

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ПОДХОДОВ К НОРМИРОВАНИЮ РЕГУЛИРОВАНИЯ РЕЖИМА РЕЧНОГО СТОКА

Н.М. Новикова, Ж.В. Кузьмина, С.А. Подольский, Т.В. Балюк

*Институт водных проблем РАН
Россия, 119991, Москва, Губкина, 3*

Поступила в редакцию 25.06.05 г.

Экологическое обоснование подходов к нормированию регулирования режима речного стока. – Новикова Н.М., Кузьмина Ж.В., Подольский С.А., Балюк Т.В. – Анализ зависимостей эколого-биологических показателей состояния пойменных экосистем и характеристик режима речного стока позволил выработать четыре основных экологических критерия, ограничивающих регулирование стока рек: повторяемость максимальных расходов, которая должна обеспечивать формирование элементов первичного ландшафта пойм; заливание экосистем всех экологических уровней с характерной для них частотой и длительностью; ежегодная амплитуда колебания уровня грунтовых вод, присущая каждому элементу пойменного рельефа; наличие участков пойм с неизменным гидрологическим режимом, обеспечивающих миграционные пути животным и сохранение рефугиумов биоразнообразия речного бассейна.

Ключевые слова: экосистемы, разнообразие, устойчивое функционирование, критерии, речной сток, длительность и частота заливания.

Ecological justification of some approaches to standard regulation of the river run-off regime. – Novikova N.M., Kuz'mina J.V., Podol'ski S.A., Balyuk T.V. – Analysis of some ecologo-biological indices of the flood-land ecosystem status and river run-off characteristics has enabled four principal ecological criteria to restrict any regulation of the river run-off to be proposed, namely: (i) recurrence of the maximum run-off should provide the formation of primary landscape elements of flood-lands; (ii) flooding the ecosystems at all the ecological levels with a characteristic frequency and duration; (iii) annual amplitude of ground water level variations characteristic of every element of the flood-land relief; (iv) parts of flood-lands with a constant hydrological regime which provide migration routes to animals and save refugiums of the river basin diversity.

Key words: ecosystems, diversity, stable operation, criteria, river run-off, flooding duration and frequency.

Проблема нормирования режима речного стока возникла из-за негативных изменений, произошедших в водных и наземных экосистемах речных пойм вследствие широкомасштабного гидротехнического строительства в долинах рек. Создание водохранилищ обусловило проблему «верхнего и нижнего» бьефов – утерю пойменных экосистем вследствие заливания, подтопления, заболачивания, перестроения берегов, иссушения и засоления плодородных земель. Спрямление речных русел привело к гибели ландшафтов речных пойм и проблеме катастрофических наводнений. Изъятие воды из рек стало причиной возникновения экологических кризисов в низовьях рек и конечных водоемов (табл. 1).

Крайним выражением нерационального водопользования в речных бассейнах стал Аральский экологический кризис или Аральская катастрофа (Novikova et al., 2001). За 30 лет уровень моря упал на 23 м; соленость воды с 7 – 10 г/л возросла до

62 г/л; 2/3 морского дна обсохло и превратилось в пустыню. Утрачена солоноватоводная экосистема Аральского моря, деградировали водные и наземные экосистемы дельт рек Амударьи и Сырдарьи на общей площади около 3 млн га.

Таблица 1

Изменение речного стока в дельтах рек (Шикломанов, 1979)
и его экологические последствия (Новикова, 1999)

Река	Площадь дельты, км ²	Годовой сток рек				Изменение режима обводнения дельт	Сокращение увлажнения местообитаний по шкале Л.Г. Раменского
		средний многолетний, км ³ /год	сокращение в % к среднему по годам				
			1975	1985	2000		
Волга	19000	240	6	14	17	Сокращение длительности и высоты паводков	15
Или	7740	13.4	28	29	35	Летние разливы прекращены, весенние попуски обеспечивают затопление 10 – 40% территории	40
Амударья	14000	39.6	35	48	78	Паводковые разливы прекращены, искусственное заливание 2.5 тыс. га озерных впадин	60
Сырдарья	7000	14.9	54	57	67	Паводки прекращены, искусственно обводняются 30 тыс. га сенокосов	60

В мировой практике исследования в рассматриваемой области знаний осуществляются в рамках нового научного направления – экологического нормирования, формирование и развитие которого в нашей стране заметно отстает от запросов практики. Анализ отечественного и зарубежного опыта по нормированию антропогенной нагрузки на бассейны рек показал, что экологических норм, регламентирующих антропогенную нагрузку на экосистемы речных бассейнов, нет. Не разработана методология экологического нормирования. Имеющиеся предложения по нормам и критериям антропогенной нагрузки характеризуют лишь частное влияние отдельных видов хозяйственной деятельности; комплексные критерии несовершенны. Решение ряда проблемных вопросов затруднено из-за отсутствия системы экологического мониторинга, который основывался бы на детальных и длительных стационарных исследованиях антропогенного изменения элементов природной среды.

Проблема экологического нормирования водного режима речного стока актуальна, так как антропогенные воздействия на воды речного стока продолжают.

Экологическое нормирование рассматривается как инструмент решения противоречий человека и окружающей среды, способ управления использованием водных ресурсов с целью недопущения утраты и рационального использования многочисленных ресурсов пойм (водных, рыбных, пастбищных, сенокосных, рекреационных и др.), сохранения и поддержания видового (генетического), экосистемного и ландшафтного разнообразия (Дубинина, 2001; Антропогенные воздействия..., 2003; Новикова, 2003).

Среди существующих нормативов и разрабатываемых подходов к нормированию речного стока в России в настоящее время основными являются гидрологические показатели режима и качества воды, такие как:

- санитарные попуски (СП), предусматривающие расходы воды в пределах 95% обеспеченности (что в природе случается примерно 1 раз в 20 лет);
- экологический сток (ЭС) – сток *незарегулированной* реки, обеспечивающий воспроизводство и функционирование *водных и околотоводных* экосистем (Дубинина, 2001; Антропогенные воздействия..., 2003);
- экологический попуск (ЭП) – сток *зарегулированной* реки, обеспечивающий воспроизводство и функционирование *водных и околотоводных* экосистем в нижнем бьефе гидроузла (Дубинина, 2001; Антропогенные воздействия..., 2003);
- предельно допустимое изъятие стока (ПДИ) – максимальное количество воды, которое можно безвозвратно изъять из водного объекта, при сохранении условий воспроизводства и функционирования экосистем;
- предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в воде (ПДК; ПДС).

Из всех упомянутых выше показателей нормирования речного стока наиболее полным и максимально информативным одновременно для водных и наземных (пойменных) экосистем теоретически может считаться лишь ПДИ.

Общий алгоритм расчета ПДИ (рис. 1), представлен серией уравнений (1) – (3) (Дубинина, 2001, Антропогенные воздействия..., 2003). При этом вводятся такие понятия и показатели, как Q_{ist} – минимальный объем стока (сток, который был зарегистрирован за весь период наблюдений до его зарегулирования); Q_{kr} – расходы маловодных лет (до зарегулирования); за Q ПДИ, таким образом, предлагается принимать сток, который рассчитывается по формуле (1) и получается как разница из стока маловодных лет и абсолютного минимального его значения; Q_b – сток базового года, рассчитывается по формуле (2) как сумма стока маловодных лет и предельно допустимого изъятия; Q_{es} – экологический сток, предлагаем рассчитывать по формуле (3) как разницу между естественным стоком для лет различной обеспеченности и рассчитанным ПДИ:

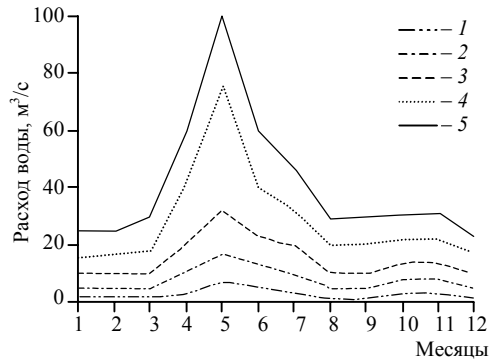


Рис. 1. Схема гидрографа реки для расчета ПДИ и ЭС: 1 – Q_{ist} – исторически минимальные расходы, 2 – Q_{kr} – расходы маловодных лет, 3 – Q_b – сток базового года, 4 – Q_{es} – экологический сток (ЭС), 5 – Q_i – естественный сток для лет различной обеспеченности; ПДИ = Q_{kr} (2) – Q_{ist} (1) – предельно допустимое изъятие стока

$$W_{\text{ПДИ}} = W - W_{ist}, \quad (1)$$

$$W_b = W_{kr} + W_{\text{ПДИ}}, \quad (2)$$

$$W_{es} (W_{эс}) = W_i - W_{\text{ПДИ}}. \quad (3)$$

Экологический смысл каждого показателя понятен, предлагается рассчитывать не только общие годовые значения каждого из них, но и распределение в течение года через значения ежемесячных расходов. Таким образом, подобные расчеты можно выполнить для каждого створа и планировать гидрограф текущего года на основании годичного прогноза стока и среднемноголетних значений для лет разной обеспеченности.

Выполненные расчеты показали, что базовый сток (Q_b) соответствует годовому стоку 95%-ной обеспеченности (санитарным попуском), а объем ПДИ в каждом конкретном створе зависит от изменчивости ее стока и степени зарегулированности реки (Антропогенные воздействия..., 2003).

Этот метод удобен тем, что все расчеты можно выполнить на основании существующих данных, используя гидрологические справочники (Ресурсы поверхностных вод СССР) и Гидрологические ежегодники, графики связи расходов и уровней воды, графики связи годового стока и стока половодья, таблицы годового стока рек различной обеспеченности.

Однако решение о значении ПДИ найдено лишь для водных и «прибрежно-водных» экосистем и только по умолчанию считается допустимым и для пойменных (наземных) экосистем. Экспериментальной проверкой приемлемости ПДИ для наземных экосистем пока никто не занимался.

Близкие по значениям к ПДИ нормативы при зарегулировании речного стока рекомендуются Комитетом по водным проблемам Европейской экономической комиссии ООН, согласно которым:

- интенсивность водопользования, при которой изымается менее 10% речного стока, считается удовлетворительной;
- при использовании до 20% речного стока необходимы ограничение водопользования и выполнение мер по регулированию стока;
- при использовании воды с превышением в 20% водный объект не может обеспечить социально-экономического развития территории.

На основании большого опыта собственных исследований в различных регионах России, Западной Европы, Средней Азии и Дальнего Востока авторы данной статьи пришли к выводу, что помимо гидрологических показателей режима и качества воды при обосновании экологического нормирования антропогенной нагрузки на бассейн рек необходим поиск связей и зависимостей показателей режима речного стока с эколого-физиологическими показателями состояния не только водных и «прибрежно-водных», но в большей степени пойменных (наземных) экосистем, экотонных и всего пойменного ландшафта. Основным биологическим критерием пределов допустимости регулирования режима речного стока является сохранение биологического разнообразия и биологической продуктивности на всех уровнях его организации, которое невозможно без поддержания естественной структуры и устойчивого функционирования экосистем в бассейне реки. Сегодня абсолютно ясно: сохранение всех экосистем в естественном виде при антропогенном регулировании стока – задача абсолютно не разрешимая. Поэтому встает вопрос: до каких пределов можно регулировать режим рек, чтобы не произошло катастрофических изменений в экосистемах? Исходя из этих позиций были разрабо-

таны биологические критерии допустимых масштабов изменения режима речного стока при освоении гидроэнергоресурсов:

- сохранение речных долин, играющих роль магистральных экологических коридоров и участвующих в межрегиональном обмене элементами флоры и фауны;
- сохранение основных миграционных путей наземных животных в местах их пересечения с речными долинами;
- сохранение основного разнообразия интразональных и экстразональных экосистем на участках пойм в верхних и нижних бьефах гидроузлов;
- сохранение в пределах бассейнов зарегулированных рек полного спектра биологических видов;
- сохранение популяций, находящихся вблизи границ видовых ареалов;
- сохранение естественной многолетней изменчивости пойменных экосистем выше и ниже водохранилищ;
- недопустимость слияния зон воздействия водохранилищ при создании каскадов.

Размеры участков сохраняемых долин и допустимое количество водохранилищ в речном бассейне должны обосновываться для каждого конкретного случая с учетом всех перечисленных критериев. При этом экологические нормы антропогенной нагрузки на бассейны рек должны разделяться для:

- рек различной величины (малых, средних, больших),
- рек различной геоморфологической приуроченности (равнинных и горных),
- различных участков речного бассейна (верхнее, нижнее, среднее течение, устье, дельта),
- рек различных природно-климатических зон,
- рек различной степени зарегулированности,
- рек с различными трендами многолетней динамики водности (в ходе климатических изменений).

Исследованиями (Кузьмина, 2005; Kouzmina, 2004; Kouzmina et. al., 2005) показано, что в настоящее время совокупное воздействие локальных преобразований речного стока на среду, в силу их множественности, представляет существенно большую опасность, чем естественные региональные изменения климата. Так, для верховьев Дуная (Германия) установлено повышение водности реки (расходов и уровней), связанное с увеличением выпадения атмосферных осадков за многолетний период. А для бассейнов рек Эльбы (Германия) и Сейма (Россия) выявлено снижение амплитуды колебания многолетних значений уровней и расходов воды к концу XX столетия, способствующее стабилизации уровня грунтовых вод (УГВ) в вегетационный период и увеличению глееобразования в верхних и средних почвенных горизонтах, что приводит к утрате естественной древесно-кустарниковой растительности пойм. Таким образом, вследствие климатических изменений многолетняя флуктуация водности рек имеет в разных регионах различную направленность: увеличивая или понижая водность рек, она постепенно и плавно изменяет экосистемы пойм во времени и пространстве и может в одних случаях усугубить негативную динамику экосистем, а в других – компенсировать отрицательные тенденции.

При освоении гидроэнергоресурсов Дальнего Востока России была обоснована недопустимость строительства каскадов ГЭС, которые находятся друг от друга

ближе, чем на 80 – 100 км, поскольку незамерзающая полынья нижнего бьефа вышерасположенной ГЭС не должна доходить до выклинивания подпора (вершины водохранилища) нижерасположенной ГЭС. Экспериментальные данные мониторинговых исследований показали (Подольский и др., 2004, 2005), что между верхним бьефом одной ГЭС и нижним бьефом другой в условиях таежной зоны необходимо оставлять незарегулированным стокилометровый отрезок реки. Размер этого участка обычно достаточен для того, чтобы здесь сохранить основной спектр видового и биотопического разнообразия всех экосистем данного участка речной долины речного бассейна. Расположение этих участков желательно приурочивать к местам миграций (бродам) крупных и средних млекопитающих через русла рек.

Исследованиями в бассейнах рек Дуная и Эльбы в зоне широколиственных лесов также было установлено, что стокилометровый участок реки между каскадами ГЭС для рек средней величины и для верхних течений крупных рек может считаться оптимальным для сохранения основного спектра пойменной растительности и почв равнинных рек, поскольку в центральной части «нерегулированного участка реки» внутригодовая и многолетняя амплитуда колебания УГВ в пойме существенно не изменяется, а, следовательно, водный режим биотопов остается естественным (Kouzmína et al., 2005).

В то же время необходимо учитывать, что при полном зарегулировании всех участков верхнего, среднего и нижнего течения рек сохранение экосистем приустьевых и дельтовых частей рек становится абсолютно невозможным в любых природно-климатических зонах. Это характерно как для пустынных Среднеазиатских регионов с бассейнами рек Амударьи (Узбекистан) и Сырдарьи (Казахстан), где полностью исчезли естественные древесные тугайные леса, так и для зоны широколиственных лесов Западной Европы, где в устьях полностью зарегулированных рек Саале, Изар и др. (Германия) исчезли характерные ранее дубовые пойменные леса (Kouzmína, 2004).

С точки зрения сохранения реальных и потенциальных рыбных ресурсов гидроузлы должны размещаться таким образом, чтобы не перекрывать пути нерестовых миграций на значительной части речного бассейна; не наносить ущерба основным нерестилищам; не приводить к значительным изменениям гидрологического режима районов нереста в весенне-летний период. Этим условиям могут отчасти удовлетворять малые и средние ГЭС, расположенные в верховьях притоков 3 – 4 порядков (Подольский и др., 2004, 2005).

Существенным биологическим ограничением при обосновании нормирования режима речного стока является природоохранная ценность пойменных и прибрежных территорий, которая определяется прежде всего:

- наличием особо охраняемых природных территорий,
- наличием реликтовых видов и сообществ,
- наличием редких и исчезающих видов и сообществ,
- наличием ценных для селекции видов флоры и фауны (генофонд).

Желательно учитывать также последствия изменения ресурсного потенциала пойменных территорий для сельского, лесного, рыбного хозяйства и рекреации, что в настоящее время практически не производится.

Из соображений экологической безопасности и хозяйственной целесообразности в будущем необходимо отказаться от крупных ГЭС в пользу малых и сред-

них. На примере Бурейского гидроузла показано, что реальный эколого-экономический ущерб от создания крупной ГЭС сопоставим с затратами на ее строительство. За 10 лет строительства и эксплуатации Бурейской ГЭС экосистемам региона будет нанесен ущерб, который по существующим методикам оценивается более чем в 30 млрд руб. (Подольский и др., 2005).

При разработке и планировании различных гидротехнических мероприятий необходимо принимать во внимание, что пойменные экосистемы интразональны. Это означает, что в их развитии и функционировании главным является гидрологический фактор. В естественных природных условиях гидрологический режим реки определяет режим грунтовых вод в пойме и водный режим пойменных биотопов, формирование и функционирование экосистем. Поэтому при обосновании экологического нормирования режима речного стока следует в первую очередь учитывать возможные изменения в водном режиме биотопов, а именно возникновение изменений в частоте и длительности поемного заливания, а также изменений внутригодовой и многолетней амплитуды колебания УГВ в пойме.

В ходе наших исследований установлено, что сильное негативное воздействие на экосистемы пойм оказывает антропогенное сокращение амплитуды колебания уровня воды в реке в течение года в результате зарегулирования стока. Так, например, в долине р. Саале (пост Кальбе) из-за строительства плотин, амплитуда колебания уровня воды сократилась с 4.4 м (1896 – 1930 гг.) до 1.2 м (1996 – 2000 гг.), что привело к сокращению амплитуды колебания УГВ в пойме до 1 – 1.5 м (рис. 2). Таким образом, после зарегулирования даже в меженный период на самых высоких уровнях поймы УГВ не заглубляются ниже 2 м от поверхности, в то время как ранее УГВ в межень здесь достигал более 4.5 – 5 м (см. рис. 2). Повышение среднего уровня воды в руслах и уменьшение естественной амплитуды его колеба-

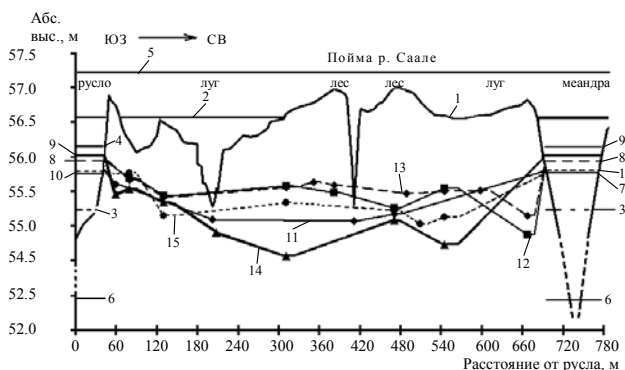


Рис. 2. Колебания грунтовых вод (ГВ) и уровней воды в пойме зарегулированной р. Саале, в национальном парке «Хойндорфер буш» (гидрологический пост Кальбе-Гризене на р. Саале): 1 – рельеф (отnivelированный), 2 – абсолютный максимальный уровень воды за период 1896 – 1930 гг. (редкие паводки), 3 – среднеегодовое максимальный уровень воды (УВ) за период 1896 – 1930 гг. (частые паводки), 4 – абсолютный максимальный УВ за 1997 г., 5 – абсолютный максимальный УВ за 1999 г., 6 – среднеегодовое УВ за период 1896 – 1930 гг., 7 – УВ 12.09.1997 г. (межень), 8 – УВ в летний период – 16.05.1999 г. (значение, близкое к среднему за 1991 – 1999 гг.), 9 – УВ в летний период – 22.08.2000 г. (значение, близкое к среднему за 1991 – 1999 гг.), 10 – УВ 31.07.2001 г. (межень); 11 – 14 – измеренные значения ГВ и их тренд, 11 – в межень 12.09.1997 г., 12 – в летний период 15.05.1998 г. (УВ, близкое к среднему за 1991 – 1999 гг.), 13 – в летний период 16.05.1999 г. (УВ, близкое к среднему за 1991 – 1999 гг.), 14 – в летний период 22.08.2000 г. (УВ, близкое к среднему за 1991 – 1999 гг.); 15 – измеренные значения ГВ и их тренд в межень 31.07.2001 г.

ния по сезонам и годам вызывает ряд абсолютно идентичных негативных последствий в ландшафтах и экосистемах зоны европейских широколиственных лесов: возникают существенные трансформации в аллювиальных пойменных почвах в сторону грунтового заболачивания и оглеения верхних частей почвенного профиля (0.3 – 1.5 м), в условиях зарегулирования существенно ухудшается состояние используемых лугов (снижаются биоразнообразие и продуктивность), устанавливается равное положение УГВ под лесными и луговыми сообществами, а колебания УГВ по сезонам значительно сокращаются и часто не превышают амплитуды в 1 м (см. рис. 2), на всех элементах рельефа пойм возникает нетипичный процесс формирования новых сообществ переувлажненных местообитаний (Кузьмина и др., 2000).

Чрезвычайно негативное влияние на основную часть спектра пойменных экосистем Волго-Ахтубинской поймы оказало полное зарегулирование реки к концу XX века (Балюк, 2005). Вне зависимости от фазы водности р. Волги уровень 50%-ной обеспеченности паводками участка Волго-Ахтубинской поймы в пределах Волгоградской области понизился в рельефе на 0.8 м (рис. 3, табл. 2).

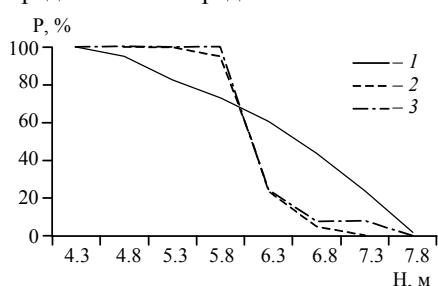


Рис. 3. Обеспеченность паводкового заливания высотных уровней Волго-Ахтубинской поймы за различные временные интервалы с 1916 по 1990 гг.: 1 – 1916 – 1958 – условно естественный временной период (до активного гидротехнического строительства), 2 – 1959 – 1977 – период активного гидротехнического строительства при пониженной водности реки, 3 – 1978 – 1990 – период полного зарегулирования стока при повышенной водности реки

Таким образом, пойменные экосистемы, расположенные на высотных отметках от 6.8 м* и выше практически вышли из пойменного режима, так как уровень их паводковой обеспеченности снизился в 5 раз, достигнув значений 0 – 10%, в то время как в период условно естественного (1916 – 1958 гг.) стока реки, подобные, чрезвычайно редкие, паводки были характерны лишь для высотных уровней выше 7.8* м (см. рис. 3). Как видно из табл. 2, полное зарегулирование стока р. Волги привело к тому, что паводки практически перестали затоплять абсолютные высотные отметки выше 3.5 м, которые соответствовали ранее уровню высокой поймы реки. А расположенные на верхних уровнях поймы ценнейшие редкие дубовые леса полностью вышли из пойменного режима, так как перестали затопляться необходимыми паводковыми водами (см. табл. 2). Зарегулирование привело к тому, что вместо заливания в паводок поймы восьмиметровой высоты сейчас заливается пойма высотой чуть больше шести метров. В то же самое время после зарегулирования произошло сильное увеличение обводненности низких уровней поймы р. Волги (высотные отметки от 4.3* м до 5.8* м; см. рис. 3, табл. 2), что выразилось в повышении доли гидроморфных сообществ и увеличении оглеения в верхних горизонтах аллювиальных пойменных почв соответствующих высотных уровней.

* Здесь и далее указаны относительные высоты над меженным уровнем воды в реке.

Таблица 2

Характеристика изменения паводкового режима
для различных сообществ Волго-Ахтубинской поймы

Название сообщества	Отметки абс., м	Характер изменения сообщества
<i>Butomus umbellatus</i> – стрелолист-сусаковое	-9.9	Увеличение обеспеченности паводковыми водами, уменьшение длительности заливания
<i>Eleocharis palustris</i> – ситняговый луг низкого уровня	-9.8	
<i>Populus tremula-Carex</i> spp. – осоковый осинник	-9.3	Нет изменений
<i>Carex acutae-Poa</i> spp. – мятlikово-осоковое	-8.8	Увеличение обеспеченности паводковыми водами, уменьшение длительности заливания
<i>Artemisia procera</i> – <i>Cirsium</i> spp. – бодяго-полынное	-8.5	То же
<i>Artemisia austriaca</i> – австрийскополынное	-8.5	Сообщества вышли из-под затопления
<i>Populetum nigrae-Poa angustifolia</i> – мятlikовый тополежник	-7.8	Уменьшение обеспеченности паводковыми водами, уменьшение длительности заливания
<i>Bromopsis inermis</i> – кострцовый луг	-6.9	То же
<i>Elytrigia repens</i> – пырейный луг	-6.4	- // -
<i>Beckmannia eruciformis-Mixteherbosa</i> – бекманиевое разнотравье с аспектированием дербенника лозного	-5.5	- // -
<i>Calamagrostis epigeos</i> – сообщество вейника наземного	-4.5	- // -
<i>Quercus robur-Glycyrrhiza glabra</i> – со-лодково-дубовый лес	-3.5	Сообщества вышли из-под затопления
<i>Quercus robur-Bromopsis inermis</i> – кострцовый дубняк	-3.2	
<i>Glycyrrhiza glabra-Carex</i> spp. – осоково-солодковые заросли	-2.0	

Помимо изменений в обеспеченности (частоте) поемного заливания, зарегулирование стока р. Волги полностью изменило и длительность паводкового затопления различных высотных уровней поймы. Для всех уровней поймы длительность заливания сократилась в 1.5 – 1.8 раза по сравнению с условно естественным периодом (1916 – 1958 гг.). Наибольшие изменения возникли для низкого пойменного уровня, где заливание сократилось от 70 до 42 дней. При этом пойменные уровни выше 6.8* м полностью вышли из поемного режима, так как длительность их заливания сократилась от 20 дней до 0 (рис. 4). Здесь, так же, как и в зоне европейских широколиственных лесов, происходит исчезновение пойменных дубрав (необратимые смены) и замена их на зональные степные ценозы (см. табл. 2).

Из всего вышеизложенного становится понятным, что экологическими факторами устойчивого функционирования экосистем в экотонной системе вода – суша становятся прежде всего межгодовая и внутригодовая изменчивость показателей режима речного стока на различных экологических уровнях:

- различие в обеспеченности (частоте) и длительности заливания;
- различие в глубине залегания и амплитуде колебания грунтовых вод.

Таким образом, при разработке экологического обоснования нормирования режима речного стока последовательно решаются несколько задач:

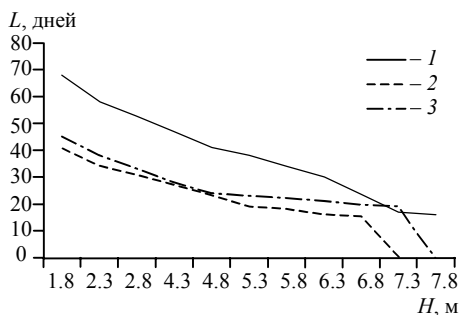


Рис. 4. Длительность заливания в паводок высотных уровней Волго-Ахтубинской поймы в различные временные интервалы с 1916 по 1990 гг. (усл. обозн. см. на рис. 3)

- установление механизмов воздействия различных видов антропогенной деятельности на режим речного стока и компоненты наземных экосистем;

- обоснование методики совмещенного экологического анализа позиций экосистем, экотонных и характеристик режима речного стока;

- выявление лимитирующих факторов и их значения для устойчивого развития экосистем и экотонных речных пойм различных географических зон и территорий различной природоохранной ценности.

В результате наших исследований удалось установить, что основными биологическими индикаторами устойчивости экосистем и экотонной системы на зарегулированном участке реки на локальном уровне, которые могут быть выражены количественными показателями, являются:

- первичные сукцессии на первичных формах пойменного ландшафта;
- различия в составе и структуре экосистем на различных экологических уровнях;
- ежегодная изменчивость (флуктуации) видового состава сообществ;
- сохранение основного видового разнообразия экосистем и их продуктивности в пределах географически зональных норм.

В ходе исследований на реках Волге, Алье, Эльбе, Дунае, Амударье установлено, что на первичных элементах пойменного ландшафта вне зависимости от физико-географического положения реки или морфологических, литологических и других особенностей ее долины формируется сходная структура растительных сообществ, причем их первичные сукцессии развиваются в трех сходных направлениях. В меженные периоды устанавливается максимальное видовое разнообразие сообществ первичных элементов пойменного рельефа, чья пионерная растительность становится источником для пополнения флористического разнообразия всех экосистем пойменного комплекса. Установлено, что устойчивое развитие экосистем на молодой аллювии и формирование первичных форм пойменного ландшафта обеспечивается, если промежуток между максимальными расходами имеет длительность не менее 3 – 5 лет. Искусственное поднятие воды в руслах и притоках рек, а также его стабилизация (зарегулирование, канализирование) приводят к полному уничтожению отмелей, пляжей, побочней и осередков на реках, следствием чего становится выпадение важных звеньев-экосистем из полноценного пойменного комплекса, а в отдельных случаях – и прекращение эволюционного развития пойменного ландшафта.

На основе многолетних исследований в заповедных территориях речных долин в бассейнах рек Эльбы, Дуная и Сейма выявлено, что устойчивое функциони-

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ПОДХОДОВ

рование пойменных экосистем после зарегулирования их стока возможно лишь при условии сохранения естественного характера флуктуаций (ежегодных изменений) в составе сообществ. Анализируя данные мониторинга, касающиеся состава и структуры пойменных экосистем, удалось установить, что высокая флуктуационная изменчивость в растительном сообществе является индикатором сохранности и большей устойчивости экосистемы. При этом присутствие постоянных видов растений в сообществах в размере менее 70% (в среднем 55 – 60%) от ежегодной флоры отдельной модельной площади указывает на удовлетворительное состояние наземной пойменной экосистемы и естественный характер флуктуаций в ней (табл. 3). Если в пойменных сообществах процент постоянных видов растений превышает предельно допустимый уровень в 70% – экосистемы следует считать антропогенно нарушенными, для них следует разрабатывать специальные меры реабилитации (табл. 4).

Таблица 3

Изменение флористического состава экосистем постоянных модельных участков
экологического профиля Банищанская дача / р. Сейм с 1996 по 2001 г.
в естественных условиях (без влияния регулирования стока)

Характеристика ассоциаций	Недопорогово- ежевиковая с подрос- том вяза и ясеня	Купеново-ясенево- дубовый лес	Черемухово-кленово- ольховый снытьевый лес	Ракитово-кленовый ежевиково-снытьевый лес	Ивовое чередово- крапиво-мятовое	Ивовое маниково- двукистичниковое	Разнотравно- злаковое
Ежегодное количество видов в сообществе	15 – 19	17 – 21	21 – 38	15 – 29	14 – 24	20 – 24	20 – 42
Постоянные виды от ежегодной флоры сообщества, %	64*	65	68	53	68	65	63
Постоянные виды от общей (много- летней) флоры сообщества, %	34	34	38	24	34	34	38
Сменяющиеся виды от общей (мно- голетней) флоры сообщества, %	20	19	19	22	19	19	32

* 64 – средний процент за все годы.

В результате многолетнего мониторинга в бассейнах рек Амударьи, Сырдарьи, Сейма, Дуная и Эльбы авторами были установлены количественные показатели пределов критических нарушений для всего долинного комплекса, подверженного гидротехническому воздействию (Новикова, 1999, 2003; Кузьмина и др., 2000; Новикова, Кузьмина, 2000; Кузьмина, 2005; Novikova et al., 2001). Вне зависимости от физико-географической зональности и морфологических особенностей зарегулированных рек для сохранения целостности всего долинного комплекса (набора) экосистем необходимо сохранение не менее 75% сообществ от общего числа наименьших таксономических рангов (например, ассоциаций) из полного состава сообществ общей динамической системы региона в пределах бассейна зарегулированной реки. При этом не должны быть полностью уничтожены целые

формации сообществ (и/или экосистем) или более крупные таксономические категории растительности или животного населения. Поскольку при зарегулировании невозможно полное сохранение всего исходного количества экосистем, в качестве предельно допустимого изменения речного стока можно принять такое, которое позволяет сохранить не менее 75% сообществ наименьших синтаксономических единиц в каждой формации, входящей в общую динамическую схему растительности бассейна реки или его участка.

Таблица 4

Изменение флористического состава экосистем экологического профиля
Барятинский лес в бассейне р. Сейма с 1996 по 2001 г.
(антропогенно измененная пойма в зоне влияния Курчатовского водохранилища)

Характеристика ассоциаций	Кленово-ясеневый тополевый лес	Осоково-ясеневый дубовый лес	Недотрогово-вязово-дубовый лес	Снытьево-вязово-дубовый лес	Хвошево-липово-дубовый лес
Ежегодное количество видов в сообществе	22 – 32	16 – 18	19 – 26	18 – 25	19 – 23
Постоянные виды от ежегодной флоры сообщества, %	41	64	45	43	64
Постоянные виды от общей (многолетней) флоры сообщества, %	69	87	74	72	84
Сменяющиеся виды от общей (многолетней) флоры сообщества, %	19	10	16	18	12

Для сохранения основного фаунистического и флористического разнообразия экосистем и их продуктивности при обосновании экологических пределов регулирования стока на территории речного бассейна на участках речных долин должны быть сохранены магистральные переходы (броды) через русла рек, которые являются экологическими коридорами, обеспечивающими обмен элементов флоры и фауны на межрегиональном уровне. Мигрирующим животным для этих переходов необходимы участки неизменной поймы с относительно выположенными коренными берегами. Данное обстоятельство существенно расширяет границы учитываемой зоны воздействия водохранилища на окружающую среду. Таким образом, границы зоны влияния водохранилища на животных следует проводить по границам ареалов мигрирующих популяций, пути кочевков которых затронуты воздействием гидросооружения. Экспериментальные исследования показали, что перекрытие миграционных путей лося и косули водохранилищем (например, Зейским) снизило их поголовье в 3 – 10 раз из-за большей доступности хищникам и браконьерам, а также гибели при ежегодных сезонных миграциях, которые вынужденно проходят по обширной ледовой поверхности, часто с торосами, а не по узкому занесенному снегом участку русла, как это было ранее. В Приамурье затопление водохранилищами долин крупных рек исключает возможность проникновения многих представителей маньчжурской фауны (кабана, енотовидной собаки, амурского барсука, дальневосточной полевки и др.) к северу от основного ареала, что снижает видовое разнообразие зоокомплексов.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ПОДХОДОВ

На основе всестороннего анализа зависимостей показателей режима речного стока с эколого-биологическими показателями состояния пойменных экосистем и экотонов, принимая за основу положение о сохранении устойчивого функционирования экосистем речных долин при зарегулировании стока, нами были выработаны основные экологические критерии, ограничивающие регулирование режима речного стока.

Критерий 1. Наличие элементов первичного пойменного ландшафта (осередки, побочни). Формирование первичных форм пойменного ландшафта и развитие экосистем на молодом аллювии обеспечивается, если промежуток между максимальными расходами имеет длительность не менее 3 – 5 лет.

Критерий 2. Устойчивое функционирование экосистем в условиях регулирования режима речного стока обеспечивается их ежегодной флуктуационной динамикой, для чего необходимо поддержание многолетней амплитуды колебания УГВ на уровне 70% от первоначальной естественной нормы, а сокращение объема стока не более чем на 15% от естественного уровня; поскольку устойчивое развитие естественной экотонной системы речной поймы обеспечивается сохранением заливания различных экологических уровней с разной частотой и длительностью, а также естественной амплитудой колебания уровня грунтовых вод. Доказано, что экологически недопустимо сокращение внутригодовой и многолетней амплитуд колебания (стабилизации) уровня воды и глубины залегания грунтовых вод.

Критерий 3. Сохранение основного биологического разнообразия на всех уровнях его организации определяется наличием не менее 75% экосистем из общей динамической системы региона в пределах бассейнов зарегулированных рек, а также наличием ежегодной флуктуационной изменчивости видового состава пойменных сообществ в пределах 30 – 40%, что обеспечивает сохранение основного спектра биологических видов и сообществ.

Критерий 4. Сохранение основного спектра биотопического разнообразия экосистем речного бассейна или наличие достаточного количества незарегулированных участков реки определенной протяженности (как правило, не менее 100 км для крупных и средних рек), которые будут обеспечивать основной спектр видового и биотопического разнообразия экосистем речного бассейна. Экологически недопустимо слияние зон воздействия каскадов ГЭС и их водохранилищ в речном бассейне – необходимы участки с «условно-естественной» (непреобразованной) речной долиной, обеспечивающие сохранение биоразнообразия и пути традиционных миграций видов через водные артерии.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Экологические нормативы не являются неизменными. Они будут меняться по мере накопления наших знаний о взаимосвязях и зависимостях характеристик режима речного стока и компонентов экосистем. На данный момент научных знаний достаточно, чтобы накладывать ограничения антропогенных воздействий на режим речного стока и регулировать функционирование экосистем пойм и речных бассейнов. В ближайшем будущем необходима разработка нормативов, обосновывающих реабилитацию пойменных экосистем и экотонов. Для малых рек особенно важно сохранять водорегулирующую функцию экосистем водосбора (что определя-

ется наличием и сохранностью естественных экосистем), а также прибрежных водоохраных зон, регулирующих распашку и рекреацию.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №03-05-64238).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Антропогенные воздействия на водные ресурсы России и сопредельных государств в конце XX столетия / Отв. ред. Н.И. Коронкевич, И.С. Зайцева. М.: Наука, 2003. 367 с.

Балюк Т.В. Формирование экосистем на первичных элементах пойменного рельефа в естественных и антропогенно измененных условиях: Дис. ... канд. геогр. наук. М., 2005. 197 с.

Дубинина В.Г. Методические основы экологического нормирования безвозвратного изъятия речного стока и установления экологического стока (попуска). М.: Экономика и информатика, 2001. 120 с.

Кузьмина Ж.В. Оценка последствий изменения режима речного стока для пойменных экосистем при создании малых гидротехнических сооружений на равнинных реках // Метеорология и гидрология. 2005. №8. С. 89 – 103.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е., Хенрихсфрайзе А. Микроочаговые процессы в связи с локальным изменением обводненности территорий // Микроочаговые процессы-индикаторы дестабилизированной среды. М.: РАСХН, 2000. С. 26 – 34.

Новикова Н.М. Влияние развивающегося водного хозяйства на ботаническое разнообразие аридных районов Средней Азии и юга России // Водные проблемы на пороге нового тысячелетия. М.: Наука, 1999. С. 335 – 345.

Новикова Н.М. К проблеме нормирования в применении к водному режиму экосистем и экотонов речных пойм // Эколого-биологические проблемы бассейна Каспийского моря: Материалы VI Всерос. науч. конф. Астрахань: Изд-во Астрах. гос. ун-та, 2003. С. 228 – 230.

Новикова Н.М., Кузьмина Ж.В. Мониторинг ландшафтно-экологических процессов в дельте Амударьи: по результатам исследований на муйнакской международной станции // Аридные экосистемы. 2000. Т. 6, №13. С. 23 – 36.

Подольский С.А., Игнатенко С.Ю., Дарман Ю.А., Антонов А.И., Игнатенко Е.В., Кастрикин В.А., Былков А.Ф., Париков М.П. Проблемы охраны и изучения диких животных в зоне влияния Бурейского гидроузла. М.: РАСХН, 2004. 132 с.

Подольский С.А., Игнатенко С.Ю., Дарман Ю.А., Антонов А.И., Борисова И.Г., Игнатенко Е.В., Илларионов Г.В., Кастрикин В.А., Париков М.П., Старченко В.М., Чуб А.В., Яборов Т.В. Бурейская ГЭС: зона высокого напряжения. М.: WWF-Россия, 2005. 80 с.

Шикломанов И.А. Антропогенные изменения водности рек. Л.: Гидрометеониздат, 1979. 302 с.

Kouzmina J.V. The impact of natural and human-induced changes in the river flow and the climate on flood plain ecosystems in the middle Elbe river basin // Ecological Engineering and Environment Protection. 2004. №2. P. 5 – 15.

Kouzmina J.V., Treshkin S.Y., Avetjan S.A., Henrichfreise A. Assessment of consequences change of river flow regime for floodplain ecosystems under building small and middle hydro-technical constructions // J. Hydrology and Hydromechanics. 2005. Vol. 53, №1. P. 3 – 16.

Novikova, N.M., Kuz'mina, J.V., Dikareva, T.V. Reservation of the tugai biocomplex diversity within the Amu-Darya and Syr-Darya river deltas in aridization conditions // Ecological research and monitoring of the Aral sea deltas. Book 2. Barcelona; Spain, 2001. P. 155 – 188.