

УДК 556.5.114 (075.8)

**О КОЛИЧЕСТВЕННЫХ КРИТЕРИЯХ УСТОЙЧИВОГО
ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

Доктор техн. наук М.Ж. Бурлибаев

В современных условиях при определении устойчивости экосистем, в том числе и речной экосистемы, полностью отсутствуют количественные характеристики (критерии) оценки этой самой устойчивости, а ограничиваются словесными описаниями устойчивости, что, в свою очередь, приводит к затруднению принятия управленческих решений по восстановлению деградированных речных экосистем. Считаем, что такой подход для восстановления речных экосистем с точки зрения инженерных методов не приемлем на практике. Исходя из такой аксиомы, необходимы количественные характеристики (критерии) устойчивости речных экосистем, зависящие от гидрологического режима водотоков, чему, собственно говоря, посвящается данная статья.

В дополнение к выше сказанному подчеркнем, что к потери сообществами прежней ценотической роли относительно оптимума, развитию и утверждению более гигро- и гидрофильных видов в многоводные годы, входящих в состав ценоза в виде развитых растений, приводит и существование процесса анабиоза переувлажнением для ксеро- и галофитных видов растений. В данном случае процесс анабиоза нами понимается в изложении академика А. Голдовского, временное прекращение активной жизнедеятельности в зависимости от условий среды обитания [11]. Следует оговориться, что А. Голдовским рассматриваются только три вида анабиоза - при высыхании, охлаждении и в связи с высокой концентрацией солей, приводящих к осмотическим давлениям, то есть им полностью игнорируется процесс анабиоза при высоком переувлажнении, который на заре развития пойменного луговедения Т. Работновым и А. Шенниковым и объясняли переходом во вторичное состояние покоя [12, 13].

На длительное затопление реакция почв пойменных лугов по соле-накоплению адекватная, то есть если в начальный период затопление действует в качестве промывного режима, то далее это приводит к повышенному солесодержанию в результате осаждения валового объема солей и поднятия

уровня сильно минерализованных грунтовых вод [2, 3, 4,]. При этом преобладающим в составе солей становится сульфат натрия с последующей заменой сульфатами кальция и магния и с дальнейшим увеличением солесодержания хлористого натрия. При этом основной причиной нарушения важнейших физиологических функций луговых растений выступает токсическое воздействие избытков ионов легкорастворимых солей, сказывающихся прежде всего в подавлении синтеза белка. Как правило, при этом, ингибируется рост и развитие митохондрий и хлоропластов, подавляется биосинтез хлорофилла и, следовательно, процессы фотосинтеза и дыхания. Иначе говоря, в данном случае подтверждается не только тезис, выдвигаемый нами о анабиозе переувлажнением, но и анабиоз А. Голдовского по высокой концентрации солей в почвах затопляемой поймы [11].

При краткочастотности или отсутствия затопления, соленакопление происходит из-за эолового солепереноса из окружающих солончаков за счет турбулентной диффузии атмосферного воздуха. При отсутствии затоплений, служащих промывным режимом пойменных почв в соленакоплении возрастает роль сульфата натрия и хлористого магния при резком снижении концентрации сульфата кальция, что, в свою очередь, приводит к преимущественному произрастанию гало-, глико-, и ксерофитов и резкому снижению биопродуктивности. Между тем известно, что в зависимости от продолжительности затопления, солесодержание выдерживало схему по анионному составу гидрокарбонатно - сульфатно - хлоридности, тогда как его катионное содержание было подвержено сезонному колебанию. Ранее было акцентировано внимание на наступление анабиоза переувлажнением: в противовес этому в данном случае наступают анабиозы, вызванные высушиванием и высокой концентрацией солей. Иначе говоря, в этом вопросе речная экосистема чутко реагирует и видоизменяется в зависимости от продолжительности затопления, которые связаны с обеспеченностью стока весеннего половодья и паводков.

Подводя черту вышесказанному, отметим, что для отдельных фитоценозов, преобладающих при различных гидрологических режимах (длительное, среднее, краткое затопление или его отсутствие), в многолетнем разрезе наблюдений отсутствует биологическая устойчивость характерная для одной постоянной фазы гидрологического режима водотока. В зависимости от гидрологического режима фитоценозы пойменных лугов подвержены смене формации, чему доказательством служит наблюдаемое доминирование в общей биопродуктивности гидро - и гигрофитов при длительном затоплении, гало - и ксе-

рофитов при кратком или же в отсутствии затопления. Как показывает динамика изменения гидрологического режима, в природе не существуют закономерности сохранения принципа цикличности: многоводье → среднее по водности → маловодье → отсутствие затопления → многоводье. По этой причине применение к речной экосистеме понятия сукцессии, то есть последовательной смены биоценозов, преемственно возникающих на одной и той же территории под влиянием природных или антропогенных факторов по вышеприведенной схеме не всегда оправданно. В отношении речной экосистемы применение понятия толерантности, то есть способности биоценозов выносить отклонение факторов среды обитания от оптимальных, более обоснованно. Гомеостаз, то есть состояние внутреннего динамического равновесия, характерен, и как идеал, но достигается, тогда, когда относительное благополучие речной экосистемы (биопродуктивность и соленакопление) наблюдаются в годы со средней продолжительностью затопления ($P = 50...60\%$), за счет доминирования в растительном сообществе разнотравья [3-13]. Этот же процесс смены растительности, согласно Л. Алексеенко и С. Разумовскому [1] называется экогенетической сукцессией, когда местообитание отдельного растительного сообщества становится со временем более пригодным не для данной, а для другой ассоциации сообществ, которая и заменит ее путем вытеснения, как видим, вводится в понятийный аппарат сукцессии отличие от классического подхода.

Представляется необходимым, дополнительно к выводам вышеперечисленных ученых, добавить, что этот вопрос должен быть рассмотрен во взаимосвязи с речной экосистемой, а не как сугубо абстрактный процесс смены формации. В этой связи смену формации растительного сообщества более целесообразно представить как отклик речной экосистемы на возмущающие внешние факторы, то есть на меняющийся из года в год гидрологический режим водотока. При такой постановке задачи появляются более объективные комплексные показатели смены растительного сообщества в прямой зависимости от гидрологического, гидрохимического, почвенного, температурного и т.д. режимов, основывающихся на экологической валентности речной экосистемы, то есть степени приспособляемости биоценозов к изменениям окружающей среды.

В таком случае стохастическая природа стокообразования в купе с речной экосистемой, дают более научно обоснованные представления о таких понятиях, как вторичное состояние покоя, состояние анабиоза и адаптационный синдром, с точки зрения физиологии растительного сообщества. Поэтому толкование Н. Реймерса об устойчивости экосистемы,

выражающейся в способности экосистемы к реакциям, пропорциональным по размеру силе воздействия, считаем необходимым дополнить, применительно к речной экосистеме, как внутреннюю ее самоорганизацию по преодолению адаптационного синдрома, в виде видоизменяющегося ее отклика на воздействие внешних факторов, то есть гидрологического, гидрохимического и др. режимы. В связи с чем еще раз подчеркнем, что в речной экосистеме, в отличие от материковой части геоэкосистемы, большая роль принадлежит толерантности, нежели сукцессии.

В наших исследованиях привлеченная гомеостатическая кривая Б. Фащевского по воспроизводству фитофильных рыб также показывает, что максимальные показатели ската молоди наблюдаются именно при средних значениях затапливаемости пойменных лугов. При длительном затоплении, с учетом повышенного содержания взвешенных наносов в стоке и больших скоростей весеннего половодья и паводков, минимизация скатываемости молоди объясняется заилением ареала нерестилищ в виде наилок, что в свою очередь приводит к их гибели. При отсутствии затопления многие виды половозрелых фитофильных рыб не участвуют в воспроизводстве рыбных запасов, что обусловлено, прежде всего, отсутствием традиционных мест нереста, то есть затапливаемых пойменных лугов.

Таким образом, полученные результаты исследований показывают, что у речной экосистемы по динамике биопродуктивности травостоя, соленакопления, почвообразовательному процессу и по воспроизводству фитофильных рыбных запасов, наблюдаемых в условиях условно-естественного гидрологического режима, нет достаточной самоорганизации по сохранению устойчивости на уровне оптимальных показателей в противовес изменяющемуся из года в год гидрологическому режиму. Иначе говоря, у речной экосистемы нет возможности устойчивого сопротивления, как отклик, наступающему адаптационному синдрому, а есть только толерантность экосистемы. В итоге мы получаем закономерный вопрос, что понимать в таком случае под устойчивостью речной экосистемы.

То, что для речной экосистемы р. Шу оптимальным уровнем устойчивого развития является год с $P = 50$ % обеспеченностью (рис.), определено нами выше. В данном разделе еще раз коснемся экологически допустимых уровней воздействия на речные экосистемы. При этом метод нормирования воздействий на речные экосистемы, основанный на биотической концепции контроля окружающей среды, позволяет оценить состояние речной экосистемы по шкале норма – патологии с помощью ранее

полученных зависимостей. Следовательно, ставится задача – оценить уровни воздействия гидрологического режима на речную экосистему, вызывающие неблагоприятное состояние последней.

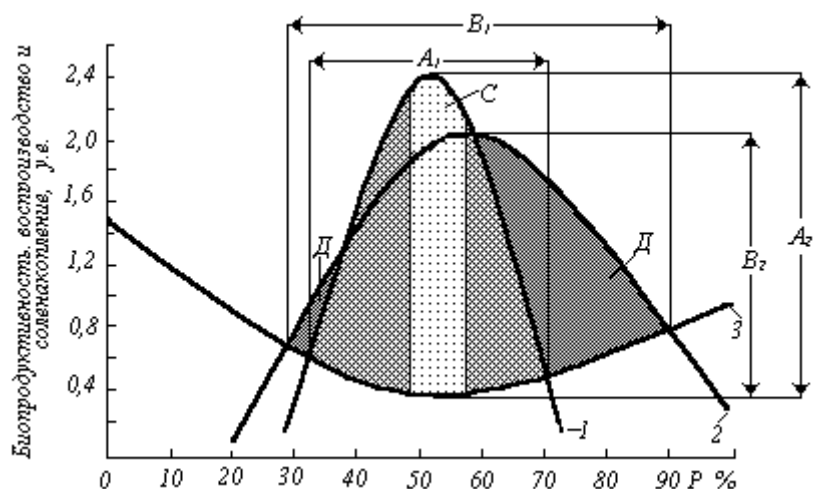


Рис. Зависимости биопродуктивности травостоя пойменных лугов (1), воспроизводство рыбных запасов (2) (гомеостатическая кривая Б. Фацевского) и соленакопления почв пойменных лугов (3) от водообеспеченности весеннего половодья и паводков на примере р. Шу. A_1 , A_2 , B_1 , B_2 – ограничения области определения функций в пределах автономного режима (С) и периодических решений (Д).

Пусть P – фактор среды, то есть гидрологический режим реки, U – оценка состояния речной экосистемы (устойчивость), E – экологически допустимый уровень воздействия. При этом следует отметить, что экологическое благополучие речной экосистемы достигается при $P < E$. Заданное условие, что такое же состояние наблюдается, то есть благополучное при $U < F$, и неблагоприятное, если $U \geq F$, где F – заданная константа.

Рассмотрим такие случаи, когда неблагоприятные значения находятся как справа, так и слева от значений устойчивости при $P = 50\%$ по стоку. Иначе говоря, в общем случае граница области экологически допустимых значений фактора двусторонняя и определяется двумя константами (E_1 и E_2), а значения a, b, c, d задаются следующими условиями:

a – число наблюдений, для которых; $U < F$ и $E_1 < P < E_2$;

b – число наблюдений, для которых $U < F$, а $P \leq E_1$ или $P \geq E_2$;

c – число наблюдений, для которых $U \geq F$ и $E_1 < P < E_2$;

d – число наблюдений, для которых $U \geq F$, а $P \leq E_1$ или $P \geq E_2$.

В соответствии с поставленными задачами и обозначениями точность детерминации (*при* $P \geq E$, $U \geq F$) определяется как:

$$T = d / (b + d). \quad (1)$$

А полнота (*при* $U \geq F$, $P \geq E$):

$$D = d / (c + d). \quad (2)$$

Определить влияние P на U – значит, в первую очередь, найти оптимальное значение параметра E (*или* E_1 и E_2) при заданном значении F . Далее будем считать оптимальным такое значение E , которому соответствует максимальное значение полноты D при заданной нижней границе точности T .

Дальнейшие исследования, базирующиеся на полученной зависимости, приведенной в работах [2, 3, 4, 5, 6, 13] показали, что максимальная полнота достигается при $P = 50\%$ обеспеченности, то есть достигается при минимальном экологически допустимом уровне (ЭДУ) воздействия на речную экосистему.

Как в нашем случае, если факторов среды несколько, то их однофакторные ЭДУ могут быть рассмотрены в совокупности. Например, неблагоприятное состояние речной экосистемы обнаруживается, если значение хотя бы одного из факторов $P_1, P_2 \dots P_m$ превышает экологически допустимый уровень. Тогда соответствующим образом переопределяются значения a, b, c, d . Принимается что

для a : $U < F$ и $P_i < E$ для всех P_i ;

для b : $U < F$ и $P_i \geq E$ хотя бы для одного P_i ;

для c : $U \geq F$ и $P_i < E$;

для d : $U \geq F$ и $P_i \geq E$ хотя бы для одного P_i .

При таком переопределении a, b, c, d формулы для T и D сохраняют прежний вид. Полученное «суммарное» значение D не меньше одномерных значений, однако, объединенная точность может стать меньше минимально допустимого значения. Таким образом, полученные результаты

показывают, что оптимальное значение устойчивого развития речной экосистемы р. Шу достигается при $U_{opt} = 1$, т.е. определяемое из соотношения:

$$U_{opt} = \left(\frac{U_{i(P=50\%)}}{U_{ср.мн}} \right) - 1, \quad (3)$$

где U_{opt} – оптимум устойчивости развития речной экосистемы; U_i – устойчивость при P=50% обеспеченности стока; $U_{ср.мн}$ – среднемноголетний показатель устойчивости речной экосистемы.

В данном случае под устойчивостью речной экосистемы следует понимать сам процесс толерантности, ибо в широком смысле толерантность означает и устойчивость, и выносливость, и переносимость речной экосистемы с учетом ее специфики выживания, с включением в этот ряд процессов сопротивления, мобилизации всех компенсаторных механизмов системы, то есть поведенческих, физиологических, биохимических и т.д., против действия внешних возмущающих факторов. Однозначно, что эта устойчивость не есть устойчивость из теории механики, где под устойчивостью понимается автоматическое восстановление равновесного состояния системы после воздействия внешнего возмущающего фактора.

Здесь более приемлема к речной экосистеме биологическая устойчивость, несмотря на незначительность признаков устойчивости по самосохранению каждый год на уровне оптимальных показателей по биопродуктивности травостоя, соленакоплению и воспроизводству рыбных запасов в зависимости от гидрологического режима.

В этой связи, в плане восстановления деградированных речных экосистем республики, на первое место выходит разработка методов по обоснованию экологического стока рек ниже крупных гидротехнических сооружений, в основу которых должны быть положены показатели и критерии устойчивости для различных обеспеченностей года по водности, определяемая для каждого речного бассейна в отдельности, исходя из их экосистем. При этом экологический сток из года в год не может быть постоянным, его количественная характеристика для отдельно взятых лет изменяется в зависимости от климатических и антропогенных факторов конкретного года. Как ранее отмечалось [5, 6, 7, 8, 9, 10], исходя из физико-географических условий рассматриваемого региона, пустынный климат оказывает на речную экосистему постоянное контролирующее воздействие.

При антропогенном изменении естественного хода гидрологического режима и сокращении объемов паводкового стока для ландшафтов низовий реки Шу наиболее устойчивым является опустыненное состояние, так называемая локальная устойчивость. Но устойчивое опустыненное состояние ландшафта не является оптимальным для всей речной экосистемы. Необходимо разработать комплекс взаимосвязанных мероприятий для поддержания геосистемы в целом в состоянии постоянного и устойчивого равновесия. Поэтому в настоящее время стала насущной проблема восстановления деградированных речных экосистем путем научного обоснования экологического стока рек. При этом экологический сток реки, в виде гидрографа внутригодового распределения, должен присутствовать постоянно как элемент природы, а не осуществляться эпизодично, как ныне практикуемые санитарные попуски.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеенко Л.Н. Продуктивность луговых растений в зависимости от условий среды. – Л.: Изд-во: ЛГУ, 1967. – 168 с.
2. Бурлибаев М. Ж. Биопродуктивность травостоя пойменных лугов р. Шу как индикатор динамичного развития речной экосистемы // Гидрометеорология и экология. – 1998. – № 1-2. – С. 79-93.
3. Бурлибаев М. Ж. Об одной задаче оценки сравнительной устойчивости речной экосистемы из детерминированного равновесного состояния ее развития // Гидрометеорология и экология. – 1998. – № 3-4. – С. 69-85.
4. Бурлибаев М.Ж. К вопросу определения концепции устойчивости речных экосистем // Гидрометеорология и экология. – 2000. – №2. – С. 24-33.
5. Бурлибаев М.Ж. Об исключительной роли уровня режима в жизнедеятельности речной экосистемы // Гидрометеорология и экология. – 2000. – №1. – С. 9-20.
6. Бурлибаев М.Ж. Очередное испытание устойчивости речной экосистемы в условиях периодических решений ее детерминированного состояния развития // Гидрометеорология и экология. – 1999. – № 1. – С. 75-85.
7. Бурлибаев М.Ж., Абдрасилов С.А., Таиров Т.З. Оценка устойчивости русла реки Иртыш по методу К.В. Гришанина // Гидрометеорология и экология. 2002. – № 3. – С. 54-61.
8. Бурлибаев М.Ж., Волчек А.А., Волчек Н.П. Выявление резервов воды для обводнения пастбищ // Обводнение и сельскохозяйственное водоснабжение в СССР. – 1988. – № 7. – С. 2-8.

9. Бурлибаев М.Ж., Зубаиров О.З. Экологическая оценка стока как критерий продуктивности пойменных лугов реки Чу // Водные ресурсы: опыт использования и проблемы. – Тараз: ЖГМСИ, 1997. – Вып.2. – С. 31-35.
10. Бурлибаев М.Ж., Муртазин Е.Ж., Тажмагамбетов Е.А. О некоторых проблемах загрязнения трансграничных рек Казахстана в Центрально-Азиатском регионе // Современные проблемы гидроэкологии внутриконтинентальных бессточных бассейнов Центральной Азии / Доклады к международной научно-практической конференции. – Алматы: 2003. – С. 36-41.
11. Голдовский А.М. Анабиоз. – Л.: Наука, 1981. – 136 с.
12. Работнов Т.А. Луговедение. – М.: 1984. – 320 с.
13. Шенников А.П. Луговедение. – М.: МГУ, 1991. – 612 с.

Казахстанское Агентство Прикладной Экологии (КАПЭ), г. Алматы

ӨЗЕН ЭКОСИСТЕМАСЫНЫҢ ОРНЫҚТЫ ЖҰМЫС ІСТЕУІНІҢ САНДЫҚ КРИТЕРИЯЛАРЫ ТУРАЛЫ

Техн. ғылымд. докторы М.Ж. Бүрлібаев

Қазіргі заманғы жағдайда экосистеманың орнықтылығын, соның ішінде өзен экосистемасын анықтау үшін, сол орнықтылықты бағалаудың сандық сипаттамалары (критериялары) толығымен кездеспейді, сондықтан орнықтылықтың тек сөздік сипаттамаларына сүйенсек, өз кезегінде деградацияға ұшыраған өзен экосистемасының қалпына келтірудегі басқару шешімдерін қабылдауда қиыншылықтар туғызады. Бұл тәсілмен өзен экосистемасын қалпына келтіру инженерлік тұрғыдан жарамсыз болып табылады. Осындай аксиомадан шығатын тұжырым, су ағындарының гидрологиялық режиміне тәуелді өзен экосистемасының орнықтылығының сандық сипаттамалары (критериялары) қажет. Мақала осы мәселеге арналады.