

Р. О. Оганесян, А. С. Парпаров

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ СЕВАНСКОЙ ПРОБЛЕМЫ

Особенности водного баланса Севана, когда потери воды с испарением в 20 раз превышали поверхностный отток, привлекали внимание ученых и хозяйственников, заставляли искать способы уменьшения этих потерь с целью использования сохраненной воды на нужды народного хозяйства.

Таким образом, существовала проблема использования водных ресурсов озера Севан, а не проблема самого озера.

Как известно, задача уменьшения испарения с поверхности Севана была решена за счет уменьшения испаряемой поверхности зеркала озера путем искусственного снижения его уровня, превысившего к настоящему времени 19 м.

Последствия такого мероприятия оказались настолько отрицательными, что заставили говорить об экологическом просчете. Проблема рационального использования водных и рыбных ресурсов озера Севан оказалась неразрывно связанной с проблемой озера Севан. Эта проблема имеет различные аспекты – природоохранный, престижный, социальный и другие. Настоящее сообщение посвящено экологическим аспектам севанской проблемы, которые рассматриваются с точки зрения использования водных ресурсов озера.

В результате спуска уровня озера Севан качество воды – важнейший показатель его водных ресурсов – значительно ухудшилось. В табл. 1 приведены основные гидробиологические показатели качества воды озера Севан в сравнении с периодом 1958–1960 гг., когда отрицательные последствия спуска уровня еще не проявились.

Отрицательно повлияли на качество воды ухудшение кислородного режима, обогащение воды соединениями азота и увеличение продуктивности планктона.

Анаэробные условия у дна стимулируют дальнейшую автотрофикацию, способствуют появлению сероводорода и делают воду, в конечном счете, непригодной для водоснабжения. В конце лета на обширных площадях озера содержание кислорода у дна падает до концентраций менее 1 мг/л; в центральной части Большого Севана обескислороженная зона простирается от дна до глубины 12 м.

Остановимся на проблеме азота в воде озера Севан. В допускной период Севан выделялся среди большинства крупных озер аномально высоким содержанием фосфора в воде (до 0,70 мг/л) при крайней бедности воды азотом. Подробно исследовавшие этот вопрос авторы

Таблица 1

Сравнительные гидробиологические показатели
качества воды оз. Севан

Показатели	1958-1960	1976-1979
Прозрачность по диску Секки, м	10,9	4,5
pH	8,6-8,8	8,6-8,8
Минерализация, мг/л	650	650
Содержание суммарного минерального азота, мг N/л	0,07	0,28
Содержание минерального фосфора, мг P/л	0,19	0,06
Ареальный дефицит кислорода		
$\text{гO}_2/\text{м}^2$ в сутки		
М. Севан	0,4	1,7
Б. Севан	0,2	0,6
Первичная продукция планктона, ккал/м ² за год	1080	5500
Продукция зоопланктона, ккал/м ² за год	37	123,9

(Лятти, 1932; Слободчиков, 1951) указывали, что процессы денитрификации в воде Севана значительно преобладали над процессами азотфиксации. В настоящее время содержание суммарного минерального азота возросло с 0,07 до 0,28 (Парпарова, 1979). Возможные причины этого явления обсуждаются ниже, однако сейчас можно утверждать, что в озере создались благоприятные условия для азотфиксации. Об этом неопровержимо свидетельствует ежегодное (начиная с 1964 г.) массовое развитие азотфиксирующих организмов – сине-зеленых водорослей *Anabaena*.

Появление в планктоне сине-зеленых водорослей является одним из наиболее ярких свидетельств эвтрофикации озера. В фитопланктонном сообществе появились также и другие, ранее отсутствовавшие виды водорослей – представители родов *Melosira* и *Fragilaria*. Однако важнейшим показателем изменений эвтрофикационного характера в планктонном сообществе и озерной экосистеме в целом явилось увеличение скорости продукционных процессов. Первичная продукция планктона возросла в 4-7 раз и достигла в отдельные годы 7000 ккал/м², величины, наибольшей для европейских внутренних водоемов. Можно также уверенно говорить об увеличении скорости круговорота органического вещества (Р/В – коэффициента) Парпаров, 1979а).

Увеличение первичной продукции планктона тесно связано с сокращением развития другого продуцента – макрофитов. Как показал П. П. Гамбарян (1979), биомасса макрофитов сократилась с 600 тыс. т в 1929 г. до 24 тыс. т в настоящее время. Сокращение развития макрофитов способствовало увеличению доступности биогенных элементов для фитопланктона и, в свою очередь, повлекло за собой изменения в биоценозе бентали.

Макрофиты были одним из важных компонентов экологической ни-

ши бокоплавов – *Gammarus lacustris*, биомасса которых, в связи с сокращением развития макрофитов, уменьшилась в 4 раза.

С ростом первичной продукции и последовавшим за этим возрастанием седиментации органического вещества резко возросла биомасса хирономид (в 30 раз) и олигохет (в 7 раз) – организмов, приспособленных к бескислородным условиям. Биомасса зообентоса в целом возросла более чем в 7 раз и составила в среднем по озеру 30 г/м².

Непосредственным следствием увеличения первичной продукции планктона явилось увеличение вторичной продукции зоопланктона (Симонян, 1978) и рыбопродуктивности (Смолей, 1979). Как видно из табл. 1, продукция зоопланктона возросла в 3 раза. Необходимо отметить, что с ростом первичной продукции эффективность ее утилизации последующими звеньями трофической сети снижается. Такое явление, характерное для эвтрофируемых водоемов (Сушеня, 1975), свидетельствует об увеличении темпов накопления органического вещества.

Указанные изменения при всей сложности их взаимосвязей имеют однонаправленный характер, свидетельствующий об эвтрофикации озера Севан.

Вопрос о механизме эвтрофикации оз. Севан имеет чрезвычайно важное значение для разработки мероприятий, направленных на замедление этого процесса.

Большинство исследователей полагает, что усиление процесса эвтрофикации озера вызвано изменением его морфометрии – спуском уровня (Легович, 1968; Маркосян, 1970; Легович и Мешкова, 1974; Оганесян и др., 1977). При этом предполагается, что изменение уровня трофии озера связано с увеличением содержания в воде биогенных элементов, поступающих из придонных слоев вследствие усиления перемешивания.

Наряду с этим высказываются предположения об основной эвтрофирующей роли речного притока (Григорян и др., 1977; Легович, 1979). Одним из основных аргументов указанных авторов является то, что загрязненность рек бассейна промышленными и бытовыми стоками существенно возросла одновременно с увеличением относительной доли речного притока в объеме Севана (из-за уменьшения объема озера).

Одним из наиболее перспективных методов изучения влияния различных эвтрофирующих факторов на водные экосистемы представляется метод биологических испытаний (Goldman a. Armstrong, 1969; Бульон, 1975, 1977).

В 1979 г. изучалось влияние малых (0,1, 1 и 10%) добавок воды рек Аргичи, Гаварагет и Масрик, а также придонной воды из обеих частей озера на развитие севанского фитопланктона (Парпаров, 1979 б). Выбранные для экспериментов реки составляют около 50% речного притока в озеро.

Метод биологических испытаний был также использован для прогностической оценки влияния переброски вод р. Арпа в оз. Севан.

Критерием влияния добавок являлось изменение первичной продукции, вызванное их внесением, по отношению к контролю – озерной воде без добавок.

Для всех исследуемых факторов (за исключением р. Арпа) в от-

дельные периоды наблюдалась однозначная положительная зависимость между приростом первичной продукции по отношению к контролю и величиной добавки. Особо важным представляется наличие такой зависимости в опытах с добавками придонной воды из обеих частей озера, а также смеси (в одинаковых пропорциях) вод наиболее крупных рек бассейна. Наличие такой зависимости позволяет рассматривать донные отложения Большого и Малого Севана и речной приток в качестве потенциальных эвтрофирующих факторов.

Добавки р. Арпа приводили к значительно меньшему, по сравнению с другими реками, увеличению первичной продукции (это дает возможность предполагать, что поступление в озеро вод р. Арпа само по себе не приведет к значительному увеличению первичной продукции). Так, в мае, максимальное увеличение продукции, вызванное внесением добавок арпинской воды, составило по отношению к контролю всего 30%, тогда как аналогичные добавки воды других рек к той же озерной воде приводили к увеличению первичной продукции в 1,7 раза, а придонной воды Большого Севана – в 3,3 раза.

Наиболее вероятно, что стимулирующее влияние внесения добавок обусловлено повышенным содержанием биогенных элементов – азота и фосфора – в придонных (озерных) и речных водах.

В пользу этого говорят следующие соображения. В период температурной стратификации в оз. Севан содержание биогенных элементов в гипolimнионе значительно выше, чем в поверхностных слоях. В начальный период стратификации, при высоком расположении термоклина, содержание хлорофилла "а" в планктоне увеличивается с глубиной. Это говорит о том, что неблагоприятный для развития водорослей световой режим компенсируется повышенным содержанием биогенов (Парпаров и Парпарова, 1979). Об этом свидетельствует также наименьший (по сравнению с другими реками) эффект, полученный в опытах с добавками р. Арпа. Как видно из табл. 2, среди обследованных рек р. Арпа наименее загрязнена биогенными элементами.

Содержание биогенных элементов (особенно азота) в воде притоков оз. Севан резко возросло по сравнению с допусковым периодом, что, очевидно, связано с ростом применения удобрений в сельском хозяйстве бассейна. Так, содержание суммарного минерального азота в воде притоков увеличилось в 1,5 раза, хотя содержание фосфатов несколько снизилось. Нагрузка, создаваемая речным притоком на озеро, для азота возросла вдвое и составила $1,5 \text{ г N / м}^2$, а для фосфора – $0,15 \text{ г P / м}^2$.

Увеличение нагрузки азотом на озеро безусловно сыграло свою роль в увеличении содержания этого биогена в севанской воде. Однако необходимо учитывать (Винберг и Ляхнович, 1964; Кузнецов и Романенко, 1979), что поступление азота из донных отложений на порядок превосходит их поступление с речным притоком. (Важным поставщиком азота в озеро являются азотофиксирующие сине-зеленые водоросли. Расчетные оценки показывают, что в период "цветения" сине-зеленых водорослей в 1976 г. в Севан поступило больше азота, чем было доставлено речным притоком за год).

Поскольку придонные озерные воды и воды основных притоков озе-

ра являются потенциальными эвтрофирующими факторами, возникает вопрос об их роли в развитии эвтрофикации озера.

Представляется, что основную роль в развитии начального этапа эвтрофикации Севана сыграло вовлечение в круговорот донных отложений, поскольку интенсивное применение удобрений – основного антропогенного источника биогенов – началось с 1970 г., а "цветение" воды сине-зелеными водорослями – показатель ускорения эвтрофикации – регистрируется с 1964 г. (Легович, 1968). Более сложно оценить роль и взаимодействие рассматриваемых факторов в настоящее время.

Таблица 2

Содержание биогенных элементов в воде рек Арпа, Аргичи, Гаварагет и Масрик и наибольший прирост первичной продукции по отношению к контролю, вызванный внесением добавок воды этих рек (май 1979 г.).

Реки	Фосфаты, мгР/л	Суммарный минеральный азот, мг N/л	Наибольший прирост первичной продукции по отношению к кон- тролю, %
Арпа	0,09	0,46	30
Аргичи	0,29	1,86	79
Гаварагет	0,43	3,02	71
Масрик	0,28	2,96	78

Учитывая, что годовой речной приток в оз. Севан составляет около 2% объема озера, очевидно, что 10%-ое содержание речной воды в озере достигается приблизительно за 5 лет, 1%-ое – за полгода. При вовлечении в циркуляцию гипolimниальных вод, вызывающих, как было показано выше, увеличение первичной продукции, в круговорот в относительно короткое время поступают количества воды, сравнимые с годовым речным притоком. Таким образом, по отношению к временному фактору придонные воды озера являются наиболее сильным эвтрофирующим фактором.

В связи с изложенным встает вопрос о стабильности экосистемы оз. Севан и ее устойчивости к воздействиям водосборного бассейна. Под стабильностью в данном случае подразумевается сохранение в течение достаточно длительного промежутка времени постоянства (или по меньшей мере предсказуемости) основных структурных и функциональных характеристик экосистемы, таких, как качественный состав планктонного сообщества, первичная продукция и др. Происшедшее обогащение состава фитопланктона (появление *Fragilaria*, *Melosira*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*) и зоопланктона должно было, казалось бы, способствовать повышению стабильности экосистемы (Одум, 1975).

Однако в последнее время получены результаты, свидетельствующие о дестабилизации озерной экосистемы. В планктонном сообществе в 1974–1979 гг. происходили непредсказуемые как качественные, так и количественные изменения.

Ранние исследователи севанского планктона отмечали, повторяемость сезонной динамики фитопланктона (Владимирова, 1947; Стройкина,

1953; Мешкова, 1962). В весеннем, осеннем и зимнем планктоне доминировали диатомовые *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus astraea* (за 20 лет наблюдений только в 1956 г. *Asterionella* отсутствовала в весеннем планктоне); в летнем – зеленые водоросли.

В 1974 г. весной доминировали *Fragilaria crotonensis* и *Tribonema depauperatum*, в 1975 г. – *Fragilaria crotonensis*, в 1976 г. – *Asterionella formosa*, в 1977 г. – *Stephanodiscus astraea*. В 1977–1980 гг. в весеннем планктоне доминируют мелкие формы центрических диатомовых. Нужно подчеркнуть, что доминировавшие виды затем на годы исчезали из весеннего планктона (так, *Asterionella* отсутствовала в 1974–1975 и 1977–1980 гг., *Fragilaria* – в 1976–1980 гг.).

В начале 70-х годов исчезновение мелких форм центрических диатомовых привело к изменению соотношения между фильтраторами и хищниками в зоопланктоне в пользу последних (Легович и Мешкова, 1974). По-видимому, наблюдающееся в настоящее время увеличение роли фильтраторов (данные Симоняна А. А.) связано с резким усилением развития мелких форм центрических диатомовых в весеннем планктоне.

В летнем планктоне в 1974–1977 гг. в течение 3–4 месяцев доминировали сине-зеленые водоросли (*Anabaena* и *Aphanizomenon*), достигавшие уровня интенсивного "цветения" (до 36 мг/л/м³). В 1978–1980 гг. сроки массовой вегетации сине-зеленых сократились до 2–5 недель, доминируют зеленые водоросли.

Необходимо отметить, что, несмотря на значительные изменения в качественном составе, основные черты сезонной динамики фитопланктона – максимумы биомассы весной и осенью – сохранились.

В период наблюдений 1976–1980 гг. основные лимнологические показатели принимали значения, характерные как для эвтрофных, так и для олиготрофных озер. Это положение иллюстрируется данными табл. 3.

Таблица 3

Основные лимнологические показатели оз. Севан

Показатели	1976	1977	1978	1979	1980
Ареальный дефицит кислорода, гО ₂ /м ² сутки	1,34	1,56	–	0,23	0,64
Содержание хлорофилла "а" в поверхностных слоях, мг/м ³	5,07	7,70	9,60	3,90	0,65
Первичная продукция планктона, гС/м ² сутки	2,24	2,46	1,71	0,67	1,08

Такая нестабильность во многом обусловлена складывающимся режимом биогенных элементов. В допускоской период развитие фитопланктона в оз. Севан лимитировалось соединениями азота (N/P=0,1). Исследования 1975–1980 гг. позволяют предположить, что в озере произошла смена форм лимитирования. Отношение минеральных форм азота и фосфора в среднем за год составило 4,3. (Начавшиеся осенью 1980 г. определения общих форм азота и фосфора дали N/P = 34,0). В течение

года это отношение сильно варьирует от 0,5 до 25,0. Таким образом, развитие фитопланктона может лимитироваться как фосфором, так и азотом, а также их соотношением (Schindler 1978). Следует отметить ограниченность применения самого термина "лимитирование" каким-либо элементом к дестабилизированной системе, каковой является Севан (Одум, 1975). Поскольку в отдельные периоды содержание биогенных элементов падает до критических величин, то их режим оказывается в гораздо более сильной, чем ранее, зависимости от факторов, регулирующих их поступление в воду, — режима перемешивания, речного притока, атмосферных осадков.

Влияние метеорологических факторов на режим перемешивания может быть показано в терминах "термостабильности" (Bauer, 1978) — работы, которую нужно затратить для полного перемешивания стратифицированного озера. Эта величина положительно зависит от максимальной глубины водоема.

Устойчивость влияния озерной экосистемы к антропогенному влиянию со стороны водосбора можно в известной мере охарактеризовать изменением индекса Керекеса (Kerekes, 1977) — отношения объема водоема к длине его береговой линии (табл. 4).

Как видно из табл. 4, устойчивость озера к влиянию бассейна существенно уменьшилась, в особенности Большого Севана.

Таблица 4

Изменение индекса Керекеса ($10^6 \text{ м}^3/\text{км}$) для отдельных частей и озера в целом в зависимости от спуска его уровня

Часть озера	Величина спуска уровня, м		
	0	13	19
Малый Севан	160	153	138
Большой Севан	174	184	152
Озеро в целом	221	172	146

Одновременно с чисто "морфометрическим" уменьшением устойчивости Большого Севана к влиянию бассейна произошло значительное усиление хозяйственной деятельности в бассейне. Зависимость озера от антропогенных влияний бассейна также возросла в связи с сокращением некогда обширной зоны макрофитов, биомасса которых уменьшилась в десятки раз (Гамбарян, 1979). Следует подчеркнуть, что наибольшему влиянию со стороны водосборного бассейна подвергается именно Большой Севан, поскольку в него втекают практически все крупные реки (9 из 11).

Учитывая изложенное, а также наблюдавшийся в экспериментах стимулирующий развитие фитопланктона эффект при внесении малых (0,1%) добавок речной воды, следует признать речной приток в оз. Севан серьезным эвтрофирующим фактором.

Рассмотрение факторов, оказывающих влияние на ускорение процесса эвтрофикации оз. Севан, показывает, что наиболее радикальной мерой для замедления этого процесса является подъем уровня озера.

Действительно, в случае осуществления принятого плана подъема уровня Севана на 6 м увеличится термостабильность озера, особенно Большого Севана, что значительно ограничит вовлечение в циркуляцию придонных вод – одного из основных эвтрофирующих факторов. Одновременно существенно возрастет "морфометрическая" устойчивость (индекс Керекеса, табл. 4) этой части озера к антропогенному влиянию бассейна и уменьшится роль притоков в связи с увеличением объема воды.

Снижение уровня озера Севан привело к повышению содержания биогенных элементов (азота и железа) в воде; перестройки в озерной экосистеме свидетельствуют о повышении уровня трофии водоема и одновременно о снижении стабильности экосистемы.

Известно еще два примера дестабилизации экосистем крупных водоемов в результате изменения водного баланса – Азовское и Аральское моря. Однако в этих случаях (снижение уровня Аральского моря) продуктивность водоемов значительно уменьшилась (Бронфман, 1976; Бортник, 1980).

Поэтому изучение оз. Севан – эвтрофированного в результате снижения уровня, дестабилизированного большого высокогорного озера, которое, по-видимому, будет нестабильным длительное время (в связи с переброской в озеро стока р. Арпа), – представляет значительный теоретический интерес.

Литература

- Бортник В. Н. Баланс биогенных элементов Аральского моря при падении его уровня. – Водные ресурсы, 1980, № 5, с. 140–147.
- Бронфман А. М. Опыт исследования и решения эколого-географических проблем бассейна Азовского моря. – В кн.: Человек и среда. Мат. XXIII международного геогр. конгр. М., 1976, с. 249–262.
- Бульон В. В. Методика экспериментальной оценки влияния очищенных стоков целлюлозного завода на планктон оз. Байкал. – Гидробиол. исслед. самоочищения водоемов, Л., 1975, с. 58–67.
- Бульон В. В. Первичная продукция планктона в Тюпском заливе оз. Иссык-Куль. – Гидробиол. исслед. р. Тюп. и Тюпского залива оз. Иссык-Куль, М., 1977, с. 20–30.
- Винберг Г. Г., Ляхнович И. П. Удобрение прудов. Минск, 1964.
- Владимирова К. С. Фитопланктон озера Севан. Тр. СГБС, 1947, т. IX, с. 69–144.
- Гамбарян П. П. Распределение макрофитов озера Севан. Тр. СГБС, 1979, т. ХУП, с. 123–129.
- Григорян Дж. Э., Погосян У. Г., Овсепян Т. А. Гигиенические аспекты антропогенного эвтрофирования высокогорного оз. Севан. Антропогенное эвтроф. природ. вод. Черноголовка, 1977.
- Кузнецов С. И., Романенко В. И., Экология микроорганизмов, участвующих в круговороте органического вещества в водоемах. Биол. рес. внутр. водоемов СССР, М., 1979, с. 36–59.
- Лятти С. Я. Гидрохимический очерк озера Севан. Л., 1932.

- Легович Н. А. Изменения в качественном составе фитопланктона оз. Севан под влиянием понижения его уровня. Биол. журн. Армении, 1968, т. XXI, № 12.
- Легович Н. А., О "цветении" воды в оз. Севан. Тр. СГБС, 1979, т. ХУП, с. 51-74.
- Легович Н. А., Мешкова Т. М. Эвтрофикация оз. Севан. Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1974.
- Маркосян А. Г., Об изменениях в термическом и кислородном режиме оз. Севан и о влиянии этих изменений на некоторые биологические процессы. Биол. журн. Армении, 1970, XXIII, № 11.
- Мешкова Т. М., Современное состояние планктона в озере Севан. Тр. СГБС, 1962, т. ХУ1, с. 15-88.
- Оганесян Р. О., Парпаров А. С., Симонян А. А., Биоплимнологические аспекты севанской проблемы. Биол. журн. Армении, 1977, № 10.
- Одум Ю. Основы экологии. М., 1975.
- Парпаров А. С. Первичная продукция и содержание хлорофилла "а" в фитопланктоне озера Севан. Тр. СГБС, 1979а, т. ХУП, с. 88-89.
- Парпаров А. С. Первичная продукция планктона озера Севан. Автореф. канд. дисс., 1979 б.
- Парпарова Р. М., Гидрохимический режим озера Севан по данным 1976 г. Тр. СГБС, 1979, т.ХУП, с. 35-50.
- Парпарова Р. М. Парпаров А. С. Некоторые особенности биогенного питания фитопланктона оз. Севан по данным 1975-1976 гг. Тр. СГБС, 1979, т. ХУП, с. 100-106.
- Симонян А. А. Продукция массовых видов копепоид Малого Севана. Автореф. канд. дисс., 1978.
- Слободчиков Б. Я. Гидрохимический режим оз. Севан по данным 1947-1948 гг. Тр. СГБС, 1951, т. ХП.
- Смолей А. И. Динамика численности лососевых рыб оз. Севан в условиях изменения его режима. Тр. СГБС, 1979, т. ХУП, с. 221-227.
- Стройкина В. Г. Фитопланктон пелагиали оз. Севан. Тр. СГБС, 1953, т. XIII, с. 171-212.
- Сушения Л. М. Количественные закономерности питания ракообразных. Минск, 1975.
- Ваггер К. A generalisation of the lake stability concept. Verh. int. Ver. Limnol., 1978, 984-985.
- Kerekes I. The index of lake basin permanence. Int. Rev. Hydrobiol., 1977, 62, 2, 291-293.
- Schindler D. W. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world freshwaters. Limnol. Ocean., 1978, 23, 478-486.