазового пространства – модуль вектора  $|V_i|$  для описания состояния экосистемы в трехмерном фазовом пространстве.

На рис. 5 представлен фазовый портрет модельной экосистемы в трехмерном фазовом пространстве (одна из его проекций представлена на рис. 2в). Хорошо видно, что возврат экосистем в исходное состояние выглядит таковым только в одной проекции –  $\Delta(R/P) \text{сут}^{-1} - R/P$ . В трехмерном фазовом пространстве наблюдается сдвиг стационарных областей по оси  $|V_i|$ . Это явление своеобразного эколо-

гического гистерезиса отмечалось ранее при анализе оптических образов экосистем [7]. Смещение траектории по оси  $|V_i|$  наблюдается всегда при переходе экосистемы из одного состояния в другое.

Таким образом, анализ поведения экосистем в трехмерном фазовом пространстве подтверждает вывод о том, что экосистемы после внешнего воздействия стремятся сохранить первоначальный баланс процессов продуцирования и деструкции при различных уровнях интенсивности этих процессов и, по-видимому, при различных структурных характеристиках. Иными словами, изменение биотической структуры экосистемы и интенсивности продукционно-деструкционных процессов в ответ на изменение условий окружающей среды направлены на сохранение оптимального баланса этих процессов в новых условиях.

## ВЫВОДЫ

Описываемая величинами первичной продукции и деструкции динамика состояния экосистем, испытывающих антропогенное воздействие, соответствует общим закономерностям эволюции состояний диссипативных систем. Экосистемы, выведенные из квазистационарного состояния под воздействием внешних факторов (загрязнение и др.), стремятся к возврату в первоначальное состояние с минимальной скоростью изменения отношения  $R/P$ , совершая при этом своеобразные “остановки” для перестройки.

Скорость изменения отношения деструкции к продукции предлагается рассматривать в качестве термодинамического критерия эволюции состояний экосистем. Используя указанный критерий, можно выявлять квазистационарные состояния экосистем и переходы из одного состояния в другое, а также определять границы устойчивости водных экосистем, что, в свою очередь, открывает путь к разработке методов нормирования экологических нагрузок.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алимов А.Ф. Общие основы учения о биологической продуктивности водоемов // Гидробиол. журн. 1988. Т. 24. № 3. С. 40–63.
2. Гленсдорф П., Пригожин И. Термодинамическая теория структуры, устойчивости и флуктуаций. М.: Мир, 1973. 280 с.
3. Зотин А.И., Зотина Р.С. Термодинамические критерии устойчивости и надежности биологических систем и процессов развития // Надежность и гомеостаз биологических систем. Киев: Наук. думка, 1987. С. 26–34.
4. Моничев А.Я., Гелашвили Д.Б. Энтропия и информация: экологический аспект // Вест. Нижегородского ун-та. Сер. Биология. 2001. Вып. 1(2). С. 52–59.

5. *Никаноров А.М.* Научные основы мониторинга качества вод. СПб.: Гидрометеоздат, 2005. 576 с.
6. *Никаноров А.М.* О некоторых фундаментальных понятиях теоретической гидрохимии // Докл. РАН. 2009. Т. 429. № 5. С. 1–4.
7. *Никаноров А.М., Сухоруков Б.Л.* Об экологическом гистерезисе // Докл. РАН. 2008. Т. 422. № 6. С. 811–814.
8. *Николис Г., Пригожин И.* Познание сложного. М.: ЛКИ, 2008. 352 с.
9. *Одум Ю.* Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
10. *Пригожин И.* Философия нестабильности // Вопросы философии. 1991. № 6. С. 46–57.
11. *Ризниченко Г.Ю., Рубин А.Б.* Биофизическая динамика продукционных процессов. М.; Ижевск: Ин-т компьютерных исследований, 2004. 464 с.
12. *Розен Р.* Принцип оптимальности в биологии. М.: Наука, 1976. 232 с.
13. *Розенберг Г.С., Мозговой Д.П., Гелашвили Д.Б.* Экология. Элементы теоретических конструкций современной экологии. Самара: Самарский науч. центр РАН, 2000. 396 с.
14. *Рубин А.Б.* Биофизика. М.: Высш. шк., 1987. Кн. 1. 319 с.
15. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеоздат, 1992. 240 с.
16. *Трофимчук М.М.* Оценка состояния модельных экосистем в фазовом пространстве “продукция–деструкция” в натурном эксперименте // Материалы 3 Всероссийской конференции по водной токсикологии. Борок, 2008. Ч. 2. С. 337–342.