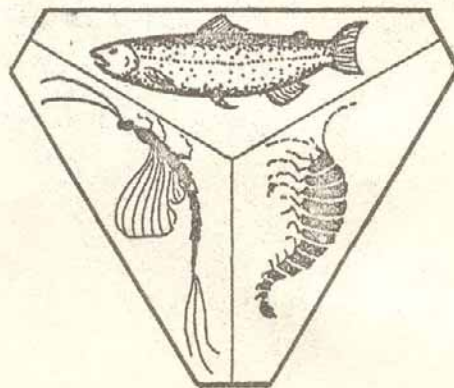


АКАДЕМИЯ НАУК СССР
ДАЛЬНЕВОСТОЧНОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ДОННЫЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ РЕК ДАЛЬНЕГО
ВОСТОКА И ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ.
ВОПРОСЫ ПРОДУКТИВНОСТИ И БИОИНДИКАЦИИ
ЗАГРЯЗНЕНИЙ



Владивосток
1987

УДК 577.472 (571.6)

Донные беспозвоночные рек Дальнего Востока и Восточной Сибири. Вопросы продуктивности и биосиндикации загрязнений. Владивосток: ДВО АН СССР, 1987. 64 с.

Сборник статей посвящен различным вопросам экологии донных организмов рек и водохранилищ Дальнего Востока и Восточной Сибири. В нескольких статьях рассмотрены методы оценки ущерба, причиненного рыбному хозяйству, определения состояния донных беспозвоночных рек, подверженных антропогенному воздействию. Приведен биологический анализ качества воды основных водоемов Приморского края. В ряде статей даны структурно-функциональные характеристики зообентоса рек, изложены результаты исследований по распределению донных беспозвоночных на плесах и перекатах, гидробиологическому зонированию водотоков.

Сборник представляет интерес для гидробиологов, ихтиологов, специалистов рыбохозяйственной науки, гидрометслужбы.

Издано по решению Редакционно-издательского совета
Дальневосточного отделения АН СССР

Редколлегия: д.б.н. И.М.Леванидова, к.б.н. Е.А.Макарченко
(ответственный редактор), к.б.н. В.В.Богатов

ДОННЫЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ РЕК ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА
И ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ. ВОПРОСЫ ПРОДУКТИВНОСТИ
И БИОСИДИКАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

Утверждено к печати Ученым советом
Биолого-почвенного института ДВО АН СССР

Дополнительный сводный темплан
ДВО АН СССР 1987 г. (об. науч. тр.), поз. I

Оригинал-макет подготовлен в Биолого-почвенном институте
ДВО АН СССР

Подписано к печати 15.05.87 г. ВД 07188. Формат 60x84/16.
Печать офсетная. Усл.п.л. 3,72. Уч.-изд.л. 3,00. Тираж 185 экз.
Заказ 77. Цена 30 к.

Отпечатано в офсетно-ротапринтном цехе РИО ДВО АН СССР
690600, Владивосток, Ленинская, 50

УДК 639.3.03

ОЦЕНКА УЩЕРБА, ПРИЧИНЕННОГО РЫБНОМУ ХОЗЯЙСТВУ В РЕЗУЛЬТАТЕ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМОВ

В.В.Богатов

Биолого-почвенный институт ДВНЦ АН СССР, Владивосток

В настоящее время при подсчете ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате загрязнения внутренних водоемов, применяется около 20 различных параметров (Методика ..., 1967). Использование столь громоздкой схемы счета приводит к неточным и часто заниженным оценкам. Например, потери, определяемые по среднегодовой рыбопродукции, в случаях непосредственной гибели рыб занижаются примерно на 60%, а в случаях выхода из строя нерестилиц — более, чем на 70%.

В данной методике оценку ущерба предлагается проводить лишь по двум параметрам: среднегодовой рыбопродукции и среднему биологическому возрасту рыбы. Важно, что при крайней простоте излагаемой схемы расчета достигается полная оценка совокупного ущерба.

Одновременно для озер и водохранилищ приводится простой способ определения среднегодового вылова рыбы и ее продукции основанный на сведениях по прозрачности воды.

Способ определения вылова рыбы и ее продукции по прозрачности воды

При ориентировочных расчетах продукции рыб обычно находят по среднегодовому вылову, учитывая, что

$$Y_f = \frac{1}{3} P_f \quad (1)$$

где Y_f — вылов рыб; P_f — продукция рыб.

Известно, что среднегодовой вылов рыб независимо от их видового и возрастного состава, а также от видового состава кормовых организмов в континентальных водоемах находится в зависимости величины их первичной продукции и в первом приближении может быть оценен как:

$$Y_f' = 1,8 \cdot 10^{-3} \sum A \quad (2)$$

где Y_f' — вылов рыб в $\text{ккал} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$; $\sum A$ — суммарная первичная продукция в $\text{ккал} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ (Бульон, Ванберг, 1981). В

свою очередь ΣA обычно связана с прозрачностью воды в водоеме через величину содержания хлорофилла "а" в планктоне и суточное ассимиляционное число (САЧ). Действительно, В.В. Бульон (1977) было показано, что прозрачность воды по диску Секки в неокрашенных водоемах связана с содержанием хлорофилла "а" в планктоне уравнением:

$$C_{хл} = 57,7 S^{-2,17}, \quad (3)$$

где S - прозрачность воды в м; $C_{хл}$ - содержание хлорофилла "а" в мг · м⁻³.

Зная САЧ на оптимальной глубине и $C_{хл}$, легко найти максимальную скорость фотосинтеза в единице объема воды:

$$A_{max} = C_{хл} \cdot \text{САЧ}, \quad (4)$$

где A_{max} - максимальная скорость фотосинтеза в мгС · м⁻³. При этом важно, что A_{max} с величиной первичной продукции находится в простой связи (Бульон, 1983а):

$$\Sigma A' = A_{max} \cdot S, \quad (5)$$

где $\Sigma A'$ - суммарная первичная продукция в мгС · м⁻² · сутки⁻¹. Учитывая продолжительность вегетационного сезона на определенной широте оценим суммарную первичную продукцию за год:

$$\Sigma A'' = \Sigma A' \cdot T \quad (6)$$

где $\Sigma A''$ - суммарная первичная продукция в мгС · м⁻² · год⁻¹; T - продолжительность вегетационного сезона в сутках. Используя известный коэффициент 11,2 ккал/мгС, получим величину ΣA в ккал · м⁻² · год⁻¹:

$$\Sigma A = 0,0112 \Sigma A'' \quad (7)$$

Существенно, что в нашем случае Y_f' , как и ΣA имеют размерность ккал · м⁻² · год⁻¹. Чтобы оценить вылов рыбы (Y_f) в кг · га⁻¹ · год⁻¹, примем, что средняя калорийность рыбы (С) составляет 1000 ккал/кг сырой массы (Исследование взаимосвязи ..., 1986). Поскольку 1 га = 10 000 м², тогда:

$$Y_f = \frac{Y_f'}{C} \cdot 10000, \text{ или } Y_f = 10 Y_f' \quad (8)$$

Отметим, что в приведенной схеме счета имеются два переменных параметра, значения которых нам неизвестны: САЧ и T . В этой связи заметим, что среднее за сезон САЧ обычно изменяется в небольших пределах и, например, для планктона умеренных широт

его максимальные значения на оптимальной глубине составляет 30 мгС · мг⁻¹ (Бульон, 1983). При этом в определенных широтах вегетационный сезон также изменяется в небольших пределах и, например, для средних широт имеет продолжительность около 150 суток. Таким образом, открывается возможность Y_f и S связать напрямую. При принятых допущениях эта связь для умеренных широт в первом приближении может быть выражена уравнением:

$$Y_f = 52,35 S^{-1,17}, \quad (9)$$

где Y_f - вылов рыбы в кг · га⁻¹ · год⁻¹; S - прозрачность воды в м.

Используя равенства 1 и 9 нами проведена оценка Y_f и P_f при разных значениях S , результаты которой сведены в таблицу 1. Заметим, что уравнение 9 применимо только к водоемам, прозрачность воды которых не определяется минеральной взвесью и находится в пределах от 0,5 до 11 м. В частности, это уравнение справедливо для водоемов с высокой прозрачностью воды и низкой цветностью, или для эвтрофированных водоемов с менее прозрачной водой, окрашенность которой, если она есть, "затеняется" развитым фитопланктоном.

Таблица 1

Соотношение между прозрачностью воды в водоеме и среднегодовым выловом рыбы

S , м	Y_f , кг/га	P_f , кг/га	S , м	Y_f , кг/га	P_f , кг/га	S , м	Y_f , кг/га	P_f , кг/га
0,6	95,2	286	2,4	18,8	56	4,2	9,8	29
0,8	68,0	204	2,6	17,1	51	4,4	9,3	28
1,0	52,4	157	2,8	15,7	47	5,0	8,0	24
1,2	42,3	127	3,0	14,5	44	6,0	6,4	19
1,4	35,4	106	3,2	13,4	40	7,0	5,4	16
1,6	30,2	91	3,4	12,5	38	8,0	4,6	14
1,8	26,3	79	3,6	11,7	35	9,0	4,0	12
2,0	23,3	70	3,8	11,0	33	10,0	3,5	10
2,2	20,8	62	4,0	10,3	31	11,0	3,2	10

Важно отметить, что для водоемов, где измерения прозрачности воды, оценка вылова рыбы и рыбопродуктивности проведены досто-

верно, отмечаются хорошие совпадения по соотношению перечисленных параметров, наблюдаемых в природе и найденных по таблице I. Например, в оз.Щучьем (Бурятская АССР) при средней прозрачности воды 3,7 м вылов рыбы в среднем за 1980-1982 гг. составил 12 кг/га (Бульон, 1983), а рыбопродуктивность - около 33 кг/га (Исследование взаимосвязи ..., 1986). При средней многолетней прозрачности воды в Псковском и Чудском озерах, соответствующей 1,5 м и 2,8 м, в среднем 2,1 м (Куллус, Мерила, 1966), средний вылов рыбы в них составил 24,6 кг/га (Пиху, 1966). Интересно, что в оз.Жемчужное (Ленинградская обл.) после внесения в водоем минеральных удобрений произошло усиленное развитие фитопланктона, вызвавшее снижение прозрачности воды в среднем за сезон до 0,6 м и соответствующее ему повышение вылова рыбы до 106 кг/га (Баранов, Лихарева, 1981).

Расчет ущерба, причиненного рыбному хозяйству в случаях гибели рыб в водоемах

В традиционных схемах расчет производится либо на основании сведений по среднегодовой продукции рыбы, либо на основе результатов прямого учета погибшей рыбы. В первом случае величина рыбопродукции обычно приравнивается к ущербу от прямой гибели рыбы, затем оценивается ущерб от потери потомства в результате гибели производителей. Для этого по средней промысловой массе рыб и известной доле самок в стаде рассчитывают общее количество погибших самок. Далее, используя сведения по их плодовитости, коэффициент промвозврата, - оценивают численность потерянного потомства, и, наконец, по средней промысловой массе рыбы определяют общую массу потерянного потомства. Если в естественных условиях погибшая рыба могла нерестоваться несколько раз, количество и масса потерянного потомства увеличиваются. При этом учитываются коэффициент естественного отхода и изъятие промыслом производителей, возвратившихся на нерест в последующие годы.

При наличии данных по прямому учету погибшей рыбы схема расчета ущерба от потери потомства в результате гибели производителей сохраняется. При оценке же ущерба от прямой гибели рыбы определяют количество погибших взрослых особей, мальков, личинок и икры. Молодь принимается за половозрелую рыбу, масса которой оценивается по соответствующим коэффициентам промыслового возврата и средней промысловой массе взрослого организма. Заме-

тим, что в практике часто из-за отсутствия ряда показателей, например, коэффициентов промвозврата, ущерб от прямой гибели икhtiофауны приравнивается к стоимости погибшей рыбы.

Обычно в результате загрязнения вместе с рыбой гибнут и кормовые организмы. В этом случае по известным кормовым коэффициентам дополнительно оцениваются потери прироста массы рыб, вызванные исчезновением бентоса, планктона и водорослей.

Изложенное достаточно наглядно показывает, что при существующей оценке совокупного ущерба необходимо пройти ряд этапов с обязательным использованием многочисленных параметров. Однако применяемые схемы расчета можно значительно упростить, одновременно повысив их точность.

Для удобства объяснения сути нового метода примем, что в сбалансированной экосистеме среднегодовая рыбопродукция равна P_f кг/га, а среднегодовой вылов (Y_f) составляет 1/3 от P_f . При этом личинки какой-либо популяции рыб после выклева из икры достигают среднего промыслового размера за T' лет. Допустим, что в водоеме ежегодно отлавливаются особи только среднего промыслового размера, которые перед выловом нерестятся один раз. В этом случае промысловый возврат от однократного нереста будет получен лишь через T' лет.

Учитывая сказанное, рассмотрим схему оценки ущерба на конкретном примере. Так, если какой-либо вид рыбы достигает средней промысловой массы в возрасте, например, 3+ лет, то есть $T' = 3$, и если в результате загрязнения в популяции погибают особи всех возрастов, то при принятом режиме эксплуатации водоема возможны три ситуации:

- 1) половозрелая рыба до загрязнения не успела отнереститься, поэтому в водоеме погибли особи в возрасте только 1, 2 и 3 лет;
 - 2) половозрелая рыба до загрязнения отнерестилась, но не была выловлена, поэтому в водоеме погибли особи в возрасте 0, 1, 2 и 3 лет;
 - 3) половозрелая рыба до загрязнения отнерестилась и затем была выловлена, поэтому в водоеме погибли особи 0+, 1+ и 2+ лет.
- В первом случае потери рыбного хозяйства сводились бы к следующему:

1) невыловленно! в текущем сезоне половозрелой рыбе в возрасте 3+ лет, а также невыловленному потомству от этой рыбы, представители которого достигли бы промысловой массы на 4-й год от

момента загрязнения;

2) невыловленной на следующий год после загрязнения рыбы, которой на момент интоксикации исполнилось бы 2 года, а также невыловленному потомству от этой рыбы, представители которого достигли бы промысловой массы на 4-й год после выклева, но на 5-й год от момента загрязнения;

3) невыловленной на третий год после загрязнения рыбы, возраст которой на момент интоксикации был 1 год, а также невыловленному потомству от этой рыбы, представители которого достигли бы промысловой массы на 6-й год от момента загрязнения.

Таким образом, в данном случае потери рыбного хозяйства состояли бы из 2-х равных составных частей:

1) недополученной рыбопродукции (P_f), которая изымалась бы от погибшей рыбы путем ее вылова (Y_f) каждый год в течение τ' лет, или:

$$B' = P_f \cdot \tau' = 3 Y_f \cdot \tau' \quad (10)$$

где B' - ущерб от прямой гибели рыб и рыбной молоди, в кг/га;

2) недополученной рыбопродукции (P_f), которая изымалась бы от потомства погибших производителей путем его вылова (Y_f) каждый год в последующие τ' лет, или:

$$B'' = P_f \cdot \tau' = 3 Y_f \cdot \tau' \quad (11)$$

где B'' - ущерб от потери потомства в результате гибели производителей, в кг/га.

Если суммарный ущерб обозначить ΣB , то

$$\Sigma B = B' + B'' \quad (12)$$

Из уравнений 10-12 следует, что общий размер ущерба будет представлять собой произведение среднегодовой рыбопродукции на величину, равную удвоенному возрасту рыб, имеющих среднюю промысловую массу:

$$\Sigma B = P_f \cdot 2\tau' \quad (13)$$

Понятно, что последнее уравнение можно использовать и для ситуации, когда в водоеме до момента загрязнения взрослые рыбы успели оставить потомство, а затем были бы выловлены. Если же в водоеме взрослая рыба до загрязнения отнерестилась, но не была выловлена, то дополнительно к сказанному следует определить ущерб от потери потомства той рыбы, которой в период загрязнения было

бы 0 лет и представители которого достигли бы промысловой массы на 7-й год от момента загрязнения. Тогда в общем виде суммарный ущерб может быть оценен как:

$$\Sigma B = P_f \cdot (2\tau' + 1) \quad (14)$$

Однако, если учесть, что возраст взрослых особей в момент вылова 3+ лет, т.е. $\tau' \approx 3,5$, то и в последнем случае при оценке совокупного ущерба вновь целесообразно применение уравнения 13.

Важно, что поскольку общая рыбопродукция определяется величиной ΣA , то уравнение 13 оказывается справедливым и для ситуаций, когда до вылова производители нерестятся более 1 раза. В этом случае продукция, получаемая от всего потомства, автоматически включается в расчет. Заметим, что при оценке потерь по величине P_f , нет необходимости проводить расчеты, связанные с уменьшением привеса рыб, произошедшим в результате гибели кормовых организмов. При использовании уравнения 13 подразумевается, что кормовая база не нарушена, поэтому такие потери включены в расчет также.

По-видимому, чтобы при использовании уравнения 13 свести до минимума ошибки, связанные с приуроченностью загрязнения к определенной экологической ситуации, а также с известной неточностью расчета возраста рыбы, имеющей среднюю промысловую массу, очевидно возраст среднепромысловой рыбы следует округлять до целого в сторону его увеличения. Например, если возраст среднепромысловой рыбы более 3 лет, то его необходимо принять равным 4 годам. Более того, учитывая, что многие водоемы и водотоки не схвачены рыбным промыслом или охвачены им частично, то при оценке ущерба величину τ' можно приравнивать к половине среднего биологического возраста рыбы (τ''), если таковой больше возраста особей, имеющих среднюю промысловую массу, тогда

$$\Sigma B = P_f \cdot 2\tau'' = P_f \cdot \tau, \quad (15)$$

где τ - средний биологический возраст рыбы.

Уравнение 15 более полно учитывает период необходимый для восстановления ихтиоценоза после интоксикации. Так, считается, что период восстановления рыбохозяйственного значения водоема равен 3 поколениям основных промысловых рыб. Примем, что развитие одного поколения происходит за τ'' лет, тогда период вос-

становления ихтиоценоза составит $3\tau''$ или $1,5\tau$ лет. Обычно в период I-го поколения экосистема находится в состоянии депрессии и потери (B_f') в этом интервале можно оценить как:

$$B_f' = P_f \cdot \tau'' \quad (16)$$

Начиная со 2-го поколения в водоемах, как правило, наблюдается заметное восстановление рыбопродукции. Если допустить, что за 2-е и 3-е поколения рыб указанное восстановление происходит равномерно, тогда потери, причиненные в этот период рыбному хозяйству (B_f'') будут равны произведению продолжительности 2-х поколений рыб на среднюю скорость продуции рыб в этом интервале. Поскольку последняя величина близка к $1/2 P_f$, то

$$B_f'' = 2\tau'' \cdot \frac{1}{2} P_f = \tau'' \cdot P_f \quad (17)$$

Таким образом, из уравнений 16 и 17 следует, что совокупный ущерб, учитывающий восстановление ихтиоценоза в продолжении 3-х поколений рыб, может быть оценен по уравнению 15.

Сравним традиционную и новую схему расчета ущерба на следующем примере. В результате загрязнения произошла гибель рыб на 10-ти километровом участке реки. Известно, что среднегодовая рыбопродукция равна 35 кг/км, а основу промысловых уловов составляют:

- сазан - 25,93% или 9,08 кг/км;
- карась - 24,07% или 8,42 кг/км;
- щука - 3,70% или 1,29 кг/км;
- сом - 46,30% или 16,21 кг/км.

Требуется определить совокупный ущерб, причиненный рыбному хозяйству в результате этого загрязнения.

При традиционной схеме расчета все материалы занесем в таблицы 2 и 3.

Таблица 2

Расчет ущерба от прямой гибели рыб

Виды рыб	Рыбопродукция, кг/км	Протяженность загрязненного участка, км	Общая масса рыб, кг	Стоимость 1 кг, руб	Величина ущерба, руб
сазан	9,08	10	90,8	0,77	69,22
карась	8,42	10	84,2	0,47	39,57
щука	1,29	10	12,9	0,64	8,26
сом	16,21	10	162,1	0,68	110,23
Итого:					227,98

Таблица 3

Расчет ущерба от потери потомства в результате гибели производителей

Виды рыб	Общая масса, кг	Средняя масса I-ой особи, кг	Общее кол-во производителей, шт	Доля самок в стаде, %	Количество самок, шт	Плодовитость одной самки, тыс. шт
сазан	90,8	1,5	61	70	43	450
карась	84,2	0,3	281	80	225	160
щука	12,9	1,3	10	80	8	60
сом	162,1	1,3	125	70	88	70

Виды рыб	Общее количество икры от самок, тыс. шт	Промвозврат, %	Промвозврат, шт	Средняя масса одной особи, кг
сазан	19 350	0,001	194	1,5
карась	36 000	0,004	1440	0,3
щука	480	0,0096	46	1,3
сом	6 160	0,016	986	1,3

Виды рыб	Общая масса, кг	Стоимость 1 кг, руб	Величина ущерба, руб
сазан	291	0,77	224,07
карась	432	0,47	203,04
щука	59,8	0,64	38,27
сом	1281,8	0,68	871,62
Итого:			1337,00

Из данных таблиц можно определить, что суммарный ущерб, оцененный обычным способом, равен $1337,00 + 227,98 = 1564,98$ руб.

При новом способе расчета требуется знать средний биологический возраст рыб. Основываясь на опубликованных данных (Промысловые рыбы СССР, 1949) найдем, что возраст сазана, карася, щуки и сома составляет примерно 30, 12, 14 и 30 лет соответственно.

Тогда совокупный ущерб можно определить с помощью таблицы 4.

Таблица 4

Расчет совокупного ущерба от загрязнения водотока

Виды рыб	Рыбопродукция	Протяженность загрязненного участка, км	Средний возраст рыб, лет	Общая масса рыб, кг	Стоимость 1 кг, руб	Величина ущерба, руб
сазан	9,08	10	30	2724,0	0,77	2097,48
карась	8,42	10	12	1010,4	0,47	474,89
щука	1,29	10	14	180,6	0,64	115,58
сум	16,21	10	30	4863,0	0,68	3306,84
Итого:						5994,79

Из приведенного примера видно, что ущерб, оцененный обычным способом по сравнению с новым, оказался в 4,5 раза ниже.

В практике часто приходится сталкиваться с ситуациями, когда в результате загрязнения в популяциях погибают не все рыбы, а особи, относящиеся к определенным поколениям. Исходя из изложенных ранее положений общий ущерб ($\sum B_z$) в этом случае должен оцениваться, как произведение среднегодового вылова рыбы на величину, равную удвоенному числу погибших поколений (z):

$$\sum B_z = P_f \cdot 2z. \quad (18)$$

Например, если в популяции рыбы гибнут только мальки, то есть $z = 1$, то общий ущерб будет равен удвоенной среднегодовой продукции рыбы.

Очевидно, при определении общего числа погибших поколений следует учитывать, что у рыб ранние возрастные стадии их развития наиболее чувствительны к воздействию токсикантов. Поэтому, если в водоемах в результате загрязнения отмечается гибель взрослых рыб, то с большей долей вероятности можно считать, что в популяциях погибли и более молодые особи. В этом случае ущерб следует оценивать по уравнению 15. Уравнение же 18, по-видимому, целесообразно использовать лишь в ситуациях, когда от загрязнения в водоемах погибает только рыбная молодь.

Расчет ущерба, причиненного рыбному хозяйству в случаях выхода из строя нерестилищ

В случаях разового загрязнения нерестилищ при традиционном подходе часто подсчет ущерба ($\sum B_n'$) производится умножением среднегодовой продукции рыбы на площадь выведенного из строя нерестилища:

$$\sum B_n' = P_f \cdot h', \quad (19)$$

где P_f - продукция рыбы в $\text{кг} \cdot \text{га}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$; h' - площадь выведенного из строя нерестилища, в га.

Такой подход нельзя признать корректным по 2 основным причинам: 1) за счет нерестилищ обеспечивается рыбой весь водоем, а не только площадь данного нерестилища; 2) при невозможности разового нереста рыбное хозяйство недополучает не только поколение рыб определенной генерации, но и их потомство.

Таким образом, вывод из строя нерестилищ должен приравниваться к разовой гибели икры. Следовательно, совокупный ущерб необходимо оценивать по уравнению 18. При этом, если в водоеме выведены из строя все нерестилища или какая-то их определенная часть, то P_f следует относить соответственно к площади всего водоема или к определенной части его площади, аналогичной доле загрязненных нерестилищ. На основе сказанного совокупный ущерб может оцениваться как:

$$\sum B_n = 2 P_f \cdot H \frac{h'}{H}, \quad (20)$$

где H - вся площадь водоема в га; h' - площадь выведенных из строя нерестилищ в га; H - общая площадь нерестилищ в га.

Для водотоков, где рыбопродуктивность (P_{gr}) принято выражать в кг на 1 км длины реки, аналогичный ущерб можно оценить как:

$$\sum B_{nr} = 2 P_{gr} \cdot L \frac{l'}{L}, \quad (21)$$

где $\sum B_{nr}$ - совокупный ущерб в кг; L - длина произвольно выбранного участка реки в км; l' - длина выведенных на этом участке из строя нерестилищ в км; L - общая длина на выбранном участке нерестилищ в км. Здесь же заметим, что для оценки ущерба по уравнению 21 участок водотока должен выбираться в рамках определенного биотопа с соответствующим ему

эктоценозом. При выделении речных биотопов удобно пользоваться классификацией Иллиеса (Illies, 1961), изложенной в проанализированной на русском языке в работах В.Я. Леванидова (1965) и И.М. Леванидовой (1982).

Л и т е р а т у р а

Баранов И.В., Лихарева Е.И. Значение органического вещества в повышении рыбопродуктивности озер Ленинградской области. - Изв. ГОСНИОРХ, 1981, вып. 164, с. 3-16.

Бульон В.В. Взаимосвязь между содержанием хлорофилла "а" в планктоне и прозрачностью воды по диску Секки. - ДАН АН СССР, 1977, т. 236, №2, с. 505-508.

Бульон В.В. Зависимость рыбопродуктивности водоемов от первичной продукции. - Изв. ГОСНИОРХ, 1983а, вып. 196, с. 3-11.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л., Наука, 1983б, 150 с.

Бульон В.В., Винберг Г.Г. Соотношение между первичной продукцией и рыбопродуктивностью водоемов. - В кн.: Основы изучения пресноводных экосистем. Л., ЗИН АН СССР, 1981, с. 5-10.

Исследование взаимосвязи кормовой базы и рыбопродуктивности. Ред. А.Ф. Алимов, Л., Наука, 1986, 232 с.

Култус Л.П., Мерила Л.А. Данные по изученности, гидрометеорологическому и гидрохимическому режимам Чудско-Псковского озера. - В кн.: Гидробиология и рыбное хозяйство Псковско-Чудского озера. Таллин, Изд-во Валгус, 1966, с. 9-33.

Леванидов В.Я. Материалы к лимнологической классификации текучих водоемов Дальнего Востока. - В кн.: Вопросы гидробиологии. М., 1965, с. 251-252.

Леванидова И.М. Амфибиотические насекомые горных областей Дальнего Востока СССР. Л., Наука, 1982, 214 с.

Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоемы сточных вод и других отходов. № 30-I-II. М., 1967. II с.

Пиху Э.Р. Характеристика современного рыболовства на Псковско-Чудском озере. - В кн.: Гидробиология и рыбное хозяйство Псковско-Чудского озера. Таллин, Изд-во Валгус, 1966, с. 270-282.

Промысловые рыбы СССР. Ред. Берг Л.С., Росс Т.С., М., Пищепромиздат, 1949, 787 с.

Illies J. Versuch einer allgemeinen biozonotischen Gliederung

der Fließgewässer. - Int. Rev. ges. Hydrobiol., 1961, Bd 46 N 2, S. 205-213.

УДК 577.472 28

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОСТОЯНИЯ РИТРОНА МАЛЫХ ЛОСОСЕВЫХ РЕК, ПОДВЕРЖЕННЫХ АНТРОПОГЕННУМУ ВЛИЯНИЮ, НА ПРИМЕРЕ Р. РУДНАЯ

В.А. Тесленко

Биолого-почвенный институт ДВНЦ АН СССР, Владивосток

Исследование структуры и функций экосистем текучих вод имеет важное практическое значение для рекомендаций по рациональному использованию их кормовых ресурсов и организации гидробиологического мониторинга в целях охраны пресных вод как источников водоснабжения от антропогенных загрязнений. Для горных и предгорных рек Дальнего Востока эти задачи особенно актуальны, поскольку реки служат местом естественного воспроизводства тихоокеанских лососей, важнейшего объекта рыбного промысла. Лососевые реки, также характеризуются чистой маломинерализованной водой и поэтому весьма уязвимы по отношению к любому антропогенному загрязнению, способность их к самоочищению невелика (Леванидов, 1981).

Поскольку ритрон чутко реагирует на изменения условий среды, вызванные загрязнением водотока, биологический метод оценки качества вод по встречаемости и состоянию гидробитов считается наиболее перспективным.

В настоящее время еще нет надежного способа, позволяющего оценить степень загрязнения вод хозяйственными стоками. Оценка проводится по индикаторным организмам и по видовому разнообразию. Кроме того применяются критерии численности, биомассы гидробитов, частоты встречаемости и доминирования, наличия индикаторных сообществ, характера структуры.

Таблицы индикаторных организмов, созданные несколькими поколениями исследователей, валидны только для европейской части континента и не могут применяться на Дальнем Востоке, так как видовой состав биоты его водотоков существенно иной. В связи с этим большой интерес представляют работы И.Н. Горкина (1981, 1983), где сделана попытка разработать метод использования организмов ритрона лососевых рек (включая рыб) в качестве индикаторов загрязнения среды и получения объективной оценки отклонения качества воды от биологической нормы. Однако возможна и дру-