

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 125-127.

ОСОБЕННОСТИ РОСТА И ДЫХАНИЯ БЕЛОМОРСКИХ МИДИЙ *MYTILUS EDULIS* L.

А.А. ЗОТИН, Н.Д. ОЗЕРНЮК

Институт биологии развития им. Н.К. Кольцова РАН, Москва

Исследовали рост 4 популяций беломорских мидий *Mytilus edulis* по следующим параметрам: длина раковины, общая масса, масса мягких тканей, масса раковины. Для одной из этих популяций проведено измерение скорости потребления кислорода у моллюсков разных возрастов. Определены коэффициенты аллометрических зависимостей между измеренными параметрами. Изменение параметров мидий в зависимости от возраста моллюсков аппроксимировали уравнением роста Берталанффи. Коэффициенты уравнения Берталанффи различаются у разных популяций мидий. Эти различия, по-видимому, связаны с особенностями гидрологических условий в местах обитания моллюсков.

A.A. Zotin, N.D. Ozerniyk. Peculiarities of growth and oxygen consumption of edible mussels *Mytilus edulis* L. in the White Sea // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 125-127.

Growth of four populations of edible mussels *Mytilus edulis* inhabiting the White Sea was studied. Shell length, total weight, weight of soft tissues, and shell weight were measured and coefficients of allometric relations between parameters calculated. The changes in growth parameters with age were approximated by Bertalanffy's growth equation. The coefficients of Bertalanffy's equation differed for different mussel populations. These differences are believed to be related to peculiarities of hydrological conditions in mussel habitats.

Изучение закономерностей роста и дыхания мидий *M. edulis* представляет существенный интерес для анализа возрастных особенностей энергетического обмена, потоков энергии через популяции, а также продукционных возможностей этого вида (Алимов, Голиков, 1974; Максимович, 1978; Алимов, 1981; Кулаковский, Сухотин, 1986; Кулаковский, 2000; Зотин, Озернюк, 2004 а, б).

Следует отметить, что основным климатическим фактором, влияющим на рост и дыхание мидий, является температура. Кроме того, существенное влияние на процессы роста оказывает место обитания этих моллюсков: различные области литорали, сублитораль, эстуарная зона, отличающиеся гидрологическими условиями и т.п. (Кулаковский, Сухотин, 1986; Кулаковский, 2000).

Дополнительный интерес к изучению роста и дыхания мидий связан также с их использованием в качестве перспективного объекта марикультуры (Садыхова, 1973; Кулаковский, Кунин, 1983; Кулаковский, Сухотин, 1986; Кулаковский, 2000). Известно, что темпы роста этих моллюсков на искусственных субстратах и в естественных условиях отличаются, и изучение роста в этих случаях позволяют глубже понять закономерности данного процесса.

В настоящей работе представлены данные об особенностях роста мидии *Mytilus edulis* из Кандакшского залива Белого моря и проведено сравнение темпов роста этого вида из различных биотопов. Проведено также изучение зависимости интенсив-

ности дыхания от возраста мидии обыкновенной *Mytilus edulis* из Кандакшского залива Белого моря.

Материалы и методы

Мидий *Mytilus edulis* L. (Bivalvia, Mytilidae) в четырех биотопах Кандакшского залива Белого моря: на литоральной зоне в Малой Пирь-губе в пределах пос. Умба (Мурманская обл., Терский р-н); на открытой литоральной зоне в районе мыса Турий; район Беломорской биологической станции МГУ - литоральная зона бухты Биофильтров; марикультура на заброшенных коллекторах в районе Беломорской биологической станции МГУ (район острова Кастьян). Для всех популяций измеряли длину (максимальный размер) раковины и определяли возраст моллюсков путем подсчета количества годовых колец на створках раковины. Для популяций в Малой Пирь-губе и в районе Беломорской биостанции МГУ измеряли также общую массу и массу мягких тканей моллюсков.

Потребление кислорода измеряли для популяции в Малой Пирь-губе при 20°C в аэрированной морской воде манометрическим методом по стандартной методике (Умбрейт и др., 1951). Рассчитывали интенсивность дыхания – скорость потребления кислорода на 1 г массы мягких тканей. Статистическую обработку полученных данных проводили по методике, описанной ранее (Зотин, 2000).

Результаты и обсуждение

Взаимосвязь между измеренными параметрами мидий может быть аппроксимирована аллометрическими уравнениями вида:

$$Y = aX^k, \quad (1)$$

где Y , X - измеренные параметры; a , k - коэффициенты.

Подобная зависимость характерна не только для мидий (Кулаковский и Сухотин, 1986; Сухотин, 1988), но и для подавляющего большинства двусторчатых моллюсков (Алимов, 1981; Зюганов и др., 1993).

Конкретные значения аллометрических коэффициентов приведены в табл. 1. и в целом не отличаются от значений, полученных для других популяций беломорских мидий (Кулаковский и Сухотин, 1986; Сухотин, 1988).

Результаты, касающиеся зависимости длины раковины от возраста для различных популяций мидий представлены на рис. 1. Как видно из рисунка размеры раковины моллюсков одного возраста зависят от биотопа. Наибольшие размеры имеют мидии, собранные в районе Малой Пирь-губы, а наименьшие - популяция моллюсков из района мыса Турий. Однако абсолютно максимальные размеры, как и следовало ожидать, имели мидии, собранные с коллекторов в районе Беломорской биостанции МГУ (у о. Кастьян). Данные о более высоких темпах роста мидий на коллекторах по сравнению с популяциями в естественных условиях приводились ранее (Кулаковский, Сухотин, 1986; Кулаковский, 2000) и эта особенность роста связана, по-видимому, с более благоприятными гидрологическими условиями.

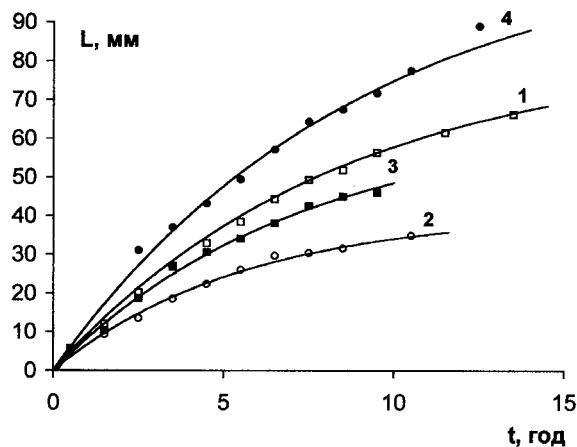


Рис. 1. Зависимость длины раковины от возраста у мидий из различных популяций:

1 - литоральная зона Малой Пирь-губы; 2 - литоральная зона в районе мыса Турий; 3 - литоральная зона бухты Биофильтров; 4 - мариккультура в районе Беломорской биологической станции МГУ

Как известно, данные по линейному росту двусторчатых моллюсков могут быть аппроксимированы уравнением Бергаланффи (Алимов, 1981):

$$L = L_{\infty} (1 - e^{-ct}), \quad (2)$$

где L - длина раковины, t - возраст, L_{∞} , c - коэффициенты. Коэффициент L_{∞} является асимптотой, к которой стремится длина раковины при $t \rightarrow \infty$. Коэффициент c , называемый некоторыми авторами константой роста (Алимов, 1981; Bauer, 1992), может быть интерпретирован как скорость достижения предельных размеров.

Значения коэффициентов уравнения Бергаланффи (2) для разных популяций мидий представлены в табл. 2.

Сравнение наших данных с данными по линейному росту, полученными Кулаковым и Сухотиным (1986) для других беломорских популяций мидий, показывает, что параметры роста популяции в районе мыса Турий и литоральных мидий в губе Чупа близки по значению. В то же время популяции Малой Пирь-губы и бухты Биофильтров приближаются по параметрам роста к моллюскам, обитающим в сублиторальной зоне. Это свидетельствует о благоприятных условиях обитания этих двух популяций. Действительно, в данных биотопах моллюски обитают в хорошо прогреваемой литоральной зоне с сильными приливо-отливными течениями. Такие условия считаются близкими к оптимальным для роста *M. edulis* (Кулаковский, 2000). Кривые линейного роста для популяций, находящихся в условиях мариккультуры, по нашим данным и данным Кулаковского и Сухотина (1986) практически совпадают.

Обращает на себя внимание постепенное увеличение константы роста с уменьшением предельных размеров мидий (Табл. 2). Подобная зависимость была продемонстрирована ранее на примере популяций европейской жемчужницы *Margaritifera margaritifera* (Bauer, 1992).

Уравнения изменения других измеренных параметров в зависимости от возраста мидий могут быть выведены из аллометрической зависимости (1) и уравнения роста линейных размеров (2) с учетом значений коэффициентов, указанных в табл. 1 и 2.

Так, рост массы мягких тканей моллюсков может быть описан уравнением Бергаланффи. Для популяции Малой Пирь-губы это уравнение будет иметь следующие значения коэффициентов:

$$M_{\text{мт}} = 14.7 (1 - e^{-0.119 t})^{3.17},$$

а для популяции бухты Биофильтров:

$$M_{\text{мт}} = 13.0 (1 - e^{-0.138 t})^{2.95}.$$

Зависимость интенсивности дыхания (q) от возраста (t) моллюсков может быть выражено формулой:

$$q = 29 / (1 - e^{-0.119 t}).$$

Таким образом, наблюдаются различия в темпах роста мидий разных популяций, которые, по-видимому, обусловлены в значительной мере спецификой гидрологических условий места обитания.

Авторы выражают благодарность А.Н. Пеговой за помощь в сборе материала.

Таблица 1. Значения коэффициентов аллометрических зависимостей (1) между различными параметрами роста мидий: L - длина раковины (мм), $M_{\text{общ}}$ - общая масса (г), $M_{\text{мт}}$ - масса мягких тканей (г), Q - скорость потребления кислорода (мкл O_2 /ч), n - число измерений

Y	X	Место обитания	a	k	n
$M_{\text{мт}}$	$M_{\text{общ}}$	Малая Пирь-губа	0.219 ± 0.005	1.04 ± 0.02	69
		бухта Биофильтров	0.246 ± 0.010	0.98 ± 0.03	12
$M_{\text{общ}}$	L	Малая Пирь-губа	$8.5 \times 10^{-5} \pm 0.1 \cdot 10^{-5}$	3.00 ± 0.09	294
		бухта Биофильтров	$10.1 \times 10^{-5} \pm 0.4 \cdot 10^{-5}$	3.02 ± 0.02	12
$M_{\text{мт}}$	L	Малая Пирь-губа	$1.2 \times 10^{-5} \pm 0.1 \cdot 10^{-5}$	3.17 ± 0.08	69
		бухта Биофильтров	$2.8 \times 10^{-5} \pm 0.1 \cdot 10^{-5}$	2.95 ± 0.08	12
Q	$M_{\text{мт}}$	Малая Пирь-губа	68.6 ± 2.7	0.68 ± 0.02	87

Таблица 2. Значения коэффициентов уравнения роста длины раковины (2) для разных популяций мидий

Место обитания	Предельная длина L_{∞} , мм	Константа роста c , год ⁻¹	Число измерений
Район мыса Турий	40.9 ± 1.8	0.178 ± 0.012	130
Бухта Биофильтров	64.8 ± 4.6	0.138 ± 0.015	21
Малая Пирь-губа	83.3 ± 2.7	0.119 ± 0.003	1124
Марикультура	111.4 ± 4.2	0.112 ± 0.007	70

Литература

- Алимов А.Ф. 1981. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков // Труды ЗИН АН СССР. Л.: Наука. Т. 96. 248 с.
- Алимов А.Ф., Голиков А.Н. Некоторые закономерности соотношения между размерами и весом у моллюсков // Зоол. журн. 1974. Т. 53. № 4. С. 517–530.
- Зотин А.А. 2000. Статистическая оценка параметров аллометрических уравнений // Изв. АН. Сер. биол. № 5. С. 517–524.
- Зотин А.А., Озернюк Н.Д. 2004а. Особенности роста мидии обыкновенной *Mytilus edulis* Белого моря // Изв. АН. Сер. биол. № 4. С. 1–6.
- Зотин А.А., Озернюк Н.Д. 2004б. Возрастные изменения потребления кислорода мидией обыкновенной *Mytilus edulis* Белого моря // Изв. АН. Сер. биол. № 5. С. 1–4.
- Зюганов В.В., Зотин А.А., Третьяков В.А. 1993. Жемчужницы и их связь с лососевыми рыбами. М.: ЦНИИ-ТЭИлегпро. 134 с.
- Кулаковский Э.Е. 2000. Биологические основы марикультуры мидий в Белом море // Сер. Исследования фауны морей. Вып. 50(58). СПб: Наука. 168 с.
- Кулаковский Э.Е., Кунин Б.Л. 1983. Теоретические основы культивирования мидий в Белом море. Л.: Наука. 36 с.
- Кулаковский Э.Е., Сухотин А.А. 1986. Рост мидии обыкновенной в Белом море в естественных условиях и в условиях марикультуры // Экология. № 2. С. 35–43.
- Максимович Н.В. 1978. Особенности распространения, рост и продукционные свойства популяций некоторых *Mytilidae* Белого моря // Закономерности распределения и экология прибрежных биоценозов. Л.: Наука. С. 105–107.
- Садыхова И.А. Разведение и некоторые черты биологии двустворчатых моллюсков // Итоги науки и техники. Зоология беспозвоночных. Т. 2.
- Сухотин А.А. 1988. Дыхание беломорских мидий в условиях культивирования // Экология. № 2. С. 55–60.
- Умбрейт В.В., Буррис Р.Х., Штауффер Дж. Ф. 1951. Маномерические методы изучения тканевого обмена. М.: Изд-во иностр. лит-ры. 359 с.
- Bauer G. 1992. Variation in life span and size of the freshwater pearl mussels // J. Animal Ecol. V. 61. P. 425–436.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 128-132.

РЕЖИМ РЕАБИЛИТАЦИИ СООБЩЕСТВ БЕНТОСА В АКВАТОРИЯХ МАРИКУЛЬТУРЫ БЕЛОМОРСКИХ МИДИЙ

М.В. ИВАНОВ, С.М. ЧИВИЛЕВ, Е.П. БАНКИН

Санкт-Петербургский государственный университет

Рассматривается воздействие промышленной марикультуры мидий на сообщества макрозообентоса. Исследования проводили в губе Никольская Канда拉克шского залива Белого моря. Оценены динамика и объемы поступления взвешенных органических веществ (ВОВ), продуцируемых мидиевыми хозяйствами, в акваторию. Показано, что более 70% ВОВ осаждаются в непосредственной близости от участка марикультуры, где происходит их интенсивная минерализация и частичное захоронение. При благоприятном кислородном режиме реакция макрозообентоса на поступление дополнительных ВОВ выражается в резком увеличении общей биомассы и численности, и преобладании собирающих детритофагов. При поступлении ВОВ в количествах вызывающих дефицит кислорода наблюдается полная элиминация сообщества макрозообентоса, за исключением нескольких видов-опортунистов. После снятия нагрузки деградировавшие сообщества в течении 2-3 лет восстанавливают основные характеристики (численность, биомассу, видовое разнообразие). Дальнейшее восстановление до первоначального облика происходит значительно медленнее, более 10 лет. Во многом это связано с изменившимися физико-химическими характеристиками донных осадков (гранулометрический состав, содержание органических веществ, наличие свободного кислорода).

M.V. Ivanov, S.M. Chiviliev & E.P. Bankin. The order of rehabilitation of benthos communities in the districts of aquaculture of blue mussels in the White Sea // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 128-132.

The influence of the industrial aquaculture of blue mussels on the macrozoobenthos communities is being considered in the present paper. The investigations have been conducted in the Nikolskaya inlet of the Kandalaksha Bay in the White Sea. Dynamics and amounts of suspended organic matter being produced by the mussels and falling into the water have been estimated. It was shown that more than 70% of suspended organic matter fall quite nearby the mussel farm where they mineralize intensively and partially become the deposits. By favorable oxygen conditions the additional organic matter causes strong growth of total biomass and quantity of benthic communities. Detritus-eating animals begin to dominate there. When the amounts of suspended organic matter increase and cause the lack of oxygen, total elimination of the community (except several opportunistic species) can be observed.

After elimination of the aquaculture farms the broken communities restore their basic characteristics for 2-3 years (biomass, quantities, species diversity). Further rehabilitation to the original state occurs much slower and can take more than 10 years. In many respects it is caused by modified physical and chemical characteristics of the ground sediments (granulometric composition, amounts of organic matter, presence of free oxygen).

Воздействия аквакультурных мероприятий на окружающие экосистемы всегда волновали биологов. Самая северная - беломорская марикультура мидий помимо традиционных вопросов ставит вопрос и о пределах выносливости арктических систем. Тем более что в силу особенностей биотехнологии беломорские мидиевые хозяйства приурочены к довольно замкнутым прибрежным акваториям, где эффекты массового разведения моллюсков проявляются с большей силой. Наибольшее воздействие оказывается на бентосные сообщества, расположенные в непосредственной близости от марикультуры. Эти сообщества подвергаются органическому загрязнению – поступление в систему дополнительных органических веществ, доступных для усвоения гетеротрофам. Целью наших исследований являлось

проследить основные изменения, происходящие в бентосных сообществах при органическом загрязнении, связанном с марикультурой мидий, и оценить процессы восстановления после снятия нагрузки.

Материалы и методы

Материал собирали в период с 1990 по 2001 гг. Структура материала разбивается на два блока. Во-первых, донные пробы – материал, характеризующий бентосные сообщества и их абиотическое окружение. Во-вторых, пробы с мидиевых хозяйств – материал, характеризующий мидиевые хозяйства, как источник воздействия на окружающие системы.

Донные пробы

Отбор проб осуществляли в губах Никольская и Осечкова Канда拉克шского залива Белого моря, где

располагалось хозяйство по выращиванию мидий. В общей сложности за весь период наблюдений пробы отбирали на 22 станциях, расположенных под мидиевыми хозяйствами и вне их (Рис. 1). Съемку проводили, как правило, один раз в год, в летний сезон. Отбор проб осуществляли единовременно в течение 1-3 дней.

Структура пробы на каждой станции включала в себя: отбор проб макрозообентоса, отбор проб донных осадков, непосредственное измерение ряда физико-химических характеристик донных осадков и воды.

Основная масса материала по макрозообентосу была собрана в 1990–1998 гг. Всего было отобрано 95 проб. Каждая проба представляла собой три дночерпательных пробы (дночерпатель Петерсена, $1/40 \text{ м}^2$). Пробы промывали через сито с ячейей 0,5 мм. Организмы макрозообентоса в каждой дночерпательной пробе определяли преимущественно до вида, для каждого вида подсчитывали численность и биомассу. На основании полученных данных для каждой станции рассчитывали: количество таксонов макрозообентоса; суммарные величины численности и биомассы; индекс видового разнообразия Шеннона для численности.

Пробы донных осадков отбирались параллельно сборам бентоса. Для определения содержания органических веществ на каждой станции пробы отбирались в трех повторностях. Результаты трех независимых анализов для каждой станции в даль-

нейшем усредняли. Образцы выдерживали в сушильном шкафу при температуре 105°C до постоянного веса, после чего определяли их зольность, как потерю веса при прокаливании в муфельной печи при температуре $500\text{--}520^\circ\text{C}$ в течение 10 часов и выражали в процентах. В дальнейшем эту величину принимали равной общему содержанию органических веществ в донных осадках.

Гранулометрический анализ для ряда станций в губах Никольская и Осечкова был проведен в 2001 г. Пробы грунта высушивали до воздушно-сухого состояния, дальнейший анализ проводили в городской лаборатории. Для определения гранулометрического состава использовали метод, принятый в Институте Океанографии РАН (Петелин, 1967).

Начиная с 1999 г., проводили измерения окислительно-восстановительного потенциала грунта (Eh). Eh донных осадков измеряли непосредственно в дночерпателе, сразу после его подъема на борт судна, для измерения использовали милливольтметр рН-150. Измерения проводились в толще грунта на глубине 5 мм и 40 мм в нескольких повторностях. Значения Eh приведены с учетом поправки относительно нормального водородного электрода (Шостак, Лостерник, 1988). За весь период наблюдений при отборе проб бентоса и донных осадков непосредственно на месте измеряли температуру грунта и придонной воды.

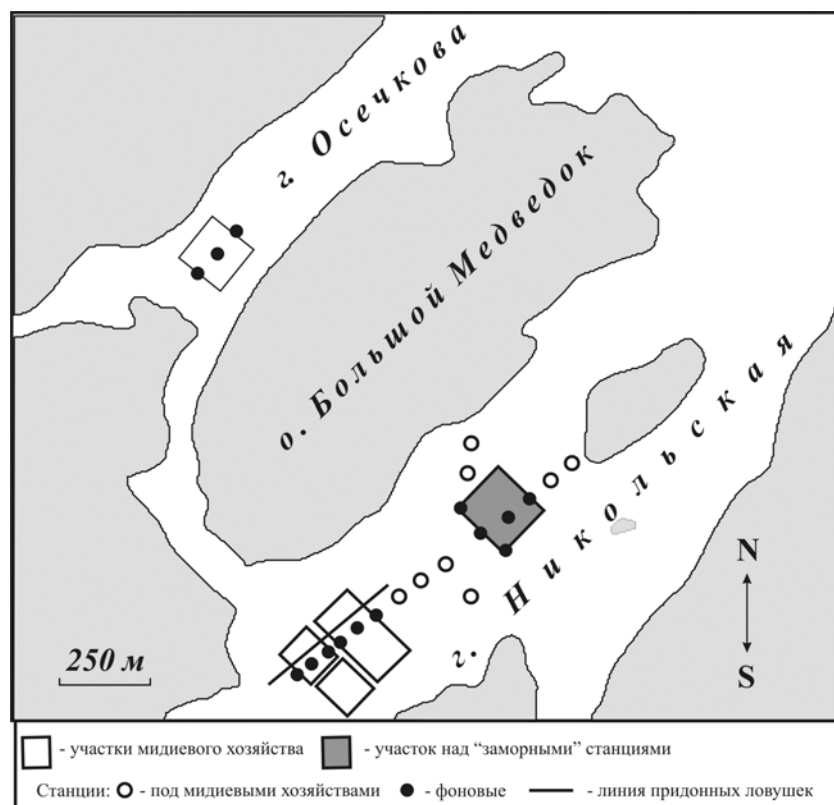


Рис. 1. Карта-схема района исследования

Мидиевые хозяйства

С 1997 г. на трех участках мидиевого хозяйства г. Никольской, расположенных компактной группой (Рис. 1), нами ежегодно отслеживалась динамика численности и биомассы мидий различных возрастов на субстратах. Кроме того, мы располагали подобными данными за предыдущий период существования этих участков, предоставленными сотрудниками кафедры ихтиологии и гидробиологии СПбГУ.

Сбор материала во все года осуществлялся по единой методике. Сохранность субстратов и их заселенность (в %) мидиями определяли визуально путем тотального осмотра линий мидиевого хозяйства с катера и выборочной проверки отдельных субстратов. В связи с показанной ранее (Максимович и др., 1993) неоднородностью искусственного поселения мидий по вертикали моллюсков счищали с десятисантиметровых отрезков субстратов с глубин 0,5 и 2,5 м. Для получения средневзвешенных параметров мидиевого поселения данные, полученные с разных глубин, усредняли. На участке марикультуры выбирали несколько станций (от 2 до 5 в разные сезоны наблюдений). У мидий в пробах измеряли максимальный размер с точностью до 1 мм и определяли их возраст по меткам зимней остановки роста. Моллюсков размером менее 2 мм, осевших в год пробоотбора, не учитывали.

Для оценки количества органических веществ, выделяемых этими участками марикультуры, было применено два подхода: Первый - расчетный метод, использует уравнения связи линейного размера мидий с экскреторной активностью и линейного размера с массой:

$F = 0,08L^{1,44}$ (Максимович и др., 1993) и $W=0,0001L^{2,96}$ (Кулаковский, Сухотин, 1986), где F – количество экскретов, мг сухой массы/сут., L – длина раковины моллюсков, мм., W – биомасса, г сыр. массы с мантийной жидкостью.

Во втором случае непосредственно измеряли количества осаждающихся веществ под субстратами МХ. В 1997-98 гг. нами был проведен эксперимент по их улавливанию. Использовались седиментационные ловушки, которые представляли собой цилиндры внутренним диаметром 33 см (площадь сечения 0,092 м²) и высотой 1 м, вместо дна у седиментационных ловушек крепили марлевую ткань для улавливания оседающих веществ. По две ловушки вывешивались под субстратами мидиевого хозяйства, на глубине 5 м от поверхности, один раз в 1997 г. и два раза в 1998 г. Сроки экспозиции составляли от 1 до 3 суток. Массу осадка определяли как разницу между весом обезвоженной марли до и после экспозиции.

В 1999 г. для количественного описания процесса осаждения взвешенных органических веществ в акватории нами была выставлена линия придонных седиментационных ловушек, аналогичных вышеописанным. Ловушки устанавливались в метре от

дна, срок экспозиции 2 суток. Линия ловушек проходила от кутовой части г. Никольской, начинаясь в 125 м от участков мидиевого хозяйства, проходила через них и протягивалась мористее хозяйств еще на 100 м (Рис. 1). Ловушки устанавливали через 25 м.

Результаты и обсуждение

Количество органических веществ, производимых искусственными мидиевыми поселениями, и соответственно, поступающих в дальнейшем в окружающие экосистемы, как было показано различными авторами (Максимович и др., 1993; Кулаковский, 2000) напрямую зависит от общей биомассы мидий. Мы располагали материалами, позволяющими проследить динамику биомассы мидий на субстратах изученного участка марикультуры, за 10 лет, начиная с 1989 г. – установка участка и кончая 1999 г. – когда практически все субстраты на участке были ликвидированы.

Прирост общей биомассы мидий на субстратах в первые 4 года существования участка носил фактически линейный характер, что характерно для беломорских культивируемых мидий, после 4-го года экспозиции биомасса мидий на субстратах достигла величины $6 \pm 0,75$ кг/м погонный. В дальнейшем эта величина не имела тенденции к росту и колебалась в пределах $5,5 \pm 1,2$ кг/м пог. Исходя из этого, следует ожидать, что нагрузка органическими веществами будет увеличиваться первые 4 года, а в дальнейшем стабилизируется.

Располагая количественными характеристиками мидиевого поселения на исследованном участке марикультуры, мы смогли оценить поступление взвешенных органических веществ в акваторию расчетным методом. Исходя из этих данных, при общей биомассе мидий на субстратах около 200 тонн сырой массы, интересующая нас величина поступления взвешенного органического вещества в акваторию, рассчитанная по параметрам изученных участков МХ, составляет приблизительно 390 кг сухого органического вещества в сут.

При непосредственном улавливании взвешенных органических веществ седиментационными ловушками под субстратами мидиевого хозяйства получили следующие результаты: в среднем седиментационная ловушка за сутки улавливала 484 ± 126 мг сух. орг. в-ва. При пересчете на площадь исследованных участков марикультуры - 60000 м² получим, что в среднем с этих участков в акваторию поступало 315 ± 80 кг сухого органического вещества в сутки или около 50 кг с гектара в сутки. Заметим, что результаты, полученные двумя независимыми методами очень близки друг с другом.

Следующий вопрос, который нас интересовал, как распределяются взвешенные органические вещества создаваемые мидиевыми хозяйствами по акватории. В летний сезон 1998 г. нами был проведен эксперимент по улавливанию оседающих взвешенных веществ придонными седиментационными

ловушками. Кластеризация ловушек по количеству уловленного осадка позволяет разбить их на две группы. В первую группу попадают ловушки со средней массой сухого осадка в сутки - 70 ± 14 мг, во вторую со средней массой сухого осадка в сутки - 295 ± 40 мг. При пересчете этих результатов на м^2 получим соответственно: $0,76 \pm 0,15$ г сух. орг. в-ва / м^2 в сут. в первой группе и $3,2 \pm 0,43$ г сух. орг. в-ва / м^2 в сут. во второй. В группу с большим количеством осажженного вещества, входят ловушки, расположенные непосредственно под участками мидиевой марикультуры, и две ловушки, примыкающие к ним со стороны моря. В группу с малым количеством уловленных веществ вошли все ловушки, расположенные между берегом и участками хозяйства, и две крайние со стороны моря. Таким образом, интенсивное оседание взвешенных веществ происходит под марикультурой и на расстоянии до 75 м в сторону моря. В этом районе оседает около 70–80% БОВ, производимых культивируемыми мидиями.

Поступление дополнительных органических веществ в бентосные системы не может не сказываться

на физико-химических свойствах донных осадков. Нами фиксировались содержание органических веществ, величина окислительно-восстановительного потенциала на поверхности и в толще осадка, гранулометрический состав как на станциях под марикультурой, так и на «фоновых» станциях, находящихся вне зоны воздействия. В таблице 1 приведены данные по исследованным показателям донных отложений.

Повышенное содержание органических веществ и доли пелитовой фракции говорит о более интенсивном поступлении БОВ на станции под мидиевой марикультурой, а пониженные значения Eh на поверхности и в толще осадка свидетельствует о более интенсивных процессах минерализации на поверхности и захоронении органических веществ в толще донных отложений. Надо отметить, что и после ликвидации участков мидиевого хозяйства физико-химические показатели осадков не возвращались к фоновым в течение нескольких лет наблюдений (максимальная продолжительность 7 лет).

Таблица 1. Усредненные физико-химические показатели донных отложений на исследованных станциях

Станции	Содержание орг. в-в, %	Eh 5мм / 40мм, мВ	Доля пелитовой фракции
Под МХ	$7,3 \pm 0,61$	$194 \pm 14 / 98 \pm 10$	$28,7 \pm 5,5$
Фоновые	$4,4 \pm 0,28$	$396 \pm 16 / 307 \pm 28$	$11,3 \pm 3,8$

Реакция макрозообентоса

Исследуя сообщества макрозообентоса под участками мидиевых хозяйств, мы наблюдали две различных ситуации. Первая складывалась на большинстве станций. Здесь отклик сообщества макрозообентоса на поступление дополнительных органических веществ выражался в увеличении количественных характеристик, таких как общие биомасса и численность. Средние значения этих показателей составляли: общая биомасса – 166 ± 31 г/м² и общая численность – 5090 ± 300 экз/м². Для контрольных станций эти показатели соответственно: $25 \pm 3,5$ г/м² и 3700 ± 470 экз/м². При этом не происходило существенного роста видового разнообразия. Среднее количество видов на обеих группах станций не сильно различалось: $31 \pm 1,1$ под хозяйствами и $28 \pm 1,2$ на контрольных.

Вторая ситуация сложилась только под одним участком мидиевого хозяйства 1988 г. установки. Первые два года функционирования участка макрозообентос под ним активно увеличивал биомассу и численность, однако на третий год минерализация поступающих БОВ вызвала дефицит кислорода и, как следствие, полную деградацию сообщества макрозообентоса. Полностью исчезли все таксоны кроме нескольких видов оппортунистических полихет. Основу биомассы и численности (более 95%) составили особи полихеты *Capitella capitata*. Наибольшего расцвета сообщество *Capitella capitata* достигло на

второй год после начала замора. Численность этого вида составляла больше 12000 экз/м² и биомасса больше 25 г/м², было отмечено еще 6 видов макрозообентоса, но это единичные находки. После ликвидации в 1992 г. данного участка марикультуры сообщество макрозообентоса начало восстанавливаться. К лету 1994 г. *Capitella capitata* полностью исчезла из сообщества на изучаемой станции. Одновременно в 1994 г. можно отметить сильно возросшее видовое разнообразие (18 видов макрозообентоса). Однако облик сообщества оставался полностью полихетным. Только через 5 лет после снятия нагрузки в значимых количествах начали появляться моллюски.

Причинами заморных явлений под данным участком мидиевого хозяйства на наш взгляд являются:

- Рельеф дна г. Никольской. Участок расположен над ковшеобразным углублением с максимальными для губы глубинами 27–35 м. Процессы перемешивания и обогащения придонных вод кислородом, связанные в основном с приливно-отливными течениями, здесь, по-видимому, в меньшей степени затрагивают придонный слой воды.

- Особенности субстрата (плотный крученый капроновый канат). На третий год функционирования участка наблюдались массовые обрывы мидиевых друз. На таких глубинах мидии не выживали, и разложение такого дополнительного органического материала требовало дополнительного кислорода.

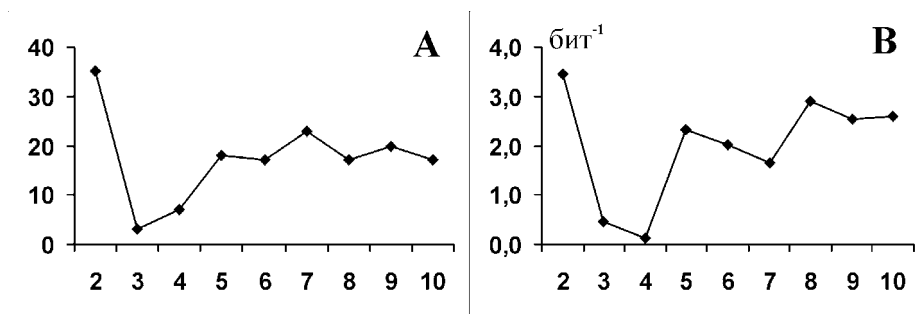


Рис. 2. Динамика видового разнообразия на станции, подвергшейся замору:

А - число видов, В - индекс Шеннона по численности. По оси абсцисс года от установки участка марикультуры

Поступление в донную систему дополнительных органических веществ воздействует на макрозообентос двумя различными путями. В первом случае, кислорода в придонном слое воды достаточно для минерализации и тогда дополнительные органические вещества, поступающие в донную систему от мидиевых хозяйств, расширяют кормовую базу и вызывают увеличение численности и биомассы донных организмов. Мы считаем эту стадию слабым загрязнением органическими веществами. Во втором случае кислорода в придонном слое воды не хватает на минерализацию дополнительных органических веществ, и на дне развиваются заморные явления. В таких условиях подавляющая часть организмов макрозообентоса исчезает, остаются только виды-опортунисты, способные выжить в таких условиях. Это уже стадия сильного загрязнения органическими веществами.

Изменения характеристик сообществ бентоса под мидиевыми хозяйствами происходят как правило в первые 3-4 года, когда идет наращивание биомассы мидий на субстратах. Если в этот период не наблюдались проявления сильного органического загрязнения, то вероятность их появления в дальнейшем мала. Восстановление бентосных сообществ до первоначальных характеристик протекает мед-

ленно. Спустя 7 лет после снятия участка мидиевого хозяйства, этого не произошло. Нам кажется, что медленное восстановление связано с изменившимися физико-химическими характеристиками донных осадков, таких как гранулометрический состав, содержание органических веществ, концентрации в толще осадков свободного кислорода.

Литература

- Кулаковский Э.Е. 2000. Биологические основы марикультуры мидий в Белом море // СПб. 168 с.
- Кулаковский Э.Е., Сухотин А.А. 1986. Рост мидии обыкновенной в Белом море в естественных условиях и в условиях марикультуры // Экология, № 2. С. 35-42.
- Максимович Н.В., Миничев Ю.С., Кулаковский Э.Е., Сухотин А.А., Чемоданов А.В. 1993. Динамика структурных и функциональных характеристик поселений беломорских мидий в условиях подвешного выращивания // Исследования по марикультуре мидий на Белом море. СПб. С. 61-82.
- Петелин В.П. 1967. Гранулометрический анализ морских донных осадков // М., «Наука». 128 с.
- Шостак Т.А., Лостерник В.А. 1988. Методика экспресс-аналитических исследований химического состава, физико-химических и физико-механических свойств морских осадков в специализированных морских экспедициях // Киев, ИГН АН УССР. 55 с.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 133-135.

СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ РАЗВИТИЯ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ГОРОДСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

Н.С. ИГЛОВСКАЯ

Поморский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Архангельск

В Архангельской области была основана Архангельская агломерация. Она включает города: Архангельск, Северодвинск и Новодвинск, а также близлежащие поселения (Уйма, Боброво, Двина, Талажский авиагородок и др.). Население агломерации насчитывает более 660 тысяч человек. Для агломерации характерны следующие социальные проблемы: депопуляция, деформированная демографическая структура, миграционный отток, безработица и низкий уровень жизни населения. Среди экономических проблем выделяются реконструкция и модернизация устаревшего оборудования в лесной, деревообрабатывающей, машиностроении, в производстве готовой продукции. Необходимо увеличение конкурентоспособности продукции отраслей специализации на мировом рынке, развитие транспортной инфраструктуры, Архангельского порта.

N.S. Iglovskaya. Socio-economical problems of the development of Arkhangelsk city agglomeration // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 133-135.

In the Arkhangelsk area the Arkhangelsk city agglomeration was established. It includes the cities - Arkhangelsk, Severodvinsk and Novodvinsk, and also nearby rural settlements - Uyma, Bobrovo, Dvina, Talazhsky air small town etc.). The population of agglomeration is more than 660 thousand people. The following social problems are characteristic for the agglomeration: depopulation, deformed demographic structure, migratory outflow, unemployment, low living standard. Reconstruction and modernization of outdated equipment in timber and woodworking industry, machine-building, integrated products manufacture are among the economic problems. There is a need in increasing the competitiveness of products of specialized industries on the world market, development of transport infrastructure, revival of the Arkhangelsk port.

В процессе урбанизации происходит стремительное развитие городских агломераций, которые в настоящее время концентрируют более 80% горожан России. В Архангельской области сформировалась городская агломерация, ядром которой стал Архангельск. Важность исследования социально-экономические проблемы развития Архангельской городской агломерации определяется своеобразием этой агломерации, развивающейся в суровых условиях Севера, обладающей специфическими особенностями отраслевой и территориальной структур и играющей огромную роль в хозяйстве Архангельской области, Северного экономического района и России в целом.

Агломерация включает города: Архангельск, Северодвинск и Новодвинск, а также близлежащие сельские населенные пункты (Уемский, Боброво, Двинский, Талажский авиагородок и др.). Население агломерации более 660 тыс. человек. Архангельская агломерация располагается на обоих берегах Северной Двины - Архангельск на правом, Северодвинск и Новодвинск на левом, чем достигается известная равновесность агломерации. Агломерация имеет приморское положение, так как занимает устьевую часть при впадении Северной Двины в Белое море.

Архангельск (356 тыс. чел.) - типичный город лидер, который одновременно выступает в двух ипостасях – и отраслевой и региональной столицы. У современного Архангельска – региональной столицы Европейского Севера – два главных и тесно связанных экономических основания: портовая деятельность, связанные с ней судостроение и судоремонт, лесопереработка – лесопильно-деревообрабатывающее, целлюлозно-бумажное, гидролизное производство, машиностроение, производящее оборудование для лесопромышленного комплекса (ЛПК), и подготовка соответствующих кадров (Игловская, 2002).

Новодвинск (48,4 тыс. чел.) – специализированный город, преобразованный из поселка городского типа Первомайского в 1977 г. Его вызвал к жизни Архангельский целлюлозно-бумажный комбинат (ЦБК), созданный более 60 лет назад. Это и сейчас ведущее предприятие города.

Северодвинск (231,3 тыс. чел.) – особый город, до 1990 г. являлся закрытым. Это важнейший центр атомного судостроения, цитадель ВПК, где функционируют два крупных предприятия: «Звездочка» и «Севмашпредприятие».

Среди главных социальных проблем агломерации – это депопуляция. Численность населения на-

чинает снижаться с 1992 г., коэффициент рождаемости составил в 2000 г. 8,3‰, смертности – 15,1‰. Таким образом, естественная убыль населения составила 6,8‰. Главные причины смертности: болезни органов кровообращения, неестественные причины (травмы, отравления, самоубийства), новообразования, болезни органов дыхания и пищеварения. Большие опасения вызывает рост показателей младенческой смертности (13,5‰), снижение продолжительности жизни, составившей в среднем 64 года (2000), рост заболеваемости населения (Город Архангельск..., 2001; Архангельской области..., 2002).

Агломерация привлекает мигрантов из области, однако, будучи, расположенной на Севере, она уже не так привлекательна для мигрантов из других регионов, как это было ранее, так как роль прежних денежных преимуществ в условиях инфляции утрачена. В результате агломерация постоянно отдает часть своих жителей в другие регионы страны, saldo миграции отрицательное. Новым явлением современной жизни городов агломерации является вынужденная миграция из зон конфликтов на территории России и других стран СНГ.

Другая важная проблема – резкое ухудшение материального положения населения. Количество населения агломерации, имеющего доходы ниже прожиточного минимума, растет довольно быстрыми темпами. Неблагоприятная ситуация складывается на рынке труда. Уровень безработицы в городах агломерации на 30% выше, чем в сельских населенных пунктах области. Численность официально зарегистрированных безработных гораздо ниже реальной величины. В Архангельске численность граждан, состоящих на учете в службе занятости, на конец 2000 г. оставляла 1870 человек.

Основными факторами кризисной демографической ситуации в агломерации стали:

- глубокий социально-экономический кризис и как следствие ухудшение условий жизни населения;
- специфические особенности населения, сформировавшегося в течение предыдущих десятилетий. В частности, диспропорции в половозрастной структуре, доминирование трудоспособных возрастов, увеличенная доля лиц старших возрастных групп;
- снижение миграционного прироста;
- напряженная ситуация на рынке труда (Сметанин, 2002).

Сложные природные условия, неразвитость инфраструктуры, допущенные ошибки в развитии и размещении хозяйства, непоследовательность современных экономических реформ, экономический кризис: все это привело к наличию экономических проблем в Архангельской городской агломерации.

Промышленный спад менее всего сказался в энергетике. В 1998 г. на ее долю приходилось 51,6% общего объема промышленного производства. Доля профилирующей отрасли – деревообработки и пере-

работки, включая целлюлозно-бумажное производство, составляла всего лишь 22,9%. Совсем упала доля машиностроения, которое в Архангельске ориентировано на обслуживание нужд ведущих отраслей народнохозяйственного комплекса – водного транспорта, деревопереработки, лесного хозяйства и лесозаготовительной промышленности. Она составила всего лишь 2,2%.

Хозяйство городов агломерации развивается в малоблагоприятных природно-климатических условиях Севера. Это приводит к дополнительным затратам на производство: они увеличиваются в 1,5-2,5 раза по сравнению с центральными районами России, в результате чего снижается конкурентоспособность продукции, эффективность производства. Большие затраты на топливо, электроэнергию, транспорт, негативно отражаются на развитии обрабатывающих отраслей. Кроме отраслей специализации, все остальные отрасли развиты недостаточно. Ограниченность местной сырьевой базы сдерживает развитие легкой и пищевой промышленности.

Города Архангельск и Новодвинск образуют наиболее крупный в области лесопромышленный узел, основу которого составляют предприятия деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности. Доля узла в общем объеме производимых в области пиломатериалов составляет более 50%, здесь располагаются старейшие предприятия лесной промышленности – лесозаводы №2, 3, Соломбальский ЛДК. Функционируют Архангельский, Соломбальский ЦБК, вырабатывающие более 60% объема товарной целлюлозы и картона, действует фанерный завод. Главные проблемы ЛПК: морально и физически устаревшее оборудование, так степень износа основных фондов отрасли на начало 2000 г. составило 60,4%; низкая конкурентоспособность продукции на мировых рынках; неполное использование производственных мощностей предприятий; обеспечение социальной защищенности работников отрасли; низкий уровень экологической безопасности производств.

В машиностроении гражданские отрасли (судостроение, судоремонт, производство оборудования для ЛПК) оснащены устаревшим оборудованием, требующим незамедлительной реконструкции. Степень износа основных фондов в машиностроении составила 46,7%. Машиностроительные предприятия оборонного комплекса уникальны. Их отличительная черта – плохая конверсируемость. Предприятия машиностроения Северодвинска, потеряв большую часть государственных военных заказов, стремятся компенсировать их потерю строительством гражданских объектов, в частности оборудования для нефтяной и газовой промышленности (ледостойкие платформы), строительством рыболовных траулеров, использованием уникального оборудования для ювелирной промышленности.

Одна из ведущих и традиционных отраслей специализации – рыбная промышленность, особен-

ностью которой является высокая степень концентрации в городе Архангельске. Увеличение масштабов глубокой переработки рыбы, расширение ассортимента и повышение качества продукции сильно сдерживаются невысоким уровнем технической базы рыбоперерабатывающих предприятий и отсталостью технологий. Большая проблема – спад объемов вылова рыбы. Тормозящим фактором в повышении эффективности работы «Архангельской базы тралового флота» является Архангельский морской порт, который считается самым «дорогим» на Северо-Западе (Сметанин, 2002).

Основные проблемы транспортного комплекса: низкое качество дорожного покрытия; износ подвижного состава муниципального транспорта; низкая эффективность работы морского и речного портов, которая связана с экономическим кризисом в стране, а также с ограниченной навигацией, необходимостью дорогостоящей ледовой проводки судов; недостаточным ведением дноуглубительных работ.

Наиболее важными проблемами функционирования сферы жизнеобеспечения являются: кризис жилищно-коммунального хозяйства (ЖКХ); неудовлетворительная работа пассажирского муниципального транспорта; узость сферы обслуживания и низкое качество предоставляемых услуг (Игловская, Игловский 2003, 2003а).

На решение социально-экономических проблем должна быть направлена политика органов исполнительной власти. Так в социальной сфере она должна решить проблемы:

- социального обеспечения населения;
- сокращения числа незанятых граждан, их трудоустройства;
- содействия занятости наиболее социально незащищенных категорий населения;
- создания эффективной системы контроля за соблюдением законодательства в сфере труда и повышения безопасности условий труда;
- решить проблемы образования, здравоохранения, культуры, науки и спорта.

Экономическая политика должна быть направлена

- в лесной промышленности на совершенствование технологий заготовки и переработки древесины, внедрение новых технологий, модернизацию и техническое перевооружение производства; стимулирование производства конкурентоспособных видов продукции ЛПК; привлечение высококвалифицированных кадров рабочих профессий и среднего звена; повышение требований к обеспечению экологической безопасности при производстве и утилизации отходов;

- в машиностроении на реконструкцию и модернизацию оборудования; привлечение иностранных инвестиций и развитие коммерческих проектов. В электроэнергетике на: газификацию городов агломерации; проведение программ реконструкции и модернизации действующих систем энерго- и теплоснабжения; ликвидацию неплатежей за потребление топливно-энергетических ресурсов;

- в пищевой промышленности на техническое перевооружение пищевой промышленности; повышение качества и расширение ассортимента выпускаемой продукции, расширение рынков сбыта; выполнение программы «Возрождение рыболовного флота Архангельского региона»; развитие береговых рыбоперерабатывающих мощностей, прибрежного рыболовства и добычи морского зверя, рыбодоводства во внутренних водоемах, развитие добычи и переработки морских водорослей;

- в транспортном комплексе на развитие транспортной инфраструктуры, увеличение объемов грузопереработки через Архангельский порт, своевременный ремонт судов, а главное ледоколов, строительство и приобретение новых судов, покупка судов типа река-море, буксиров, замена парка воздушных судов, строительство и реконструкция дорог, мостов (Сметанин, 2002).

Таким образом, одной из важнейших проблем экономического развития Архангельской городской агломерации является трансформация функциональной структуры, цель которой – более рациональное использование народно-хозяйственного потенциала и установление большего соответствия функциональной структуры городов агломерации ее ЭГП и месту в системе расселения страны.

Литература

- Архангельской области 65 лет. Статистический сборник. Архангельск, 2002. 107 с.
- Город Архангельск в цифрах. Статистический ежегодник. Архангельск, 2001. 83 с.
- Игловская Н.С. 2002. Комплексная оценка экономико-географического положения города Архангельска // География Европейского Севера. Проблемы природопользования, социально-экономические, экологические. Архангельск. Изд-во ПГУ им. М.В. Ломоносова. С. 279-286.
- Игловская Н.С., Игловский С.А. 2003. Город Архангельск, как система с точки зрения геоурбанистики // Экология – 2003. Архангельск, ИЭПС УрО РАН. С. 233.
- Игловская Н.С., Игловский С.А. 2003. Экономико-географическое положение города Архангельска как важнейший градобразующий фактор // Город в Заполярье и окружающая среда. Сыктывкар. ОАО Коми республиканская типография. С. 131-134.
- Сметанин А.В. 2002. Архангельская область: Между прошлым и будущим. Архангельск. 515 с.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 136-140.

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ СОЛОВЕЦКОГО АРХИПЕЛАГА

С.А. ИГЛОВСКИЙ

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск

Среди геоэкологических проблем архипелага для людей и природной среды наибольшую угрозу представляют природные проблемы: абразия берегов, заболачивание, крип и эрозионные процессы, провалы, суффозия, эоловые процессы, дефляция, солифлюкция, морозное растрескивание грунтов. Распределение различных типов ландшафтов характеризуется высокой фрагментарностью, что сказывается на развитии опасных деструктивных геоэкологических процессов.

Для большей части архипелага характерна удовлетворительная экологическая ситуация и низкая экологическая напряженность. Среди потенциально опасных объектов необходимо выделить транспорт и дизельную электростанцию, использующие топливо. Для архипелага характерен очень низкий уровень химического загрязнения почв. Потенциальной угрозой для стабильной экологической ситуации может явиться неконтролируемое увеличение туристической нагрузки.

S.I. Iglovsky. Geoecological problems of Solovetskyi Archipelago // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 136-140.

Among geoecological problems characteristic for the archipelago and being the main danger to the population natural environment are basically natural like abrasion of coasts, active bogging, creep and erosive processes, ground depressions, suffosion, eolian processes, deflation, solifluction, frost destruction of grounds. Distribution of various types of landscapes on archipelago is characterized by high fragmentation, which is reflected in development of dangerous destructive geoecological processes.

For the most part of the territory of Solovetsky archipelago the satisfactory ecological situation and low ecological intensity is characteristic. From potentially dangerous objects it is necessary to allocate transport and diesel station using mineral oil as fuel. For the archipelago very low level of chemical pollution of soils is typical. Potential threat for stable ecological conditions is non-controlled increase in tourist load.

Соловецкий архипелаг представляет собой уникальную территорию, которая занимает выгодное эколого-географическое положение. Соловецкий архипелаг включает острова Большой Соловецкий (246,9 км²), Анзер (24 км²), Большая и Малая Муксалма (17,6 и 0,57 км²), Большой и Малый Заяцкий (1,25 и 1,02 км²) и ряд более мелких островов.

С 2001 по 2004 гг. на территории Соловецкого архипелага работает комплексная экспедиция Научно-учебного центра «Природные ресурсы Севера» в составе Института экологических проблем Севера АНЦ УрО РАН и Поморского государственного университета им. М.В. Ломоносова. В процессе экспедиционных работ студентами, аспирантами, преподавателями, научными сотрудниками нашего коллектива выполнен комплекс геоэкологических исследований, включающий изучение опасных геоэкологических процессов, антропогенного загрязнения почв, озер, растительности, видов антропогенных нагрузок и их последствий для природных ландшафтов архипелага (Шварцман, Игловский, Болотов, 2002; Шварцман и др., 2002; Болотов и др., 2002). В процессе исследований изучались тундровые лесотундровые, болотные и луговые фации, а также леса на о-вах Большой Соловецкий, Большая

Муксалма, Анзер, Большой Заяцкий. Сделаны описания почвенного профиля и отобраны почвенные пробы для химического анализа (120 проб в 2001-2004 гг.) по стандартным методикам, анализ которых был проведен в лаборатории Центра государственного надзора Архангельской области. Изучено содержание ртути, подвижных форм хрома, цинка, кобальта, валового содержания никеля, меди, свинца, кадмия, марганца, а также хлорорганических пестицидов. Растительность архипелага изучалось общепринятым методом геоботанических описаний (Наквасина, Шаврина, 1998). Был выполнен анализ спектрозонального космического снимка *Landsat 7* (дата съемки 21.06.2000 г.), а также картографических и лесоустроительных материалов. Была изучена антропогенная нагрузка на основных туристических маршрутах (Кочуров, 1992).

Геоэкологические проблемы

Определенный вклад в изучение геоэкологических проблем внесли работы Н.А. Никишина (1984, 1986); А.Г. Никишиной (1985); Г.Н. Колосовой (1999); а также Л.Н. Шабуниной (2003); Ю.Г. Шварцмана и др. (2002); И.Н. Болотова и др. (2002). Среди природных проблем свойственных

архипелагу следует выделить абразию берегов, активное заболачивание, оползневые и эрозионные процессы, просадки, провалы, западины, обрушения, суффозию, эоловые процессы, дефляцию, солифлюкционные процессы, морозобойное разрушение грунтов.

Абразии и термоденудации подвержены участки песчаных и галечниковых пляжей на севере и северо-востоке архипелага. При этом возможны разрушения курганов, могильников, неолитических стоянок, причалов, расположенных в прибрежной зоне. Разрушение и подтопление берегов способствует их засолению и заболачиванию. Поэтому необходимо принимать комплекс мер, способствующих выявлению и укреплению наиболее активно деградирующих морских побережий. Так, суммарная длина берегов Анзера – 58,7 км, а абразионные берега составляют – 34,45 км, т.е. 60% (Колосова, 1999). Возможному разрушению могут подвергнуться мысы Лабиринтов и Колгуев. *Процессы заболачивания* наиболее интенсивно протекают на юго-западных и западных низких террасах островов Большой Соловецкий и Большая Муксалма, а также на Анзере. Площадь болот на острове с 1899 г. увеличилась на 2/3, а на Анзере на 1/4. На Анзере 25% территории о-ва заболочены. В настоящее время скорости заболачивания несколько ниже, чем отмечалось ранее (Колосова, 1999). Юго-восток о-ва Большая Муксалма и юг Анзера подвержены *оползневым и эрозионным процессам*. Причина этого в литологическом составе пород, расположении на склонах, и переувлажнения в результате выхода грунтовых вод. Ряд террас на этой территории подвержены *солифлюкциям*, а также *морозобойному растрескиванию* с образованием десквамационных пленок на поверхности грунтов и валунов под действием морозной дезинтеграции. В результате комплексного воздействия факторов возникает опасность разрушения и скольжения материала по склонам террас, что может вызвать разрушение памятников. На Анзере в результате действия деструктивных оползневых и криогенных процессов отмечается ухудшение устойчивости Голгофо-Распятского скита. Требуется принятие инженерных мер по сохранению этого памятника. В 1997 г. произошло обрушение колокольни Троицко-Анзерского скита, где с 1994 г. проводились реставрационные работы (Экология культуры..., 2000). *Просадкам* подвержены Муксалминская дамба, а также дамба на оз. Красное, которая разделяет 2 озерно-канальные системы. Необходимы работы по укреплению дамб. Восток и юго-восток о-ва Анзер, юг о-ва Большая Муксалма подвержены *эоловым процессам*, которые возникли в том числе и из-за перевыпаса оленей с последующим разрушением и развеванием песков.

Антропогенное воздействие и экологическая ситуация

Критерием экологического неблагополучия служит острота экологической ситуации (Кочуров,

1992). Нами проанализирована состояние свалки площадью 1 га, расположенной в 150 м от оз. Святого и в 700-1000 м от жилых построек. Ежегодно сюда вывозится до 1300 м³ отходов. Для водоснабжения поселка используются вода оз. Питьевого, расположенного от свалки на расстоянии 2,5 км. Отдельный вопрос – это свалка мусора в западной части Большого Соловецкого озера, оставшаяся после деятельности ВПК и в настоящее время заброшенная.

Для земель, занятых под свалку и карьеры с площадью 3 га, нами определена острая экологическая ситуация. Умеренно острая экологическая ситуация соответствует землям поселений (347 га) и землям, задействованным под рекреацию (500 га). Большая же часть территории соотнесена с удовлетворительной экологической ситуацией (Шабунина, 2003).

Полученное значение экологической напряженности (1,06) в условных единицах входит в диапазон от 1,20 до 1,79 балла при оценочной шкале от 1 до 6,34 (в средних величинах) (Шабунина, 2003). На территории Соловецкого архипелага расположен музей-заповедник, в пределах которого выделена зона строгой запретности (земли природного назначения). Ее площадь составляет 49,4 км² или 17% территории архипелага (Соловецкие..., 1989). На рекреационную зону приходится 190,68 км². По данным Л.Н. Шабуниной (2003) основные рекреационные нагрузки падают на первые 2-3 км от поселка, площадью 5 км², что составляет 3% рекреационной зоны. В 2001 г. архипелаг посетили более 16000 человек, а суточная и сезонная нагрузка на ландшафты архипелага соответственно равны 260 и 23200 человек (Шабунина, 2003).

Леса на архипелаге используются в трех направлениях: в туристических целях, а также в побочных и промежуточных рубках. В 2002 году объем ликвидной древесины по всем видам рубок составил 1263 м³, из которого 1210 м³ дровяная и 33 м³ деловая древесина. Нами были проведены исследования, направленные на выявление степени дигрессии природных ландшафтов вдоль туристических маршрутов на 37 пробных площадках с разной степенью антропогенного воздействия (Шабунина, 2003). Для большинства пробных площадок отмечена 1 степень дигрессии, при которой визуально не отмечено трансформаций природной среды. Подрост, подросток и напочвенный покров не нарушены. Проектное покрытие мхов в лесах ельников различного типа составляет 30-40%. Для древостоя характерны признаки хорошего роста и развития. Для 70% ландшафтов рекреационной зоны не требуется полномасштабного природного регулирования рекреационного использования территории. На 25% исследуемой площади рекреационной зоны отмечена 2 стадия дигрессии. На второй стадии появляется вытаптывание, тропинки занимают 5-10% общей площади. Подрост древесных пород находится в хорошем состоянии, что отмечено вблизи стоянок и озер, а также в непосредственной близости от по-

селка. Регулирование рекреационной нагрузки должно сводиться к регламентированию дорожной сети в вышеуказанных зонах. На первых двух стадиях дигрессии антропогенной нагрузке подвергаются флора и фауна, поэтому произошедшие изменения в пределах лесов можно считать обратимыми. Ландшафты с 3 и 4 степенью дигрессии выявлены на 5% исследуемой рекреационной зоны. Ландшафты данных уровней дигрессии характеризуются повышенным и сильным вытаптыванием, сильным или полным засыханием подроста. Они приурочены к крупным стоянкам, озерам и поселку. Для данных ландшафтов требуется разработка комплекса мер, направленных на значительное регулирование и ограничение рекреационной нагрузки и на более равномерное ее распределение в пределах всей рекреационной зоны. По данным А.Г. Никишиной (1985) наиболее высокими нормами рекреационных нагрузок, связанных с вытаптыванием обладают тундровые ландшафты, а наиболее низкими – сосновые леса. Наибольшие нагрузки (4,5 чел/час) выдерживали вороничные тундры, наименьшие (2,5 чел/час) березово-еловые воронично-черничные леса. 20 проходов в день недопустимо и приводит к повреждению 65% растений. Однако в тундровых участках при увеличении антропогенной нагрузки, происходят быстрые вторичные сукцессионные изменения, на которых растительность может восстанавливаться лишь по истечению 20-ти летнего периода.

За последние 10 лет хозяйственное использование воды возросло в 3 раза и составляет 0,3 млн. м³ свежей воды. Система очистки сточных вод отсутствует, сточные воды коммунального хозяйства сбрасываются в объеме 0,2 млн. м³ в год в Белое море, что в 2 раза превышает показатели 10-летней давности (Соловецкий район..., 1999).

Из возможных геоэкологических рисков следует выделить транспорт и дизельную станцию, использующую в качестве топлива нефтепродукты. Главную опасность для населения и природной среды представляют проблемы природного характера. Отсутствие потенциально опасных источников техногенного характера и все же незначительные последствия от геоэкологических проблем природного характера позволяют отнести территорию Соловецкого архипелага к 3-й степени опасности (Шабунина, 2003).

Основными источниками загрязнения атмосферы является дизельная станция и автотранспорт. Вблизи дизельной станции существует зона разлива нефтепродуктов в непосредственной близости от оз. Святого. В связи с активностью туристических потоков парк автомобилей на архипелаге многократно увеличился. При этом качество дорог ухудшилось. Суммарные выбросы за период с 1994 года по 2002 год уменьшились с 317 до 115 т. За последние 10 лет объемы выбросов по основным загрязнителям сократились: SO₂ (0,5 ПДК) в 5 раз, CO₂ (0,5 ПДК) более чем в 3 раза, окислы N₂ (от 0,085 до 0,4 ПДК) в 1,5 раза (Соловецкий район..., 1999).

В северо-западной части о-ва Малая Муксалма наблюдается сильное антропогенное влияние при заготовке водорослей, сборе яиц полярной крачки. Произошло снижение ее численности в 1,5 раза. В кедрово-еловой роще Саватьевского скита произошло угнетение и сокращение численности деревьев в результате вытаптывания, повреждений и т.д.

Растительность Соловецкого архипелага представлена лесными, болотными, луговыми, лесотундровыми и тундровыми типами. Фации с тундровым типом растительности формируются прежде всего на малых островах (Большая, Малая Муксалма, Заяцкие), на вытянутых узких мысах северного и северо-западного направления (м. Колгуев на Анзере), а также по побережью Большого Соловецкого о-ва. На них приходится около 4,5% площади архипелага. Почвенный покров слабо развит, имеет маломощный торфянисто-гумусовый горизонт, низкое содержание элементов минерального питания, повышенную кислотность (рН 3,5-3,9), что сказывается на его быстром разрушении при природных и антропогенных воздействиях. Растения отличаются угнетенным жизненным состоянием, низкорослы. Рассматриваемые фации сформировались из-за воздействия холодных северо-восточных ветров и охлаждающего воздействия моря. Тундры характеризуются низкой устойчивостью к вытаптыванию. Так северный олень был завезен на архипелаг еще в XVI веке, затем в 40-е годы XX века истреблен в 60-е и 80-е гг. XX века вновь интродуцирован, что привело к значительной делихенизации тундровой растительности на м. Колгуев о-ва Анзер. Ранее здесь преобладали кладониево-вороничные ассоциации, а в настоящее время это – вороничные растительные группировки. Местами наблюдается появление пятен голого грунта и развитие процессов эрозии. Леса занимают примерно 44,5% (182,2 км²) площади архипелага. Из них 47,9% приходится на ельники, 29,3% на сосняки; 19,9% на березняки и осинники, которые являются этапом вторичной восстановительной или пирогенной сукцессий, прочие виды составляют 3,5% (Проект..., 1989). Древостой в лесах, расположенных вблизи морского побережья, проявляет признаки угнетения. В период циклонической активности часто происходят ветровалы. Это связано с тем, что значительная часть территории архипелага перекрыта мощным чехлом четвертичных моренных отложений. Поэтому проникновение корней под маломощный почвенный слой затруднено. Некоторые участки темнохвойных лесов, расположенные в понижениях рельефа, подвергаются постепенному заболачиванию, что приводит к деградации древостоя. Болота занимают примерно 15% от общей площади архипелага, преобладают болота верхового и переходного типа. Встречаются болота аапа-типа (Смагин, 2001). Так, например, Муксалминское болото аапа-типа (площадь 1200 га) входит в состав болотных угодий международного значения (Рамсарская конвенция), что впервые от-

мечено для территории архипелага в 1996 М.Боч. Луга занимают около 0,1-0,2% площади архипелага и расположены в центральной части о-вов. Приморские луга, в виде узкой прерывистой полосы проходят по побережью крупных о-вов. Они являются как естественными, так и антропогенными (на месте вырубок, гарей прибрежных лесов и кустарников). Луга в центральной части островов имеют антропогенное происхождение и возникли в результате осушения болот и вырубания лесов. Интенсивное формирование лугов началось с создания в XVI в. сложной системы каналов. Озерно-канальная система в результате интенсификации сброса в море избытка пресной воды способствовала снижению влажности воздуха и почв, что благоприятствовало развитию луговых фаций с дерново-подзолистыми почвами. В настоящее время эти гидротехнические сооружения разрушаются. На лугах происходит смена флористического состава в результате переувлажнения и вторичного заболачивания. Ослабление дренирующих функций привело к увеличению увлажнения. Каналы становятся мелководными и заиленными. Затворы на шлюзах в большинстве случаев не работают. Сейчас на территории архипелага преобладают суходольные злаково-разнотравные луга с мезофильным характером увлажнения. Увеличение антропогенной нагрузки на растительность приводит к снижению ее биоразнообразия (Шабунина, 2003).

Среднее содержание *тяжелых металлов* в почвах различных фаций значительно ниже утвержденных ПДК (Санитарные нормы..., 1987). Максимальные содержания исследованных элементов также не превысили ПДК. Содержание ртути в почвах оказалось ниже порога обнаружения (менее 0,001 мг/кг). В настоящее время уровень загрязнения почв изученными элементами низок. Распределение их в почвах фаций обусловлено прежде всего типом их увлажнения, связанного с характером подстилающих пород. Повышенные концентрации элементов характерны для мезофильного, пониженные – для мезогигрофильного и гигрофильного увлажнения. На Соловецких островах среднее содержание свинца в разных фациях варьирует от 1,55 до 14,20 мг/кг почвы, а хрома – не превышает 1,30 мг/кг. В целом, по существующим классификациям (Обухов, 1992), почвы Соловецкого архипелага можно отнести к незагрязненным с низким естественным накоплением тяжелых металлов. Анализ содержания в почвах островов ряда наиболее широко распространенных хлорорганических пестицидов не показал наличие ДДД, ДДЕ, ДДТ. В 8 пробах (23 %) обнаружен ГХЦГ в невысоких концентрациях, не превышающих 20 % от ПДК: на Большом Соловецком (район оз. Нижний Перт, Ботанический сад и г. Секирная) и Большом Заяцком о-вах. Наиболее высокие содержания (0,01-0,02 мг/кг) отмечены в пробах из Ботанического сада.

Заключение

При анализе геоэкологических проблем Соловецкого архипелага выявлено, что низкая экологическая напряженность позволяет говорить о возможности рационального природопользования на архипелаге. На основе комплексного анализа данных обозначены основные геоэкологические проблемы Соловецкого архипелага. Для природной среды архипелага характерен минимально возможный уровень химического загрязнения почв. Для большей части территории Соловецкого архипелага характерна удовлетворительная экологическая ситуация и низкая экологическая напряженность. Из потенциально опасных объектов следует выделить рост транспорта и дизельную станцию, использующую в качестве топлива нефтепродукты. Потенциальной угрозой для стабильного экологоэкономического состояния может стать неконтролируемый рост туристической нагрузки.

Работа выполнена при поддержке Баренц-Секретариата (проект № 234021 «Комплексное развитие Соловков» 2002); РФФИ «Север» (проекты №02-04-97-505 и 02-05-97-502), НТП «Университеты России» (проекты № 992457 и № УР 07.01.064) ФЦП «Интеграция» (Э 3033/1605), РФФИ, администрации Архангельской области и Соловецкого музея-заповедника.

Литература

- Болотов И.Н., Барзут О.С., Шварцман Ю.Г. Современное состояние компонентов экосистем Соловецкого архипелага в условиях меняющегося климата // XXX Ломоносовские чтения. Сб. науч. трудов. Архангельск: Изд-во ПГУ, 2002. С. 422-432.
- Колосова Г.Н. Природно-географический анализ исторических территорий: Соловецкий архипелаг. М.: РНИИ, 1999. 110 с.
- Кочуров Б.Н. Экологические ситуации и их прогноз // География и природные ресурсы, №2, 1992. С. 13.
- Наквасина Е.Н., Шаврина Е.В. Геоботанические исследования. Архангельск: Изд-во ПГУ, 1998. 40 с.
- Никишин Н.А. Особенности развития берегов Соловецких островов в голоцене // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 1984. № 5. С. 55-57.
- Никишин Н.А. Анализ развития природы Соловецких островов. Автореф. дисс. ...канд. геогр. наук. М. 1986. 24 с.
- Никишина А.Г. Устойчивость природных ландшафтов Соловецких островов к рекреационному воздействию // Природа и хозяйство Севера. Мурманск, 1985. Вып. 13. С. 81-87.
- Обухов А.И. О нормировании содержания тяжелых металлов в почвах // Экологические основы оптимизации урбанизированной и рекреационной среды. Ч. 2. Тольятти, 1992. С. 38-40.
- Проект организации и развития лесного хозяйства Соловецкого лесхоза: Объясн. записка. Лесоустройство. Архангельск. 1989.
- Санитарные нормы допустимых концентраций химических веществ в почве. СанПиН 42-18-4433-87. М., 1987.

- Смагин В.А. Болота Южной части Большого Соловецкого острова // Биоразнообразие Европейского Севера. Петрозаводск. 2001. С. 162.
- Соловецкие острова: Картографический путеводитель. М.: Аэрогеодезия, 2001.
- Соловецкий район сегодня. Краткий статистический сборник. Архангельск, 1999. 37 с.
- Шабунина Л.Н. Определение возможной рекреационной нагрузки на Соловецком архипелаге // Вестник Поморского университета, 2003. Сер. ест-е и точные науки. № 1(3). С. 37-41.
- Шварцман Ю.Г., Болотова Г.Н., Болотов И.Н., Поликин Д.Ю. Проблемы геоэкологии Соловецкого архипелага // Вестник Поморского университета, 2002. Сер. ест-е и точные науки. № 3. С. 18-28.
- Шварцман Ю.Г., Игловский С.А., Болотов И.Н. Геоэкологическое состояние Соловецкого архипелага в условиях меняющегося климата // Экология северных территорий России. Архангельск. ИЭПС УрО РАН. 2002. Т. 1. С. 47-52.
- Экология культуры. №4(17). Архангельск, 2000. 25 с.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 141-145.

О ВЛИЯНИИ СТРОИТЕЛЬСТВА ПРИЛИВНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ (ПЭС) В МЕЗЕНСКОМ ЗАЛИВЕ НА КРАТКОПЕРИОДНЫЕ КОЛЕБАНИЯ УРОВНЯ БЕЛОГО МОРЯ

Ю.И. ИНЖЕБЕЙКИН¹, А.В. НЕКРАСОВ²

¹ *Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск*

² *Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург*

Интенсивное освоение и сокращение на Земле запасов углеводородного сырья делают весьма актуальной задачей современности использование альтернативных видов природной энергии, в т.ч. приливной в районах ее наиболее высокой концентрации. Данная работа посвящена численному исследованию влияния строительства приливной электростанции (ПЭС) в Мезенском заливе, на режим среднемасштабных колебаний уровня Белого моря. Поскольку изменение морфометрических свойств бассейна перестраивают характер исследуемых движений даже на значительном удалении от дамбы, то оценку влияния ПЭС на эти движения, невозможно получить по типу обычных краевых задач. Проблема решена с использованием на “жидкой” границе расчетной области импедансных граничных условий, позволяющих учитывать излучение через открытую границу дополнительных возмущений, порождаемых как отраженными от дамбы волнами, так и нелинейными эффектами внутри области. Оценены изменения режима приливов и штормовых нагонов в Белом море, а также их энергетических характеристик после строительства ПЭС.

Y.I. Inzhebeikin, A.V. Nekrasov. On the effect of Mezen tidal power plant on the short-period sea-level oscillations in the White Sea // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 141-145.

The transformation of natural short-period sea-level oscillations (primarily tides and, to a lesser extent, storm surges) is studied resulting from a large-scale tidal power plant barrage assumed to be erected in the head of the Bay of Mezen. Some effects due to this transformation are estimated by means of predictive modelling and a number of expected characteristic changes in amplitudes and phases of tidal oscillations are described. Within the northern part of the White Sea (area of Voronka + Bay of Mezen), the transformation was found to be similar to earlier estimations but new results made it possible to assess the reach beyond the bounds of the mentioned area. It is shown that the appreciable influence of transformation effects outside the area of Voronka + Bay of Mezen can be felt primarily within the Gorlo while in the central Basin and inner bays their manifestation is rather low. The changes in tidal energy balance of the sea due to the barrage construction are also considered showing noticeable reconstruction of energy horizontal fluxes and changes in energy dissipation. Possible ecological consequences are related mainly to the changes in position and dimensions of mixed, stratified, frontal and inter-tidal zones.

Значительные приливные колебания уровня и сильные приливные течения в Белом море оказывают заметное влияние на целый ряд гидрологических характеристик, многие из которых являются важными с экологической точки зрения. Это заставляет внимательно относиться к оценке изменений в режиме приливных колебаний, которые могут возникнуть в результате строительства и функционирования крупномасштабных приливных электростанций (ПЭС). Как известно, возможность строительства ПЭС в вершине Мезенского залива Белого моря рассматривается уже давно, и в течение многих лет под руководством д-ра технических наук Л.Б. Бернштейна выполнялись технико-экономические проработки по проекту, предусматривающему отсечение здесь плотиной ПЭС акватории площадью около 2650 км² (Бернштейн, 1987; Bernshtein, 1996). Проведенная при этом предварительная оценка ожидаемой трансформации приливного режима показала, что сооружение плотины и действие агрега-

тов ПЭС действительно могут вызвать значительные изменения параметров местного прилива (Горелков, Некрасов, 1982; Nekrasov, Romanenkov, 1996; Некрасов, 2003), и эти ожидаемые изменения, а также их воздействие на природную среду, обязательно должны учитываться при проектировании.

В последнее время предпринято дальнейшее изучение этой проблемы, позволившее получить ряд новых результатов, которые в сжатом виде излагаются в настоящей статье. Прежде всего, это относится к оценке *дальности действия* трансформационных эффектов, порождаемых сооружением плотины в проектном створе Мезенской ПЭС. Кроме того, более детально рассмотрены энергетические аспекты происходящей при этом перестройки приливного режима, и в первую очередь – ее влияние на интенсивность энергетических потоков и диссипативных потерь энергии. Были заново оценены и уточнены изменения в размерах и положении зоны приливной осушки побережья при указанной пере-

стройке. Помимо рассматривавшейся ранее лунной полусуточной гармоник M_2 проанализирована также трансформация гармоник S_2 и K_1 . Наконец, указанный подход был использован для оценки влияния крупномасштабной плотины на некоторые характеристики штормовых нагонов.

Основные особенности трансформации

Важнейшие особенности трансформации поля амплитуд и фаз полусуточного прилива при строительстве плотины Мезенской ПЭС оценивались для района Воронки и Мезенского залива в работах (Горелков, Некрасов, 1982; Nekrasov, Romanenkov, 1996; Некрасов, 2003) путем прогностического гидродинамического моделирования. Принципиальной методической особенностью этого подхода было использование т.н. *импедансных граничных условий* на открытых границах расчетной области. Было показано, что наиболее существенные изменения приливной картины вызваны сдвигом места отражения приливной волны и обусловлены смещением чередующихся зон пучностей и узлов относительно их положения в природном бассейне (без плотины). Это смещение приводит к изменениям в распределении амплитуд и фаз приливных колебаний и к образованию зон увеличения и падения указанных характеристик. Картина течений также перестраивается из-за формирования пучности перед плотинной и отступления узловой зоны в сторону моря. Все это ведет к ослаблению приливных течений вблизи плотины и, вместе с отсечением обычно мелководной вершины природного бассейна, приводит к ослаблению диссипации и приближению приливных движений к колебаниям в форме стоячей волны. Поскольку расчетная область модели охватывала только Воронку и Мезенский залив, оставалось неясным, насколько далеко распространяется зона, охватываемая трансформационными эффектами, и насколько сильно эти эффекты проявляются в других частях Белого моря.

Новые результаты

При проведении серии новых численных экспериментов была использована модель, описанная в (Greenberg, 1977; Инжебейкин, 2003 а, б). Главная цель этих экспериментов состояла в том, чтобы оценить степень влияния трансформационных эффектов не только в пределах Мезенского залива и Воронки, но и во всем Белом море. На рис 1, 2, и 3 приведены результаты, демонстрирующие проявление главных закономерностей происходящей трансформации на примере полусуточной приливной гармоник M_2 , которая является господствующей во всем Белом море. Можно видеть, что распределение амплитуд и фаз существующего («природного») прилива (Рис. 1) подвергается значительным изменениям при сооружении дамбы, положение которой показано на последующих рисунках. Так на рис. 2 показано, что прямо перед дамбой, а также в Мезенском заливе и в средней и южной части Воронки происходит увеличение амплитуд приливных колебаний, а в северной части Воронки и на границе с Баренцевым морем – их уменьшение. На рис. 3 приведено соответствующее изменение фазы, откуда видно, что перед дамбой, в Мезенском заливе и в южной части Воронки это изменение происходит в сторону более раннего наступления полной воды, а севернее в пределах Воронки опережение сменяется запаздыванием. Наряду с указанными общими закономерностями трансформации на рис. 2 и 3 можно видеть поперечную (приблизительно с запада на восток) интенсификацию указанных трансформационных эффектов. Так в Мезенском заливе прибавка к амплитуде в этом направлении нарастает от 40 до 80-90 см, а фазовое опережение от 15 минут до 1 часа и более. Аналогичные эффекты (с противоположными знаками) хорошо видны и в пределах Воронки. Такая поперечная неоднородность трансформационных добавок к амплитудам и фазам обусловлена силой Кориолиса, в результате действия

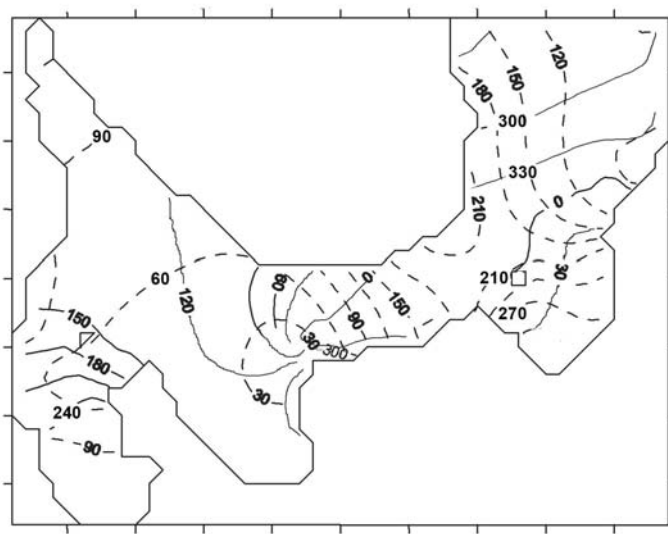


Рис. 1. Результат моделирования природного прилива (гармоника M_2) в Белом море

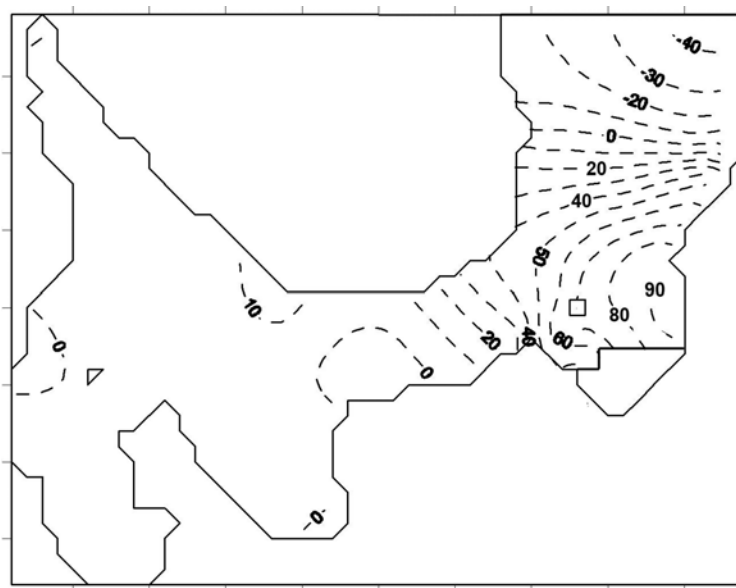


Рис. 2. Ожидаемая трансформация амплитуд (в см) полусуточного прилива M_2 в результате сооружения дамбы ПЭС в Мезенском заливе

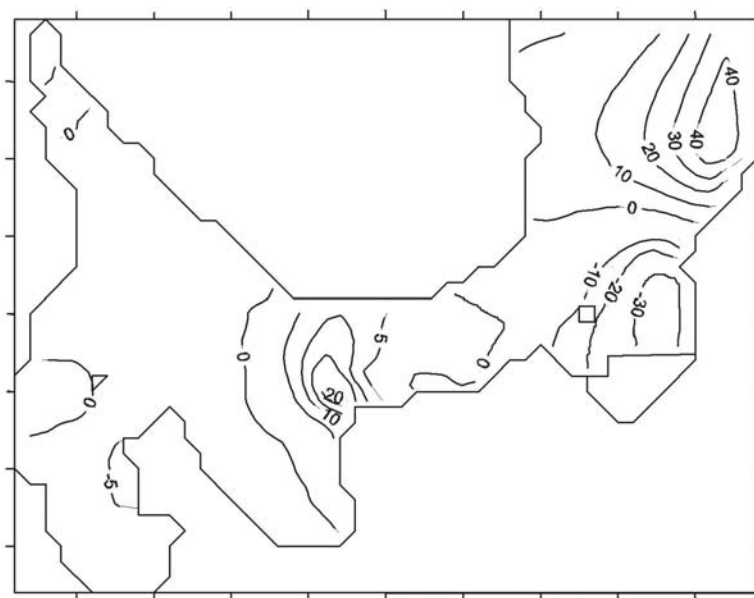


Рис. 3. Ожидаемая трансформация фаз (в градусах) полусуточного прилива M_2 в результате сооружения дамбы ПЭС в Мезенском заливе

которой проникающие из Баренцева моря и отраженные в Мезенском заливе приливные волны близки по форме к поперечно-неоднородным волнам Кельвина.

Полученные результаты согласуются с прежними (Горелков, Некрасов, 1982; Nekrasov, Romanenkov, 1996; Некрасов, 2003), но, в отличие от них, позволяют сделать достаточно определенные выводы о степени «дальнобойности» эффектов, обусловленных сооружением дамбы в Мезенском заливе. Из рис. 2 и 3 следует, что влияние этих эффектов за пределами Воронки и Мезенского залива, в общем, невелико и проявляется в сколько-нибудь значи-

тельной степени лишь в Горле. При этом наибольшее изменение амплитуд отмечается в северо-восточной части Горла, примыкающей к району о-ва Моржовец, где их увеличение достигает 40-50 см. В остальных частях моря амплитуды лишь слегка увеличиваются, но увеличение почти нигде не превосходит нескольких сантиметров. Слабое снижение амплитуд имеет место на ограниченных участках к западу от Соловецких островов, в вершине Двинского залива и в районе амфидромии (за счет небольшого сдвига ее центра) на выходе из Горла в Бассейн. Изменения фаз за пределами Воронки и Мезенского залива также в основном происходит в

Горле, но не в северо-восточной, а юго-западной его части, где оно является следствием указанного выше сдвига центра амфидромической системы и имеет поэтому ограниченный локальный характер. В Онежском заливе в районе Лямецкого берега фазы незначительно изменяются в сторону опережения. В остальных районах заметных изменений фаз под влиянием сооружения плотины ПЭС в Мезенском заливе не происходит.

Трансформация гармоник S_2 происходит практически аналогично трансформации гармоник M_2 . Относительные изменения амплитуд обеих гармоник очень близки, хотя по абсолютной величине трансформационные добавки к амплитудам у гармоник S_2 несколько меньше, чем у M_2 . Общие закономерности трансформации гармоник K_1 также имеют много общего с аналогичными эффектами для полусуточных гармоник. Здесь тоже происходит увеличение доли отраженной волны в Воронке и Мезенском заливе с соответствующей трансформацией картины амплитуд и фаз. При этом, правда, надо помнить, что для реального суммарного прилива в Белом море все, что происходит с суточной гармоникой, не имеет существенного значения.

Дополнительная информация, объясняющая особенности ожидаемой перестройки, может быть получена при рассмотрении и сопоставлении энергетических характеристик природного и трансформированного приливного режима. Соответствующие оценки, полученные в ходе проведенных численных экспериментов, приведены в таблице.

Из таблицы можно видеть, что сооружение плотины, приводя к более интенсивному отражению приливной волны, влияет на распределение горизонтальных потоков приливной энергии через две жидкие границы, отделяющие колебательную систему Воронка-Мезенский залив от Баренцева моря и от Горла. В то время как приток энергии в эту систему через первую границу (W_o) ослабевает, потери через вторую границу (W_r) усиливаются. Относительная доля потерь увеличивается для гармоник M_2 , S_2 и K_1 , соответственно, с 26 до 38%, с 26 до 45% и с 49 до 67%, а доля общих потерь – с 26 до 39%. Таким образом, после сооружения плотины указанная система будет несколько меньше получать энергии из Баренцева моря и несколько больше отдавать ее путем излучения в Горло и далее в Бассейн.

В последних трех колонках таблицы приведены результаты расчета скорости диссипации приливной энергии в целом по Белому морю в природных условиях и после сооружения дамбы (без учета работы агрегатов ПЭС). Из таблицы следует, что исключение из приливного процесса вершины Мезенского залива (служащего в природных условиях интенсивным поглотителем энергии), а также ослабление течений перед дамбой, снижают общие диссипативные потери примерно на 7%. На рис. 4 показано пространственное распределение этого диссипативного эффекта по площади моря, откуда видно, что он почти целиком сосредоточен в области перед дамбой в то время, как на всей остальной площади моря диссипативные потери слегка повышаются. С другой стороны, интенсивность диссипативных потерь в системе Воронка-Мезенский залив должна характеризоваться разностью потоков W_o и W_r . При сравнении этих величин со скоростью диссипации D во всем Белом море мы видим, что в природных условиях из-за очень высоких скоростей приливных течений на область Воронки и Мезенского залива приходится 78% общих диссипативных потерь всего моря. Трансформация и связанное с ней падение скоростей течений приводит к снижению этой доли до 65%.

Влияние плотины на штормовые нагоны

Оценка влияния плотины Мезенской ПЭС на штормовые нагоны была проведена в основном для нагона трехсуточной продолжительности, имеющего наиболее высокую повторяемость, однако, некоторые выводы были получены и для нагона двухсуточной повторяемости. Поскольку как приливная, так и нагонная волны индуцируются из Баренцева моря, влияние плотины на них во многом сходно. Это влияние проявляется, прежде всего, в усилении отражения в вершине Мезенского залива и уменьшении результирующего потока энергии, направленного из Баренцева в Белое море, а также в увеличении потока энергии, направленного в Горло и в общем снижении скорости диссипации энергии штормового нагона в Белом море. Все перечисленные эффекты, совпадая по знаку с теми, которые были отмечены для приливов, в то же время значительно слабее последних. В целом сооружение плотины приводит к незначительному увеличению высоты подъема уровня при штормовых нагонах, достигающему 2-3 см лишь в районах, прилегающих к

Таблица. Изменение энергетических характеристик приливных колебаний Белого моря в результате сооружения плотины Мезенской ПЭС (в миллионах киловатт)

Энергетические характеристики	Поток энергии через границу с Баренцевым морем (W_o)			Поток энергии через границу между Воронкой и Горлом (W_r)			Скорость диссипации энергии в Белом море (D)		
Гармоники прилива	M_2	S_2	K_1	M_2	S_2	K_1	M_2	S_2	K_1
В природных условиях	30,87	4,42	0,047	8,04	1,15	0,023	29,31	4,07	0,047
После сооружения плотины	28,88	3,85	0,045	10,94	1,72	0,030	27,48	3,52	0,043

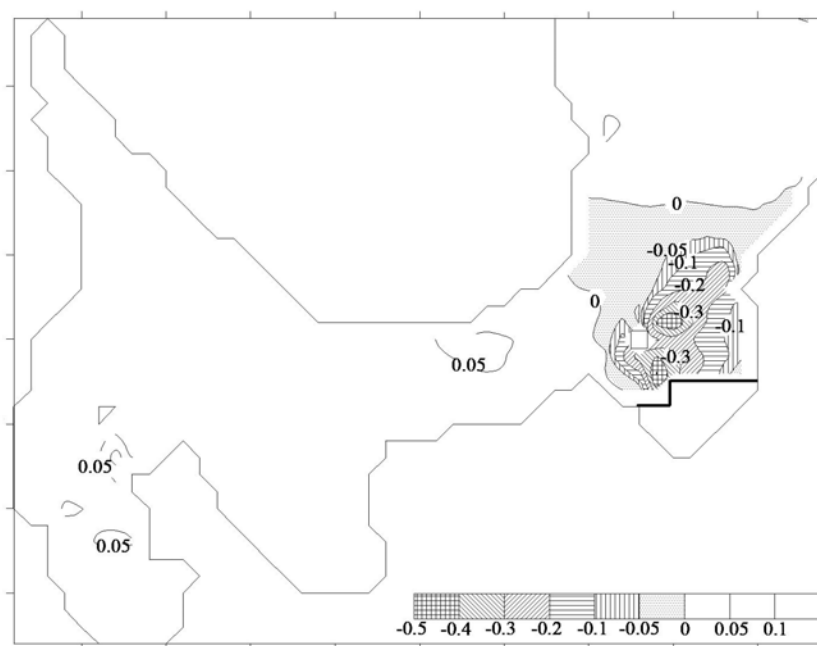


Рис. 4. Изменение скорости диссипации энергии (в десятках ватт на 1 м²) полусуточного прилива S₂ в результате сооружения дамбы ПЭС в Мезенском заливе

Канинскому и Конушинскому берегам. Трансформация волны двухсуточного нагона характеризуется теми же качественными закономерностями, что и в случае трехсуточной волны. Изменения высоты подъема уровня происходит только в Воронке и Мезенском заливе и не превосходит 1-2 см.

Выводы

Трансформационные эффекты, обусловленные сооружением плотины Мезенской ПЭС, по порядку величин близко соответствуют предыдущим оценкам (Горелков, Некрасов, 1982; Nekrasov, Romanenkov, 1996; Некрасов, 2003), что указывает на их достоверность. Тем самым подтверждается физическая интерпретация перестройки приливного режима в районе Воронки и Мезенского залива, границы которого в морфометрическом смысле обозначаются достаточно четко, чтобы рассматривать его как единую колебательную систему. Установлено, что за пределами этой системы трансформационные эффекты проявляются в заметной степени в Горле, но в более южных районах приводят лишь к незначительным изменениям. Трансформация заметно сказывается также на общей схеме энергетического баланса, обусловленного, в основном, волновым переносом через открытые границы и диссипацией. Сооружение плотины приводит к значительному ослаблению местной диссипации и усилению потоков энергии через Горло в сторону Бассейна. Возможные экологические последствия строительства

связаны, прежде всего, с изменением положения и размеров стратифицированных перемешанных и фронтальных зон, а также зон приливной осушки.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, грант 04-05-64765

Литература

- Бернштейн Л.Б. 1987. Приливные электростанции. М.: Энергоатомиздат. 296 с.
- Горелков В.М., Некрасов А.В. 1982. Моделирование полусуточного прилива в мелководном бассейне с учетом береговой осушки. Тр.ЛГМИ. Вып. 77. С. 140-146.
- Инжебейкин Ю.И. 2003. Численные исследования сейшевых колебаний уровня Белого моря. Сб. науч. тр. «Колебания уровня морей». СПб. С. 40-46.
- Инжебейкин Ю.И. 2003. Колебания уровня Белого моря. Екатеринбург. Изд. УрО РАН. 152 с.
- Некрасов А.В. 2003. Прогностическая оценка трансформации приливных колебаний уровня при крупномасштабном гидротехническом строительстве на побережье Белого и Охотского морей. Сб. науч. тр. «Колебания уровня морей». СПб. С. 57-78.
- Bernshtein L.B. (ed.). 1996. Tidal Power Plants. Korea Ocean Research and Development Institute. 444 p.
- Greenberg D.A. 1977. Mathematical studies of tidal behaviour of the Bay of Fundy. Man. Rep. Ser. Mar. Sci. Dir. Dept. Env. Ottawa. No 46. P. 161-187.
- Nekrasov A.V., Romanenkov D.A. 1996. On effects produced by tidal power plants upon environmental conditions in adjacent sea areas. La Houille Blanche. Vol. 52, № 3. P. 89-95.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 146-150.

РОСТ И ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РАЗМЕРНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ ИНДИВИДУАЛЬНОГО ВОЗРАСТА *LITTORINA OBTUSATA* (GASTROPODA: PROSOBRANCHIA)

Е.В. КОЗМИНСКИЙ

Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург

Рассмотрена возможность использования размерных характеристик при определении индивидуального возраста у *Littorina obtusata* (Linnaeus, 1758). Обнаружено, что использование размерных характеристик для определения индивидуального возраста этих моллюсков неэффективно. Размерные характеристики литторин в возрастных группах 4+ и старше так сильно перекрываются, что разделить их по этому признаку невозможно.

E.V. Kozminsky. Growth and the use of dimensions data for determination of individual age of *Littorina obtusata* (Gastropoda: Prosobranchia) // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 146-150.

The possibility to use dimensions data for determination of individual age of *Littorina obtusata* (Linnaeus, 1758) was considered. It was established that dimensions data can not be used for this purpose as littorins in age groups $\geq 4+$ could not be distinguished by measurements.

Littorina obtusata (Linnaeus, 1758) служат объектом для проведения многочисленных исследований. Во многих случаях – при изучении динамики фенотипического состава популяции, изменений зараженности с возрастом и т.п. – особое значение имеет возможность определения индивидуального возраста литторин. Специальные публикации, посвященные этому вопросу, отсутствуют. У других видов моллюсков при определении индивидуального возраста используют линии ежегодной остановки роста на раковине или размерные характеристики. Возможность использования линий ежегодной остановки роста на раковине для определения возраста литторин рассмотрена нами ранее (Козминский, в печати). В настоящей работе рассматриваются некоторые аспекты использования размерных характеристик при определении индивидуального возраста этих моллюсков.

Материалы и методы

Настоящая работа выполнена на Беломорской биологической станции им. академика О.А. Скарлато ЗИН РАН. Материал для проведения исследований был собран в четырех местообитаниях: бухтах Левого и Круглого (в период с мая по сентябрь 2002 г. и 11.06.03, соответственно), острове Ряжков (12.08.03) и мысе Чесменском (10.09.03). Три первых местообитания расположены в Кандалакшском, последнее – в Онежском заливе Белого моря.

Подробные исследования выполнены в бухте Левая. Для изучения сезонной динамики роста *Littorina obtusata* в естественных условиях, ежемесячно отбирали по три количественные пробы. Для

сравнения были проведены наблюдения за ростом моллюсков в садках, в каждый из которых было помещено по две группы моллюсков, унифицированных по диаметру раковины (с точностью ± 0.1 мм): 4.2 и 6.3 мм, 4.6 и 6.9 мм, 4.8 и 7.7 мм, в 1, 2 и 3-й садок, соответственно. Садки были установлены 29.V.02 и сняты 23.IX.02 г.

В бухте Круглая и на мысе Чесменском также отобрано по три количественные пробы; на о. Ряжков – 22.

Величина площадок во всех случаях составила $1/40$ м². Собранные пробы доставляли в лабораторию, где производили их количественную разборку. У литторин с диаметром раковины 3.0 мм и более мягкие ткани извлекали из раковин, предварительно погрузив моллюсков на 10-15 секунд в кипяток. Мягкие ткани использовали для проведения точной видовой идентификации (по особенностям строения половой системы) и выявления заражения моллюсков паразитами трематод. Литторин размером менее 3.0 мм целиком высушивали в термостате при температуре 60°C. Сохраненные раковины использовали для определения возраста¹ и проведения измерений.

Возраст определяли путем подсчета линий ежегодной остановки роста - «годовых колец» - на раковине, с учетом динамики роста моллюсков и степени эродированности раковины (Козминский, в печати). Эта процедура, во избежание случайной ошибки, проводилась дважды, с интервалом в несколько дней.

¹ Использованы следующие обозначения: сеголетки - 0+; на следующий год - «моллюски в возрасте одного года» (1+), еще через год - «моллюски в возрасте двух лет» (2+) и так далее.

У литторин из бухты Левая и с о. Ряжков измеряли исходный (в месте расположения последнего годового кольца), максимальный диаметр раковины и величину углового прироста между ними. У литторин из бухты Круглая и с мыса Чесменский измеряли исходный (в месте расположения предпоследнего годового кольца) и окончательный (в месте расположения последнего годового кольца) диаметры раковины и величину углового прироста между ними. Величина углового прироста определялась как угол закручивания раковины (выраженный в долях оборота) в плоскости, перпендикулярной ее коллумелярной оси (Козминский, 1990; Горбушин, 1993). В последующем анализе использовались только данные, относящиеся к величине прироста в 2002 г.

Из числа моллюсков, собранных в бухте Левой, было отобрано 5 экз. для анализа формы раковины и связи между использованными размерными характеристиками. 10 литторин в возрасте 4+ были использованы при проверке предположения о линейной зависимости между исходным диаметром раковины и угловым приростом у отдельных моллюсков. В первом случае, начиная с диаметра раковины равного 1 мм, с шагом 0.25 оборота, измерялся достигнутый диаметр раковины. Во втором случае были измерены диаметры раковины в местах расположения линий ежегодной остановки роста и величина прироста между ними.

Погрешность измерения составила ± 0.1 мм в случае диаметра и ± 0.02 оборота в случае углового прироста раковины.

Обследовано, в общей сложности, около 3.8 тыс. моллюсков. В садках содержалось, в общей сложности, 110 литторин.

При обработке результатов наблюдений применялись общепринятые статистические методы (Ллойд, Лидерман, 1989; Флейс, 1989; Животовский, 1991). При анализе роста литторин использовались данные только по незараженным моллюскам, возраст которых не вызывал сомнений (примерно 90% случаев).

Результаты

Наилучшие результаты при описании формы раковины *Littorina obtusata* получены при использовании уравнения логарифмической спирали с переменным коэффициентом:

$$D_i = D_0 * \text{Exp} (A * \square^B),$$

где D_0 – исходный диаметр раковины (1 мм).

Значения коэффициентов A и B приведены в табл. 1.

Указанная зависимость позволяет объяснить 99.6% изменчивости данных. Таким образом, значения исходного и окончательного диаметров раковины и величина углового прироста между ними четко взаимосвязаны.

Наибольшая скорость роста обнаружена в трех младших возрастных группах *L. obtusata*. Начиная с возрастной группы 3+, происходило ее постепенное снижение (Рис. 1, А). У большинства моллюсков старших возрастов наблюдался хотя бы небольшой, в виде тонкой пленки по краю устья, прирост. При проведении подробных исследований, бухте Левая, было обнаружено только три литторины с сильно эродированной раковинной, заставляющей предполагать остановку роста с возрастом.

На протяжении сезона, наибольшие величины углового прироста (около 40% ежегодного прироста) отмечены в июле (Рис. 2, Б). В июне и августе он был несколько ниже (29% и 22%, соответственно). На май и сентябрь приходится 3% и 5% ежегодного прироста. Соответствие величины прироста, у моллюсков содержащихся в садках, величине прироста между линиями ежегодной остановки роста у моллюсков из естественных местообитаний свидетельствует, что в зимний период литторины не растут.

Можно видеть (Рис. 1, А), что при использовании максимального диаметра раковины в качестве характеристики возраста, даже при умеренных требованиях (среднее ± 2 стандартных отклонения; погрешность измерений ± 0.1 мм), однозначно можно выделить только одну возрастную группировку - 0+ и частично - 1+. Если использовать два параметра - исходный диаметр и угловой прирост - уверенно можно выделить три возрастные группы - 0+, 1+, 2+ - и частично - 3+ (Рис. 2).

Зависимость исходный диаметр раковины – величина углового прироста за год для литторин из бухты Левая хорошо аппроксимируется ($R^2=89.3\%$) кусочно-линейной функцией

$$\Delta\varphi = (1.551 - 0.179 \cdot D_{\text{исх}}) \cdot (D_{\text{исх}} \leq 7.0) + (0.468 - 0.046 \cdot D_{\text{исх}}) \cdot (D_{\text{исх}} > 7.0)$$

с точкой разрыва, соответствующей исходному диаметру раковины 7.0 мм (установлена методом максимального правдоподобия). Морфометрия отдельных особей показала, что, при величине исходного диаметра раковины от 1 до 8 мм, связь между вышеупомянутыми характеристиками также близка к линейной. Это обстоятельство может быть полезно при определении примерного расположения линий ежегодной остановки роста, соответствующих возрастам 0+ - 4+, в случае их разрушения при сильной эрозии раковины. При вычислениях используются приведенные выше зависимости. Исходными данными служат диаметр раковины и величина прироста для сохранившихся годовых колец, размер *L. obtusata* при вылуплении (0.6 мм), практически постоянный в различных популяциях, и примерная величина углового прироста у сеголеток (около 1.50 оборота).

Таблица 1. Параметры уравнения логарифмической спирали с переменным коэффициентом при описании формы раковины *Littorina obtusata* (Linnaeus, 1758)

№ моллюска	A	B	R ² , %	К-во измерений
1	0.755	0.878	99.62	17
2	0.847	0.853	99.53	15
3	0.739	0.914	99.62	16
4	0.751	0.900	99.68	16
5	0.741	0.950	99.81	15
В среднем:	0.767	0.899	99.65	—

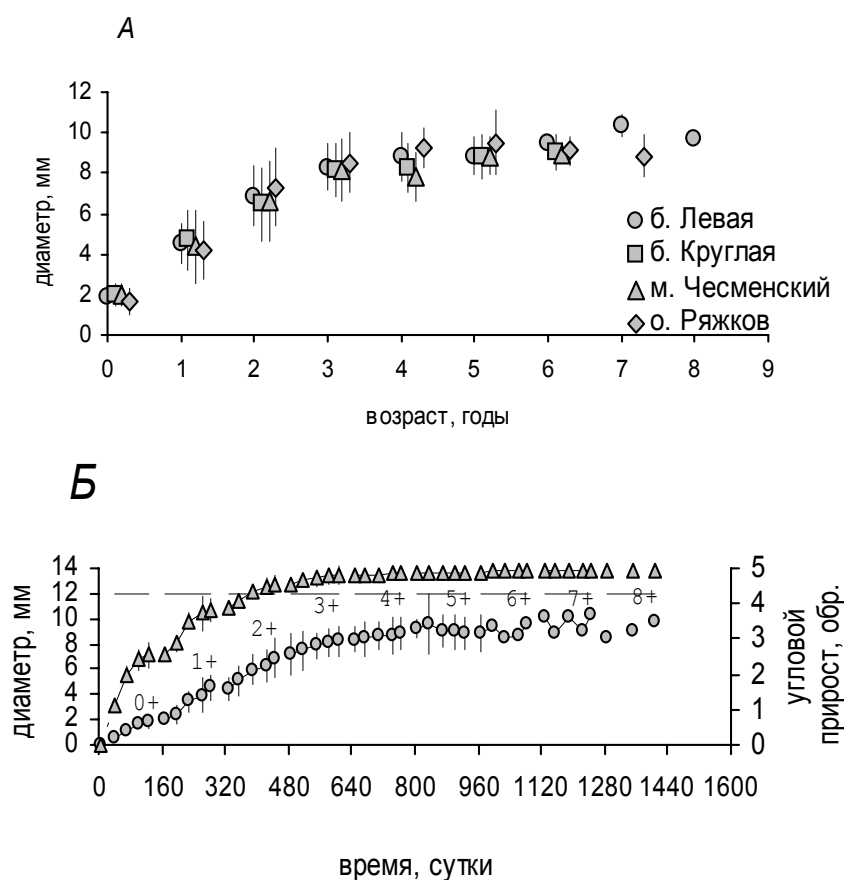


Рис. 1. Динамика роста *Littorina obtusata* (Linnaeus, 1758) в течение жизни (реконструкция по данным за 2002 г. для моллюсков, собранных на литорали):

А - изменение максимального диаметра раковины в конце ежегодного периода роста в обследованных местообитаниях; Б - изменение максимального диаметра (о) и углового прироста (D) раковины в бухте Левая

Показана удвоенная величина стандартного отклонения. На рисунке Б первые точки графиков соответствуют диаметру и углу закручивания раковины при вылуплении. Горизонтальная линия - диаметр раковины наибольшей обнаруженной особи. По оси абсцисс показано время в сутках от 20 мая первого года жизни моллюсков. «0» примерно соответствует моменту откладки яиц. Даты с 1 октября по 20 мая не учитываются, так как рост в это время не происходит.

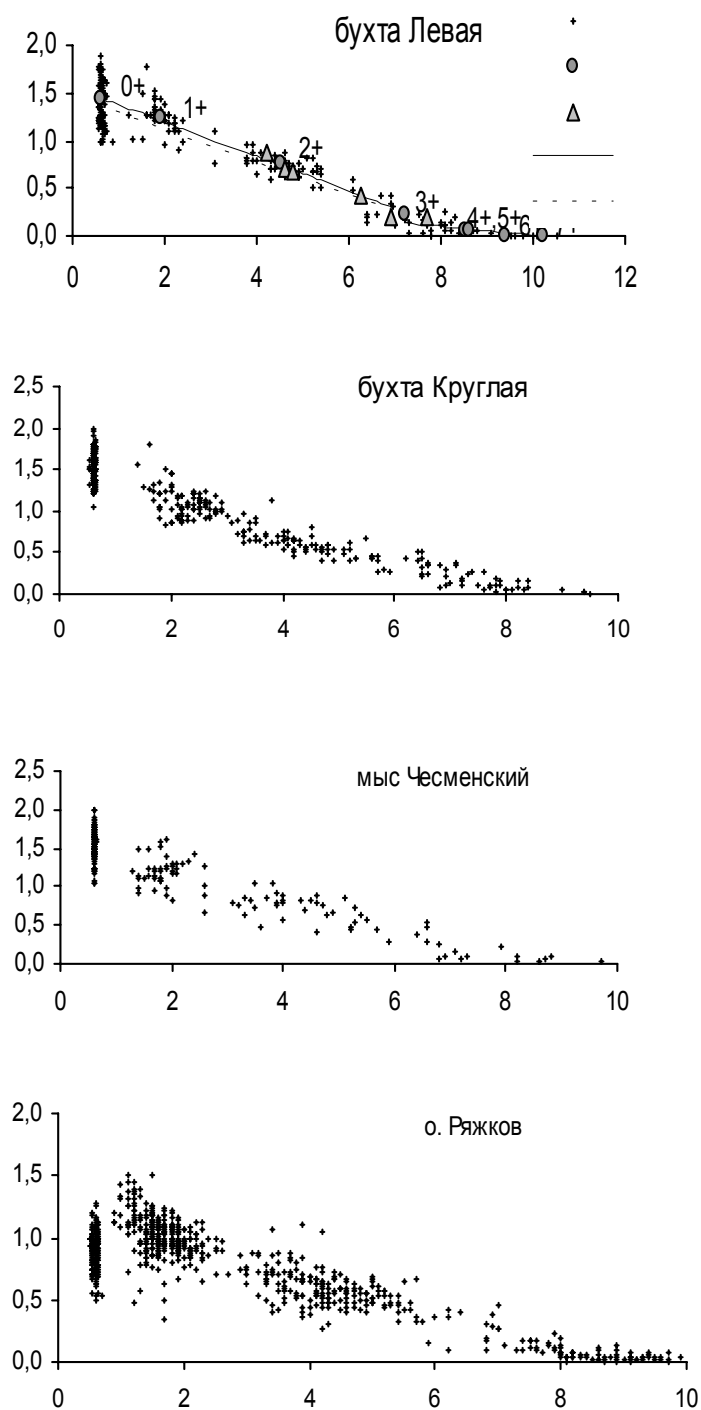


Рис. 2. Зависимость величины углового прироста от исходного диаметра раковины *Littorina obtusata* (Linnaeus, 1758) в обследованных местообитаниях

По оси абсцисс - диаметр раковины (мм) в месте расположения последней линии ежегодной остановки роста, по оси ординат - величина углового прироста (обр.). 1 - результаты измерения отдельных моллюсков, собранных 23 сентября 2002 г. на литорали; 2 - соответствующие отдельным возрастным группам средние значения; 3 - средние величины углового прироста к 23 сентября 2002 г. у моллюсков, содержавшихся в садках; 4 - зависимость «величина углового прироста - исходный диаметр раковины», построенная по данным для 2002 г.; 5 - аналогичная зависимость, построенная по данным для 2001 г.

Обсуждение

Обнаруженная динамика роста *Littorina obtusata* на протяжении жизни хорошо согласуется с наблюдениями В.В. Кузнецова (1960) и Т.А. Матвеевой (1974) за ростом этих моллюсков в условиях Белого моря. Снижение скорости роста в возрастной группе 3+ (при диаметре раковины около 7.0 мм) связано, по-видимому, с наступлением полового созревания (Голиков, 1976; Мина, Клевезаль, 1976 и др.).

В южных частях видового ареала последний оборот раковины взрослых *L. obtusata* постепенно отклоняется к ее основанию, что свидетельствует о детерминированном характере роста литторин (Reid, 1996). В обследованных нами местообитаниях это явление отмечалось редко, даже у наиболее старых моллюсков. В то же время, у большинства литторин старших возрастов наблюдался, хотя и небольшой, прирост. По-видимому, предельные размеры у беломорских *L. obtusata* все же существуют, но подавляющее большинство особей до них не доживает. Их рост продолжается на протяжении всей жизни.

Любопытно отметить, что наибольшая скорость роста литторин наблюдается в июле и предшествует сезонному (август) максимуму температур воды (Бабков, 1985). Поэтому причину снижения скорости роста в августе надо искать в чем-то другом. Стимулом, вызывающим снижение скорости роста литторин в августе, может быть уменьшение продолжительности светового дня, т.е. сезонные ритмы роста *L. obtusata* должны быть отнесены к экзогенным адаптивным (Мина, Клевезаль, 1976).

По мнению С.О. Сергиевского (1985), размер *L. obtusata* достаточно точно отражает их возраст. В части, касающейся определения индивидуального возраста, полученные данные не подтверждают этого заключения. Размерные характеристики моллюсков старших возрастных групп (4+ и старше) настолько сильно перекрываются, что разделить их по этому признаку невозможно. Следует также отметить, что наиболее крупные *L. obtusata* - не самые старые. По-видимому, наиболее быстрорастущие и достигающие большего размера особи живут меньше. Это заключение подтверждается наблюдениями за ростом *Patella vulgata*, у которой выявлена обратная зависимость между продолжительностью жизни и скоростью роста (Fischer-Piette, 1939). Таким образом, использование размерных характеристик при определении индивидуального возраста литторин не эффективно.

Ранее нами было показано, что при определении возраста литторин по линиям ежегодной остановки роста возможны ошибки, связанные с наличием дополнительных («не годовых») колец, дефектами роста и т.п. (Козминский, в печ.). Поэтому методика, используемая при определении возраста *Littorina obtusata*, должна быть комплексной, основанной на подсчете годовых колец с учетом динамики роста и степени эродированности раковины. При этом наиболее важным признаком, позволяющим говорить о возрасте отдельных животных, является количество линий ежегодной оста-

новки роста. Данные по росту привлекаются при выявлении годовых колец - по их ожидаемому расположению - и для проверки правильности идентификации обнаруженных линий остановки роста как ежегодных - по величине прироста между ними. Кроме того, данные по росту необходимы при выявлении дополнительных колец по их нетипичному расположению, а при сильном разрушении начальных оборотов раковины старших возрастов позволяют определить, какому году соответствует самое первое сохранившееся кольцо (по его расположению и величине последующих приростов). Признак эродированности раковины используется при идентификации линий ежегодной остановки роста по скачкообразному изменению степени эрозии, и выявлении дополнительных колец и дефектов роста - по отсутствию скачка эрозии. Так как контрастные изменения степени эрозии наблюдаются в течение примерно трех лет после формирования участка раковины и изменчивость этого признака достаточно велика, его следует рассматривать только как вспомогательный.

Автор выражает глубокую признательность проф. В.Я. Бергеру и к.б.н. В.В. Халаману за помощь при сборе материала в популяции м. Чесменский, Н.А. Гамбарян и Е.И. Бахмету - за помощь, оказанную при сборе и обработке материала с о. Рязков.

Литература

- Бабков А.И. 1985. О принципах выделения гидрологических сезонов (на примере губы Чупа Белого моря) // Биоценозы губы Чупа Белого моря и их сезонная динамика. Л.: Наука. С. 84-88.
- Горбушин А.М. 1993. Строение и механизм образования линий зимней остановки роста на раковине *Hydrobia ulvae* (Gastropoda, Prosobranchia) Белого моря // Зоол. журн. Т. 72. Вып. 11. С. 29-34.
- Голиков А.В. 1976. Некоторые закономерности роста и изменчивости на примере моллюсков // Гидробиологические исследования самоочищения водоемов. Л.: Наука. С. 97-118.
- Козминский Е.В. 1990. Рост беломорских моллюсков *Littorina saxatilis* зараженных паразитами трематод *Microphallus piriformis* / Тез. докл. IV рег. конф. «Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря». Архангельск. С. 242-244.
- Козминский Е.В. 2004. Определение возраста у *Littorina obtusata* (Gastropoda: Prosobranchia) // Зоол. журн., в печати.
- Кузнецов В.В. 1960. Белое море и биологические особенности его флоры и фауны. М.-Л.: Изд-во АН СССР. 323 с.
- Матвеева Т.А. 1974. Экология и жизненные циклы массовых видов брюхоногих моллюсков Баренцева и Белого морей // Сезонные явления в жизни Белого и Баренцева морей. Л.: Наука. С. 65-190.
- Мина М.В., Клевезаль Г.А. 1976. Рост животных (анализ на уровне организма). М.: Наука. 219 с.
- Сергиевский С.О. 1985. Анализ зараженности беломорских популяций полиморфного литорального моллюска *Littorina obtusata* паразитами трематод // Паразитол. сб. ЗИН АН СССР. Т.33. С. 99-124.
- Fischer-Piette E. 1939. Sur la croissance et la longevité de *Patella vulgata* L. en fonction du milieu // J.Conchyl. V. 83. P. 303-310.
- Reid, D.G. 1996. Systematics and evolution of *Littorina*. Dorchester: Ray Society. 463 p.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 151-155.

НОВЫЙ СПОСОБ МОДЕЛИРОВАНИЯ ТОЛЕРАНТНЫХ ПОЛИГОНОВ НА ПРИМЕРЕ *NEREIS PELAGICA* (POLYCHAETA, NEREIDAE)

А.Ю. КОМЕНДАНТОВ, А.О. СМУРОВ, В.В. ХАЛАМАН

Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург

Для оценки адаптивных способностей беломорского многощетинкового червя *Nereis pelagica* к изменению солёности среды при заданных значениях солёности акклимации определяли диапазон солёностной толерантности, время гибели в летальных концентрациях морской воды и процент погибших червей. Полученные данные использованы для построения регрессионной модели, связывающей эти показатели. На основании полученной модели сделана попытка оценить потенциальную солёностную толерантность и построить толерантный полигон.

A.Yu. Komendantov, A.O. Smurov & V.V. Khalaman. A new approach of tolerance polygon modeling for *Nereis pelagica* (Polychaeta, Nereidae) // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 151-155.

For the estimation of adaptive capabilities of *Nereis pelagica* from the White Sea the salinity tolerance polygon was used. Salinity tolerance polygon is a graph of dependence of upper and lower tolerance limit on salinity acclimation. To construct tolerance polygon the values of tolerance limits for several values of salinity acclimation were needed to obtain. Determination of tolerant limits is based on a technique of incipient lethal salinity. Obtained data on acclimation salinity, values of test salinities, and per cent of living organisms and time of death of organisms were used for 4- dimensional regression model. The potential tolerance range of *Nereis pelagica* was found to be from 6 till 75‰.

Общепринятой тенденцией настоящего времени следует признать дополнение диагнозов видов сведениями по их экологии. Экспериментальные исследования по отношению видов к отдельным факторам среды часто проводятся с целью уточнить возможности их распространения. Кроме того, эти исследования имеют еще и общеэкологическое значение, позволяя в отдельных случаях подтвердить или опровергнуть теоретические представления.

Пригодной для решения таких задач является концепция толерантного полигона. Она представляет интерес для развития базовых представлений экологической физиологии организмов. Эти представления развивались группой ихтиологов, возглавляемая Фраем (Fry, 1947, Fry et al., 1942, 1946). Значительные теоретические обобщения были сделаны Алдердайсом (Alderdice, 1971, 1976), который долгое время работал в лаборатории Фрая. Моделирование результатов акклимации позволило по-новому взглянуть на такие понятия как резистентность, толерантность, resistance adaptation и capacity adaptation, а также на классификацию негенетических адаптаций (Alderdice, 1971, 1976).

К сожалению, работы, в основном, были посвящены исследованию температурных адаптаций, и соответственно, температурных толерантных полигонов. В настоящее время имеется только несколько работ, в которых приведены данные по солёностным толерантным полигонам отдельных ви-

дов (Хлебович, Кондратенков, 1974; Филиппов, 2004; Smurov, Fokin, 2001). Между тем есть все основания полагать, что их изучение даст возможность не только более полно охарактеризовать биологию конкретных гидробионтов, но и по-новому взглянуть на применимость базовых концепций экологии для водных организмов. Концепция толерантного полигона важна еще и тем, что и он, и, следовательно, потенциальная толерантность, определяются генотипом вида (Лабас, Хлебович, 1974).

Общая характеристика толерантного полигона

Для определения температурной толерантности рыб было разработано два метода: метод пороговых летальных температур (incipient lethal temperature) и метод критических тепловых максимумов (critical thermal maximum). Считается, что метод пороговых летальных температур является более физиологически значимым, чем метод термальных максимумов (Becker, Genoway, 1979). Он дает больше информации о протяженности зоны резистентности (Kilgour, McCauley, 1986).

Согласно первому методу температурная толерантность определяется для рыб, акклимированных к какой-либо температуре, к другой постоянной температуре, в которую рыбы переносятся сразу (прямой перенос) (Fry et al., 1946; Hart 1947, 1952; Brett, 1952). При этом оценивается 50 % смертность организмов за период в 1000 минут (Bjornn, Reiser,

1991) или 7 дней (Elliott, 1981; Elliott, Elliott, 1995). Значение одной из этих летальных температур принимается за границу толерантной зоны.

Очевидно, что концепция толерантного полигона может быть применена и для других факторов среды, в том числе и для солености. Успешность такого подхода для фактора солености уже доказана (Smurov, Fokin, 2001; Филиппов, 2004).

Если определить толерантность организмов к повышению и к понижению тестовых значений фактора для всего диапазона его значений, при которых возможна акклимация, то можно построить толерантный полигон. Он представляет график зависимости верхней и нижней толерантных границ от акклимационных значений фактора.

Температурный толерантный полигон имеет, как правило, шестиугольную форму. Сходную форму имеет и соленостный толерантный полигон (Рис. 1).

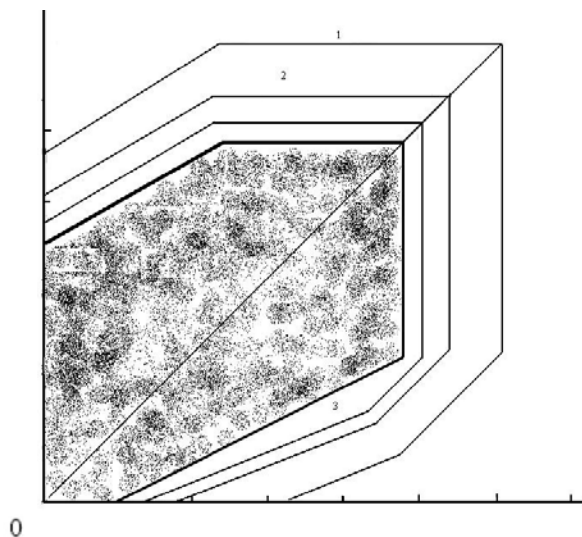


Рис. 1. Схема толерантного полигона

По оси абсцисс – акклимационные значения фактора, по оси ординат – тестовые значения фактора, соответствующие 50% смертности. 1 – 10 мин., 2 – 100 мин., 3 – 1000 мин.

Темным показана зона толерантности. Фрай и его школа разработали соответствующую терминологию для описания температурного толерантного полигона. Часть графика, соответствующая отклику в тестовых температурах в зависимости от температуры акклимации состоит из двух линий. Диагональная линия соответствует верхней пороговой температуре. При возрастании акклимационных температур наступает такой момент, когда дальнейшее возрастание акклимационных температур не приводит к увеличению верхней пороговой температуры. В этом случае достигается окончательная верхняя пороговая температура (ultimate upper incipient lethal temperature) – ей соответствует горизонтальная линия полигона. Аналогично описывается и нижняя граница. В этом случае говорят о ниж-

ней пороговой температуре, которая описывается горизонтальной и наклонной линиями.

Дополнительно на графике толерантного полигона выделяют в зоне резистентности линии, соответствующие 10 минутной 50 % смертности (верхняя и нижняя окончательные летальные температуры – upper and lower ultimate lethal temperature, для температурного полигона). Такие же линии можно рассчитать для любого фактора.

Материалы и методы

Nereis pelagica был собран на обрастаниях в губе Чупа в июне 2001 г. Собранные полихеты выдерживались в экспериментальных аквариумах при солености, равной солености местообитания – 26‰, в течение недели и затем акклимировались к 9, 10, 12, 26, 40, 50 и 60‰.

Животные, акклимированные к соленостям вне первоначального толерантного диапазона были получены с помощью сдвига толерантных границ в результате акклимации. Метод получения данных для построения толерантного полигона состоит в акклимации к нескольким соленостям внутри толерантного диапазона. После окончания акклимации (три недели) для всех величин солености акклимации были определены толерантные границы.

Животных помещали в экспериментальные сосуды с водой соответствующей солености в количестве 3-5 экземпляров. В каждой тестовой солености в течение опыта использовалось 9-20 экземпляров. Ряд тестовых соленостей для каждой солености акклимации составлялся с таким учетом, чтобы выявить и соленость, при которой организмы не погибали в течение опыта. Критерием смерти червей служило отсутствие реакции на укол иглой. Экспериментальные сосуды просматривались через 30, 60, 90 и т. д. минут. Полученные данные по доле погибших животных, времени гибели, тестовой и акклимационной солености использовали для построения регрессионной модели. Расчеты проводились с использованием итерационных методов в программе Statistica 6.0 для Windows.

Результаты и обсуждение

1. Описание модели полигона

Толерантный полигон можно представить как проекцию на плоскость, образуемую осями тестовых и акклимационных значений солености четырехмерной поверхности, описываемой формулой:

$$F(p, t, S_t, S_a) = 0$$

Где p – доля погибших организмов, t – время, S_t – тестовая соленость, S_a – соленость акклимации. Соответственно, для толерантного полигона доля погибших организмов и время гибели принимаются постоянными. Если доля погибших объектов всеми авторами принимается равной 50%, то время соответствует границам полигона, и также принимает стандартные значения: 10 минут, 1000 минут и 7 дней.

Стандартная процедура обработки данных подразумевает разделение построения на 2 задачи: оценку LS_{50} при разном постоянном времени и использование полученных значений для оценки границ полигона.

Необходимо отметить, что для точного определения толерантной границы методом пороговых летальных соленостей, как свидетельствует наш материал, в некоторых случаях необходимо использовать время опыта более 7 дней. Поэтому мы предлагаем оценивать толерантную границу значением LS_{50} для «бесконечного» времени воздействия. Кроме того, можно не ограничиваться соленостью, соответствующей 50% смертности. В результате первый блок расчетов существенно изменяется.

Для полученных данных по доле погибших объектов в зависимости от времени, при константных тестовой солености и солености акклимации хорошо подходит уравнение Гомпертца в следующей модификации:

$$p = \exp(-\exp(a_0 \cdot \ln t + a_1)), \text{ или}$$

$$p = \exp(-\exp(a_0 \cdot t + a_1))$$

где a_0 и a_1 – коэффициенты (Рис. 2). Кривые, описываемые этим уравнением, представляют проекцию на плоскость, образованную осями доли погибших организмов и временем эксперимента трехмерной поверхности, описываемой уравнением:

$$G(p, t, S_t) = 0$$

Известно, что связь между концентрациями вещества, имеющего значительное осмотическое давление, и временем смертности при постоянном проценте погибших организмов удобно описывать дробно-линейной зависимостью. Соответственно,

$$(t + b_1) \cdot (S_t + b_2) = b_3,$$

где b_1, b_2, b_3 – коэффициенты. Это уравнение хорошо соответствует нашим экспериментальным данным ($r=0.98-0.99$) (Рис. 3). Оно имеет то удобство, что позволяет вычислить значения солености «мгновенной» и «бесконечной» гибели. Ранее такой подход уже применялся при изучении температурной устойчивости организмов (Морозов, Кузьмин, 1988). Очевидно, что тестовая соленость, при которой солеустойчивость равна нулю, будет в то же время соленостью мгновенной смертности животных. Нулевое значение устойчивости получается при условии:

$$S_t = \frac{b_3}{b_1} - b_2$$

Солеустойчивость, соответствующая «бесконечной» гибели, получается при условии равенства значения тестовой солености $-b_2$. Значения «мгновенной» гибели и толерантной границы, за которую можно принять значение «бесконечной» гибели ограничивают резистентную зону.

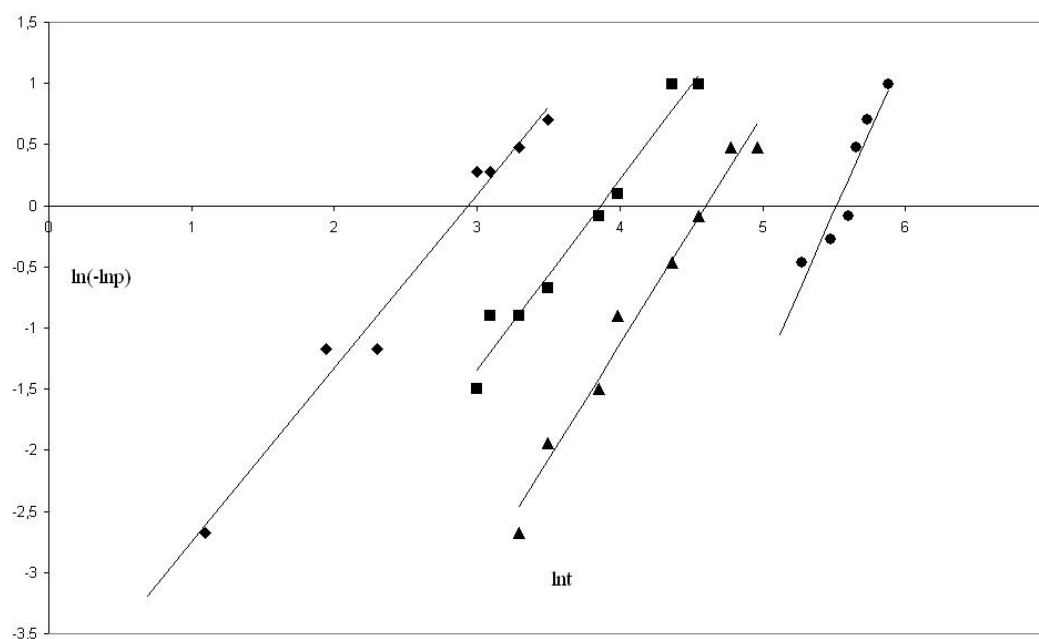


Рис. 2. Доля выживших организмов, акклимированных к 12 ‰ и помещенных в разные тестовые солености. По оси абсцисс – логарифм времени, по оси ординат – двойной логарифм доли выживших организмов

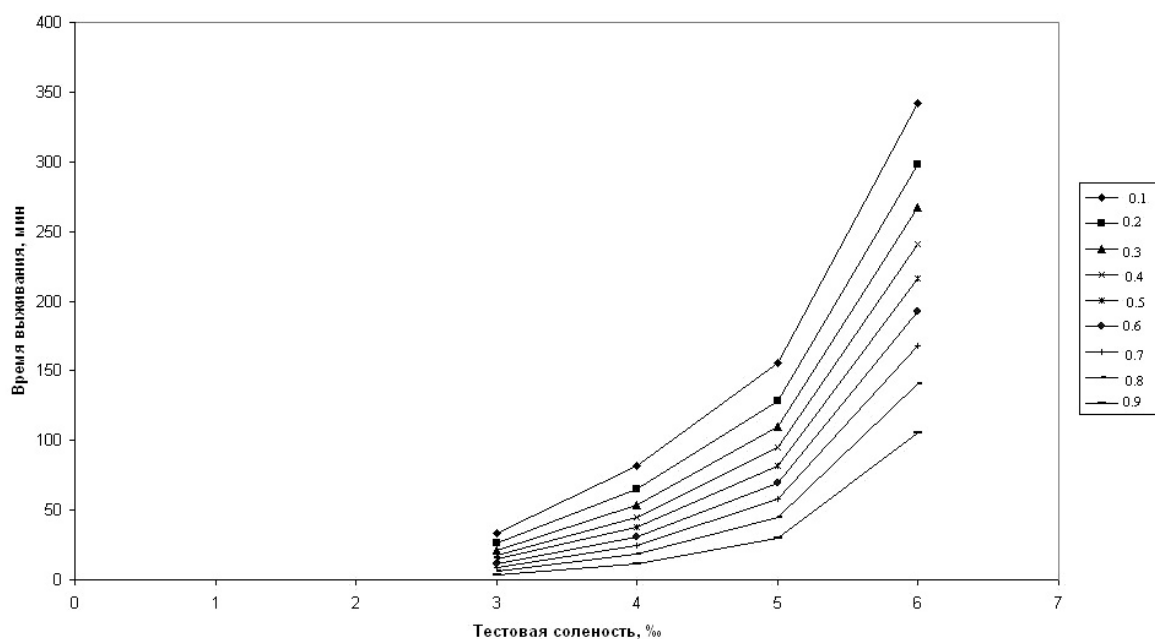


Рис. 3. Данные по 50 % летальному времени для нерейсов, акклиматизированных к 12 ‰ при разных значениях доли выживших организмов в разных тестовых соленостях

Можно предложить следующую формулу, описывающую поверхность $G(p, t, S_t)$, разрешенную относительно p :

$$p = \exp(-\exp(c_0 \cdot (c_1 \cdot t + c_2) \cdot (S_t + c_3)))$$

где c_0, c_1, c_2, c_3 – коэффициенты. Эта формула адекватно описывает полученные данные. Пользуясь ей можно определить значения «мгновенной» и «бесконечной» гибели для большинства выбранных значений p , кроме близких к 0 или 1.

Адекватно описывает зависимость толерантной границы (S_t) от S_a следующая формула:

$$S_t = d_0 \cdot S_a + d_1$$

где d_0, d_1 – коэффициенты. График этой функции является линией. Функция, описывающая реальные данные, резко изгибается почти параллельно оси абсцисс недалеко от потенциальной толерантной границы (значение фактора, за пределами которой дальнейшая акклиматизация невозможна (Хлебович, Кондратенков, 1971).

2. Соленостный толерантный полигон *Nereis pelagica*

Использование толерантного полигона позволило нам определить основные характеристики соленостной устойчивости и толерантности широко распространенной беломорской полихеты *Nereis*

pelagica. Данный вид является банальным компонентом естественных сообществ сублиторали и сообществ обрастания.

По полученным оценкам летальной солености при выбранной доле погибших организмов для разного времени (100 мин, 1000 мин, бесконечного) можно рассчитать кривые, которые будут характеризовать полигон (Рис. 4). При этом точка пересечения кривой, описывающей верхнюю толерантную границу, с линией изоосмотичности дает верхнюю потенциальную границу, нижней кривой – нижнюю потенциальную соленостную границу.

Так, соленостный толерантный диапазон данного вида адаптированного к нормальной беломорской солености (24–26‰) находится в пределах от 8 до 53‰, тогда как потенциальные толерантные границы – 6–75‰. Это фактически перекрывает большую часть диапазона возможных вариаций соленостей в Белом море. Таким образом, широкое распространение данного вида в Белом море есть отчасти следствие его значительных адаптивных способностей.

Работа поддержана грантами РФФИ № 04-04-98801а, № 03-04-49701а.

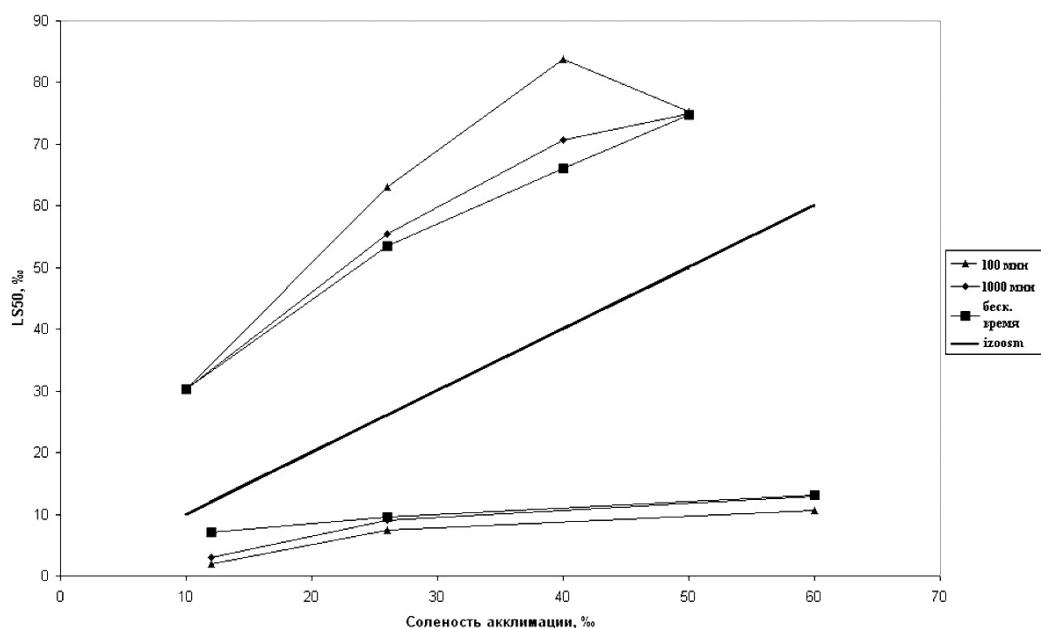


Рис. 4. Соленостный толерантный полигон *Nereis pelagica*

По оси абсцисс – соленость акклимации, по оси ординат – летальная 50% соленость при разном постоянном времени

Литература

- Лабас Ю.А., Хлебович В.В. 1974. «Фенотипическое окно» генома и прогрессивная эволюция // В кн.: Соленостные адаптации водных организмов. Л. С. 4-25.
- Морозов А.М., Кузьмин В.Н. 1988. Оценка температуры мгновенной смертности водных беспозвоночных на примере планктонной коловратки *Brachionus calyciflorus* Pallas // Экология. № 2. С. 80-82.
- Филиппов А.А. 2004. Адаптивные способности беломорских *Macoma balthica* (Bivalvia, Tellinidae) к изменению солености среды обитания // Зоол. журн. Т. 83. № 7. С. 771-775.
- Хлебович В.В., Кондратенков А.П. 1971. Потенциальная эвригалинность беломорского моллюска *Hydrobia ulvae*. Моллюски. Пути, методы и итоги их изучения. Л.: Наука. С. 37-38.
- Alderdice D.F. 1972. Factor combinations. In O. Kinne (ed.). Marine ecology. Vol. 1. Environmental factors. Part 3. Wiley-Interscience, London. P. 1659-1722.
- Alderdice D.F. 1976. Some concepts and descriptions of physiological tolerance: rate-temperature curves of poikilotherms as transects of response surface. J. Fish. Res. Board Can. V. 33. P. 299-307.
- Becker, C.D., Genoway R.G. 1979. Evaluation of the critical thermal maximum for determining thermal tolerance of freshwater fish. Environmental Biology of Fishes 4(3). P. 245-256.
- Bjornn, T.C., Reiser D.W. 1991. Habitat requirements of anadromous salmonids. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. Am. Fish. Soc. Special Publ., 19. P. 83-138.
- Brett, J.R. 1952. Temperature tolerance in young Pacific salmon, genus *Oncorhynchus*. J. Fish. Res. Bd. Can. 9(6). P. 265-323.
- Elliott, J.M. 1981. Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. P. 209-245. In: Stress and fish. A.D. Pickering (ed.). Academic Press.
- Elliott, J.M. and J.A. Elliott. 1995. The effect of the rate of temperature increase on the critical thermal maximum for parr of Atlantic salmon and brown trout. J. Fish Biol., 47. P. 917-919.
- Filippov A.A. 1998. On the method for estimating the salinity tolerance of water invertebrates. Russian Journal of ecology. V. 29, 4. P. 253-257.
- Fry, F.E.J. 1947. Effects of the environment on animal activity. Univ. Toronto Stud., Biol. Ser., No. 55. Pub. Ont. Fish. Res. Lab., № 68. 62 p.
- Fry F.E.J., Brett R., Clawson G.H. 1942. Lethal limits of temperature for young goldfish. Rev. Can. Biol., 1. P. 50-56.
- Fry F.E.J., Hart J.S., Walker K.F. 1946. Lethal temperature relations for a sample of young speckled trout, *Salvelinus fontinalis*. Univ. Toronto Studies Biol. 54. Pub. Ont. Fish. Res. Lab. 66. P. 9-35.
- Hart, J.S. 1947. Lethal temperature relations of certain fish of the Toronto region. Trans. Roy. Soc. Can. Sec. 5(41). P. 57-71.
- Hart, J.S. 1952. Geographic variations of some physiological and morphological characters in certain freshwater 263 fish. University of Toronto biology series no. 60. The University of Toronto Press, Toronto. 79 p.
- Kilgour, D.M., R.W. McCauley. 1986. Reconciling the two methods of measuring upper lethal temperatures in fishes. Environmental Biology of Fishes 17(4). P. 281-290.
- Smurov A.O., Fokin S.I. 2001. Use of salinity tolerance data for investigation of phylogeny of *Paramecium* (Ciliophora, Peniculia). Protistology, V.2, № 2. P. 132-141.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 156-164.

СТРУКТУРА ГИДРОБИОЦЕНОЗОВ В НЕКОТОРЫХ РЕКАХ КАРЕЛЬСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ БЕЛОГО МОРЯ

С.Ф. КОМУЛАЙНЕН, А.Н. КРУГЛОВА, И.А. БАРЫШЕВ

Институт биологии Карельского научного центра РАН, Петрозаводск

Исследования сообществ гидробионтов были выполнены в реках Шуя (Беломорская), Поньгома, Воньга, Кузема, Кереть, Пулоньга и включали анализ таксономического состава, экологии и пространственной динамики. В статье обсуждаются основные принципы изменения структуры и функционирования гидробиоценозов. Особое внимание было уделено проблеме формирования речного континуума и влиянию проточных озер. Сделан вывод о том, что все исследованные реки имеют чистую воду и большой очистительный потенциал.

S.F. Komulainen, A.N. Kruglova & I.A. Baryshev. Structure of hydrobiont communities in some rivers of Karelian coast of the White Sea // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 156-164.

The study of hydrobiont communities in rivers Shuja (the White Sea), Pongoma, Vonga, Kuzema, Keret, Pulonga included the analysis of there taxonomy composition, ecology and space distribution such as abundance. In the paper the main principles of the changes in a structure and functioning of hydrobiont communities in rivers are discussed. Particular attention is given to the problems of the developing of the river continuum and the effect of flowing lakes. It is safe to assume that all rivers have pollutionless waters, significant clearing potential.

Характеристика исследованных рек

В гидрографическом отношении район исследований представляет собой водосборы западных притоков Белого моря (Карельское побережье) и имеет очень развитую водную сеть. Значительная часть речных систем (вплоть до 50%) может приходиться на проточные озера. Наиболее характерны озерно-речные системы, состоящие из цепи озер, соединенных порожистыми протоками. Их специфика определяется, в первую очередь, особенностями геоморфологии и высокой (60-80%) степенью заболоченности (Кузнецов, 1999).

Реки Карельского побережья Белого моря сравнительно коротки, их длина не превышает 90 км, наиболее крупными водотоками являются Кереть и Поньгома (Табл.1). В силу особенностей рельефа реки имеют небольшие средние удельные падения (1-2 м/км для больших рек). Нижнее течение притоков Белого моря находится под влиянием приливно-отливных явлений, средняя амплитуда которых составляет 2 м. По характеру питания реки принадлежат к смешанному типу, получают до 75% воды за счет талых, снеговых, дождевых, а также болотных и грунтовых вод.

Выбор рек Пулоньга Карельская (Pu), Кереть (Kr), Хлебная (Kh), Ундукса (Un), Кузема (Ku) и Поньгома (Pn) в качестве объекта исследований (Рис. 1) обусловлен их малой изученностью.

Кроме того, инвентаризация гидробиоценозов водотоков Карельского побережья Белого моря, не подвергаемых в настоящее время заметной антропо-

генной нагрузке, позволит получить ценный материал для познания структуры и динамики естественных биоценозов и биогеографии населяющих их организмов.



Рис. 1. Карта-схема расположения исследованных рек Белого моря (точками отмечены гидробиологические станции)

Таблица 1. Основные гидрографические и гидрохимические характеристики исследованных рек (по: Ресурсы поверхностных вод..., 1972; Современное состояние ..., 1998; Литвиненко, 2003)

Реки	L*, км	LS, %	wlS, %	$\Sigma_{\text{и}}$	Цветность, град.	pH
Пулоньга	52	10.9	11.0	14.3	58	7.2
Кереть	80	18.00	24.0	23.9	45	7.0
Хлебная	37	2.5	86.0	18.6	629	5.5
Ундукса	51	4.2	56.0	17.3	600	6.2
Кузема	63	9.7	45.0	8.4	160	5.6
Поньгома	86	11.0	35.0	8.0	250	5.7

*Примечание: L - длина реки; LS - площадь водосбора; wlS - заболоченность; $\Sigma_{\text{и}}$ - сумма ионов

В задачу наших исследований входило определение видового состава альгофлоры, зоопланктона и бентофауны, выявление закономерностей их распределения.

Станции для отбора гидробиологических проб располагались на порожистых участках рек, их местоположение было выбрано с расчетом оценки структуры гидробиоценозов в наибольшем числе биотопов. Сбор материала в реках осуществлялся маршрутными съемками в июле–августе 2003 года. Пробы отбирались по отработанной методике (Киселев, 1969; Комулайнен и др., 1989; Комулайнен, 2003; Руководство по методам..., 1983).

Результаты и обсуждение

Фитопланктон

В фитопланктоне исследованных водотоков определено 27 таксонов водорослей. Среди них, несомненно, доминируют диатомовые водоросли: *Aulacosira italica*, *A. islandica*, *A. ambigua* и *Tabellaria fenestrata*. Сине-зеленые и зеленые водоросли играют меньшую роль. Преобладание диатомовых в планктоне характерно для водоемов различных географических зон, отмечалось ранее и для притоков Белого моря (Трифенова, 1973; Чекрыжева, 1990; Вислянская, 1998). Водоросли других отделов представлены в фитопланктоне менее разнообразно, среди них только *Sphaerocystis Schroeteri*, *Ankistrodesmus pseudomirabilis* и *Stenocalyx monilifera* достаточно постоянны в альгоценозах. Фитопланктон исследованных водотоков характеризуется невысокой видовой насыщенностью и постоянным присутствием случайных форм. Особенно заметный вклад в формирование биомассы фитопланктона вносят прикрепленные диатомовые - *Tabellaria flocculosa*, *Eunotia pectinalis* и нитчатые зеленые водоросли.

Фитоперифитон

Фитоперифитон исследованных водоемов более разнообразен. В сообществах определено 93 таксона водорослей рангом ниже рода, относящихся к 60 родам и 5 порядкам (Табл. 2). Сравнение роли раз-

личных отделов показывает, что видовое богатство альгофлоры перифитона исследованных водоемов и их участков также определяют диатомовые водоросли. Среди диатомей доминируют типичные для олиготрофных водоемов Европейского Севера виды: *Tabellaria flocculosa*, *Eunotia pectinalis*, *Frustulia rhomboides* и *Cymbella affinis*, которые характерны и для других водотоков Белого моря (Комулайнен, 1996, 1999; Рябинкин и др., 1999).

Достаточно разнообразно представлены в перифитоне синезеленые водоросли, максимального обилия среди которых достигают *Capsosira brebissonii*, *Tolypothrix saviczii*, *Stigonema mamillosum* и *Calothrix gypsophylla*. Среди зеленых водорослей доминируют типичные для альгофлоры северных водоемов нитчатые формы: *Oedogonium*, *Bulbochaete*, *Zygnema*.

Особенностью альгофлоры исследованных водоемов является относительная однородность группировок водорослей в систематическом отношении. Основное фитоценотическое значение имеет небольшое число представителей маловидовых родов при значительной выравненности структуры альгоценозов. Набор руководящих форм и выявленных комплексов почти идентичен во всех водоемах. В альгоценозах отсутствуют виды, характеризующиеся высокой требовательностью к фосфору и азоту.

Очень сходно и соотношение экологических групп водорослей. Большая часть выявленных видов - эпилиты и эпифиты. Обращает на себя внимание разнообразие ацидофильных и широко распространенных видов. Их относительная численность в перифитоне исследованных водоемов достигает 70%, что может быть объяснено поступлением с заболоченных водосборов кислых, низкопродуктивных вод. Комплекс, включающий *Tabellaria flocculosa* + *Eunotia spp.*, является определяющим для альгофлоры. Это еще более усиливает однородность альгофлоры, ограничивая распространение многих видов и заметно нивелирует различия в структуре альгофлоры в исследованных водоемах.

Таблица 2. Относительное обилие водорослей в перифитоне исследованных рек

Виды	Реки					
	Un	Kh	Pn	Ku	Kr	Pu
Raphidophyta	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5
<i>Gonyostomum semen</i> (Ehr.) Diesing.	-	-	-	-	-	1.50
Cyanophyta	11.8	11.6	2.3	0.8	9.9	16.4
<i>Chamaesiphon macer</i> Geitl.	-	0.07	-	-	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	10.43	0.55	-	0.40	-	5.00
<i>Gloeocapsa minuta</i> (Kütz.) Hollerb.	0.01	-	-	-	-	-
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Näg.	0.01	-	-	-	-	-
<i>Stigonema mamillosum</i> (Lyngb.) Ag.	-	3.91	1.33	-	1.57	4.00
<i>Scytonema ocellatum</i> Lyngb.	-	-	-	-	0.09	-
<i>Hapalosiphon fontinalis</i> (Ag.) Born.	-	0.55	-	-	6.14	-
<i>Capsosira brebissonii</i> Kütz.	-	0.27	-	0.40	1.14	3.25
<i>Anabaena solitaria</i> Kleb.	-	-	0.27	-	-	-
<i>Nostoc coeruleum</i> Lyngb.	-	0.73	-	-	-	-
<i>Tolypothrix saviczii</i> Kossinsk.	-	-	-	-	-	1.68
<i>T. tenuis</i> Kütz.	-	1.91	-	-	1.00	0.00
<i>Calothrix gypsophylla</i> (Kütz.) Thur.	0.66	3.27	-	-	-	1.00
<i>C. parietina</i> (Näg.) Thur.	-	0.00	-	-	-	1.50
<i>Rivularia coadunata</i> (Sommerf.) Fosile.	0.64	0.27	-	-	-	-
<i>Oscillatoria agardhii</i> Gom.	-	0.06	-	-	-	-
<i>O. tenuis</i> Ag.	-	-	0.67	-	-	-
Dinophyta	0.01	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0
<i>Peridinium cinctum</i> (O. F. M.) Ehr.	0.01	0.05	-	-	0.77	-
Bacillariophyta	69.7	75.3	74.8	83.1	67.4	60.1
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Simonsen	-	-	1.67	4.90	-	-
<i>A. distans</i> v. <i>lirata</i> (Ehr.) Simonsen	-	-	0.33	0.40	-	-
<i>A. islandica</i> (O. Müll.) Simonsen	-	-	-	0.06	-	-
<i>Melosira juergensii</i> Ag.	-	-	0.20	1.00	-	-
<i>M. varians</i> Ag.	-	-	-	0.02	-	-
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	10.16	2.55	0.67	1.86	3.56	1.20
<i>T. flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	47.82	62.20	67.23	72.12	48.17	39.45
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	-	-	-	-	-	5.25
<i>F. crotonensis</i> Kilt.	3.70	0.00	-	-	1.00	0.00
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) v. <i>ulna</i>	0.29	1.69	-	-	0.71	0.13
<i>Ceratoneis arcus</i> (Her.) Kütz. v. <i>arcus</i> .	0.00	0.00	-	-	0.11	-
<i>Eunotia bigibba</i> Kütz.	-	-	-	0.04	-	-
<i>E. fallax</i> v. <i>Gracillima</i> Kraske	-	0.03	-	0.10	0.43	-
<i>E. lunaris</i> (Ehr.) Grun.	-	-	-	0.10	-	-
<i>E. pectinalis</i> Kütz. <i>pectinalis</i>	-	3.96	-	0.04	3.09	2.43
<i>E. pectinalis</i> var. <i>ventralis</i> (Ehr.) Hust.	-	0.36	-	0.02	0.57	-
<i>E. polyglyphis</i> Grun.	-	-	-	0.06	-	-
<i>E. robusta</i> var. <i>tetraëdron</i> (Ehr.) Ralfs.	-	-	-	0.06	-	-
<i>E. sudetica</i> O. Müll.	-	-	-	0.44	0.29	-
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr. var. <i>placentula</i>	0.17	-	0.03	-	-	-
<i>Eucocconeis minuta</i> Cl.	0.04	-	-	-	-	-
<i>A. microcephala</i> (Kütz.) Grun..	1.40	-	-	-	0.89	-
<i>A. minutissima</i> var. <i>minutissima</i> Kütz.	-	0.16	-	-	0.00	2.28
<i>D. smithii</i> (Breb.) Cl.	-	-	0.33	-	-	-
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) D. T.	0.33	3.70	0.50	1.70	6.37	8.25
<i>Stauroneis anceps</i> Ehr.	-	0.07	-	-	-	-
<i>Navicula cuspidata</i> Kütz.	0.04	0.03	-	-	0.06	-
<i>N. hungarica</i> Grun.	0.26	0.06	-	-	-	-
<i>N. placentula</i> Ehr.	-	-	0.10	0.00	-	-
<i>Pinnularia lata</i> (Breb.) Smith.	-	0.02	-	-	-	-

Виды	Реки					
	Un	Kh	Pn	Ku	Kr	Pu
<i>P. mesolepta</i> (Ehr.) W. Sm.	0.01	-	-	-	0.06	-
<i>P. microstauron</i> (Ehr.) Cl.	0.04	-	-	-	-	-
<i>P. viridis</i> (Nitzsch.) Ehr	-	-	0.00	0.04	0.04	0.08
<i>Amphora veneta</i> Kütz.	-	0.02	-	-	-	-
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	2.19	0.00	3.67	0.00	0.00	0.78
<i>C. cesatii</i> (Rabenh.) Grun.	0.11	0.06	-	-	-	-
<i>C. gracilis</i> (Rabenh.) Cl.	0.10	-	-	-	-	-
<i>C. ventricosa</i> Kütz.	1.36	-	-	-	1.44	0.30
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngb.) M. Sc.	0.49	0.19	-	-	-	-
<i>Gomphonema acuminatum</i> (Ehr.)	0.01	0.02	-	-	-	-
<i>G. longiceps</i> Ehr.	0.34	0.23	-	-	-	-
<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Grun.	0.74	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia acuminata</i> (W. Sm.) Grun.	-	-	-	0.12	-	-
<i>Surirella biseriata</i> Breb.	-	-	0.03	0.00	-	-
<i>Epithemia zebra</i> (Ehr.) Kütz.	0.06	-	-	-	0.57	-
Chlorophyta	18.5	8.5	3.0	12.1	21.9	17.9
<i>Scenedesmus costatus</i> Schmidle	0.00	-	-	-	-	0.002
<i>Palmodictyon viride</i> Kütz.	0.09	-	-	-	-	-
<i>Microspora. Stagnorum</i> Kütz.	0.00	-	2.67	9.32	-	-
<i>Ulothrix tenuissima</i> Kütz.	0.14	-	-	-	-	0.00
<i>Draparnaldia glomerata</i>	0.00	0.36	-	-	0.00	4.78
<i>Percursaria percursa</i> (Ag.) Bay.	-	-	-	1.00	-	-
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	-	-	-	1.80	-	-
<i>Bulbochaete</i> sp.	2.07	0.27	0.00	-	0.14	2.00
<i>Oedogonium</i> sp.	2.04	0.65	0.30	-	-	-
<i>Spirogyra</i> sp.	0.57	0.37	-	-	-	-
<i>Zygnema</i> sp.	7.71	4.63	-	-	15.01	5.85
<i>Mougeotia</i> sp.	5.83	2.19	-	-	6.77	5.25
<i>Closterium cynthia</i> De Notaris	-	0.001	-	-	-	-
<i>Cl. kuetzingii</i> Breb.	-	0.001	-	-	-	-
<i>Cl. moniliferum</i> (Bory.) Ehr.	-	0.001	-	-	-	-
<i>Cl. rostratum</i> Ehr.	-	-	-	-	0.001	-
<i>Euastrum bidentatum</i> Näg.	-	-	-	-	0.001	-
<i>E. pulchellum</i> Breb.	-	-	-	-	0.001	-
<i>E. ventricosum</i> Ehr.	-	-	-	-	0.001	-
<i>Cosmarium botrytis</i> Menegh	-	-	-	-	0.001	-
<i>C. humile</i> (Gay.) Nordst.	0.002	0.001	-	-	-	-
<i>C. undulatum</i> Corda.	-	0.001	-	-	-	-
<i>Bambusina brebissonii</i> Kütz	-	0.000	-	-	0.001	-
<i>Pleurotaenium minutum</i> (Ralfs.) Defl.	-	0.001	-	-	0.001	-
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) W. et G. S. West.	0.001	-	-	-	-	-
Rhodophyta	0.1	4.6	20.0	4.0	0.0	4.1
<i>Batrachospermum moniliforme</i> Roth.	0.09	4.56	-	4.00	-	1.50
<i>Chantransia chalybea</i> (Roth.) Tries	0.03	-	-	-	-	-
<i>Sirodotia suecica</i> Kylin.	-	-	20.00	-	-	-
<i>Lemanea fluviatilis</i> Ag.	-	-	-	-	-	2.55
Видов	40	46	11	27	32	29
Н	1.96	1.70	1.12	1.13	1.91	2.36

По отношению к солености виды, определенные в перифитоне, относятся к олигогалолам. Вместе с тем обращает на себя внимание разнообразие галофильных форм. Причем на устьевых участках рек Ундукса и Хлебная в перифитоне встречаются

морские формы: *A. distans* var. *lirata*, *Melosira juergensii* и *Percursaria percursa*.

Сравнение таксономического состава перифитона позволяет выделить две группы водоемов (Рис. 2).

Специфичность альгофлоры в выделенных группах определяется четко выраженным доминированием, а также влиянием в формировании альгоценозов аллохтонной флоры. Первая группа, объединяет реки Ундукса и Хлебная, для которых характерна высокая цветность. Поэтому массовыми в альгоценозах этих рек являются ацидофильные формы. Ко второй группе относятся реки с достаточно высокой озерностью, в которых кроме типичных реофильных форм в альгоценозах обростаний довольно разнообразны и планктонные водоросли.

Зоопланктон

В составе планктонной фауны исследованных водотоков определено 55 видов: 23 – Rotatoria (42%), 24 – Cladocera (44%), 8 – Copepoda (14%). Число видов по водотокам колебалось от 4 до 41 (Табл. 3).

Разнообразие экологических условий обусловило относительное богатство фауны планктонных беспозвоночных исследованных рек, в ее составе присутствуют эврибионты, озерные, болотные и зарослево - прибрежные виды. Зоопланктон каждой реки содержит определенное количество озерных видов коловраток (*Kellicottia longispina*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis*, *Bipalpus hudsoni*, *Polyarthra* sp.) и ракообразных (*Heteroscope appendiculata*, *Eudiaptomus gracilis*, *Holopedium gibberum*, *Bosmina obtusirostris*, *Daphnia cristata*, *Leptodora kindtii*). Второй составляющей планктофауны рек являются многочисленные обитатели зарослевого прибрежья: коловратки (*Euchlanis*, *Lecane*, *Ascomorpha*, *Trichocerca*, *Notommata*) и ракообразные (*Chydorus*, *Alona*, *Alonella*, *Alonopsis*, *Acroperus*, *Eurycercus*, *Polyphemus*, *Sida*, *Macrocyclus*, *Paracyclus*, *Acanthocyclus*), особенно в реках с меньшим влиянием озер и на речных участках, удаленных от озер. Около 40% состава речного зоопланктона относится к видам - обитателям болотных вод (*Notommata*

copeus, *Alona rectangula*, *Alonella excisa*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Polyphemus pediculus*, *Paracyclus fimbriatus*, *Mesocyclus leuckarti* и другие).

Более половины (58%) таксономического списка приходится на долю ракообразных, главным образом, ветвистоусых. Среди клadoцер наиболее многообразно представлены сем. *Chydoridae* (11 видов), *Bosminidae* (4 вида), *Daphnidae* (3 вида), среди копепод - подсем. *Cyclopinae* (4 вида), *Eucyclopinae* (2 вида). Веслоногие ракообразные - самая малочисленная группа речного зоопланктона. По числу видов коловраток доминируют семейства *Euchlanidae* (6 видов), *Notommatidae*, *Synchaetidae*, *Lecanidae* (по 3 вида). Около трети состава планктонной фауны рек приходится на космополитов.

Наибольшее видовое разнообразие (23-41 вид) зоопланктона характерно для рек, имеющих в составе речных бассейнов озера (Кузема, Пулоньга, Кереть). Значительная часть зоопланктона таких рек формируется за счет ракообразных и коловраток, поступающих из истоковых и русловых озер.

Основу численности и биомассы зоопланктона в большинстве притоков Белого моря создавали ракообразные (Рис. 3, 4), главным образом, ветвистоусые (*Bosmina*, *Alonopsis*, *Alona*, *Alonella*, *Holopedium*, *Polyphemus*).

Веслоногие рачки (*Eudiaptomus*, *Heteroscope*, *Mesocyclus*) численно преобладали лишь на участке реки Кузема, расположенном ниже оз. Нижнее Кузозеро. Доминирование по численности коловраток (*Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*) наблюдалось в среднем течении р. Пулоньга и на пороге выше поселка Малиновая Варакка.

Более 65% от общего числа видов планктонных организмов составляли виды - индикаторы, среди которых доминировали олиго - и олиго - бетта - мезосапробы.

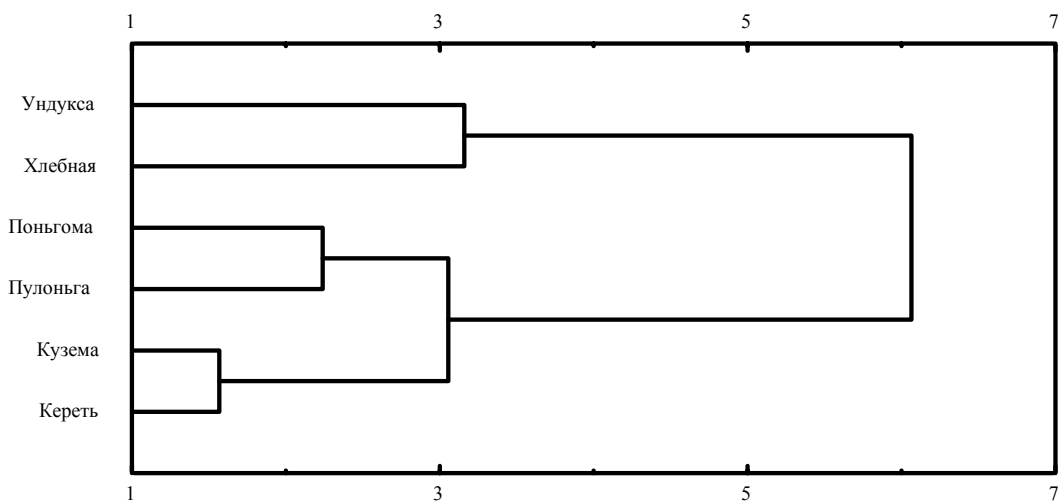


Рис. 2. Дендрограмма сходства рек по относительной численности видов в фитоперифитоне

Таблица 3. Видовой состав зоопланктона исследованных рек (июль, август, 2003 г.)

Виды	Реки					
	Pu	Kr	Kh	Un	Ku	Pn
Коловратки (Rotatoria)						
<i>Notommata copeus</i> Ehr.	-	+	-	-	-	-
<i>Cephalodella</i> sp.	-	+	-	-	-	-
<i>Eothinia</i> sp.	-	+	-	-	-	-
<i>Trichocerca</i> sp.	-	+	-	-	-	-
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	+	-	+	-	+	-
<i>Synchaeta</i> sp.	-	+	-	-	-	-
<i>Polyarthra</i> sp.	+	-	-	-	-	-
<i>Bipalpus hudsoni</i> (Imhof)	+	-	-	-	-	-
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	+	+	-	-	+	-
<i>Lecane</i> (s. str) <i>ungulata</i> (Gosse)	-	+	-	-	-	-
<i>Lecane</i> (<i>Monostyla</i>) <i>lunaris</i> (Ehr.)	+	+	-	-	-	-
<i>Lecane</i> (<i>Monostyla</i>) sp.	+	-	-	-	-	-
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehr.	+	+	-	-	-	-
<i>E. deflexa</i> Gosse	+	+	-	-	-	-
<i>E. lyra</i> Hudson	-	+	-	-	+	+
<i>E. myersi</i> Kutikova	-	+	-	-	-	-
<i>E. alata</i> Voronkov	-	+	-	-	-	-
<i>Euchlanis</i> sp.	-	-	-	-	+	-
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	+	+	-	-	-	-
<i>Kellicottia longispina</i> (Kell.)	+	+	-	+	+	-
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet	+	-	-	+	+	-
<i>Testudinella</i> sp.	-	+	-	-	-	-
<i>Rotatoria</i> sp.	+	+	-	-	+	-
Кладоцеры (Cladocera)						
<i>Sida crystallina</i> (O.F.Müller)	-	-	-	-	+	-
<i>Limnospira frontosa</i> Sars	-	-	-	-	+	-
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	+	+	-	-	+	-
<i>D. cristata</i> Sars	+	+	-	+	+	-
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.Müller)	-	+	-	-	-	-
<i>C. affinis</i> Lill.	-	-	+	-	-	-
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars	-	+	-	-	-	-
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O.F.Müller)	-	+	-	-	-	-
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	-	+	-	+	-	-
<i>Alonopsis elongata</i> (Sars)	-	+	-	+	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.Müller)	-	+	+	+	-	-
<i>Ch. ovalis</i> Kurz.	+	-	-	-	-	-
<i>Alona affinis</i> (Leydig)	-	+	-	-	-	-
<i>A. costata</i> Sars	+	+	-	-	+	+
<i>A. guttata</i> Sars	+	+	-	-	+	-
<i>A. rectangula</i> Sars	+	-	-	-	-	-
<i>Alonella nana</i> (Baird)	+	+	-	-	+	-
<i>Alonella excisa</i> (Lill.)	+	-	-	-	-	-
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Müller)	-	+	-	-	-	-
<i>B. obtusirostris</i> Sars	+	+	+	+	+	+
<i>B. coregoni</i> Baird	-	+	-	-	-	-
<i>B. coregoni lilljeborgii</i> (Sars)	-	+	-	-	-	-
<i>Polyphemus pediculus</i> Linne	+	+	-	-	+	-
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke)	-	-	-	-	+	-
Копеподы (Copepoda)						
<i>Hetercope appendiculata</i> Sars	+	+	+	-	+	-
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	+	+	-	-	+	-
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jur.)	-	+	-	-	-	-
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fisch.)	-	+	-	-	-	-
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer	-	-	-	-	+	-

Виды	Реки					
	Pu	Kr	Kh	Un	Ku	Pn
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fisch.)	-	+	-	-	-	-
<i>Mesocyclops</i> (s.str.) <i>leuckarti</i> Claus	+	+	-	-	+	-
<i>Mesocyclops</i> (T.) <i>oithonoides</i> Sars	+	+	-	-	+	-

Примечание: + присутствие вида, - его отсутствие

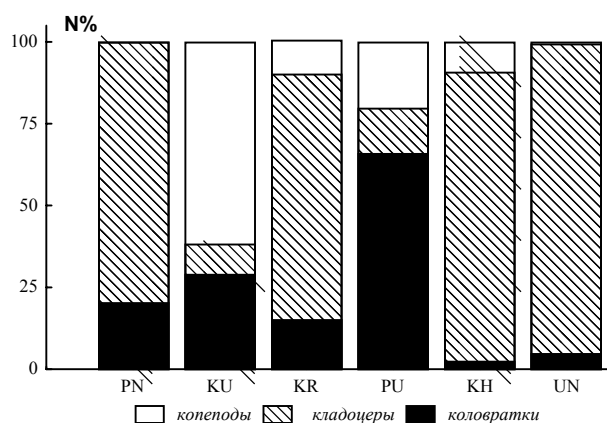


Рис. 3. Относительная численность зоопланктона исследованных рек

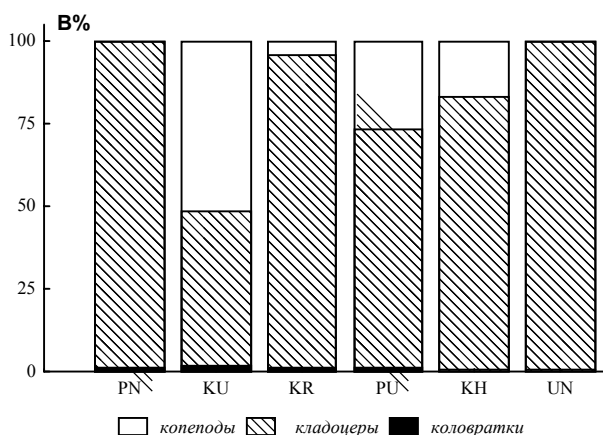


Рис. 4. Относительная биомасса зоопланктона исследованных рек

В заключение следует отметить, что планктонная фауна исследованных водотоков характерна для рек, не подверженных активному антропогенному воздействию, в основном представлена видами, имеющими космополитное, палеарктическое и голарктическое распространение. Основу планктоценозов рек формируют представители озерного и зарослево-прибрежного комплексов. Речной зоопланктон характеризуется относительно невысоким уровнем развития (общая численность: 30-9310 экз./м³, биомасса: 0,6-347 мг/м³), его максимальные количественные показатели наблюдаются на участках рек, расположенных ниже озер, что отмечено и для многочисленных малых рек Карелии и Кольского полуострова (Лососевые нерестовые реки Онежского озера, 1978; Круглова, 1983; Гордеева, 1985; Куликова, Сярки, 1990; Куликова, 1998; Рябинкин и др., 1999; Куликова, Власова, 2003).

Зообентос

В бентосе исследованных рек (Пулоньга, Кереть, Кузема, Поньгома) обнаружены представители систематических групп беспозвоночных: *Nematoda*, *Oligochaeta*, *Hirudinea*, *Gastropoda*, *Bivalvia*, *Ostracoda*, *Collembola*, *Acari*, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Megaloptera*, *Coleoptera* и *Diptera* (*Simuliidae*, *Chironomidae*, *Limoniidae*).

Отмечены виды (из поденок, веснянок и ручейников):

Ephemeroptera:

Ephemerella ignita Poda
Ephemerella mucronata Bengtsson
Heptagenia sulphurea Mull.
Habrophlebia fusca Curt.
Baetis fuscatus L.
Baetis rhodani Pict.
Nigrobaetis muticus L.
Nigrobaetis sp.

Plecoptera:

Isogenus nubecula Newman
Taeniopteryx nebulosa L.
Nemoura sp.
Amphinemura borealis Morton.
Leuctra fusca L.

Trichoptera:

Rhyacophila nubila Zett.
Oxyethira flavicornis Pictet
Hydropsyche angustipennis Curt.
H. pellucidula Curt.
H. silfvenii Ulmer
Cheumatopsyche lepida Pict.
Ithytrichia lamellaris Eat.
Ceraclea excisa Morton.
Micrasema setiferum Pict.
Polycentropus flavomaculatus Pict.
Lepidostoma hirtum Fabr.
Eclisomia sp.
Neureclipsis bimaculata L.
Wormaldia subnigra McL.
Brachycentrus subnubilus Curt.

Выявленный видовой состав представлен распространенными в реках бассейна Белого моря видами (Качалова, 1965; Спурис, 1989; Барышев, 2001).

Количественные характеристики бентоса варьировали по участкам рек от 1675 до 6775 экз./м² и от 1,2 до 15,4 г/м². Средняя плотность донных сообществ пороговых участков составила 4481 экз./м², средняя биомасса – 8,5 г/м², что позволяет оценить количественные характеристики бентоса обследованных рек по классификации Ю.А. Шустова (1983) как средние (Табл. 4).

Таблица 4. Средние количественные характеристики бентоса исследованных рек

	Kr	Pn	Ku	Pu
Nematoda	<u>25,0*</u> 5,0	<u>25,0</u> 3,8	<u>25,0</u> 5,0	<u>25,0</u> 793,8
Oligochaeta	<u>125,0</u> 1045,6	<u>637,5</u> 422,5	<u>62,5</u> 103,8	<u>25,0</u> 1187,5
Hirudinea	<u>50,0</u> 235,0	<u>0,0</u> 0,0	<u>87,5</u> 915,0	<u>0,0</u> 0,0
Mollusca	<u>137,5</u> 221,3	<u>75,0</u> 41,3	<u>1125,0</u> 697,5	<u>1262,5</u> 3468,8
Acari	<u>12,5</u> 10,0	<u>112,5</u> 30,0	<u>12,5</u> 12,5	<u>0,0</u> 0,0
Chironomidae	<u>437,5</u> 72,5	<u>2012,5</u> 435,0	<u>1200,0</u> 263,8	<u>1550,0</u> 646,3
Simuliidae	<u>12,5</u> 2,5	<u>412,5</u> 345,0	<u>412,5</u> 388,8	<u>187,5</u> 82,5
Limoniidae	<u>556,3</u> 1530,6	<u>62,5</u> 3338,8	<u>12,5</u> 10,0	<u>12,5</u> 6,3
Coleoptera	<u>25,0</u> 21,3	<u>862,5</u> 461,3	<u>87,5</u> 42,5	<u>75,0</u> 93,8
Ephemeroptera	<u>856,3</u> 478,1	<u>125,0</u> 473,8	<u>375,0</u> 170,0	<u>537,5</u> 657,5
Plecoptera	<u>106,3</u> 118,1	<u>75,0</u> 62,5	<u>175,0</u> 455,0	<u>100,0</u> 326,3
Trichoptera	<u>2212,5</u> 7775,6	<u>325,0</u> 388,8	<u>650,0</u> 2987,5	<u>650,0</u> 3306,5
Всего	<u>4556,3</u> 11515,6	<u>4725,0</u> 6002,5	<u>4225,0</u> 6051,3	<u>4425,0</u> 10569,0

* Примечание: в числителе — численность, экз./м², в знаменателе — биомасса, мг/м².

Выводы

Исследованные притоки Белого моря по составу массовых видов фитопланктона, перифитона, зоопланктона и зообентоса имеют большое сходство с холодноводными, олиготрофными водотоками бореальной и субарктической зон.

Различия таксономического состава фитопланктона, фитоперифитона и водных беспозвоночных исследованных рек определяются их морфометрией, наличием проточных озер, степенью заболоченности водосборов и гидрологическим режимом конкретных участков. Присутствие морских галофильных форм в альгоценозах устьевых участков рек объясняется влиянием приливов.

Исследованные реки находятся в естественном состоянии, что определяет таксономический состав гидробиоценозов, в которых преобладают виды, указывающие на отсутствие антропогенной нагрузки. Вода водоемов, судя по составу индикаторных видов, условно чистая, β-мезосапробная. Можно считать, что все исследованные водоемы имеют значительный очистной потенциал.

Полученные результаты являются оригинальными, поскольку ранее на этих реках специальных исследований в данном направлении не проводилось. Они могут быть использованы в качестве эталона при мониторинге малых рек бассейна Белого

моря и для дальнейшей ориентации природоохранной и рыбохозяйственной деятельности.

Литература

- Барышев И.А. 2001. Реофильные сообщества донных беспозвоночных притоков Онежского озера и Белого моря. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Петрозаводск. 24 с.
- Вислянская И.Г. 1998. Притоки Белого моря. Фитопланктон // Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Петрозаводск. С. 168-169.
- Гордеева Л.И. 1985. Зоопланктон рек поморского и карельского побережий Белого моря // Исследование некоторых элементов экосистемы Белого моря и его бассейна. Петрозаводск. С. 22-24.
- Качалова О.Л. 1965. Ручейники Карелии // Фауна озер Карелии. М. - Л. С. 209-220.
- Киселев И.А. 1969. Планктон морей и континентальных водоемов. Л. Т.1. 657 с.
- Комулайнен С.Ф. 1996. Перифитон рек Ленинградской, Мурманской областей и Республики Карелия. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 39 с.
- Комулайнен С.Ф. 1999. Фитоперифитон в реках Карельского берега Белого моря // Материалы 2-ой международной конференции «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера». Петрозаводск. С. 140-143.

- Комулайнен С.Ф.* 2003. Методические рекомендации по изучению фитоперифитона в малых реках. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 43 с.
- Комулайнен С.Ф., Круглова А.Н., Хренников В.В., Широков В.А.* 1989. Методические рекомендации по изучению гидробиологического режима малых рек. Петрозаводск. 41 с.
- Круглова А.Н.* 1983. Зоопланктон малых рек Кольского полуострова // Гидробиол. журн. Т. 19. Вып.5. С. 56-58.
- Кузнецов О.Л.* 1999. Биоразнообразие болотных экосистем Прибеломорья // Инвентаризация и изучение биологического разнообразия на Карельском побережье Белого моря. Петрозаводск. С. 46-54.
- Куликова Т.П.* 1998. Притоки Белого моря // Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1992-1997 гг. Под ред. Н.Н. Филатова, Т. П. Куликовой, П.А. Лозовика. Петрозаводск: КарНЦ РАН. С. 169-170
- Куликова Т.П., Власова Л.И.* 2003. Флора и фауна водных экосистем: характеристика и тенденции изменений. Зоопланктон. // Разнообразие биоты Карелии: условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск. С. 189-200.
- Куликова Т.П., Сярки М.Т.* 1990. Особенности формирования планктонной фауны притоков Онежского озера // Притоки Онежского озера. Петрозаводск. С. 77-99.
- Литвиненко А.В.* 2003. Гидрологические условия // Материалы инвентаризации природных комплексов и научное обоснование ландшафтного заказника «Сыроватка». Петрозаводск: КарНЦ РАН. С. 15-17.
- Лососевые нерестовые реки Онежского озера. 1978. Л.: Наука. 102 с.
- Ресурсы поверхностных вод СССР. Гидрологическая изученность. 1972. Т. 2. Карелия и Северо-Запад. Л.; 525 с.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. 1983. Л., 239с.
- Рябинкин А.В., Власова Л.И., Калинин Н.М., Комулайнен С.Ф., Кухарев В.И., Литвиненко А.В., Хренников В.В., Чекрыжева Т.А., Широков В.А., Щуров И.Л.* 1999. Разнообразие флоры и фауны рек Карельского побережья Белого моря // Инвентаризация и изучение биологического разнообразия на Карельском побережье Белого моря. Петрозаводск. С. 114-131.
- Современное состояние водных объектов Республики Карелия. 1998. По результатам мониторинга 1992-1997 гг. Под ред. Н.Н. Филатова, Т. П. Куликовой, П.А. Лозовика. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 188 с.
- Спурис З.Д.* 1989. Конспект фауны ручейников СССР. Рига: «Зинатне», 86 с.
- Трифонов И.С.* 1973. Состав и продукционная характеристика фитопланктона реки Кеми и озер ее поймы // Биологические исследования на внутренних водоемах Прибалтики. Минск. С. 304-306.
- Чекрыжева Т.А.* 1990. Видовой состав фитопланктона некоторых озер и рек Карелии // Препринт доклада. Петрозаводск: КФ АН СССР. 39 с.
- Шустов Ю.А.* 1983. Экология молоди атлантического лосося. Петрозаводск. 153 с.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 165-171.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ И ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКТИВНОСТИ БЕЛОГО МОРЯ ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗА ПОСЛЕДНИЕ ПЯТЬ ЛЕТ: МЕТОДЫ И ПЕРВЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

А.А. КОРОСОВ, Д.В. ПОЗДНЯКОВ

Международный центр по окружающей среде и дистанционному зондированию им. Нансена, Санкт-Петербург

Разработан новый алгоритм одновременного восстановления таких параметров качества воды как хлорофилл фитопланктона, минеральная взвесь и растворенное органическое вещество. Алгоритм применен для изучения пространственной и временной динамики качества воды и продуктивности в Онежском заливе Белого моря. Анализ результатов обеспечил значительно более глубокое понимание разнообразных внутриводных процессов в Белое море, на которые влияет целый спектр внешних факторов.

A.A. Korosov & D.V. Pozdnyakov. Evaluation of the current state and modification trends of the White Sea primary production from remote sensing data for the last five years: methods and pilot results // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 165-171.

A new satellite-nonspecific algorithm for a simultaneous retrieval of content of such water quality proxies as phytoplankton chlorophyll, suspended minerals and dissolved organics has been developed and applied for the surveillance of spatial and temporal dynamics in the water quality and productivity in Onega Bay of the White Sea. As a result, the properly analyzed data provided a considerably more adequate insight into a variety of in-water processes inherent in such semi-enclosed water bodies as the White Sea that experience a spectrum of impacts generated by multiple external forces.

Исследование Белого моря средствами дистанционного зондирования имеет преимущество перед контактными методами измерений, поскольку космические снимки предоставляют моментальную информацию о состоянии всей поверхности и приповерхностного слоя моря. Как известно (Bukata et al., 1995), оптические свойства природных вод таковы, что электромагнитная радиация лишь в видимом диапазоне спектра способна существенно проникать в глубь водного столба. При этом фотоны взаимодействуют с водной средой, что приводит к изменениям в спектральном распределении радиационного потока. Рассеяние фотонов в природных водах на оптических неоднородностях приводит к тому, что часть проникающей радиации оказывается перенаправленной назад к разделу вода-атмосфера. Рассеянный назад световой поток несет дистанционному наблюдателю информацию об оптических свойствах водного столба. Таким образом, выходящий из воды свет и, следовательно, цвет воды являются сверткой всех произошедших взаимодействий световых фотонов с водной средой (Pozdnyakov, Grassl, 2003). Это естественным образом объясняет исключительную роль спутниковых датчиков, работающих в видимом спектральном диапазоне, при исследовании *внутриводных* параметров и процессов (Kondratyev et al., 1999).

В случае исследования *открытых* морских акваторий построение алгоритмов восстановления искомого параметра(ов) по спутниковым данным

(например, с SeaWiFS, MODIS, MERIS) довольно успешно осуществляется с применением достаточно простых полуэмпирических био-оптических алгоритмов (O'Reilly et al., 1998; Ackleson, 2001). Однако, в случае вод прибрежной зоны и внутренних водоемов, ситуация оказывается существенно более сложной: такие воды (названные водами типа два (Morel, Prieur, 1977) содержат во *взаимно-некоррелированных* и нередко *значительных* количествах такие компоненты как фитопланктон, минеральная взвесь (*мв*) и растворенное органическое вещество (*ров*). Таким образом, оптические свойства вод типа два уже не определяются исключительно содержанием фитопланктона/хлорофилла (*хл*), но в значительной мере формируются оптическим влиянием *мв* и *ров*.

Это означает, что при зондировании вод типа два невозможно восстановление содержания лишь одного компонента: необходим алгоритм, способный одновременно восстанавливать концентрации основных цветообразующих компонент (ЦОК), к которым в первую очередь относятся *хл*, *мв* и *ров* (Kondratyev, 1999). Последние традиционно ассоциируются с параметрами качества воды (ПКВ), хотя в действительности номенклатура таковых значительно более обширная (Ладожское озеро, 1992).

Описание алгоритма восстановления ПКВ

Ранее нами было показано (Pozdnyakov, Lyaskovsky, 1999), что в условиях полного отсутст-

вия шума и при наличии адекватной гидрооптической модели метод многомерной оптимизации (процедура Левенберга-Марквардта) может успешно использоваться в качестве алгоритма восстановления ЦОК в случае вод второго типа. Нами был разработан усовершенствованный био-оптический алгоритм восстановления концентраций ЦОК, который объединяет процедуру Левенберга – Марквардта, и нейронные сетевые технологии (Поздняков и др., 2004). В этой статье мы проиллюстрируем применение алгоритма на примере анализа многолетних серий космических снимков Белого моря.

Начнем с краткого описания основных принципов, заложенных в основу алгоритма. Их более подробное описание приведено, в частности, в следующих работах (Bukata, Jerome, Bruton, 1985a; Кондратьев, Поздняков, Исаков, 1990).

Процедура многомерной оптимизации. Если $R_{rsw}(\lambda, C, a, b_b)$ – коэффициент дистанционного зондирования непосредственно под поверхностью воды (по определению R_{rsw} – яркость восходящего света непосредственно под поверхностью воды, нормированная на исходящую освещенность, создаваемую падающим светом на том же уровне (Jerome, Bukata, Miller, 1996), рассчитанный с использованием какой-либо из известных параметризаций, а $\{S_j\}$ – значение R_{rsw} , полученное из измерений *in situ*, тогда величина невязки g_j может быть мерой близости измеренного и рассчитанного R_{rsw} . Величина невязки может быть рассчитана одним из следующих способов:

$$g_j = [S_j - R_{rsw}] / S_j, \quad (1)$$

$$g_j = [S_j - R_{rsw}] / R_{rsw}, \quad (2)$$

$$g_j = [S_j - R_{rsw}] \quad (3)$$

(здесь j – длина волны λ , при которой производились гидро-оптические измерения; a , b_b результирующее поглощение и рассеяние назад в водном столбе, C – вектор концентрации ЦОК: $C(C_{chl}, C_{m6}, C_{rov})$).

По методу наименьших квадратов, величина C может быть определена путем минимизации функции невязки:

$$f(C) = \sum_j g_j^2(C) \quad (4)$$

Итерационные поиски абсолютного минимума функции $f(C)$ могут быть выполнены с использованием процедуры Левенберга-Марквардта (Л-М), которая, являясь разновидностью классического метода Ньютона-Гаусса, обеспечивает более скорую сходимость итерационной процедуры. При расчете оптимального вектора концентрации C , при котором достигается абсолютный минимум функции невязки $f(C)$ применяется следующая итерационная формула:

$$C_{k+1} = C_k + \lambda_k (F_k^T F_k + \mu_k D_k)^{-1} F_k^T \left(1 - \frac{R(C_k)}{S_k} \right) \quad (5)$$

где k – шаг итерации, $D_k = \text{diag}(F_k^T F_k)$ – диагональная матрица, главная диагональ которой состоит из элементов $F_k^T F_k$,

$$F(C) = \left| \frac{\partial R_j}{\partial C_j} \right| \quad \text{– матрица } n \times m \text{ (} n \text{ – число длин}$$

волн, на которых производились измерения S , m – размерность вектора концентраций C), $F^T(C)$ – транспонированная матрица $F(C)$, μ_k – направление минимизации, λ – длина шага процедуры оптимизации.

В ходе итеративного спуска к глобальному минимуму функции невязки, процедура может завестись в некий локальный минимум $f(C)$. С целью избежать указанной трудности, возможен выбор целой серии произвольных стартовых значения C_0 , для каждого из которых метод многомерной оптимизации отыскивает минимум функции невязки. Последующее сравнение этих минимумов позволяет идентифицировать такой вектор концентраций C , который привел к минимальному из полученных минимальных значений функции невязки. Это значение и принимается как окончательное решение задачи. При этом следует иметь в виду, что число начальных векторов концентраций C_0 не должно быть слишком большим, поскольку расчетное время поиска решения обратной задачи увеличивается пропорционально их количеству.

Однако, и при таком подходе не обеспечивается гарантия того, что запущенная итерационная процедура окажется сходящейся, или значения C будут физически реалистичными. Эта сложность может быть обойдена, если задать априорные ограничения на значения концентраций каждой из искомым ЦОК $-C_i$:

$$C_{i \min} \leq C_i \leq C_{i \max}, \quad (6)$$

где подстрочный индекс i обозначает i тую компоненту зондируемой водной среды.

Нейронно-сетевой (НС) алгоритм. Из существующих типов искусственных нейронных цепей наиболее частое применение для целей дистанционного зондирования нашли многослойные перцептроны (МП) (Stuttgart Neural Network Simulator, 1995; Atkinson, Tatnall, 1997). В общем случае МП состоит из трех слоев: входной, внутренний или промежуточный и выходной. Входной слой содержит нейроны, отражающие свойства входного параметра (в нашем случае это могут быть спектральные значения коэффициента R_{rsw}). Выходной слой содержит нейроны, число которых соответствует числу искомым параметров (в нашем случае это chl , $m6$ и rov). Число нейронов во внутреннем слое подбирается экспериментально и зависит от характера связи между входными и выходными параметрами. Каждый нейрон в нейронной цепи связывается со всеми

нейронами предыдущего и последующего слоя посредством придания передаточной функции индивидуальных весов.

Каждый принимающий нейрон суммирует взвешенные сигналы, поступающие к нему от нейронов предыдущего слоя:

$$net_j = \sum_{i=1}^N \omega_{ji} o_i, \quad (7)$$

где ω_{ji} - вес связи между нейроном i и нейроном j , а o_i - выходной сигнал нейрона i .

Созданная таким образом нейронная цепь подлжет тренировке с тем, чтобы придать ей способность к генерализации, т.е. способность к интерполяции и корректного решения обратной задачи с входными данными, отличными от тех, что составляли пул тренировочных данных. Натренированная цепь затем тестируется с использованием дополнительного пула данных входных и выходных значений параметров, не вошедших в тренировочный пул.

Краткое описание работы разработанного нами операционного алгоритма приведено ниже.

После предварительной обработки, включающей и атмосферную коррекцию (Ruddick, Ovidio, Rijkeboer, 2000), для каждого пикселя многоспектрального спутникового изображения рассчитываются спектральные значения R_{rsw} (Pozdnyakov et al., 2003), используя из сопровождающего снимок протокола значения нормализованной яркости света, выходящего из воды ($L_w(\lambda)$), внеатмосферного солнечного потока (F_0) и зенитного угла Солнца (θ_0).

Рассчитанные спектральные распределения R_{rsw} для каждого пикселя поступают на вход НС-алгоритма (НС). На следующем этапе, из полученного значения вектора концентраций C формируется диапазон стартовых значений C_0 .

Из созданного таким образом пула стартовых векторов C_0 ЦОК, случайным образом происходит выборка стартовых значений C_{0i} , которые поступают на вход ЛМ алгоритма. На выходе ЛМ алгоритма мы получаем окончательные значения искоемых концентраций chl , mg и rov .

Функционирование как НС, так и ЛМ алгоритмов обеспечивается использованием соответствующей исследуемому водоему гидрооптической модели (табулированные спектральные значения сечений поглощения и обратного рассеяния chl , mg и rov , а также воды как таковой), и параметрического соотношения между $R_{rsw}(\lambda)$ и результирующими коэффициентами поглощения a и рассеяния назад b_b водного столба (Jerome, Bukata, Miller, 1996).

На языке C++ нами была разработана программа, реализующая био-оптический алгоритм, в которую были добавлены блоки чтения и геометриче-

ской коррекции космических снимков, и визуализации полученных результатов. Программа была названа «HDF2CPA».

Обработка космических снимков Белого моря

Для анализа первичной продуктивности Белого моря были использованы данные со спутника SeaWiFS, который поставляет космические снимки в течение 8 лет, начиная с 1997 г., а также с его усовершенствованного аналога спутника MODIS, который функционирует с 2002 г. Снимок представляет собой многоспектральное изображение, каждый канал которого соответствует определенной спектральной полосе, расположенной в видимом или ближнем инфракрасном диапазоне. Снимки хранятся в формате HDF, поэтому для оперативного использования разработанной нами программы, было необходимо включить в нее специальный модуль для чтения файлов этого формата.

Поскольку космические снимки NASA предоставляются бесплатно, их доступное количество ограничено лишь частотой пролета спутника над исследуемым водным объектом, а также количеством безоблачных дней, во время которых производилась съемка. Сам доступ к космическим снимкам осуществляется через веб-узел NASA, и включает в себя фазы отбора и загрузки снимков, являясь, таким образом, длительной и трудоемкой процедурой. Учитывая это, для загрузки и анализа мы выбрали только 1999, 2000 и 2004 гг., поскольку количество безоблачных дней, в которые проводилась съемка со спутника, в эти годы больше, чем в другие. Всего было загружено 11 космических снимков за летний период 1999 г., 17 снимков, сделанных в 2000 г., и 49 снимков за 2004 г. Летний период был выбран, поскольку с мая по сентябрь Белое море свободно ото льда и вода в нем достаточно прогрета и богата биогенами, что необходимо для развития фитопланктона.

Полученные за разные года и сезоны, все космические снимки были обработаны с помощью нашей программы. В результате, для каждого снимка мы получили пространственные распределения концентраций хлорофилла, минеральной взвеси и растворенного органического вещества. С целью провести сравнение среднегодовых значений, а также для визуализации полученных результатов мы рассчитали средние значения chl , mg и rov за каждый год. Результаты наших экспериментов представлены на рисунках 1–4.

На рис. 1. в качестве примера приведены пространственные распределения концентраций chl , mg и rov . Эти распределения построены по средним значениям концентраций полученных по всем снимкам 2004 г. По рисункам видно, что наиболее активно фитопланктон развивается в районе Соловецких островов, а также в районе границы Белого и Баренцева морей. Максимальные концентрации минеральной взвеси наблюдаются у берегов, в эстуариях

рек, которые выносят его со своими водами, а также и на мелководьях, где концентрация минеральной взвеси может существенно возрасть в результате ресуспензии донных отложений штормовой деятельностью. Распределение концентраций аллохтонной компоненты растворенной органики также тесно связано с речным стоком.

На рис. 2 приведены распределения средних значений *хл* за 1999, 2000 и 2004 гг., которые были получены аналогичным методом. На рис. 3 приведены гистограммы распределения средних концентраций *хл* в верхнем слое Белого моря за разные годы, которые были получены по данным, использованным для построения пространственных распределе-

ний *хл* (Рис. 2). Эти данные, на наш взгляд, свидетельствуют об отсутствии устойчивой тенденции изменения концентрации хлорофилла в Белом море за анализировавшиеся годы. Таким образом, первичная продуктивность в этом морском бассейне остается в последние годы на неизменном уровне.

На рис. 4 приведены распределения средних значений *хл* за разные месяцы 2004 г. На этих рисунках можно проследить динамику развития фитопланктона и выделить два пика цветения в районе Соловецких островов: в мае и в августе. Наряду с этим активность цветения фитопланктона на границе с Баренцевым морем остается постоянной в течение всего лета.

А

Б

В

Рис. 1. Пространственные распределения средних значений концентраций (А) *хл* (шкала от 0 до 25 мкг/л), (Б) *мв* (шкала от 0 до 5 мг/л), (В) *ров* (шкала от 0 до 15 мкгС/л), восстановленных по космическим снимкам, полученным в 2004 году

А

Б

В

Рис. 2. Пространственные распределения средних значений концентраций хл (шкала от 0 до 25 мкг/л), восстановленных по космическим снимкам, полученным в (А) 1999 г., (Б) 2000 г., (В) 2004 г.

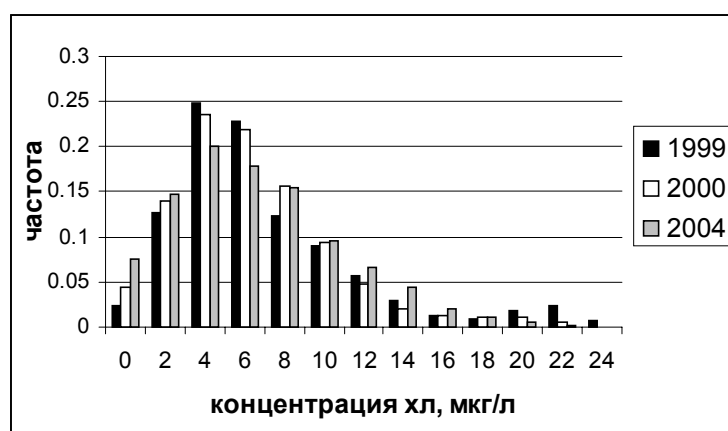


Рис. 3. Сравнение распределений концентрации хл полученных по космическим снимкам, сделанным в 1999, 2000 и 2004 годах

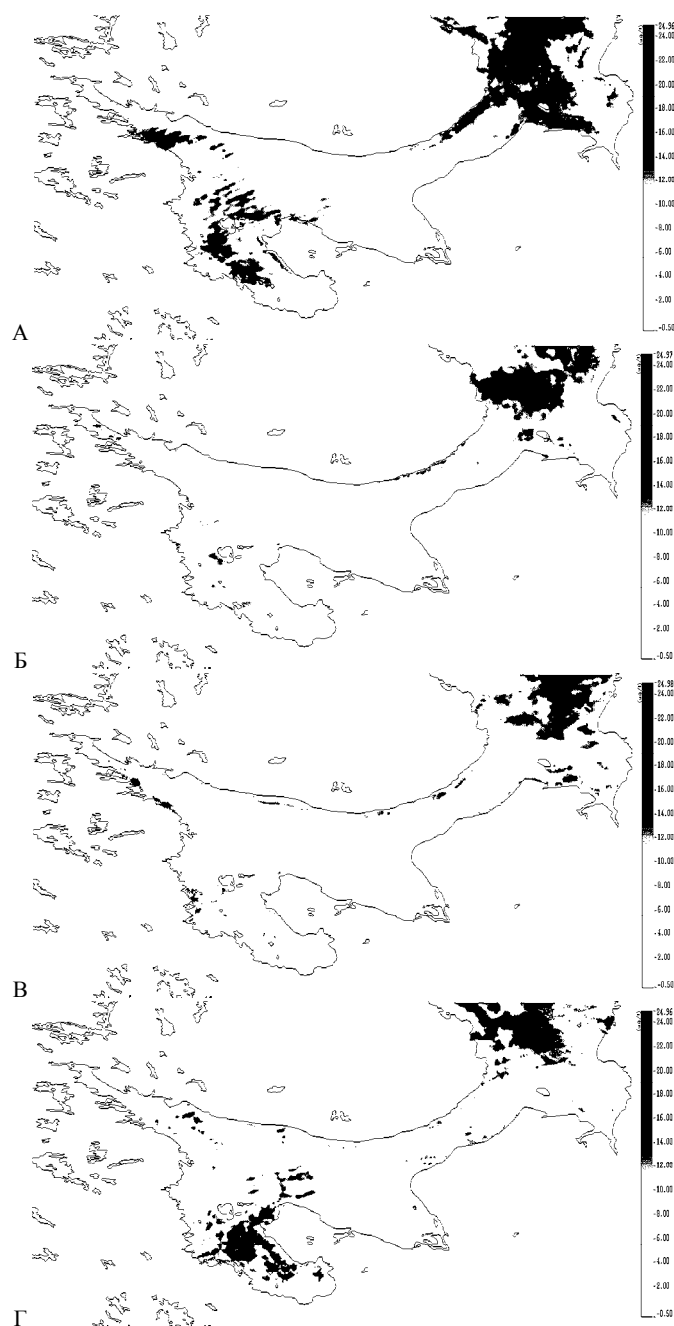


Рис. 4. Пространственные распределения средних значений концентраций хл (шкала от 0 до 25 мкг/л), восстановленных по космическим снимкам, полученным в (А) мае 2004 г., (Б) июне 2004 г., (В) июле 2004 г., (Г) августе 2004 г.

Заключение

Представленные результаты исследования Белого моря средствами оптического дистанционного зондирования показывают, что этот метод может с успехом применяться как для изучения биотических, так и абиотических процессов, протекающих в Белом море. Следует, однако, помнить, что существуют некоторые факторы, ограничивающие точность абсолютной оценки содержания в природных водоемах хл, мв и ров с помощью разработанного биооптического алгоритма. В частности речь идет о

низкой точности входных данных, обусловленной несовершенной процедурой атмосферной коррекции космических снимков.

В будущем планируется в качестве входных данных использовать снимки с европейского спутника MERIS/ENVISAT, которые обладают большим спектральным разрешением. Кроме того, ожидается, что усилия Европейского Космического Агенства (ESA) по разработке более точной атмосферной коррекции снимков увенчаются успехом.

Литература

- Кондратьев К.Я., Поздняков Д.В., Исаков В.Ю. Радиационно-гидрооптические эксперименты на озерах. Л.: Наука. 1990. 115 с.
- Ладожское озеро. С.-Петербург: Наука, 1992. 325 с.
- Поздняков Д.В., Коросов А.В., Петтерссон Л., Ионов В.В. Новый операционный алгоритм восстановления качества природных вод по данным спутникового зондирования // Исслед. Земли из Космоса, 2004. № 3. P. 12-18.
- Ackleson S. Ocean optics research at the start of the 21st century // Oceanography, 2001. № 14. P. 5-8.
- Atkinson P.M., Tatnall A.R.T. Neural networks in remote sensing // Int. J. Rem. Sens., 1997. V. 18. № 4. P. 699-709.
- Bukata R.P., Jerome J.H., Bruton J.E. Application of Direct Measurements of Optical Parameters to the Estimation of Lake Water Quality Indicators // Environment Canada Inland Waters Directorate Scientific Series. 1985a. № 140. 35 p.
- Bukata R.P., Jerome J. H., Kondratyev K.Ya., Pozdnyakov D.V. Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters. Boca Raton e.a.: CRC Press.1995. 360 p.
- Jerome J.H., Bukata R.P., Miller J.R. Remote sensing reflectance and its relationship to optical properties of natural waters // Int. J. Remote Sensing. 1996. V. 17. № 1. P. 3115-3155.
- Kondratyev K.Ya., Filatov N.N., Johannessen O.M., Melentyev V.V., Pozdnyakov D.V., Ryzanin S.V., Shalina E.V., Tikhomirov A.I. Limnology and Remote Sensing: a contemporary approach (Eds. Kirill Ya. Kondratyev and Nikolay N. Filatov). Chichester: Springer-Praxis, 1999. 408 p.
- Morel A., Prieur L. Analysis of variations in ocean colour // Limnol. Oceanogr., 1977. V. 22. P. 709-722.
- O'Reilly J.E., Maritorena S., Mitchell B.G., Siegel D.A., Carder K.L., Garver S.A., Kahru M., McClain C. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS // J. Geophys. Res. 1998. V. 103. № C11. P. 24.93-24.953.
- Pozdnyakov D.V., Grassl H. Colour of inland and coastal waters: a methodology for its interpretation. Chichester, UK.: Springer-Praxis, 2003. 170 p.
- Pozdnyakov D.V., Korosov A.A., Shuchman R., and Edson R. Development of a tool for the assessment of water quality from visible satellite imagery taken over turbid inland waters (with Lake Michigan as an example) // In: Proc. of the 7th International Conference on Remote Sensing of Coastal and Marine Environments (Miami, May 20-22). CDROM, 2002.
- Pozdnyakov D.V., Lyaskovsky A.V. A comparison analysis of water quality retrieval algorithms for Case II waters // Earth Obs. Rem. Sens. 1999. № 1. P. 70-78. (in Russian).
- Pozdnyakov D.V., Pettersson L.H., Johannessen O.M., Lyaskovsky A.V., Filatov N.N., Bobylev L.P. SeaWiFS maps water quality parameters of the White Sea // Int. J. Rem. Sens., 2003. V. 24. № 21. P. 3-6. Ruddick K.G., Ovidio F., Rijkeboer M. Atmospheric correction of SeaWiFS imagery for turbid coastal and inland waters // Appl. Opt., 2000. V. 39. № 6. P. 897-912.
- SNNS, Stuttgart Neural Network Simulator / User Manual, Version 3.1. University of Stuttgart, Institute for parallel and distributed performance systems (anonymous ftp. informatik.uni-stuttgart.de (129.69.211.2). 1995.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 172-183.

РАБОТЫ ПО АККЛИМАТИЗАЦИИ ГОРБУШИ *ONCORHYNCHUS GORBUSCHA* (WALBAUM, 1972) В РОССИИ

Л.А. КУДЕРСКИЙ

Институт озерадения РАН, С. Петербург

В статье дан обзор работ по интродукции горбуши *Oncorhynchus gorbusha* (Walbaum), проводимым в России с 1956 г., приведены результаты интродукций и товарного выращивания. Обсуждается целесообразность интродукции горбуши и направления использования для интродукций.

L.A. Kudersky. Acclimatization of pink salmon *Oncorhynchus gorbusha* (Walbaum) in Russia // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 172-183.

The paper gives the review of the works on acclimatization of pink salmon *Oncorhynchus gorbusha* (Walbaum) in Russia that has been carrying out since 1956. Results of pink salmon introduction and commercial growing are presented. The subject under discussion is the advisability of pink salmon introduction and possible ways of using it.

Дальневосточные лососи издавна привлекают внимание практических работников и деятелей рыбохозяйственной науки в качестве объекта акклиматизации как массовые промысловые виды, отличающиеся быстрым темпом роста. К их достоинствам относятся также хорошие товарные качества и то, что они дают такой деликатесный продукт, как красная икра, высоко ценящаяся как на внутреннем, так и на внешнем рынках. В связи с этим отечественными рыболовами многократно выдвигались и осуществлялись предложения по интродукциям этих рыб за пределами естественных ареалов. В разные годы и в разные водоемы России завозился (в массовых или ограниченных количествах) посадочный материал горбуши, кеты, кижуча, нерки в основном с целью формирования в новых местообитаниях многочисленных самовоспроизводящихся популяций, которые могли бы представлять большое промысловое значение.

По проблеме интродукции дальневосточных лососей за пределами их естественных ареалов до сих пор ведутся дискуссии, касающиеся как перспектив таких работ, так и объектов, которые целесообразно использовать при выполнении акклиматизационных мероприятий. Не касаясь вопросов использования для интродукций всех дальневосточных лососей, в настоящей работе мы ограничиваемся рассмотрением материалов, относящихся к одному из этих видов – горбуше, которой во второй половине XX столетия уделялось наибольшее внимание и на которую возлагались наибольшие надежды в начале массовых акклиматизационных мероприятий.

Обзор интродукций

Работы по интродукции горбуши в России начаты в 1956 г., когда было завезено 3,8 млн. шт. ик-

ры с Южного Сахалина на Тайбольский рыболовный завод Мурманской области. Выращенная молодь в 1957 г. была выпущена в Баренцево море (Табл. 1). В дальнейшем работы по интродукции горбуши осуществлялись в акваториях России в бассейнах морей Баренцева, Белого и Каспийского. Кроме того, в соответствии с планами акклиматизационных работ на водоемах бывшего СССР молодь горбуши выпускалась в Черное (в районе Абхазии) и Балтийское (Рижский залив) моря на участках, расположенных в настоящее время за пределами России.

Основной объем работ по акклиматизации горбуши выполнялся в бассейнах Баренцева и Белого морей. За 1957-1999 гг. сюда было выпущено 200,8 млн. шт. молоди, выращенной из икры, завезенной с Дальнего Востока. Рыболовные заводы, поставлявшие икру на Европейский Север, осуществляли ее сбор в нерестовых реках преимущественно островов Сахалин и Южных Курильских (о-в Итуруп), в небольшом количестве Магаданской области и Западной Камчатки. Из магаданской и камчатской икры было выращено около 6,8 млн. шт. молоди, что составило 3,4% от общего ее количества, выпущенного в бассейны Баренцева и Белого морей. При этом часть такой молоди выпускалась небольшими партиями в 1959-1961 гг., часть (около 3,8 млн. шт., или 1,9% от общего выпуска) в 1986 г., 1997 г. и 1999 г. Мы приводим эти небольшие объемы выращивания молоди из икры, поступавшей из рек Магаданской области, в связи с вопросом об эффективности акклиматизационных работ с горбушей, который рассматривается ниже в разделе «ход натурализации...».

Кроме молоди, выращивавшейся из завозной икры, на рыболовных заводах Колыского полуострова получалась молодь из икры горбуши, возвращавшейся в баренцевоморские и беломорские реки на

нерест после нагула в Северо-восточной Атлантике. Опытные сборы икры от местной горбуши были начаты еще в 1960 г., то есть при первом же массовом появлении производителей. За 1960-1965 гг. было собрано 2,93 млн. шт. такой икры (Кудерский и др., 1968). В 1966-1977 гг. ее было собрано 5,2 млн. шт. (Дягилев, Маркевич, 1979). Относительно регулярный характер выращивания молоди из икры, полученной от местных производителей, приняло в 1987-2000 гг. в период прекращения завоза дальневосточной икры. В таблице 2 приведено количество молоди местного происхождения, выпущенное в оба моря в 1961-2000 гг.

Выпуски молоди местного происхождения по 1984 г. не отразились на акклиматизационном процессе. Но молодь, выращенная в 1987-2000 гг., оказала решающее влияние на ход натурализации (см. ниже), хотя в целом ее было ограниченное количество – около 2,0 млн. шт.

Обсуждая вопрос об интродукции горбуши в бассейнах Баренцева и Белого морей, необходимо отметить следующую немаловажную деталь. В 1957-1958 гг. горбуша выпускалась с рыбоводных заводов Кольского полуострова на стадии личинки в апреле-мае под лед. Возврата от этих выпусков не было. С 1959 г. молодь подращивалась до навески 0,27-0,43 г с использованием искусственных кормов. Это мероприятие дало большой эффект – в 1960 г. впервые отмечался массовый заход половозрелых рыб в североевропейские реки.

Некоторое влияние на результаты интродукции горбуши, по-видимому, оказывал ее естественный нерест, который отмечался, начиная с осени 1960 г. в реках Кольского полуострова, Карелии, Чешской губы, Норвегии. Однако, естественное воспроизводство этой рыбы в новом ареале остается слабо изученным.

Таблица 1. Сведения по интродукциям горбуши

Водоем вселения	Год вселения	Возрастная стадия	Количество, тыс. шт.
Баренцево и Белое моря	1957	личинки	3499,6
	1958	личинки	6163,0
	1959	молодь	15108,5
	1960	молодь	14362,0
	1961	молодь	10434,0
	1962	молодь	34282,0
	1963	молодь	23,679,0
	1964	молодь	36013,0
	1968	личинки	5062,0
	1969	молодь	6163,0
	1970	молодь	7418,0
	1971	молодь	4000,0
	1972	молодь	4350,0
	1973	молодь	3518,0
	1975	молодь	3420,0
	1976	молодь	5200,0
	1977	молодь	4700,0
	1978	молодь	5179,0
	1979	молодь	4400,0
	1986	молодь	1000,0
	1997	молодь	208,0
	1999	молодь	2616,0
Каспийское море	1964	молодь	2080,0
	1983	сеголетки	3200,0
Черное море	1962	молодь	1246,0
	1963	молодь	4727,3
Балтийское море	1973	молодь	1858,0
	1974	молодь	2628,0
	1975	молодь	2549,0
	1976	молодь	2953,4
	1977	молодь	2375,0
	1978	молодь	2681,8
	1979	молодь	2579,0
	1980	молодь	2937,2

Примечание: Таблица составлена на основании отчетных данных ЦУРЕН и сведений, содержащихся в литературных источниках.

Таблица 2. Количество молоди местного происхождения, выпущенное в Баренцево и Белое моря в 1961-2000 гг.

Год	Молодь, тыс. шт.
1961	208,0
1962	16,0
1965	27,2
1974	907,2
1975	144,1
1981	3100,0
1987	100,0
1994	316,7
1996	552,0
1998	513,0
2000	516,0

Выпуск молоди горбуши осуществлялся с 1957 г. по 1999 г. (23 года) с перерывами. Первое прекращение завоза икры с Дальнего Востока произошло в 1964-1966 гг., а выпуска молоди – в 1965-1967 гг., по предложению научной организации (включая Консультативный совет по акклиматизации Ихтиологической комиссии) и на основании заключения специальной комиссии, созданной бывшим в то время Комитетом по рыбному хозяйству СССР для выяснения наличия естественного воспроизводства вселенца. Комиссия, работавшая под нашим руководством, детально проанализировала ход интродукции горбуши в 1956-первой половине 1964 гг., показала допущенные при этом упущения и внесла аргументированное предложение о приостановке завоза дальневосточной икры (отредактированный отчет комиссии опубликован; см.: Кудерский и др., 1968). Эта рекомендация была утверждена специальным решением коллегии Комитета по рыбному хозяйству СССР, рассмотревшей ход работ по акклиматизации дальневосточных лососей в Северном бассейне.

Перерыв в выпуске молоди показал, что из трех лет два года (1966 г. и 1968 г.) возврата производителей не отмечалось, один год (1967 г.) он был слабый (см. ниже). Таким образом, было подтверждено, что естественный нерест в реках в реках Кольского полуострова возможен, но не ежегодно. Во-вторых, возврат от естественного нереста был ниже численности заходивших в реки производителей, то есть имел затухающий характер. На основании этих данных было принято решение о продолжении завоза дальневосточной икры. Однако сбор икры для интродукции в бассейны Баренцева и Белого морей по-прежнему продолжался в южной части ареала горбуши, а не в реках Магаданского побережья и Западной Камчатки как рекомендовали специалисты и указанная выше комиссия. Но объемы перевозки икры сократились. Если в 1959-1964 гг. выпускалось в год 10,4-36,0 млн. шт. молоди (в среднем 22,3 млн. шт.), то в 1968-1979 гг. этот показатель снизился до 1,5-7,4 млн. шт. в год (в среднем 4,6 млн. шт.) или в 4,8 раза.

Второй раз завоз дальневосточной икры горбуши был прекращен в 1979 г., 1981 г. и 1983 г. по предложению ВНИРО также с целью проверки появления самовоспроизводящихся стад вселенца в каких-либо реках (Алексеев, Кулачкова, 2000). Однако, этот перерыв затянулся практически до настоящего времени, вопреки желанию его авторов. Лишь в 1985 г., 1996 г. и 19998 г. завозились ограниченные партии икры. Несмотря на ограниченные объемы завоза икры в указанные годы, по результативности они существенно отличались от предыдущих лет. Икра в эти годы доставлялась из Магаданской области, что позволило А.П. Алексееву назвать их «магаданским этапом» в акклиматизации горбуши на Европейском Севере. Доставка икры осуществлялась также в 1984 г. и 1986 г., но результат оказался отрицательным из-за почти полной гибели икры (Яковенко, 1998).

Работы по интродукции горбуши в бассейны Баренцева и Белого морей не прекращены и, вероятно, последуют перевозки новых партий икры этой рыбы с рыбоводных заводов Дальнего Востока.

Помимо морей Европейского Севера, акклиматизационные работы с горбушей выполнялись в Каспийском, Черном и Балтийском морях. Но выпуск молоди осуществлялся кратковременно: в Каспийское и Черное моря – два года, Балтийское море – пять лет. Кроме того, количество выпущенного посадочного материала оказалось значительно меньшим, по сравнению с Баренцевым и Белым морями.

Результаты интродукций

Первые выпуски личинок горбуши в бассейны Баренцева и Белого морей оказались неудачными. В 1958 г. возврат производителей не регистрировался, а в 1959 г. были учтены единичные особи (данные ЦУРЭН), но обычно считается, что возврата в 1959 г. также не было. В этой связи необходимо отметить информацию норвежских специалистов, которые отмечали вылов единичных особей горбуши в 1958 г. (Berg, 1977). Первый массовый возврат отмечался в 1960 г., когда был зарегистрирован вылов 88 328 шт. С этого года по существу начинается отсчет возврата горбуши в реки Европейского Севера и обсуждение проблемы (не решенной однозначно по настоящее время) о состоявшейся или не состоявшейся натурализации этой рыбы. География возврата горбуши и захода в реки для размножения в 1960 г. и последующие годы оказалась обширной и не ограничилась только Кольским полуостровом, откуда скатывалась молодь. Рыбы регистрировались в Исландии, Шотландии, Норвегии, у Шпицбергена, в реках Кольского полуострова, Карелии и Архангельской области вплоть до Чешской губы, в реках Печоре и Коротаихе, у полуострова Ямал и далее на восток вплоть до острова Диксон (Азбелев, 1960а, 1962; Азбелев, Яковенко, 1963; Акклиматизация..., 1961; Суркова, 1966; Кудерский и др., 1968; Сурков, Суркова, 1975; Яковенко, 1998; Pyefinch, 1960; Berg, 1961 и др.).

В таблице 3 реальный возврат производителей отражен не полностью, так как не приведены данные о возврате рыб от естественного нереста. Относящиеся к этому вопросу материалы приведены дополнительно в таблице 4.

Таблица 3. Учетный возврат горбуши в реки бассейнов Баренцева и Белого морей от икры, завозившейся с рыболовных заводов Дальнего Востока

Год	Возврат	
	шт.	т.
1960	88328	—
1961	2781	—
1962	131	—
1963	37	—
1964	1899	—
1965	47800	—
1966	—	—
1967	—	—
1968	единичные	—
1969	135	—
1970	377	—
1971	27796	—
1972	2100	—
1973	215000	201,4
1974	11200	11,5
1975	217000	250,4
1976	3000	2,4
1977	188000	62,7
1978	4100	5,4
1979	22600	34,5
1980	—	0,03
1981	—	—
1982	—	—
1983	—	—
1984	—	—
1985	—	—
1986	—	—
1987	2500	3,8
1988	—	—
1989	—	—
1990	—	—
1991	—	—
1992	—	—
1993	—	—
1994	—	—
1995	—	—
1996	—	—
1997	—	—
1998	—	—
1999	—	—
2000	—	11,1

Таблица 4. Учетный возврат горбуши в реки бассейнов Баренцева и Белого морей от естественного нереста

Год	Возврат	
	шт.	т.
1967	2500	3,7
1968	единично	—
1981	—	0,12
1985	—	0,05
1986	—	1,1
1989	59600	96
1991	89200	129,2
1993	33600	70,9
1995	—	43,0
1997	—	142,5
1999	—	50,8
2001	—	339,1

Мы намеренно разделили эти два вида возврата для более наглядного отражения результатов интродукции. Какое-то количество производителей от естественного нереста возвращалось в реки также совместно с выросшими из дальневосточной икры. Они, по-видимому, увеличивали показатели возврата от выпусков заводской молоди. Но разделить эти две группы разных по происхождению рыб при их совместной миграции к местам нереста не представляется возможным.

Для возвратов горбуши характерен преобладающий захват в реки Кольского полуострова (кроме отдельных лет) (Табл. 5). Можно полагать, что это

Таблица 5. Учетный возврат горбуши в реки Кольского полуострова, Карелии и Архангельской области (Карпевич и др., 1991), шт.

Год	Кольский полуостров	Карелия и Архангельская область
1960	72635	3315
1961	1845	736
1962	131	3
1963	37	365
1964	1427	163
1965	44235	3940
1966	10	—
1967	2394	—
1968	5	—
1969	135	43
1970	398	543
1971	26012	8963
1972	1741	601
1973	143637	76837
1974	9941	1085
1975	107245	108000
1976	3603	83
1977	107725	55000
1978	3973	103
1979	22078	500

связано не только с положением рыбоводных заводов в Мурманской области, но и некоторыми различиями гидрологического режима рек Кольского полуострова, карельской части бассейна Белого моря и рек Архангельской области (включая р. Печору).

В таблице 3 и 5 наблюдаются некоторые расхождения в общих показателях возврата, что обусловлено, по-видимому, использованием данных из разных источников. Какой из них в большей степени отвечает истинному положению дел судить трудно, тем более, что полный учет возврата отсутствует. Но, несмотря на указанные расхождения, отмеченная особенность в локализации возврата производителей полностью сохраняется.

При анализе данных таблиц 3-5 следует учитывать, что приведенные сведения не полностью отражают количество горбуши, действительно заходившей в реки. На многих реках (в том числе на большинстве малых) учет не мог быть организован, в связи с чем данные о численности мигрировавшей в них горбуши отсутствуют. Поэтому в литературе, кроме цифр, полученных прямым учетом, приводятся экспертные оценки возможного возврата, в тот или иной год существенно превышающие материалы таблиц 3-5. В настоящей работе мы ограничиваемся приведением данных прямых учетов.

Для наиболее полной характеристики возврата горбуши в таблице 6 приведены сведения о ее учете в реках Норвегии, где она встречалась, начиная с юга страны и до границы с Россией. Динамика этих данных находится в хорошем соответствии с материалами таблиц 3 и 4.

Из материалов таблиц 3 и 4 видно, что возврат горбуши в нерестовые реки не был ежегодным. Заходы полностью отсутствовали в течение следующих 11 лет: 1958, 1966, 1982, 1983, 1984, 1988, 1990, 1992, 1994, 1996, 1998. В отчетных данных ЦУРЭН приводится информация о возврате единичных особей в 1959 г. Поэтому мы не включаем этот год в число лет с полным отсутствием заходов.

Перечисленные 11 лет обращают внимание в двух отношениях. Во-первых, все эти годы, кроме 1983 г. – четные. Они свидетельствуют о неоднократных потерях линии четных лет и полной утрате этой линии с 1982 г. Во-вторых, возврата горбуши не было три года подряд: в 1982, 1983 и 1984 гг. На основании этого можно заключить, что в результате прекращения с 1979 г. завоза дальневосточной икры акклиматизационные работы с горбушей в морях Европейского Севера в 1982-1984 гг. закончились неудачей. Иными словами, отмечавшиеся до 1980 г. возвраты производителей полностью зависели от привозной икры. Натурализации вселенца в новом местообитании не произошло. Причины этого приведены в следующем разделе, посвященном рассмотрению хода натурализации горбуши.

Второй этап интродукции горбуши (названный А.П. Алексеевым «магаданским»), наступил в 1985 г. с завоза икры из Магаданской области.

Таблица 6. Учетный возврат горбуши в реках Норвегии (по: Berg, 1977; Bjerkes, Vaag, 1980)

Год	Возврат
1960	Около 20-25 т. Более чем в 40 реках
1961	Около 2-3 т. Во многих реках, но немногочисленные рыбы
1962	Только 4 сообщения
1963	Только 30 сообщений
1964	Только 10 сообщений
1965	Не менее 20 т. Почти во всех реках Восточного Финмаркена
1966	Только 5 сообщений
1967	Около 30 сообщений
1968	Нет сообщений
1969	Только 5 сообщений
1970	Мало сообщений
1971	Около 20-25 т. Примерно как в 1960 г., но более концентрировано в Восточном Финмаркене
1972	Несколько сообщений
1973	Больше чем в 1960 г. (около 40 т.). Много в реках Восточного Финмаркена
1974	Мало сообщений
1975	Ход как в 1960 г. Нерест во многих реках, особенно в Восточном Финмаркене
1976	Много в Финмаркене. Единично в море и реках южной Норвегии
1977	Около 12800 шт., или 18,5 т.

Можно сказать, что в результате этого шага к решению проблемы акклиматизации этой рыбы на Европейском Севере приступили заново. В итоге в 1987 г. отмечался возврат производителей, которые впервые за многолетний период акклиматизационных работ обеспечили появление линии нечетных лет за счет естественного нереста. Именно с этого года следует отсчитывать историю натурализации горбуши на Европейском Севере. Уловы в эти годы составили: 1989 г. – 96 т., 1991 г. – 129,2 т, 1993 – 70,9 т, 1995 г. – 43,0 т, 1997 г. – 142,5 т, 1999 г. – 50,8 т, 2001 г. – 339,1 т, 2003 г. – 122,3. Однако следует уточнить, что промысловый возврат в 1995, 1997, 1999, 2001 и 2003 гг. обеспечивался не только за счет «дикого» нереста в природе, но и сбором икры от местных производителей, ее инкубации и выращивания молоди на рыбоводных заводах. Но это уточнение не меняет существа вопроса, так как рыбоводные заводы выпускали в море молодь местного происхождения, а не полученную из дальневосточной икры.

Возврат горбуши магаданского происхождения отмечался преимущественно в реки Белого моря (Табл. 7), что заслуживает специального обсуждения. Но и в самом Беломорском бассейне интенсивность захода в разные реки была неодинаковой в межгодовом разрезе, как показывает сопоставление динамики вылова в р. Варзуге (с р. Кицей) и в р. Умбе.

Таблица 7. Учетный возврат горбуши в реки Кольского полуострова (по: Лоенко и др., 2000), шт.

Год	Бассейн моря		Реки	
	Баренцева	Белого	Варзуга и Кица	Умба
1989	—	—	270	289
1991	7904	58221	1710	3371
1993	7367	24575	4189	4001
1995	325	36900	9932	20410
1997	275	97953	25792	36557
1999	385	22814	6141	6788

Так как линия четных лет утеряна с 1982 г., сохраняет актуальность проблема ее возрождения. С целью решения этой задачи в 1998 г. из Магаданской области доставлена на Умбский рыболовный завод (Кольский полуостров) икра, позволившая выпустить в 1999 г. первую партию молоди. Несмотря на относительную многочисленность полученного посадочного материала (2,616 млн. шт.) возврат производителей в 2002 г. оказался небольшим и составил 0,92 т. Возродится ли в результате этого мероприятия линия четных лет, покажут результаты возврата производителей в 2004 г. и последующие четные годы. Насколько эффективным в целом окажется «магаданский» этап акклиматизации горбуши в бассейнах Баренцева и Белого морей будет видно уже в ближайшие годы.

В отличие от Баренцева и Белого морей, результаты интродукций горбуши в Каспийское, Черное и Балтийское моря оказались скромными. В Каспийском море отмечался вылов единичных особей этой рыбы (Магомедов, 1970; Карпевич и др., 1991), об итогах вселения в Черное море информация отсутствует. В Балтийском море возврат производителей отмечался на следующий год после выпуска. В 1974 г. было поймано 96 рыб в Рижском заливе и один экземпляр выловлен в Финском заливе. В 1975 г. зарегистрировано 219 случаев вылова у берегов Латвии и 7 в Финском заливе. В 1976 г. было выловлено около 20 шт. у берегов Швеции (Berg, 1977) и в 1977 г. учтено 6 шт. (Римш, 1977). Таким образом, горбуша оказалась способной успешно нагуливаться в условиях солонатоводного Балтийского моря, но естественное воспроизводство ее не отмечалось.

Ход натурализации и/или результаты товарного выращивания

Из приведенных выше материалов можно сделать вывод, что для понимания особенностей процесса освоения вселенцем нового ареала весь период акклиматизационных работ с горбушей целесообразно подразделить на два этапа: 1) с начала осуществления интродукции до 1985 г.; 2) с 1985 г. по настоящее время. Различия между этапами носят коренной характер. В течение первого из них возвращавшиеся на нерест производители не были местными. Они происходили непосредственно от икры, завозившейся с Дальнего Востока. Несмотря на

наблюдавшийся неоднократно естественный нерест и скат (иногда массовый) личинок от такого нереста, формирование самовоспроизводящейся популяции горбуши не произошло ни в одной из рек. Какое-то количество молоди от «дикого» нереста возвращавшихся в реки производителей появлялось. Но эта молодь не оказывала заметного влияния на последующие результаты вселения, так как растворялась в общей массе посадочного материала, выращивавшегося на рыболовных заводах из дальневосточной икры. Кроме того, как показали перерывы в завозе икры с Дальнего Востока, самовоспроизводство горбуши, когда оно намечалось, быстро затухало и сводилось к нулю. Особенно показательным в этом отношении прекращение выпуска молоди после 1979 г., которое привело к полной утрате линии четных лет, начиная с 1982 г. Точно так же была утрачена и линия нечетных лет и только завоз магаданской икры в 1985 г. обеспечил начало процесса натурализации горбуши в Баренцево-Беломорском бассейне.

Затухание самовоспроизводства горбуши в новом ареале на первом этапе акклиматизации при наличии случаев возврата, обеспечивавшихся в значительной степени или полностью естественным воспроизводством, наглядно отражается в значительной степени или полностью естественным воспроизводством, наглядно отражается в материалах таблицы 8, составленной по данным таблиц 5-7 и литературным сведениям (Сурков, Суркова, 1977; Дягилев, Маркевич, 1979; Камышная, Смирнов, 1981 и др.).

Как видно из таблицы 8, на первом этапе акклиматизации выделяются годы, в которые улов горбуши обеспечивался за счет самовоспроизводства ее численности полностью (1967 и 1975 гг.) или в основном (1973, 1974 и 1977 гг.). При этом годы 1971-1973-1975-1977 выстраиваются в единую цепочку. Однако эта цепочка, несмотря на подпитку молодью дальневосточного происхождения (кроме уловов 1975 г.), почти прерывается в 1979 г. (возвраты единичных особей) и полностью утрачивается в 1981 г. Что касается линии четных лет, то она в виде даже кратковременной цепочки не обозначилась. Все возвраты четных лет (кроме 1974 г.) обеспечивались доставкой дальневосточной икры. Они прекращаются с 1980 г. сразу же после приостановки завоза икры с рыболовных заводов Дальнего Востока и выпуска полученной из нее заводской молоди.

Таблица 8. Оценка ската молоди и уловов горбуши от естественного нереста на первом этапе акклиматизации

Выпуск молоди		Возврат		Скат молоди от естественного нереста		Улов от естественного нереста	
Год	млн. шт.	год	шт.	год	оценка	год	оценка
1959	15108,5	1960	88328	1961	не было	1962	нет
1960	14362,0	1961	2781	1962	заметный	1963	нет
1961	10434,0	1962	131	1963	слабый	1964	нет
1962	34282,0	1963	37	1964	слабый	1965	нет
1963	23679,0	1964	1899	1965	слабый	1966	единично
1964	36013,0	1965	47800	1966	заметный	1967	100%
1965	–	1966	–	1967	слабый	1968	единично
1966	–	1967	2500	1968	заметный	1969	единично
1967	–	1968	–	1969	слабый	1970	единично
1968	5062,0	1969	135	1970	слабый	1971	единично
1969	6163,0	1970	377	1971	слабый	1972	единично
1970	7418,0	1971	27796	1972	нет данных	1973	85%
1971	4000,0	1972	2100	1973	заметный	1974	50%
1972	4350,0	1973	215000	1974	хороший	1975	около 100%
1973	3518,0	1974	11200	1975	слабый	1976	единично
1974	–	1975	217000	1976	хороший	1977	около 50%
1975	3420,0	1976	3000	1977	очень слабый	1978	нет
1976	5200,0	1977	188000	1978	заметный	1979	единично
1977	4700,0	1978	4100	1979	нет данных	1980	нет
1978	5179,0	1979	22600	1980	нет данных	1981	нет
1979	4400,0	1980	около 30	1981	нет данных	1982	нет

На первом этапе акклиматизации выявился интересный факт разнокачественности горбуши, относящейся к линиям четных и нечетных лет (Дягилев, Маркевич, 1979; Агапов, Маркевич, 1980; Гордеева, Салменкова, 2001), что подтверждается приведенными выше итогами возврата производителей каждой линии. Массовые возвраты (учтено более 10 тыс. рыб) в линии четных лет отмечались в 1960 и 1974 г., нечетных в 1965, 1971, 1973, 1975, 1977 и 1979 г. В линии четных лет не сформировалась цепочка годов, связанных самовоспроизводством вселенцев, в нечетных такая цепочка имела место, хотя и кратковременно. Этот вопрос представляет несомненный интерес для теории и практики акклиматизационных мероприятий и нуждается в специальной разработке.

Второй («магаданский») этап интродукции коренным образом отличается от первого тем, что после 1985 г. наблюдается процесс формирования самовоспроизводящейся популяции горбуши в границах североευропейского региона. Как видно из материалов таблиц 1 и 8, после завоза в 1985 г. икры из Магаданской области, начиная с 1987 г, образовалась цепочка лет (1987-1989-1991-1993-1995-1997-1999-2001-2003), обусловленная самовоспроизводством горбуши без подпитки за счет дальневосточной икры. В 2003 г. появилось девятое поколение этой цепочки, восходящее корнями к партии икры, завезенной в 1985 г. Несмотря на колебания в величинах возврата в смежные годы, в целом в рамках этой цепочки лет отмечается рост вылова горбуши. Ближайшее будущее покажет, сохранится ли эта

линия нечетных лет магаданского происхождения и дальше или же она также угаснет, как аналогичная линия на первом этапе акклиматизации.

Параллельно на втором этапе осуществляются работы по формированию линии четных лет. На рыбободные заводы в 1996 г. была доставлена небольшая партия магаданской икры, что позволило выпустить в 1997 г. в море 208 тыс. шт. молоди. В 1998 г. завоз икры был продолжен, благодаря чему в 1999 г. выпущено 2,6 млн. шт. молоди магаданского происхождения (Табл. 1). В 2000 г. возврат от этой партии составил 11,1 т, но в 2002 г. только 0,92 т. Последующие годы позволяют оценить эффективность этого мероприятия.

Из сопоставления итогов первого и второго этапов видна существенная разница в эффективности акклиматизационных работ. На первом этапе в течение 1957-1979 гг. в нечетные годы (10 лет) было выпущено 78,92 млн. шт. молоди горбуши, полученной из дальневосточной икры, и 379,3 тыс. шт. молоди, полученной за три нечетных года от местных производителей. Тем не менее, кольское самовоспроизводящееся стадо не возникло. Не появилось таких стад и в Норвегии, несмотря на регистрацию нереста и более благоприятные климатические условия. В 1985-2003 гг. от единственной партии магаданской икры было выращено лишь 1,0 млн. шт. молоди (выпущена в 1986 г.). Но они обеспечили формирование самовоспроизводящейся цепочки нечетных лет из девяти поколений и общий улов 993,8 т.

Возникает вопрос о причинах такой разницы в результатах интродукции. По-видимому, существуют какие-то несоответствия между сложившимся комплексом адаптаций у завозившейся на Европейский Север на первом этапе горбуши и некоторыми из условий обитания, с которыми она сталкивается в новом ареале. Накопленный к настоящему времени достаточно обширный материал позволяет проанализировать обозначенную проблему не только теоретически, но и с привлечением фактических данных, полученных в ходе выполнения акклиматизационных работ. В развернутом виде этот вопрос изложен в работе А.Ф. Карпевич с соавторами (Карпевич и др., 1991). Ниже он рассматривается в краткой форме.

Прежде всего, об оценке нагульной части ареала. Как показали результаты массовых возвратов на первом и втором этапах в реки бассейнов Баренцева и Белого морей и, отчасти, Норвежского моря, нагул и половое созревание горбуши протекает успешно в полносоленых и солоноватоводных акваториях (соленость воды в Балтийском море не выше 8-11‰). Возвращающаяся в баренцевоморские и беломорские реки горбуша не ухудшила товарные качества. Она отличается повышенной жирностью и обычно несколько крупнее дальневосточной, что отмечалось уже в первых работах по результатам интродукции. Так, в 1960 г. в реках Мурмана ловились рыбы длиной 38-66 см (в среднем 49,0 см) и массой 0,4-3,6 кг (в среднем 1,52 кг), Карельской части Белого моря соответственно 37,6-66,5 см и 1,05-2,95 кг, в р. Волонге (Чешская губа) в 1961 г. от 43,0 см до 58,5 см (в среднем 50,4 см) и 0,8-2,44 кг (в среднем 1,47 кг). Примерно такими же были размеры горбуши в 1965 г. (Азбелев, 1960б; Даниленко, 1962; Мухомедияров, 1963; Кудерский и др., 1968). Такие же размеры, в основном, отмечались и в другие годы. В беломорских реках в 1973-1979 гг. ловилась горбуша длиной 33,2-61,2 см (в среднем самцы 47,6 см, самки 47,4 см), массой 0,35-3,35 кг (в среднем самцы 1,28 кг, самки 1,24 кг), в р. оной в 1989 г. длина рыб была в среднем 51,3 см, масса 2,2 кг, в р. Варзуге в 1997 г. соответственно 30,0-50,6 см и 0,37-3,0 кг (Ивантер, 1987; Бровков, Неклюдов, 1990; Лысенко, Берестовский, 1999). В Рижском заливе Балтийского моря в 1974 г. самцы имели в среднем длину 50,1 см, массу 1,96 кг, самки соответственно 47,3 см и 1,47 кг (Римш, 1977), в 1977 г. соответственно 59,4 см и 2,6 кг.

Рост горбуши в разные годы не одинаков, как показала Е.И. Суркова (1966) на примере рек Мурманского побережья. Небольшие отличия наблюдались и у горбуши из Рижского залива при сравнении рыб, выловленных в 1974 и 1975 г. (Римш, 1977). В отдельные годы иногда преобладала мелкая рыба. Так, в р. Умбе в 1977 г. средняя длина самцов была 43,3 см, самок 44,9 см (Камышная, Смирнов, 1981). Межгодовые различия в росте связаны с особенностями нагула в отдельные годы. Однако, причины

этого явления не ясны, так как морской период жизни горбуши остается практически не изученным.

Большинство исследователей отмечают, что плодовитость кольской горбуши немного выше, чем дальневосточной, но размеры икринок у первой меньше (Персов, 1960; Галкина, 1965; Дягилев, 19780).

Несмотря на колебания роста кольской горбуши по годам, в целом эти показатели, а также материалы по половому созреванию и данные по упитанности и жирности производителей, можно рассматривать как свидетельствующие о хорошем состоянии кормовой базы. Кормовые ресурсы не лимитировали нагул кольской горбуши (Карпевич и др., 1991).

Однако величина солености и кормовая база не единственные факторы, определяющие результативность нагула горбуши в морской части ареала, как об этом можно судить по колебаниям величины возврата. Этот показатель на протяжении 1957-1975 гг. изменялся от 0 до 3,38% (Сурков, Суркова, 1975; Дягилев, Маркевич, 1979), несмотря на то, что объемы выпуска молоди в год достигали 36,0 млн. шт. и не опускались ниже 3,4 млн. шт. Причем нет никаких ориентиров, которые позволили бы прогнозировать величину возврата от следующей выпускаемой партии заводской молоди. Принимая эффективность работы рыбоводных заводов в эти годы примерно одинаковой (после перехода в 1959 г. к выпуску подращенной молоди), следует считать, что на величину возврата доминирующее влияние оказывали какие-то иные факторы, а не соленость воды и кормовые ресурсы. Высказывалось мнение, что величина возврата горбуши выше в годы потепления Севера и формирования в связи с этим более благоприятных температурных условий в районах нагула (например, Яковенко, Неклюдов, 1992 и др.). Более радикальная точка зрения приведена в статье О.Ф. Гриценко и Э.Л. Бакштанского (1975). Суть ее сводится к тому, что создание самовоспроизводящихся популяций горбуши в Северной Атлантике принципиально невозможно из-за некоторых особенностей биологии горбуши, обеспечивающих ее существование в условиях Северной Пацифики. В связи с завозом в 1985 г. магаданской икры и появлением цепочки нечетных лет 1987-2003 гг., а также учитывая завоз в 1998 г. икры горбуши четных лет нереста и возврат от нее рыб в 2000-2002 г., обсуждение рассмотренной проблемы целесообразно отложить с тем, чтобы вернуться к ней после получения новой информации.

Вторая часть ареала, условия среды в которой также могут оказывать решающее влияние на эффективность естественного воспроизводства, – репродуктивная, приуроченная к нерестовым рекам. Проведенные исследования показали, что молодь горбуши удовлетворительно скатывается по рекам, питается и растет (Мунтян, 1963; Смирнов, Камышная, 1965; Студенова, Чуксина, 1998). Однако, скла-

дывающиеся в реках температурные условия в период нереста не всегда оказываются благоприятными для развития отложенной икры. Как показали исследования, выполненные уже во время первых случаев «дикого» нереста горбуши в реках Колынского полуострова, при ранних осенних похолоданиях икра погибает, так как не успевает набрать 200-250 градусоидней и достичь этапа развития, устойчивого к действию пониженной температуры. Такое явление наблюдалось уже при первом массовом заходе горбуши в североευропейские реки в 1960 г. Несмотря на имевший место массовый «дикий» нерест, ската личинок весной 1961 г. Практически не было, так как икра почти полностью погибла из-за низких температур воды в начальный период эмбриогенеза. В отличие от 1960 г., в 1961 г. При раннем нересте горбуши и позднем наступлении низких температур икра развивалась нормально и весной 1962 г. отмечался заметный скат личинок (Азбелев и др. 1962а, 1962б; Азбелев, Яковенко, 1963). Наблюдения подобные 1960 и 1961 гг. осуществлялись и в последующие годы. В связи с этим, начиная с первых же лет проведения акклиматизационных работ, большинством специалистов высказывалось мнение о нецелесообразности завоза дальневосточной икры с южных участков ареала (Южный Сахалин, Южные Курилы), откуда она доставлялась на первом этапе акклиматизации, и необходимости перехода к работе с икрой из районов Западной Камчатки и Магаданской области. Эта точка зрения нашла отражение на специальном совещании об акклиматизации дальневосточных лососей в бассейнах Баренцева и Белого морей, состоявшемся в конце октября-начале ноября 1960 г. Сразу же после первого массового возврата горбуши. Представитель промышленности в докладе четко заявил, что крайне желательно завозить икру с Камчатки и Охотского побережья и это настоятельное пожелание было отражено в решении совещания отдельным пунктом (Покровский, 1960; Решение..., 1960). В заключении упоминавшейся выше комиссии, подводившем итоги акклиматизационных мероприятий за 1956-1964 гг. (Кудерский и др., 1968), также высказывалась настоятельная рекомендация подобного рода. В решении коллегии Комитета по рыбному хозяйству СССР, принятом по результатам работы комиссии, было записано о необходимости проектирования и строительства рыбноводных заводов в Магаданской области для обеспечения акклиматизационных работ на Европейском Севере. Но это решение длительное время не выполнялось и продолжалась перевозка икры их южных участков ареала. За 1968-1979 гг. из этой икры было выращено 108,9 млн. шт. молоди, которая заведомо не обеспечивала натурализацию горбуши в бассейнах Баренцева и Белого морей. Лишь в 1984, 1985 и 1986 гг. была осуществлена доставка магаданской икры, но партии 1984 и 1986 гг. почти полностью погибли.

Из приведенных материалов можно сделать вывод, что из факторов, определяющих ход натурализации горбуши в новом ареале, наиболее определенно обозначались температурные условия в нерестовый период. Но они оказывали безусловное воздействие на первом этапе акклиматизации, когда завозилась икра южных стад горбуши, отличающихся поздней готовностью к нересту и чувствительностью на первых стадиях эмбриогенеза к низким температурам. Ближайшее время покажет, удалось ли преодолеть этот неблагоприятный фактор на втором («магаданском») этапе акклиматизации как в линии нечетных, так и в линии четных лет.

Помимо температурных условий в период нереста, в литературе достаточно подробно обсуждался вопрос о выедании скатывающейся молоди горбуши хищниками в реках и предъельных участках. Это явление имеет место, но мы не склонны придавать ему решающее значение.

Подводя итоги приведенному обсуждению результатов интродукции горбуши на Европейском Севере, целесообразно присоединиться к мнению, что полноценной натурализации ее в новом ареале пока не произошло. Остается в силе предположение о возможности исчезновения любой из двух линий лет (четной или нечетной) или даже обеих в результате резких флюктуаций каких-то факторов среды. В связи с этим сохраняет актуальность неоднократно высказывавшееся соображение о периодической полнитке (при необходимости) формирующейся популяции за счет завоза дополнительных партий дальневосточной икры. В настоящее время стало еще более ясным, что завозить необходимо лишь икру североохотоморских стад, так как лишь магаданская икра способствовала формированию длинной цепочки нечетных лет за счет самовоспроизводства. Заслуживает внимания мнение о целесообразности завоза икры горбуши с более северных участков Тихоокеанского региона, таких как Анадырский залив (Алексеев и др., 2004).

Помимо вселения в морские акватории, предпринимались попытки товарного выращивания горбуши в солоноватоводных озерах юга Красноярского края. Горбуша в них удовлетворительно росла и достигала половой зрелости. По имеющимся данным (Сигиневич и др., 1978, 1979; Сигиневич, Романов, 1984; отчетные данные Росрыбхоза), в мае 1977 г. в безрыбные озера Утиное и Ново-Троицкое было выпущено 1138 тыс. шт. молоди горбуши средней массой 0,2 г, в том числе в оз. Утиное 54 шт./га, оз. Ново-Троицкое 17 шт./га. В начале сентября средняя масса рыб составляла соответственно 40 и 15 г, в начале октября – 64,6 и 20 г. В 1978 г. 83,5 тыс. шт. молоди горбуши было выпущено в оз. Беле. Весовой рост этой рыбы в озере оказался таким: май 1978 г. – 0,4 г, ноябрь 1978 г. – 312 г, в начале августа 1979 г. наибольшая масса самцов достигала 1400 г, самок – 1000 г. В этом месяце отмечался заход производителей горбуши на

нерест в р. Туим. Ее улов в озере составил 7,5 т, промысловый возврат – около 10%. Хуже горбуша росла в оз. Домежак. В октябре 1978 г. ее масса составила 76 г, в середине 1979 г. – в среднем 200 г. Эти работы хотя и носили экспериментальный характер, но показали возможность использования рассматриваемого вида для товарного выращивания в солоноватоводных озерах по схеме нагульного рыбоводства. К недостаткам эксперимента следует отнести имевшую место массовую гибель горбуши зимой из-за низкой температуры воды.

Кроме нагула в естественных условиях, предпринимались попытки выращивания горбуши в садках с использованием искусственных кормов (Похилук, Похилук, 2001). Однако эти работы носят поисковый характер.

Целесообразность и направления использования для интродукций

Горбуша привлекает внимание как объект акклиматизации из-за быстрого роста, скороспелости и огромной численности, которой она обладает в Северной Пацифике. Быстрый темп роста она сохраняет и в новом ареале. Что же касается оценок ее общей вероятной численности в Северо-европейском регионе, то в этом отношении целесообразно проявлять осторожность, учитывая следующее. Фонд нерестилищ в новом ареале существенно меньше по сравнению с естественным. Как отмечалось ранее (Кудерский и др., 1968), густота речной сети на Кольском полуострове и в Карелии ниже по сравнению с полуостровом Камчатка и островом Сахалин. Подсчеты показали, что фонд потенциальных нерестилищ для горбуши в новом ареале в 5 раз меньше, чем на о-ве Сахалин и в 40-50 раз меньше, чем на п-ове Камчатка (Карпевич и др., 1991). Но на Дальнем Востоке есть еще нерестилища в реках Магаданского побережья Охотского моря, во впадающих в Берингово море (р. Анадырь и др.) и в реках Курильских островов. При благоприятном исходе натурализации соотношение уловов горбуши на Европейском Севере и на Дальнем Востоке может примерно соответствовать соотношению размеров нерестового фонда, имеющегося в этих регионах. Таков один из объективных ориентиров для оценки верхнего уровня вероятных запасов вселенца на Европейском Севере.

Естественное размножение горбуши в бассейнах Баренцева и Белого морей проходит при более суровых климатических условиях. Нерестовые реки здесь расположены в узком диапазоне географических широт примерно от 64°с.ш. (Южные Курилы) до 66°с.ш. (север Берингова моря), причем подавляющая часть их находится южнее 60°с.ш. (включая реки Ола и Яна, откуда завозится икра в период «магаданского этапа» акклиматизации горбуши). Таким образом, размножение горбуши в естественном ареале протекает в более комфортных условиях, чем в новом. Поэтому и при возникновении в бассейнах Баренцева и Белого морей стабильно вос-

производящихся линий нечетных и четных лет естественное их воспроизводство необходимо будет дополнять заводским получением молоди, преимущественно за счет икры, собираемой от местных производителей.

Большое значение для оценки вероятной эффективности натурализации имеет стабильность возврата производителей в реки по годам. Как известно, в естественном ареале уловы в отдельной реке изменяются в широких пределах, причем в некоторые годы какая-либо линия горбуши может почти полностью исчезать. Затем она восстанавливается за счет захода производителей, приходящих из других рек. Этот процесс возможен по двум причинам. Во-первых, хоминг у горбуши выражен слабее чем, например, у атлантического лосося. Во-вторых, нерестовая часть естественного ареала этого вида протянулась с юга на север на 22 географических градуса. Возникновение негативных для воспроизводства условий на всем таком пространстве практически исключается. Иное положение наблюдается на Европейском Севере. Здесь нерестовые реки на территории России размещены в сравнительно узкой полосе шириной с юга на север всего лишь в 6 географических градусов. Поэтому какое-либо достаточно глубокое климатическое изменение может негативно повлиять на исход нереста почти на всей нерестовой части нового ареала. В этом случае неизбежно возникновение ситуации, неоднократно имевшей место на первом этапе акклиматизации: утрата (полная или почти полная) всей популяции конкретной линии лет.

Несмотря на наблюдающееся самовоспроизводство горбуши нечетных лет на протяжении уже девяти поколений, описанная угроза не быть исключена как в связи с известными особенностями динамики численности этой рыбы, так и моноциклическостью вида и невозможностью компенсировать потерю одной линии за счет рыб другой линии. Поэтому до появления полной уверенности в постоянстве формирующейся линии нечетных лет и ее регулярном самовоспроизводстве на приемлемом для промысла уровне, целесообразно иметь ввиду необходимость оперативного завоза магаданской икры для восполнения вероятных потерь. Сказанное может быть отнесено и к формирующейся линии четных лет.

Помимо акклиматизации горбуши, рассчитанной на ее натурализацию, обсуждается вопрос о ее товарном выращивании на естественной кормовой базе по схеме нагульного рыбоводства, то есть, исключая естественный нерест. В этом случае молодь выращивается на рыбоводных заводах как из завозной икры, так и из получаемой от местных производителей. Мы не склонны поддерживать эти предложения по следующим соображениям. Во-первых, нет твердой уверенности в стабильности высоких возвратов производителей, учитывая тот тяжелый опыт, который накоплен в течение первого этапа акклиматизации и который пока полностью не оп-

ровергнут на «магаданском этапе». Во-вторых, при переходе к нагульной форме выращивания товарных лососей целесообразно вместо горбуши использовать другие приемлемые в потребительском отношении виды. Они также дадут деликатесную икру, но их мясо окажется более ценным пищевым продуктом.

По последним соображениям недостаточно эффективно использование горбуши и в садковом рыбоводстве. Необходимые при этом направлении аквакультуры искусственные корма целесообразнее использовать для выращивания более ценных и также быстрорастущих рыб.

Литература

- Агапов В.С., Маркевич Б. Биологические показатели самок акклиматизируемой горбуши (данные по Терскому берегу Кольского п/о) // Итоги и перспективы акклиматизации рыб и беспозвоночных в водоемах СССР. Тезисы докладов Всесоюзной конференции. Москва: Ихтиологическая комиссия. 1980. С. 6-8.
- Азбелев В.В. О научно-исследовательских работах по повышению эффективности акклиматизации дальневосточных лососей в бассейнах Белого и Баренцева морей // Научно-технический бюллетень ПИНРО. 1960а. №4 (14). С. 15-19.
- Азбелев В.В. Возраст, размеры и вес кольской горбуши // Научно-технический бюллетень ПИНРО. 1960б. №4(14). С. 60-63.
- Азбелев В.В., Сурков С.С., Яковенко А.А. Материалы по биологии горбуши, акклиматизируемой в бассейне Белого и Баренцева моря // Научно-технический бюллетень ПИНРО. 1962а. №2-3(20-21). С. 37-38.
- Азбелев В.В., Гринюк И.Н., Суркова Е.И., Сурков С.С., Яковенко А.А. Результаты естественного нереста горбуши в реках Кольского полуострова // Научно-технический бюллетень ПИНРО. 1962б. №4(22). С. 24-25.
- Азбелев В.В., Яковенко А.А. Материалы по акклиматизации горбуши в бассейне Баренцева и Белого морей // Труды ПИНРО. 1963. Вып. 15. С. 7-26.
- Акклиматизация тихоокеанских лососей в бассейнах Баренцева и Белого морей. Москва: изд-во «Рыбное хозяйство». 1961. 32 с.
- Алексеев А.П., Кулачкова В.Г. Дальневосточная горбуша в бассейнах Белого и Баренцева морей (второй «магаданский» этап акклиматизации) // Виды вселенцев в Европейских морях России. Апатиты: ММБИ. 2000. С. 249-257.
- Алексеев А.П., Дорофеева Е.А., Кулачкова В.Г., Никонов С.И. Горбуша в Белом море: проблема ждет решения // Сборник материалов конференции AQUATERRA. С. Петербург, 2004. С. 145-149.
- Бровков Л.А., Неклюдов М.Н. Характеристика горбуши реки Поной хода 1989 года // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Тезисы докладов IV региональной конференции. Архангельск: ЗИН АН СССР. 1990. С. 199-200.
- Галкина Л.А. Географическая изменчивость размеров икры горбуши и кеты (род *Oncorhynchus*) в связи с вопросами акклиматизации // Труды ММБИ. 1965. Вып. 9(13). С. 33-40.
- Гордеева Н.В., Салменкова Е.А. Генетические изменения у горбуши, интродуцируемой в бассейн Белого моря // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Тезисы докладов VIII региональной научно-практической конференции. Архангельск: Северное отделение ПИНРО. 2001. С. 132-134.
- Гриценко О.Ф., Бахитанский Э.Л. Перспективы акклиматизации тихоокеанских лососей рода *Oncorhynchus* // Труды ВНИРО. 1975. Т. 56. С. 114-121.
- Даниленко Л.А. Ход горбуши в р. Волонгу // Научно-технический бюллетень ГосНИОРХ. 1962. №15. С. 20-21.
- Дягилев С.Е. Плодовитость горбуши Севера Европейской части СССР // Итоги и перспективы акклиматизации рыб и беспозвоночных в водоемах СССР. Тезисы докладов Всесоюзной конференции. Москва: Ихтиологическая комиссия. 1980. С. 46-47.
- Дягилев С.Е., Маркевич Н.Б. Разновременность созревания горбуши *Oncorhynchus gorbuscha* (Walb.) четных и нечетных лет как основной фактор, определивший различные результаты ее акклиматизации на севере Европейской части СССР // Вопросы ихтиологии. 1979. Т. 19, вып. 2(115). С. 230-245.
- Ивантер Д.Э. Некоторые особенности роста горбуши акклиматизируемой на Европейском Севере СССР // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Кандалакша: ЗИН АН СССР. 1987. С. 310-312.
- Камышина М.С., Смирнов А.И. Воспроизводство горбуши, интродуцированной в бассейны Баренцева и Белого морей // Современные проблемы ихтиологии. Москва: Наука. 1981. С. 196-225.
- Карпеевич А.Ф., Агапов В.С., Магомедов Г.М. Акклиматизация и культивирование лососевых рыб-интродуцентов. Москва: ВНИРО. 1991. 209 с.
- Кудерский Л.А., Бахитанский Э.Л., Леонтович Д.П., Петренко Л.А., Шуркус Э.Д. Работы по акклиматизации дальневосточных лососей в бассейнах Баренцева и Белого морей // Труды Карельского отделения ГосНИОРХ. 1968. Т. 5, вып. 2. С. 34-69.
- Кудерский Л.А., Строганова Н.З., Задоев И.Н. Акклиматизация гидробионтов в водоемах России // Рыбное хозяйство. 2004. №1. С. 70-75.
- Лысенко Л.Ф., Берестовский Е.Г. Лососи р. Варзуги. Мурманск: ММБИ. 1999. 36 с.
- Магомедов Г.М. Результаты изучения акклиматизации кеты и горбуши в Каспийском море // Труды ВНИРО. 1970. Т. 76. С. 153-159.
- Мунтян С.П. Результаты естественного размножения горбуши *Oncorhynchus gorbuscha* (Walb.) на Кольском полуострове // Вопросы ихтиологии. 1963. Т. 3, вып. 4(29). С. 675-687.
- Мухомедияров Ф.Б. Некоторые материалы по биологии горбуши Белого моря // Проблемы использования промысловых ресурсов Белого моря и внутренних водоемов Карелии. Москва-Ленинград: Изд-во АН СССР. 1963. Вып. 1. С. 49-52.
- Персов Г.М. выступления в прениях // Научно-технический бюллетень ПИНРО. 1960. №4(14). С. 27-30.
- Покровский Ю.С. О первых результатах акклиматизации дальневосточных лососевых в водах Белого и Баренцева морей и мероприятия по дальнейшему расширению этих работ // Научно-технический бюллетень ПИНРО. 1960. №4(14). С. 8-14.

- Похилюк В.В., Похилюк Л.Ф. Опытное выращивание горбуши в Белом море // VIII региональная конференция «Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря». Архангельск. 2001. С. 214-215.
- Решение совещания о результатах акклиматизации дальневосточных лососевых в бассейнах Белого и Баренцева морей // Научно-технический бюллетень ПИНРО. 1960. №4(14). С. 45-50.
- Рими Е.Я. Опытные работы по акклиматизации тихоокеанских лососей в Балтийском море // Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря. 1977. Вып. 13. С. 10-107.
- Сигиневич Г., Романов Н.С., Романова И.М., Кривоногова И.В., Величко Г.М. Однолетнее выращивание молоди кеты и горбуши в соленых озерах Хакассии // Продуктивность водоемов разных климатических зон РСФСР и перспективы их рыбохозяйственного использования. Красноярск: Сибрыбниипроект. 1978. С. 137-139.
- Сигиневич Г.П., Романов Н.С., Романова И.М. Выращивание лососевых в озерах юга Красноярского края // Современное состояние и перспективы использования новых видов рыб в рыбопроизводстве. Ленинград: ГосНИОРХ. 1979. С. 23-24.
- Сигиневич Г.П., Романов Н.С. Опыт выращивания лососевых рыб в соленых озерах на юге Красноярского края // Биологические ресурсы внутренних водоемов Сибири и Дальнего Востока. Москва: Наука. 1984. С. 54-61.
- Смирнов А.И., Камышина М.С. Биология молоди горбуши в связи с некоторыми вопросами ее развития и акклиматизации // Зоологический журнал. 1965. Т. 44, вып. 12. С. 1813-1824.
- Студенова М.А., Чуксина Н.А. Питание молоди горбуши в реках Мерге и Сояне // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Материалы VII международной конференции. С. Петербург: ЗИН РАН. 1998. С. 235-236.
- Сурков С.С., Суркова Е.И. Основные вопросы теории и практики работ по акклиматизации тихоокеанских лососей на европейском Севере // Известия ГосНИОРХ. 1975. Т. 103. С. 93-99.
- Сурков С.С., Суркова Е.И. О некоторых перспективных вопросах акклиматизации горбуши // Труды ПИНРО. 1977. Вып. 32. С. 196-206.
- Суркова Е.И. Акклиматизация горбуши и кеты в бассейне Баренцева и Белого морей // Рыбы Мурманской области. Мурманск. 1966. С. 294-321.
- Яковенко М.Я. Акклиматизация горбуши как источник пополнения промысловых биоресурсов Белого моря // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Материалы VII международной конференции. С. Петербург: ЗИН РАН. 1998. С. 41-47.
- Яковенко М.Я., Неклюдов М.Н. Некоторые итоги и перспективы акклиматизационных мероприятий по тихоокеанским лососям в бассейне Белого моря // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Тезисы докладов V региональной конференции. Петрозаводск: ЗИН РАН. 1992. С. 51-55.
- Berg M. Pink salmon (*Oncorhynchus gorbusha* (Walbaum) in Northern Norway in the year 1960 // Acta borealia. A. Scientia, №17. Tromsø, Norway. 1961. 24 p.
- Berg M. Pink salmon, *Oncorhynchus gorbusha* (Walbaum) in Norway // Report from the Institute of freshwater Research, Drottningholm. 1977. №56. P. 12-17.
- Bjerknes V., Vaag A.V. Migration and capture of pink salmon, *Oncorhynchus gorbusha* Walbaum in Finmark, North Norway. J. Fish. Biol. 1980. V. 16. P. 291-297.
- Pyefinch K.A. Capture of pink salmon of the Scottish coast // Annal. Biolog. 1960. V. 42. P. 238.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 184-186.

РЕЗУЛЬТАТЫ ВЕСЕННИХ ПЛАНКТОННЫХ СЪЕМОК ГУБЫ ЧУПА КАНДАЛАКШСКОГО ЗАЛИВА БЕЛОГО МОРЯ (0-5 М)

И.П. КУТЧЕВА

Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург

Представлены результаты весенних съемок зоопланктона в г. Чупа Кандалакшского залива Белого моря в мае-июне 1982-84, 1986-87, 1990, 1992-1993, 1996 и 1998 гг. Весной распределение планктона в г. Чупа в слое 0-5 м зависит от взаимоотношений трех видов копепоид: холодноводного *Pseudocalanus minutus* и эврибионтных *Microsetella norvegica* и *Oithona similis*. Основным «фоновым» видом весной является *P. minutus*. Активный водообмен с Кандалакшским заливом и прогрев поверхностных слоев оттесняют все стадии *P. minutus* в слои воды глубже 10 м, где самки продолжают активно размножаться. А поверхностные воды населяют эврибионтные виды, прежде всего *M. norvegica*. Ее присутствие в больших количествах в планктоне определяет невысокую плотность науплиусов копепоид, которые являются основой питания личинок сельди, и свидетельствует об изменении кормовых условий в сторону их ухудшения, т.к. весной *M. norvegica* представлена взрослыми особями, трудно доступными для личинок. Вслед за эврибионтными развиваются бореальные виды копепоид.

I.P. Kutcheva. The results of spring investigations of zooplankton in Chupa Inlet, Kandalaksha Bay of the White Sea (0-5 m) // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 184-186.

Results of spring investigations of zooplankton in Chupa Inlet during May-June 1982-1984, 1986-1987, 1990, 1992-1993, 1994, 1996, and 1998 are presented. In spring the distribution of zooplankton in surface 0-5 m depends on the presence of three species of copepods: *Pseudocalanus minutus*, *Microsetella norvegica*, and *Oithona similis*. First *P. minutus* occupies this layer. Active water currents from Kandalaksha Bay and rise in water temperature make *P. minutus* to sink deeper, where females continue spawning. Eurybiotic species like *O. similis* and *M. norvegica* occupy surface water of all Chupa Inlet. Presence of big quantity adult *M. norvegica* determines low density of copepod nauplii, the main feed of herring larvae. After eurybiotic species boreal species of zooplankton appear.

В Белом море наблюдаются резко выраженные колебания гидрологических факторов, что определяет весь ход биологических процессов. Особенно существенные изменения происходят в весенний период. Активные биологические процессы развиваются сначала в верхних слоях воды, где происходит размножение и развитие большинства представителей планктонной фауны, прежде всего холодолюбивых видов копепоид – *Calanus glacialis*, *Pseudocalanus minutus*, образование больших преднерестовых скоплений эврибионтных видов – *Microsetella norvegica*, *Oithona similis*, появление первых особей бореальных видов зоопланктона (Прыгункова, 1985).

В это же время здесь происходит массовое появление личинок беломорской сельди, их развитие и переход на активное питание. Большинство представителей планктонной фауны служит пищей личинкам сельди. При этом мало что известно о концентрации и распределении доступных кормовых форм в районах естественных нерестилищ сельди и в местах обитания их личинок. Резко выраженная неравномерность в распределении планктонных

организмов, их зависимость от влияния гидрологических факторов требует специальных наблюдений за краткосрочными изменениями в планктоне в весенний период.

Такая работа была проведена в губе Чупа Кандалакшского залива Белого моря в мае-июне 1982-1984, 1986-1987, 1990, 1992-1993, 1994, 1996, 1998 гг.

Сборы зоопланктона проводились планктонной сетью Джели с диаметром входного отверстия 36 см и размером ячеей фильтрующего конуса 0,08 мм путем вертикального протягивания в слое 0-5 м. Пробы зоопланктона фиксировались сразу после взятия нейтральным 40%-ным формалином до конечной концентрации 4%. Количественная обработка зоопланктона осуществлялась в счетной камере Богорова по стандартным методикам (Руководство по... 1980). Биомасса планктонных организмов была рассчитана по средним весам, определенным Н.М. Перцовой (1967) для отдельных видов зоопланктона Белого моря. Всего собрано 312 проб зоопланктона в слое 0-5 м. За все время работ в верхнем слое отмечено 37 видов и форм зоопланктона.

Губа Чупа является одной из наиболее крупных губ Карельского берега Белого моря. Она расположена вблизи наибольших глубин Кандалакшского залива и свободно сообщается с ними. Вход в губу прикрыт от волнения с моря островами Кереть, Сидоров и рядом других небольших островов и луд. Длина губы 37 км, ширина колеблется от 0,7 до 3,3 км. Рельеф дна сложен и представляет собой ряд ложбин и ям различных размеров и конфигураций. По своим морфологическим характеристикам г. Чупа является фьордом, а по океанологическим – приливным эстуарием. По своим морфометрическим характеристикам губу можно разделить на три участка: вершинный, средний и устьевой, к которому примыкает предустьевое пространство (Бабков, 1998).

Влияние водообмена с глубоководными районами Кандалакшского залива имеет для населения водной толщи г. Чупа определяющее значение. Весной в Бассейне и Кандалакшском заливе наблюдается «центрический тип» строения планктонного сообщества в слое 0-5 м. (Прыгункова, Кутчева, 1992). Центральная часть моря занята одним, сравнительно крупным и однородным по составу планктонным сообществом. Это большое однородное планктонное поле с течениями проникает в крупные губы. При смешении с местным населением поверхностного слоя образуется ряд дробных участков, занятых разным по составу населением. Благодаря значительной вытянутости Чупинской губы, в ней можно по планктону проследить процесс проникновения и продвижения поверхностных вод из Кандалакшского залива. Так как явно преобладают виды определенной зоогеографической принадлежности, то хорошо прослеживается смена доминантных видов, их обычно всего один-два.

В начале июня в г. Чупа развит комплекс холодноводных видов. Основной «фоновый вид» в слое 0-5 м – это *P. minutus*. Он начинает размножаться еще до схода ледового покрова и в большинстве случаев его науплиусы и (или) копепоидные стадии доминируют в зоопланктоне во второй половине мая – начале июня по всей акватории губы.

Из Кандалакшского залива сюда проникают воды, населенные эврибионтными видами. В «холодные» годы (если судить по темпу весеннего прогрева вод) – это харпактицида *M. norvegica* и инфузория *Parafavella denticulata*, присутствие которых маскируется в сборах сетями с крупной ячейей (стандартные сети), но они хорошо ловятся сетями с размером ячеей 0,08 мм (Кутчева, Примаков, 2001). Также в питающем течении присутствует и циклопида *O. similis*, но ее роль невелика в такие годы. В «теплые» годы инфузория *P. denticulata* в больших количествах не отмечена в планктоне, а *M. norvegica* по-прежнему многочисленна и вместе с ней в губу заходит в больших количествах и продвигается к кутовой части именно *O. similis*. Причем для этих двух видов характерны определенные особенности

возрастного состава: если *M. norvegica* представлена взрослыми особями, то у *O. similis* кроме этих стадий в особо теплые годы могут доминировать по численности уже и науплиусы. Период размножения *O. similis* и присутствия в планктоне ее науплиусов растянут во времени, они встречаются круглый год, даже в январе-феврале, хотя максимальная плотность приходится на июль-август. А размножение *M. norvegica*, т.е. появление значительных концентраций ее науплиусов в слое 0-5 м фактически не отражаются в планктонных сборах даже сетями с частой ячейей из-за их очень мелких размеров. Ежегодно отмечается только огромное количество взрослых самок с яйцевыми мешками. И если *O. similis* в дальнейшем становится самым массовым видом именно за счет науплиусов и копепоидных стадий, то *M. norvegica* никогда не имеет максимальной плотности в открытых акваториях губы. Она многочисленна только весной.

С входящим течением эврибионтные виды быстро продвигаются вглубь губы, доходя до самого кута. *P. minutus* перестает доминировать по численности в поверхностном слое воды. Он опускается в нижележащие слои воды, глубже 10 м, там продолжает активно размножаться. В июне в слое 10-25 и 25-50 м в сборах сетями с ячейей 0.08 мм на Д-1 (декадной станции, расположенной в устьевой части губы) отмечены большие концентрации его науплиусов. Ранее применялись более редкие сита и поэтому ошибочно предполагалось, что науплиусы многочисленны только в слое 0-10 м. На самом деле нерест этого вида растянут не только во времени, но и в пространстве. С повышением температуры воды самки размножаются не в поверхностных, а в более глубоких слоях воды, где слабее прогрев.

А в кутовой, более мелководной части губы вся толща прогревается значительно быстрее, ее раньше покидают холодноводные и эврибионтные виды, здесь активно развивается комплекс бореальных видов. Преобладают *Evadne nordmanni* и (или) *Acartia biflosa*, обитающие в более распресненных участках моря. Они могут даже доминировать по численности. У о. Ярославль глубины значительно возрастают, до 72 м. И хотя температура поверхностного слоя воды практически не отличается, здесь, на границе вершинной и средней частей губы останавливается продвижение бореальных видов зоопланктона из кута. Происходит встреча и смешение видов разной природы: холодноводных, тепловодных, эврибионтных. Такое развитие наблюдается в годы с «нормальным» распределением температуры, т.е. при существовании градиента температуры, которая повышается от устья к куту.

В целом распределение температуры в мае – июне имело 3 основных варианта: 1) нормальное распределение с постепенным увеличением ее значений от устья к куту; 2) отсутствие градиента, т.е. практически одинаковые значения температуры от устья к куту; 3) аномальное распределение темпера-

туры, когда в кутовой части она имеет самые низкие значения.

При первом варианте наблюдались два типа распределения температуры: а) температура воды поверхностного слоя, близкая к среднесезонным или б) очень ранний прогрев поверхностного слоя вод. Во втором варианте наблюдаются или очень низкие значения или достаточно высокие значения температуры воды. Третий вариант как правило бывает при низких значениях температуры воды поверхностного слоя. В годы со слабым прогревом и малым градиентом температуры в мае - июне науплиусы *P. minutus* и его копепоидные стадии доминируют в слое 0-5 м дольше и по всей акватории, как это наблюдалось, например, в 1990 г. К тому же в этот год *M. norvegica* в предустьевом пространстве имела очень высокую плотность, но в губу она зашла в небольшом количестве, что связано скорее всего с характером водообмена. В годы с очень высокими значениями температуры воды картина распределения доминантных видов в планктоне отлична: например, в теплые годы, как 1983-84, в кутовой части в мае вместо науплиусов *P. minutus* уже развились коловратки рода *Synchaeta*. Сточным течением они выносились из губы, были отмечены даже в ее устьевой части и предустьевом пространстве. В конце мая в вершинной части губы произошла их замена на виды-эврибионты, т.е. значительно раньше, чем обычно. А в июне в поверхностном слое уже практически не отмечались науплиусы и копепоидные стадии *P. minutus*.

В отдельные годы развивались в большом количестве нетипичные виды планктона. Например, в 1993 г. в устьевой части субдоминантным видом по численности была гидромедуза *Obelia*, а доминантным видом оставалась *M. norvegica*. Высокая плотность медуз в середине месяца отмечена в средней части губы от м. Картеш до Левиной наволока. Большое количество медуз рода *Obelia* здесь же было отмечено также и в 1996 г., до 2,3 тыс. экз./м³. Медузы могут также выступать регуляторами численности ранних личинок сельди (Иванченко, 1997).

Таким образом, весной распределение планктона в г. Чупа в слое 0-5 м зависит от взаимоотношений трех видов копепод: *P. minutus*, *M. norvegica* и *O. similis*. Активный водообмен с Кандалакшским заливом и прогревание поверхностных слоев оттесняют все стадии *P. minutus* в слои воды глубже 10 м, где самки продолжают активно размножаться. А поверхностные воды населяют эврибионтные виды, прежде всего *M. norvegica*. Ее присутствие в больших количествах в планктоне (более 50% всей численности) определяет невысокую плотность науплиусов копепод, которые являются основой питания

личинок сельди (Кутчева, Иванченко, 1997) и свидетельствует об изменении кормовых условий в сторону их ухудшения, т.к. весной *M. norvegica* представлена взрослыми особями, трудно доступными для личинок.

В холодные годы эврибионтные виды достигают кута, сохраняя высокую численность, а при сильном прогреве не имеют здесь большой плотности. В теплые годы в вершинной части губы из зимующих яиц развиваются бореальные виды: *A. bifilosa*, *E. nordmanni*, коловратки. Сроки их появления зависят от температуры воды. Сильный прогрев ускоряет их развитие, причем как правило акартия или эвадна не развиваются после коловраток, а их сменяют сначала эврибионты и только потом развиваются бореальные виды. В холодные годы здесь сначала развиваются другие виды, например, полихеты. В самом куте, где сохраняется пониженная соленость, *A. bifilosa* и *E. nordmanni* держатся обычно в течение всего лета. В отдельные годы, как в 1993 и 1996 гг., в средней и устьевой частях наблюдается массовое появление нетипичных видов, таких как, гидромедузы рода *Obelia*.

Литература

- Бабков А.И. Гидрология Белого моря. С.-Петербург. 1998. 96 с.
- Иванченко О.Ф. Обелия как регулятор численности ранних личинок беломорской сельди // Экологические исследования беломорских организмов. Материалы международной конференции. С.-Пб. 1997. С. 30-32.
- Кутчева И.П., Иванченко О.Ф. Питание личинок егорьевской сельди Белого моря // Экологические исследования беломорских организмов. Материалы международной конференции. С.-Пб. 1997. С. 43-46.
- Кутчева И.П., Примаков И.М. К вопросу о репрезентативности сборов зоопланктона в ловах сетями с различным размером ячеей фильтрующего конуса (0,08 и 0,168 мм) // Вестник Санкт-Петербургского университета: С.-Пб. 2002. Сер. 3, вып. 4 (№ 27). С. 48-56.
- Перцова Н.М. Средние веса и размеры массовых видов зоопланктона Белого моря // Океанология, 1967. Т. 2, вып. 2. С. 309-313.
- Прыгункова Р.В. О некоторых причинах межгодовых изменений распределения зоопланктона в Кандалакшском заливе Белого моря // Биология моря, 1985. № 4. С. 9-16.
- Прыгункова Р. В., Кутчева И.П. К вопросу о пространственной структуре зоопланктона поверхностных вод Белого моря (по материалам межведомственной экспедиции 1988 г.) // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Тез. докл. 5 региональной конференции. Петрозаводск, 1992. С. 35-38.
- Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1980. /Под ред. А.В. Цыбань. 192 с.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 187-191.

ИСТОРИЧЕСКИЕ ДАННЫЕ КАК ИСТОЧНИК ИНФОРМАЦИИ О ДИНАМИКЕ ПОПУЛЯЦИЙ АТЛАНТИЧЕСКОГО ЛОСОСЯ БАСЕЙНА БЕЛОГО МОРЯ: МЕТОДОЛОГИЯ И CASE STUDIES

Д.Л. ЛАЙУС¹, З.В. ДМИТРИЕВА², А.В. КРАЙКОВСКИЙ³, А.Ю. ЮРЧЕНКО³, Ю.А. ЛАЙУС³,
Д.А. АЛЕКСАНДРОВ³

¹ Санкт-Петербургский государственный университет

² Институт общей истории РАН, Санкт-Петербург

³ Центр экологической и технологической истории Европейского университета в Санкт-Петербурге

В работе приводятся данные по уловам атлантического лосося *Salmo salar* в XVII-XVIII веках из четырех районов в бассейне Белого и Баренцева морей на основе анализа исторических документов. Атлантический лосось являлся одним из наиболее ценных продуктов местной экономики в этот период в северной России. Поэтому его уловы тщательно регистрировались в государственных документах и в хозяйственных записях монастырей. Лосося ловили, главным образом, в нижнем течении рек с помощью заборов, которые лишь незначительно меняли свою конструкцию на протяжении столетий. Это позволяет говорить об относительно постоянном промысловом усилии и сравнивать исторические данные с данными промысловой статистики, имеющейся начиная с последней четверти XIX века. На протяжении XVII-XVIII веков отмечаются значительная вариация уровня уловов, среднего веса рыб и соотношения разных сезонных форм. Однако не выявлено тенденции к снижению уловов до середины XX века. Сравнение исторических данных с более современными показывает, что колебания численности популяций атлантического лосося зависела главным образом от естественных факторов, в первую очередь от изменений климата. Антропогенные факторы начали играть существенную роль только в XX столетии.

D.L. Laius, Z.V. Dmitrieva, A.V. Kraikovskiy, A.Yu. Yurchenko, Yu.A. Laius, D.A. Aleksandrov. Historical data as a source of information on population dynamics of Atlantic salmon in the White Sea basin: methodology and case studies // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 187-191.

Catches of Atlantic salmon, *Salmo salar*, recorded in historical documents from the 17-18th centuries have been analysed in four locations in the basins of the White and Barents Seas. Atlantic salmon was one of the most valuable products of the local economy in the 17-18th centuries in the northern Russia. Therefore, catches were well recorded in the account books of state departments and monasteries. Salmon were fished mostly in the lower parts of rivers using weirs which only slightly changed in their structure over the centuries. This makes fishing effort commensurable and allows comparison of historical catch data with statistical data available since the last quarter of the 19th century. Notable fluctuations of catches, average weight and ratio of different seasonal forms of salmon occurred during the 17-18th centuries. Comparison of historical with more recent data has shown that population dynamics were probably driven by natural factors before the 20th century.

Значение исторических подходов для понимания прошлого и настоящего популяций все больше осознается в последние годы. Анализ исторических данных позволил представить общую картину многолетней популяционной динамики морских видов и экосистем, что нашло отражение в ряде публикаций (Øiestad, 1994; Jackson *et al.*, 2001, Holm *et al.*, 2001, MacKenzie *et al.*, 2002). Несмотря на ряд трудностей интерпретации, в частности, неполноту данных и часто неизвестное промысловое усилие, исследования, проведенные с использованием исторических методов дали существенную информацию в дополнение к опубликованным данным промысловой статистики, которая начинается только с конца XIX столетия.

Атлантический лосось, или семга *Salmo salar*, с древнейших времен играл большую роль в жизни населения побережья Белого и Баренцева морей.

Так, наскальное изображение лосося, сохранившееся на территории Карелии, имеет возраст несколько тысяч лет (Линевский, 1939). Колонизация побережья Белого моря в XIII—XV веках русскими выходцами из новгородских и верхневолжских земель, которые называли себя «поморами», в очень значительной степени зависела от богатства местных рек семгой (Бернштам, 1978). Статистика промысла семги ведется в России с середины 1870-х гг. О промысле до этого времени приходится судить по отрывочным данным. Так, в литературе часто цитировались сведения шведского путешественника И.Ф. Кильбургера об огромных уловах семги в Коле в конце XVII в (Курц, 1915). Эти сведения обычно приводятся в качестве свидетельства значительного уменьшения количества семги на Русском Севере в XX в по сравнению с XVII в. (Кузнецов, 1960; Казаков, 1998).

Большой комплекс архивных материалов, содержащих количественные сведения об уловах рыб на Русском Севере, до сих пор не привлекал серьезного внимания исследователей (Lajus et al., 2001). Введение этих материалов в научный оборот может помочь проследить изменение численности популяций лосося на Русском Севере, выявить особенности его промысла, а также определить место этого промысла в хозяйственной жизни региона в разное время. В настоящей работе мы анализируем архивные материалы по уловам семги на Русском Севере в XVII–XVIII вв. и сравниваем их с уловами конца XIX – начала XX вв., для которых имеются официальные статистические данные.

Количественные данные по уловам семги на Русском Севере в XVII–XVIII вв.

Данные по уловам были получены из различных документов, таких как (а) архивы приказов и монастырей (Соловецкий и Крестно-Онежский) XVII–XVIII вв.; (б) архивные источники XIX в. (до 1875 г.), которые, будучи отрывочными, вместе с тем позволяют провести сравнение уловов с более ранними и более поздними периодами; (в) материалы Архангельского губернского статистического комитета, которым на протяжении сорока лет деятельности – с 1875 по 1915 гг. – собран и опубликован огромный массив данных по промыслу семги.

Основным орудием лова семги в реках являлся забор, который сооружался из кольев и веток и перегородивал реку частично или полностью в местах нерестовых миграций атлантического лосося. Хотя с течением времени, и, особенно в связи с улучшением материалов, идущих на изготовление ловушек (сети), строение отдельных деталей забора могло несколько изменяться, его конструкция и места установки заборов принципиально оставалось неизменной на протяжении столетий. Кроме забора, очень часто для лова семги использовали поезда и гарвы.

Река Онега

Данные по уловам в реке Онеге содержатся в приходных книгах приказа Новгородской Четверти и книгах рыбных целовальников Крестно-Онежского монастыря. Для 1688 г. имеются данные в обоих источниках. По материалам приказа, в этом году сбор «десятой рыбы» на реке Онеге составил 71 рыбу, следовательно, общий улов достиг 710 рыб. В приходных книгах рыбных целовальников значится 622 рыбы улову со всех промыслов. Т.о. оба источника независимо показывают сходные результаты. Как свидетельствуют документы Крестно-Онежского монастыря, основной промысел имел место в период с середины августа по середину октября. Основой промысла, вероятно, служил Подпорожский забор, который был собственностью монастыря. Максимальные уловы в реке Онега – около 4–5 тыс. рыб в год – были зарегистрированы в периоды 1847–1851 гг., в 1908 г. и в период 1934–1937 гг. Более низкие, но все же относительно высокие по сравне-

нию с соседними годами, уловы на уровне 1,5–2 тыс. рыб отмечены в 1615 и в 1689 гг. Низкие уловы – несколько десятков особей – зафиксированы в самом начале XVIII в., в 1878 г., а также в 1980-е гг (Lajus et al., 2001) (Рис. 1а).

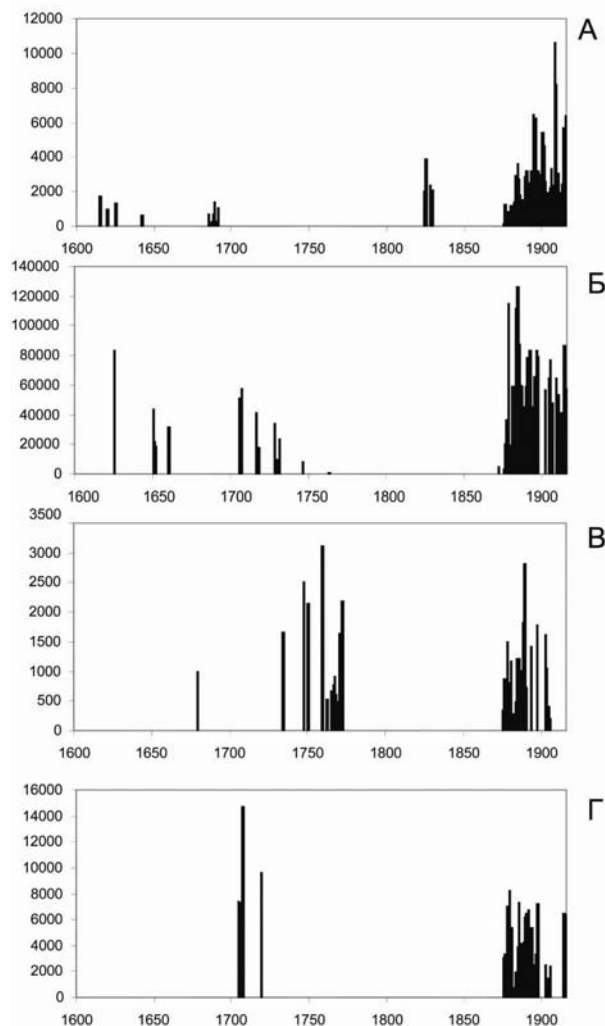


Рис. 1. Уловы атлантического лосося в некоторых районах Европейского Севера России в XVII–XX вв.

Данные по уловам за 1615–1850 гг. получены из архивов (подробности см. в работе Лайус и др., в печати), данные за 1875–1915 гг. – из материалов Архангельского Статистического комитета.

А – уловы в реке Онега, Б – уловы в волости Варзуга, В – уловы в реке Выг, Г – уловы на Мурманском побережье.

Волость Варзуга

Волость Варзуга располагалась на Терском берегу Белого моря, ее территория соответствовала Кузоменьской и Тетринской волостям. О промысле семги в волости Варзуга в XVII–XVIII вв. позволяют судить «тонные книги» Соловецкого монастыря. Всего в Варзуге Соловецкий монастырь ежегодно ловил семгу на 20–24 тоннах. Для расчета общей уловистости варзужских тоней полученное число ум-

ножается на четыре, так как монастырь ведал четвертой частью всех тоней. Семгу ловили здесь как гарвами на морских тонях, так и заборами. В XVI-XVIII источники упоминают 8 заборов в реках Варзужской волости: Оленница, Кица, Индера, Чаванга, Чапома, Каменка, Югина, Пялица. В то же время в конце XIX – начале XX вв. заборами на Варзуге не ловили. В XVI-XVIII вв. забор ставился не в Варзуге, а в ее притоке – р. Кице. Лов заборами возобновился в 1930-х гг. (Казаков и др., 1992). Это затрудняет сравнительную оценку численности популяций в разные периоды по уловам, хотя очевидно, что в определенной степени уловы должны отражать численность популяций независимо от промыслового усилия. Во всех случаях орудия лова устанавливались в устьях рек или в приустьевых пространствах, улавливая значительную часть рыб, входящих в реку, и установка дополнительных ловушек приводит скорее к снижению уловов на ловушку, чем к снижению общих уловов. Уловы показаны на рис. 16.

Кроме анализа уловов, мы можем также анализировать динамику других характеристик, в первую очередь среднего веса. Средний вес летней и зимней семги, по данным XVII-XVIII вв., меняется в пределах 2-3 кг (Лайус и др., в печати), что очень сходно с современными данными. Например, в 1950-х гг. средний вес семги в реке Варзуга варьировал от 2.4 до 2.7 кг (Казаков и др., 1992), а в период с 1977 по 2001 гг. – 2.9-2.8 кг. (Зубченко и др., 1992). Одной из наиболее интересных фактических находок является свидетельство о высоком среднем весе семги в 1763 г., когда вес 207 рыб составлял 76.8 пудов, т.е. средний вес одной рыбы был 6.3 кг (Лайус и др., в печати). При этом средний вес 33 рыб с тони Индера (расположенной, очевидно, на реке Индера к востоку от реки Варзуга) был особенно велик – 11.3 кг (Лайус и др., в печати). Во всех других районах средний вес в 1763 г. превышал 4 кг. Все известные значения среднего веса, так же как и наши данные для других периодов XVIII в., были существенно ниже. Максимальным весом лосося для реки Варзуги считается 13 кг (Казаков и др., 1992). Хотя у нас нет значений веса отдельных рыб, пойманных в 1763 г., исходя из среднего веса, очевидно, что вес значительного числа рыб превышал эти цифры. Кроме большого веса рыб, 1763 г. характеризуется очень низкими уловами (менее чем 1 000 рыб, хотя в обычные годы уловы превышают 10 000 рыб).

Соотношение разных форм, «лето» и «осень» в XVII-XVIII вв, по нашим данным, было очень сходным с современным. Доля осенней семги варьировала от 58.4 до 100 % и составляла в среднем 76.8 %. В 1985-1989 гг. доля летней семги составила 26.5 %, а доля осени, соответственно, 73.5 % (Казаков и др. 1992).

Река Выг

Первые данные по уловам семги в реке Выг содержатся в архивах Соловецкого монастыря и относятся к 1678-1679 гг. Лов производился на Чебот-

ском, Малом и Верхнем заборах. Не вызывает сомнения, что эти заборы, как и в более позднее время, были расположены в самой нижней части реки Выг, хотя точного их местонахождения нам пока установить не удалось. Возможно, один из заборов, скорее всего Чеботский, перечислен в работе Р.П. Якобсона (Якобсон, 1914) под названием «монастырский». Кроме заборов, лов велся на гаровном промысле. Монастырь очень строго контролировал ситуацию на заборе и тщательно, иногда подневно, вел учет выловленной рыбы. В среднем, в конце XVII – начале XVIII вв. уловы на Чеботском заборе составляли: межени – 600-800 рыб, тинды – до 1000, осени – 750-1000. В другие заборы семги попадалось в несколько раз меньше.

Во все периоды в реке Выг наблюдаются довольно существенные колебания уловов за достаточно короткие промежутки времени. При этом можно отметить повышение уловов в середине XVIII в., в самом конце XIX в., в 20-30-х гг. XX в. Периоды относительно низких уловов наблюдались в 60-х гг. XVIII в., 70-х гг. XIX в., и в начале XX в. и в 30-х гг. (Рис. 1в).

Если говорить о промысловом усилии, с достаточным основанием можно предположить, что интенсивность промысла за промежутки времени порядка 50 лет, т.е. за те промежутки, в которых наблюдались явные колебания уловов, менялась незначительно. Несколько труднее сравнивать интенсивность промысла в периоды, значительно отстоящие друг от друга, в частности, XVIII и XIX-XX вв. Принципиально организация семузьего промысла оставалась сходной на протяжении практически всей его истории и базировалась, главным образом, на заборах, полностью или частично перегораживающих реку в ее нижнем течении. Для XVIII в. у нас имеются сведения о двух заборах, для конца XIX – начала XX вв. в устье реки Выг представлялось множество (около 100) заборов (Якобсон, 1913).

Несмотря на столь большую разницу в количестве заборов в XVIII и XIX-XX вв., ряд соображений позволяет предположить, что разница в промысловом усилии не так велика, как могло бы показаться. Например, для 30-х гг. отмечено, что, несмотря на множество заборов, выставляемых одним из колхозов, половину улова дает всего один из заборов, который дает и около трети всего улова на реке (Горский, 1935). Очевидно, что, если бы не было других заборов, изымающих часть рыбы, как это наблюдалось в период монастырского промысла, уловы этого забора были бы еще выше. Таким образом, мы полагаем, что интенсивность промысла на реке Выг в разные периоды времени была сравнимой. При этом количество рыб, пойманных в разные века, было достаточно сходным.

Средний вес несколько менялся, хотя различия, в общем, не очень велики и несогласованны для различных форм. Для XVIII в. средний вес летней семги составлял около 5.5, осенней – 8.5 кг, а тинды

– 1.5 кг. Для 1930-х гг. вес летней семги в 6.0 кг, осенней – 7.3, а тинды – около 2.0 кг. (Горский, 1935). Заметным различием является то, что доля осенней, более крупной и ценной семги в общих уловах (куда еще входят летняя, или межень, и тинда), существенно снижается в XX в. по сравнению с XVIII в. Если доля осенней семги в XVIII в. в среднем составляла 53% без учета тинды и 39% с учетом тинды, то в XX в. эта доля составляла 20% (без учета тинды) и 8% (с учетом тинды). Возможно, здесь сказались последствия длительного интенсивного промысла, ориентированного на более крупных и ценных рыб. Об этом также может говорить и снижение среднего веса «осени» с 8.5 до 7.3.

Мурманское побережье

Часть семужных угодий на Мурманском берегу принадлежала государству, а часть – общине Колы и саамских обществ. Имеющиеся данные об уловах очень разнородны. В частности, прямые сведения об общих уловах приводятся только для 1719 г., для 1705 и 1706 гг. известно количество рыб, пойманных на государевых угодьях, а для 1704 и 1707 гг. известны лишь общая стоимость и общий вес пойманной рыбы. Следует заметить также, что у нас нет полной уверенности в том, что указанные цифры характеризуют весь улов на Мурманском побережье. Во-первых, неясны механизмы функционирования монополий. Хотя очевидно, что все частные скупщики должны были сдавать уловы в монополии, неясно, в какой мере это касалось монастырей. Даже если монастыри не могли торговать рыбой, они, скорее всего, могли использовать ее «про свой обиход». Также, в источниках нет упоминаний об уловах семги на Восточном Мурмане, кроме единичного упоминания в 1719 г. улова на реке Иоканье.

Совокупность данных, тем не менее, позволяет приблизительно оценить количество пойманных рыб. Мы сравнивали уловы XVIII в. на Западном Мурмане с суммарными уловами Мурманско-Колонистской волости и г. Кола для 1875-1897 гг. Можно отметить, что уровень уловов, при их достаточно существенных колебаниях, был примерно одинаков с начала XVIII в. до конца XIX в. (Рис. 1г). Этот вывод особенно важен в связи с тем, что в литературе прочно устоялось мнение, будто уловы семги столетия назад раньше были намного выше, чем в настоящее время. Основным доводом в пользу этого мнения послужили сведения, опубликованные Г.Ф. Гебелем (Кузнецов, 1960), который пишет, что в Кольском заливе улов семги, по данным Петра Кильбургера, достигал в 1674 г. 200 ластов (24 000 пудов, или 400 тонн). Эти сведения неоднократно цитировались (Солдатов, 1908; Казаков, 1998). Между тем приводимые в настоящей работе данные, по времени очень близко стоящие к приводимым Гебелем, очень значительно уступают приводимым в источнике цифрам (в среднем в шесть раз, если считать, что средний вес семги составлял 6.5 кг), что ставит под сомнение предположение о существенном снижении уловов с XVII в.

Заключение

Семга – один из немногих видов на Русском Севере, для которого сохранились исторические данные, позволяющие судить о состоянии ее популяций в далеком прошлом. Эти данные позволяют оценивать роль естественных и антропогенных факторов в определении численности популяций семги и таким образом способствовать их сохранению и рациональному использованию. Несмотря на проблемы, с которыми сталкивается исследователь, работающий с историческими данными, такие как неполнота материала, трудности его сопоставления с более поздними данными, нам удалось получить результаты, говорящие о том, сколько и какой семги было в реках Русского Севера три-четыре столетия назад.

Общий вывод, который можно сделать из полученных материалов, состоит в том, что до XX века динамика численности семги определялась главным образом, естественными факторами. Промысел семги производился в течение ряда столетий примерно с одинаковой интенсивностью и при этом кардинальных изменений ее численности не наблюдался. Несмотря на то, что в прошлые столетия рыбаки, видимо, вылавливали всю рыбу, которую могли, и не задумывались о возможности ее перелова, количество производителей, достигавших нерестилищ, было вполне достаточным для устойчивого воспроизводства популяции. Семга избегала заборы, благодаря их неисправности, половодью, разрушению забора льдами и т.д. Таким образом, традиционный промысел семги на Русском Севере представляет собой пример эффективной, продолжавшейся в течение многих столетий эксплуатации биологического ресурса. Этот пример особенно интересен и важен сейчас, когда проблема устойчивого природопользования стоит очень остро. Когда же, в XX в, антропогенный пресс в виде более интенсивного промысла, лесосплава, строительства гидроэлектростанций усилился, начался резкий спад численности популяций семги, некоторые из которых исчезли практически полностью.

В общем, наши результаты не подтверждают общепринятого мнения об изобилии и больших размерах семги в XVII-XVIII вв. Скорее всего, все самые существенные изменения в популяциях семги на Русском Севере произошли только в XX веке. В то же время, мы обнаружили довольно существенные колебания уловов и веса рыб в XVII-XVIII вв. Выяснение их причин требует дальнейшего анализа, возможно, определенную роль играли колебания климата.

Не вызывает сомнения, что нам удалось обнаружить только часть материалов, по которым можно судить об уловах семги. Мы надеемся, что дальнейшие архивные поиски приведут к новым находкам. Мы еще только коснулись возможности использования косвенных данных, таких как цены на рыбу и количество ловцов, для изучения динамики уловов.

Использование таких данных, по нашему мнению, также может дать интересные результаты. Таким образом, мы уверены, что исторические методы имеют достаточно большой потенциал для исследований динамики популяций семги.

Работа выполнена в рамках международной программы «История популяций морских животных».

Литература

- Бернштам Т.А. 1978. Поморы: Формирование группы и система хозяйства. Л., Наука.
- Горский А.К. 1935. Семга реки Выг. Л.
- Зубченко А.В., Веселов А.Е., Калюжин С.М. 2002. Биологические основы управления запасами семги в реке Варзуге и Варзугском рыбопромысловом районе. Мурманск; Петрозаводск.
- Казаков Р.В., Кузьмин О.Г., Шустов Ю.А., Щуров И.Л. 1992. Атлантический лосось реки Варзуги. СПб.
- Казаков Р.В. 1998. История и состояние промысла атлантического лосося на Русском Севере. В кн: Атлантический лосось // Под ред. Р.В. Казакова. СПб., 1998. С. 383-395.
- Кузнецов В.В. 1960. Белое море и биологические особенности его флоры и фауны. М.; Л., Наука.
- Курц Б.Г. 1915. Сочинения Кильбургера о русской торговле в царствование Алексея Михайловича. Киев.
- Лайус Д.Л., Дмитриева З.В., Крайковский А.В., Филин П.А., Юрченко А.Ю., Лайус Ю.А. (в печати). Атлантический лосось на Русском Севере: анализ популяционной динамики на основе данных XVII-XX вв. // В кн: Материалы по экологической истории Русского Севера. Под ред. Д.А. Александрова и Ю.А. Лайуса. Европейский университет в Санкт-Петербурге. С.-Петербург.
- Линевский А.М. 1039. Петроглифы Карелии. Петрозаводск.
- Солдатов В.К. 1908. Отчет по исследованию семужьего промысла 1903-1904 гг. // Экспедиция для научно-промысловых исследований у берегов Мурмана: Отчет о работах 1904 г. СПб.
- Якобсон Р.П. 1913. Статистическо-экономическое обследование побережья и рыболовных угодий на Онежской губе между г. Кемью и Онегой и Онежского заcola в 1911 году // Материалы к познанию русского рыболовства. СПб., Т. 2. Вып. 5.
- Якобсон Р.П. 1914. Отчет по обследованию рыболовных топей на реках Кемь и Выг осенью 1911 г. // Материалы к познанию русского рыболовства. СПб., Т. 2. Вып. 9.
- Holm, P., Smith, T.D. and Starkey, D.J. (Editors). 2001. The Exploited Seas: New Directions for Marine Environmental History. International Maritime Economic History Association, St. John's, Newfoundland, Research in Maritime History No. 21. 216 pp.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R. S., Tegner, M.J., and Warner, R.R. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems // Science (Washington D.C.), 293: P. 629-638.
- Lajus J.A., Alekseeva Y.A., Davydov R.A., Dmitrieva Z.V., Kraikovskiy A.V., Lajus D.L., Lapin V.V., Mokievsky V.O., Yurchenko A.V., Alexandrov D.A. Status and potential of historical and ecological studies of Russian fisheries in the White and Barents Seas: the case of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) // The Exploited Seas: New Directions for Marine Environmental History / Ed. By P. Holm, T.D. Smith and D.J. Starkey. St. John's, Newfoundland: International Maritime Economic History Association, 2001. Research in Maritime History No. 21. P. 67-96.
- MacKenzie, B.R., Alheit, J., Conley, D.J., Holm, P., Kinze, C.C. 2002. Ecological hypothesis for a historical reconstruction of upper trophic level biomass in the Baltic Sea and Skagerrak // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59. P. 173-190.
- Oiestad, V. 1994. Historic changes in cod stocks and cod fisheries: Northeast Arctic cod // ICES Marine Sciences Symposia, 198. P. 17-30.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 192-195.

ВОДОДВИГАТЕЛЬНАЯ АКТИВНОСТЬ НЕКОТОРЫХ ЖИВОТНЫХ - ОБРАСТАТЕЛЕЙ БЕЛОГО МОРЯ

П.А. ЛЕЗИН, В.В. ХАЛАМАН

Беломорская биологическая станция Зоологического института РАН, Санкт-Петербург

Исследована вододвигательная активность двустворчатых моллюсков *Mytilus edulis*, *Hiatella arctica* и асцидий *Styela rustica* в Белом море. Произведен анализ зависимости вододвигательной активности от массы тела животных. Показано, что мидии являются наиболее активными фильтраторами. Существенно меньшие значения вододвигательной активности отмечены для *H. arctica*, а *S. rustica* занимает промежуточное положение. Полученные результаты рассматриваются в связи с конкурентными отношениями животных в сообществе обрастания.

P.A. Lesin, V.V. Khalaman. Pumping activity of certain fouling organisms in White Sea // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 192-195.

The pumping activity of bivalve mollusks *Mytilus edulis*, *Hiatella arctica* and ascidians *Styela rustica* was investigated in White Sea. Comparative analysis of relationships between pumping rate and body weight performed. It was shown that the mussels are the most efficient filtrators. *H. arctica* has sufficiently lower level of pumping activity. *Styela rustica* occupies intermediate position between mussels and *Hiatella*. Obtained results are discussed in relation with competitive relationships in fouling communities.

Одними из наиболее массовых животных - обрастателей в Белом море, являются мидия *Mytilus edulis* L., асцидия *Styela rustica* L. и двустворчатый моллюск *Hiatella arctica* L. Мидии и асцидии, как правило, доминируют в обрастаниях, тогда как *Hiatella arctica* занимает место субдоминанта (Ошурков, 1985; Oshurkov, 1992; Халаман, 2001). Между данными видами существуют конкурентные взаимоотношения и, поскольку, все они фильтраторы, важную роль в этих взаимоотношениях должна играть конкуренция за пищу. Одним из возможных механизмов в пищевой конкуренции является способность перехватывать водные потоки, что напрямую зависит от вододвигательной активности животных. Для того, чтобы оценить эту сторону конкурентных отношений *Mytilus edulis*, *Styela rustica* и *Hiatella arctica*, было проведено настоящее исследование.

Материал и методы

Работа была выполнена на Беломорской биологической станции Зоологического института РАН (губа Чупа Кандалакшского залива Белого моря). Животные для исследования были собраны в б. Круглая с искусственных субстратов, используемых для культивирования мидий.

Перед началом исследований животные были акклиматизированы в течение недели к лабораторным условиям: содержались в изотермических камерах при температуре +10°C и солености 24‰.

Для исследования брали по 30 особей каждого вида. Предварительно определяли вес животного и площадь сечения выводного сифона.

Для определения вододвигательной активности была использована установка, разработанная на основе системы, предложенной для измерения скорости потоков жидкости (Riedl, Machan, 1972; LaBarbera, Vogel, 1976). В качестве измерительного элемента в установке использовали микротермисторный датчик МТ-54. Датчик был включен в несимметричный резисторный мост, подключенный к измерительному прибору.

Перед началом работы прибор калибровали, искусственно создавая потоки воды с разной скоростью. Полученные значения падения напряжения на выходе моста (разность напряжений в спокойной воде и в потоке) использовали для построения калибровочной кривой.

При измерении вододвигательной активности датчик помещали в центре потока воды из выводного сифона животного на возможно близком от него расстоянии и последовательно регистрировали ряд показаний. Для работы использовали максимальное значение для каждой конкретной особи. Расход воды вычисляли на основе полученных значений скорости потока по следующей формуле:

$$E = \frac{VS_s}{1000},$$

где E – расход (л/час), V – скорость потока воды в выводном сифоне (мм/час), S_s – площадь выводного сифона (мм²).

Полученные результаты обрабатывались с помощью стандартных методов линейной статистики.

Результаты и обсуждение

Для всех исследованных нами видов зависимость вододвигательной активности от массы тела животного наилучшим образом описывалась уравнением линейной регрессии (Рис. 1). Однако, в большинстве работ, посвященных исследованию фильтрационной активности, зависимость между этими показателями аппроксимируется степенной функцией (Алимов, 1967; Черняев и др., 1998; Riisgard, 2001; Sukhotin et. al., 2003 и др.). Это расхождение может быть объяснено тем, что в нашей работе были использованы животные не всего размерного диапазона. Размер, а соответственно вес, наименьшего из них ограничивался размерами датчика.

Попарное статистическое сравнение полученных линий регрессии показало, что они параллельны, но не совпадают друг с другом. Таким образом,

вододвигательная активность данных видов различна. Наибольший расход воды был отмечен у *Mytilus edulis*, на втором месте - асидии *Styela rustica*, у особей *Hiatella arctica* фильтрационная активность оказалась наименьшей (Рис. 1).

Интенсивность фильтрации (количество прокачанной животным воды в единицу времени отнесенное на единицу массы особи), как по результатам настоящего исследования, так и по литературным данным связана с весом тела степенной зависимостью (Алимов, 1969; Ali, 1970; Печень-Финенко, 1987). Из трех тестируемых нами видов *Hiatella arctica* обладает наименьшей интенсивностью фильтрации, тогда как у мидии этот показатель принимает наибольшие значения. *Styela rustica* занимает промежуточное положение (Рис. 2).

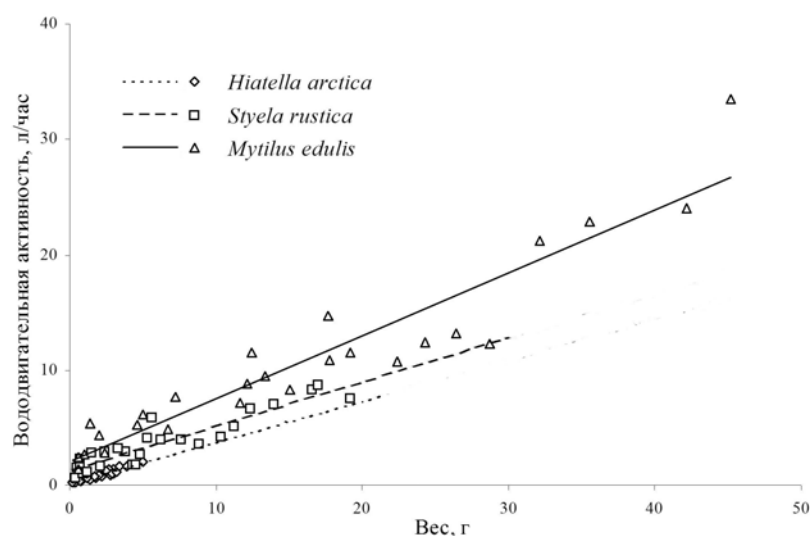


Рис. 1. Зависимость вододвигательной активности *Mytilus edulis*, *Hiatella arctica* и *Styela rustica* от веса тела животных

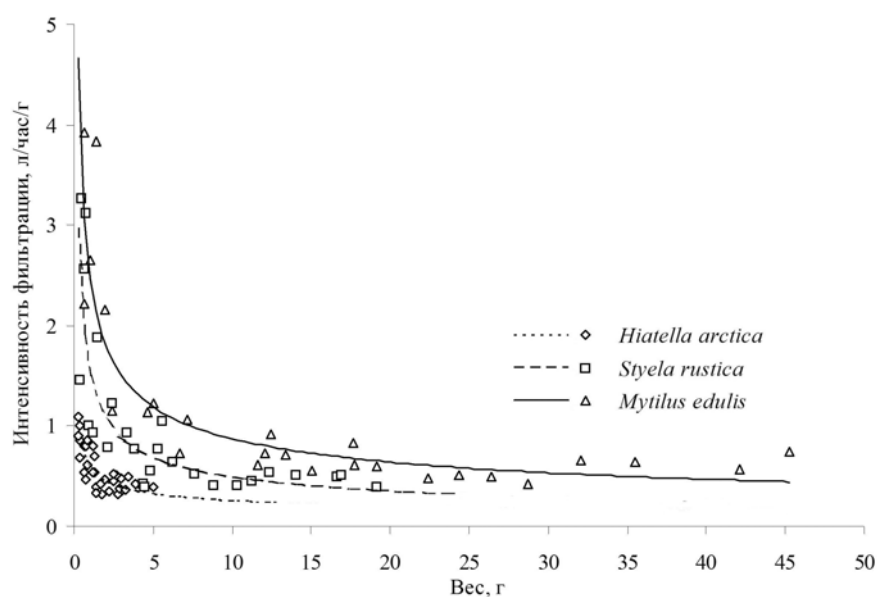


Рис. 2. Зависимость интенсивности фильтрации *Mytilus edulis*, *Hiatella arctica* и *Styela rustica* от веса тела

Сравнение полученных результатов с литературными данными в известной степени затруднено. В большинстве работ, посвященных данной тематике, оценивается именно фильтрационная активность животных, определенная по изменению концентрации взвеси в воде (Clausen, Riisgard, 1996; Petersen, Svane, 2002; Petersen et al., 2003). Как правило, пересчет полученных таким образом данных дает заниженную оценку вододвигательной активности (Черняев и др., 1998).

Тем не менее, полученные нами оценки вододвигательной активности *Mytilus edulis* и *Styela rustica* в целом попадают в диапазон значений, указываемых для этих животных другими авторами (Clausen, Riisgard, 1996; Holmes, 1973; Sukhotin et al., 2003 и др.). Интенсивность фильтрации *Hiatella arctica*, по нашим данным оказывается значительно выше той, которую указывает в своей работе Али (Ali, 1970), но сопоставима с данными, приведенными в работе Петерсена и др. (Petersen et al., 2003). Различия между нашими результатами и данными, приведенными другими исследователями, может, среди прочего, быть объяснено тем, что мы учитывали максимально возможную, а не среднюю, вододвигательную активность тестируемых животных. Такой подход был обусловлен необходимостью стандартизировать измерения, поскольку скорость фильтрации животных – величина не постоянная и подчиняется как эндогенным ритмам, так и зависит от внешних факторов (Алимов, 1967; Drinnan, 1964; Cranford, Hill, 1990; Кулаковский, Лезин, 2002).

Сравнение вододвигательной активности разных видов животных само по себе не может служить исчерпывающей оценкой их конкурентных потенций. В борьбе за пищевые ресурсы для фильтраторов не менее важны такие показатели как эффективность осаднения взвеси, усвояемость пищи и перекрывание пищевых спектров.

Судя по литературным данным, спектр питания *Mytilus edulis* и *H. arctica* примерно одинаков. В состав пищи *Mytilus edulis* и *Hiatella arctica* входят: детрит, планктонные водоросли, инфузории и некоторые ракообразные (Цихон-Луканина, 1987; Александров, 1989). Таким образом, мидия и хиателла по своему спектру питания могут быть пищевыми конкурентами.

Данные по питанию *Styela rustica* в литературе отсутствуют. Однако имеются сведения по другим видам асцидий (*Styela plicata*, *Molgula occidentalis* и др.), их спектр питания составляют детрит, бактерии, фитопланктон, зоопланктон, включая личинки беспозвоночных (Millar, 1971; Young, 1989). Говорить о том насколько сильно перекрываются спектры питания асцидий с двустворчатыми моллюсками *Mytilus edulis* и *H. arctica* мы не можем, хотя такое перекрывание, безусловно, имеет место.

Однако, если оценивать конкурентную способность этих видов только с позиции вододвигательной активности, *Mytilus edulis* представляется наи-

более активным фильтратором, асцидия *Styela rustica*, по-видимому, несколько уступает мидии, тогда как *Hiatella arctica* оказывается наименее конкурентноспособной.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 03-04-49701).

Литература

- Александров С.В. 1989. Качественный анализ питания мидии (*M. edulis* L.) в условиях культивирования // Трофические взаимоотношения организмов бентоса и донных рыб Баренцева моря. Апатиты. С. 103-107.
- Алимов А.Ф. 1967. Влияние некоторых факторов среды на фильтрационные способности моллюсков *Sphaerium corneum* (L.) // Гидробиол. журн. Т. 3. № 2. С. 26-32.
- Алимов А.Ф. 1969. Некоторые общие закономерности процесса фильтрации у двустворчатых моллюсков // Журн. общ. биол. Т. 30. № 5. С. 621-631.
- Кулаковский Э.Е., Лезин П.А. 2002. Фильтрационная активность двустворчатого моллюска мидии (*Mytilus edulis*) (Mytilida, Mytilidae) в присутствии морской звезды *Asterias rubens* (Forcipulata, Asteroidea) // Зоол. журн. Т. 81. № 3. С. 292-298.
- Ошурков В.В. 1985. Динамика и структура некоторых сообществ обрастания и бентоса Белого моря // Экология обрастания в Белом море. Л.: Изд. ЗИН АН СССР. С. 44-59.
- Печень-Финенко Г.А. 1987. Скорость фильтрации воды *Mytilus galloprovincialis* Lam. как функция массы тела и температуры // Экология моря. Вып. 25. С. 54-62.
- Халаман В.В. 2001. Сообщества обрастания мидиевых установок в Белом море // Биол. моря. Т. 27. № 4. С. 268-278.
- Цихон-Луканина Е.А. 1987. Трофология водных моллюсков. // М.: Наука. 176 с.
- Черняев М.Ж., Родионов И.А., Селин Н.И. 1998. Вододвигательная активность мидии *Mytilus trossulus* при разных условиях обитания // Биол. моря. Т. 24. № 2. С. 132-134.
- Ali R.M. 1970. The influence of suspension density and temperature on the filtration rate of *Hiatella arctica* // Mar. Biol. V. 6. P. 291-302.
- Clausen I., Riisgard H.U. 1996. Growth, filtration and respiration in the mussel *Mytilus edulis*: no evidence for physiological regulation of the filter-pump to nutritional needs // Mar. Ecol. Prog. Ser. 141. P. 37-45.
- Cranford P.J., Hill P.S. 1999. Seasonal variation in food utilization by the suspension-feeding bivalve molluscs *Mytilus edulis* and *Placopecten magellanicus* // Mar. Ecol. Prog. Ser. V. 190. P. 223-239.
- Drinnan R.E. 1964. An apparatus for recording the water-pumping behaviour of lamellibranchs // Neth. J. Sea Res. V. 2. P. 223-232.
- Holmes N. 1973. Water transport in the ascidians *Styela clava* (Herdman) and *Ascidella aspersa* (Muller) // J. Exp. Biol. Ecol. V. 11. P. 1-13.
- LaBarbera, Vogel. 1976. An inexpensive thermister flowmeter for aquatic biology // Limnol. Oceanol. V. 21. № 5. P. 750-756.
- Millar R.H. 1971. The biology of ascidians. // Adv. Mar. Biol. V. 9. P. 1-100.
- Oshurkov V.V. 1992. Succession and climax in some fouling communities // Biofouling. V. 6. P. 1-12.

- Petersen J.K., Sejr M.K. Larsen J.E.N.* 2003. Clearance rates in the Arctic bivalves *Hiatella arctica* and *Mya sp.* // Polar Biol. V. 26. P. 334-341.
- Petersen J.K., Svane I.* 2002. Filtration rate in seven Scandinavian ascidians: implications of the morphology of the gill sac // Mar. Biol. V. 140. P. 397-402.
- Riedl R.J., Machan R.* 1972. Hydrodynamic patterns in lotic intertidal sands and their bioclimatological implications // Mar. Biol. V. 13. P. 179-209.
- Riisgård H.U.* 2001. On measurement of filtration rates in bivalves - the stony road to reliable data: review and interpretation // Mar.Ecol. Prog. Ser. V. 211. P. 275-291.
- Sukhotin A.A., Lajus D.L. Lesin P.A.* 2003. Influence of age and size on pumping activity and stress resistance in the marin bivalve *Mytilus edulis* L. // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. V. 284. № 1-2. P. 129-144.
- Young C.M.* 1989. Larval depletion by ascidians has little effects on settlement of epifauna // Mar. Biol. V. 102. P. 481-489.

Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря.
Материалы IX международной конференции
11-14 октября 2004 г., Петрозаводск, Карелия, Россия
Петрозаводск, 2005. С. 196-201.

БИОТРАНСФОРМАЦИЯ И КРУГОВОРОТ ОРГАНОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ЭКОСИСТЕМЕ БЕЛОГО МОРЯ: ОЦЕНКА НА ОСНОВЕ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

А.В. ЛЕОНОВ

Институт океанологии им. П.П. Шишова РАН, Москва

Выполнено обобщение накопленных для Белого моря данных по гидрологии, гидрохимии и гидробиологии за период 1990-начало 2000-х гг. Выделены океанографические особенности водоема, определяющие развитие процессов трансформации биогенных веществ и формирование биопродуктивности экосистемы моря. С помощью усовершенствованной имитационной модели трансформации органических элементов для 8 районов Белого моря исследовано внутригодовое изменение концентраций органических и минеральных соединений N, P, Si, DOC и O₂, биомасс и продуктивности фито-, зоопланктона и макрофитов. Результаты модельных расчетов сравниваются со среднемноголетними прямыми наблюдениями.

A.V. Leonov. Biotransformation and turnover of organogenic substances in the White Sea ecosystem: assessment on the base of mathematical modeling // The study, sustainable use and conservation of natural resources of the White Sea. Proceedings of the IXth International Conference, October, 11-14, 2004. Petrozavodsk, Karelia, Russia. Petrozavodsk, 2005. P. 196-201.

Methodology of a system analysis and mathematical modeling was used for the generalization of accumulated data on the hydrology, hydrochemistry and hydrobiology of the White Sea to understand better the biohydrochemical conditions in the transformation of organic and biogenic substances in 8 marine areas. The hydroecological model was used in this study. It describes the transformations of organic and mineral substances of N, P and Si, as well as dissolved organic C and O₂ by biological community (heterotrophic bacteria, three groups of phytoplankton, two groups of zooplankton, and macrophytes). Water flows between areas were estimated with the help of hydrodynamic model. Intra-annual dynamics of chemical and biological compartments in different marine areas was computed on the collected long-term data defining seasonal changes of water temperature, light intensity, water transparency as well as flow rates in river mouths and nutrient concentrations in river water entering into the certain area of the sea. The emphasis was made on the verification of the simulation results to the field observations, the analysis of simulation results to reveal the peculiarity in the biomass development, the turnover time of biomass and chemical compartments (organic and mineral ones). Specific attention was given to the evaluation of balances for dissolved and particulate organic substances of N and P, and these balances were composed for each water area and for the whole sea.

Белое море омывает берега северо-запада России и служит моделью морей Арктического бассейна. Это небольшой внутриконтинентальный водоем, его площадь около $91 \cdot 10^3$ км², объем водных ресурсов моря - $5.4 \cdot 10^3$ км³, максимальная и средняя глубины - 340 и 67 м, соответственно (Комплексные исследования Белого моря, 1994). На данном этапе ставились следующие основные задачи изучения экосистемы моря в рамках общей проблемы исследования биогидрохимии морской среды: (1) обобщить на основе методологии системного анализа накопленные данные по гидрологии, гидрохимии и гидробиологии для лучшего понимания условий функционирования экосистемы моря; (2) выявить системные особенности изменения основных гидрохимических и биологических характеристик морской среды; (3) оценить комплексное влияние природных и антропогенных факторов на динамику показателей качества морской среды; (4) объяснить наблюдаемую изменчивость во времени и пространстве химических и биологических показателей состояния морской среды в результате влияния основ-

ных процессов (например, речной сток, водообмен с Баренцевым морем и др.); (5) провести биогидрохимический анализ динамики и потоков органических и биогенных веществ (БВ), формирующихся в экосистеме моря вследствие сложных взаимодействий природных процессов и антропогенного воздействия. Исследование проведено на основе усовершенствованной гидроэкологической модели биотрансформации органических и минеральных соединений N, P, Si, растворенного органического C (DOC) и O₂ (Леонов, Сапожников, 1997).

Вся акватория Белого моря была подразделена на 8 районов, учитывая особенности батиметрии моря и конфигурации береговой линии: (1) верхняя часть Кандалакшского залива (площадь $1.95 \cdot 10^3$ км², объем воды 71.2 км³, средняя глубина 36.5 м), (2) Онежский залив ($9.1 \cdot 10^3$ км², 136.5 км³, 15 м), (3) Двинский залив ($9.174 \cdot 10^3$ км², 450 км³, 49 м), (4) Мезенский залив ($5.9 \cdot 10^3$ км², 59 км³, 10 м), (5) район Соловецких о-вов ($7.2 \cdot 10^3$ км², 255.7 км³, 31.36 м), (6) Бассейн ($20.89 \cdot 10^3$ км², объем воды всего района и верхнего 20-и метрового слоя $2.883 \cdot 10^3$

и $0.399 \cdot 10^3 \text{ км}^3$ соответственно, 138 м), (7) Горло ($8.9 \cdot 10^3 \text{ км}^2$, 328.2 км^3 , 38 м) и (8) Воронка ($25.9 \cdot 10^3 \text{ км}^2$, $1.347 \cdot 10^3 \text{ км}^3$, 52 м) (Леонов и др., 2004). Заливы моря действуют подобно маргинальным фильтрам, задерживая существенную долю выносимых в море с притоками взвешенных и растворенных веществ.

Для районов 1-8 были обобщены и систематизированы «под модель» данные из литературы и экспедиционные материалы, характеризующие количественно среднесезонные изменения для каждого месяца температуры и прозрачности воды, освещенности водной поверхности, фотопериода, водного режима (атмосферных осадков, водного стока рек), концентраций БВ в притоках и в акватории Баренцева моря, граничащей с Белым. Перенос водных масс на границах между районами оценивался с помощью термогидродинамической модели с учетом условий «пониженного переноса», при котором более рельефно выявляются свойства заливов моря, как маргинальных фильтров (Леонов, 2004).

Гидроэкологическая модель воспроизводит характерное для Белого моря внутригодовое изменение концентраций БВ - накопление зимой растворенных органических и минеральных компонентов, их снижение весной в период активизации гидробионтов, возрастание летом органических компонентов при развитии продукционных процессов и начало восстановления запасов БВ к концу года. Результаты моделирования показывают в целом соответствие имеющимся представлениям о пространственно-временной изменчивости концентраций БВ в Белом море (Леонов, 2004) и существенно дополняют имеющиеся в литературе сведения. Отличия во внутригодовой динамике концентраций БВ в разных районах моря связаны с особенностями изменения показателей состояния среды и с разным режимом поступления БВ в морскую среду из внешних источников, включая речной сток.

Адекватность результатов моделирования изучаемому объекту проверялась сравнением с наблюдениями в отдельных районах моря в разные сезоны 1998-2003 гг., включая выполненные в Международном Проекте (Кособокова, 2004). В таблице показаны диапазоны изменчивости и средние измеренные значения температуры воды, а также концентраций органических и БВ в Бассейне, Канда拉克шском заливе, районе Соловецких о-вов, Горле (всего 8 съемок). В скобках приведены для сроков наблюдений рассчитанные на модели концентрации органических и БВ, которые в большинстве случаев одного порядка с наблюдаемыми концентрациями, хотя в определенные даты есть некоторые отличия в значениях сравниваемых параметров.

Для выявления соответствия между измеренными и расчетными концентрациями компонентов для каждой съемки подсчитывалось число случаев, когда расчетные значения «попадали» в диапазон наблюдений, а также были выше или ниже соответ-

ствующих экстремальных значений указанного диапазона на 0-25, 25-50, 50-75, 75-100 и >100%. Затем для каждой съемки подсчитывалось число случаев соответствия сравниваемых пар концентраций (наблюдения и расчет). Количество сравниваемых характеристик (наблюдений и расчетов) в разных съемках менялось от 5 до 11. Большая часть (54.7-57.1%) расчетных концентраций БВ лежит в диапазонах наблюдений, особенно при близких температурах воды (в момент наблюдений и расчетных среднесезонных значений на дату съемки): лето 1998 г. (Бассейн), весна 2001 г. (Канда拉克шский зал.) и зима 2003 г. (Горло). Также высокий процент (42.9-54.5%) соответствия данных при более холодных условиях в Бассейне (весна 1999 и 2001 гг.) в сравнении со среднесезонными значениями температуры на дату съемки. Сравнение расчетов и наблюдений во всех съемках дает общее число случаев 60.8%, когда расчетные концентрации БВ соответствовали наблюдениям с учетом возможных минимальных отклонений от диапазона наблюдений в пределах ($\pm 0-25\%$). Это число возрастает до 72.4% при близких температурах воды. В целом расчеты свидетельствуют о приемлемой адекватности модели изучаемому водному объекту, так как наблюдения не использовались для идентификации модельных параметров при реализации модели. Поэтому результаты моделирования можно применять для характеристики условий трансформации БВ в экосистеме Белого моря, а внутригодовое изменение концентраций БВ и O_2 в отдельных районах моря отражает совокупный эффект всей заложенной в модель информации об изменении в течение года характеристик водной среды и поступления БВ из внешних источников.

Интегральным показателем состояния морской среды служит биомасса основных трансформаторов органических и БВ. Расчетные значения биомасс гидробионтов отражают специфику динамики концентраций и поступления БВ в разных акваториях моря. Сезонные особенности развития зоопланктона показывают их активизацию весной и в начале лета с максимумом биомассы в конце июня - начале июля. Максимум биомассы диатомовых водорослей $F1_N$ приходится на апрель-май, других групп фитопланктона ($F2_N$ и $F3_N$) - на летний период. Осенью развитие фитопланктона выражено слабее (Кособокова и др., 2003). Однако расчетная картина непрерывного внутригодового изменения биомассы диатомовых более сложна: в течение года есть несколько их максимумов с отличиями в динамике в разных районах моря (Леонов и др., 2004).

Расчетные удельные скорости роста биомассы $F1_N$ (k_{odF1} , сут^{-1}) меняются во времени в заливах в сходном режиме, но значения отличаются. Весной в заливах величины k_{odF1} наибольшие (0.660; 1.164; 0.845 и 1.843 сут^{-1} соответственно в Канда拉克шском, Онежском, Двинском и Мезенском заливах). У Соловецких о-вов весной значение k_{odF1} составляет

0.752 сут⁻¹, а в водах Воронки, Горла и Бассейна - соответственно 0.304; 0.150 и 0.050 сут⁻¹. В районах со сложной гидродинамикой изменения в течение года $k_{\text{одF1}}$ существенно отличаются от картины изменчивости в заливах. Так у Соловецких о-вов в период зима-весна $k_{\text{одF1}}$ меняется так же, как в заливах, а летом-осенью - как в открытой части моря. Средние значения $k_{\text{одF1}}$ летом в разных районах моря меняются в диапазоне 0.065-0.129 сут⁻¹. В осеннюю активизацию диатомовых значения $k_{\text{одF1}}$ в заливах 0.053-0.116 сут⁻¹ - ниже в 1.4-8.7 раза, чем весной. Моделирование подтверждает в целом вывод, что развитие диатомовых осенью выражено слабее (Кособокова и др., 2003).

Скорость роста биомассы зависит от параметров среды обитания (температура, освещенность и др.), а в Белом море существенно влияние гидродинамики. Для диатомовых водорослей влияние гидродинамики было оценено сравнением среднемесячных значений $k_{\text{одF1}}$ и показателей водообмена на границах районов (q_w , км³/мес). В заливах связь $k_{\text{одF1}}$ - q_w имеет низкий коэффициент корреляции ($r=0.1-0.434$). Обратная зависимость характеризует связи $k_{\text{одF1}}$ с переносом между Бассейном и Двинским зал. ($r=-0.476$), а также переноса (и выноса) биомассы из района Соловков в Бассейн ($r=-0.704...-0.719$). Значения $k_{\text{одF1}}$ в районе Соловков в большей мере связаны с водообменом с Онежским заливом ($r=0.467-0.532$). Для Бассейна моря наиболее важна прямая связь $k_{\text{одF1}}$ с водообменом с Кандалакшским зал. ($r=0.675-0.694$), с Горлом ($r=0.415-0.464$), и обратная связь - с водообменом с районом Соловков ($r=-0.487 - -0.494$). Для Горла связь между указанными параметрами имеет коэффициенты корреляции $r=0.247-0.529$. Поступление вод из Бассейна и вынос в район Воронка наиболее важны для развития диатомовых в Горле моря. Значения $k_{\text{одF1}}$ диатомовых в водах Воронки определяются в основном водообменом с Мезеньским зал. ($r=0.702-0.795$) и с Горлом ($r=0.618$), а обратная связь характеризует влияние водообмена с Баренцевым морем ($r=-0.550$). Обнаруженные связи характеризуют основные направления переноса биомасс $F1_N$ через границы районов.

Для биомасс гидробионтов и химических компонентов были оценены изменения в течение года мгновенного времени их оборота τ сут (отношение суммарной скорости изменения концентраций веществ на их концентрацию). Зимой процессы замедлены и значения τ для параметров наибольшие. При активизации гидробионтов весной за 2-5 суток развитие всех процессов ускоряется, и значения τ для химических и биологических компонентов резко снижаются. Летом условия развития гидробионтов оптимальны и величины τ минимальны. К концу года круговорот веществ в водной экосистеме замедляется, и устанавливаются значения τ , отвечающие комплексу физических, химических и биологических условий в море.

Влияние суточных колебаний освещенности на оборот биомассы фитопланктона в большей мере проявляется в летний сезон, а у зоопланктона - оно выражено во все сезоны, однако летом амплитуда колебаний τ у него выше, чем зимой. У $F1_N$ самая низкая годовая амплитуда изменчивости τ (в среднем 2.64-14.98 сут), у $F2_N$ она 12.99-316.6, у $F3_N$ - 8.34-287.5, у $Z1_N$ - 3.65-34.33, у $Z2_N$ - 3.95-41.28, у MK_N - 5.77-608.7, у $B1_N$ - 3.28-42.55 сут.

Для границ между районами моря оценено влияние показателя водообмена q_w на время оборота биомассы диатомовых водорослей τ_{FIN} . В заливах значения τ_{FIN} связаны обратными зависимостями с показателями водообмена q_w с соседними районами. К таковым можно отнести в Кандалакшском заливе связи τ_{FIN} и q_w с Бассейном ($r=-0.520$), в Онежском заливе τ_{FIN} и q_w с районом Соловков ($r=-0.520...-0.710$), в Мезеньском заливе τ_{FIN} и q_w с Воронкой ($r=-0.640...-0.730$). В районе Соловков значения τ_{FIN} обратно связаны с q_w с Онежским заливом ($r=-0.710...-0.760$), но связь τ_{FIN} - q_w с Бассейном прямая ($r=0.892-0.897$). В Бассейне значение τ_{FIN} обратно связано с q_w с Горлом ($r=-0.520...-0.580$), а связь τ_{FIN} - q_w с Соловками - прямая ($r=0.766-0.775$). Значения τ_{FIN} для Горла и Воронки определяются соответственно водообменом с Бассейном ($r=-0.810...-0.860$) и с Мезеньским заливом ($r=-0.650...-0.760$).

Значения τ растворенных органических компонентов (τ_{DOC} , τ_{DON} , τ_{DOP}) свидетельствуют об очень медленном их круговороте зимой. В заливах значения τ_{DOC} меняются в среднем в диапазоне 431.6-966.2 сут, τ_{DON} - 377.2-791.9 сут, τ_{DOP} - 328.5-798.8 сут. Зимой медленнее круговорот DOC в Двинском заливе, а DON и DOP - в Онежском заливе; быстрее оборот DOC в Мезеньском заливе, а DON и DOP - в Кандалакшском заливе. В открытых районах 5-8 оборот органических компонентов зимой замедленный: средние значения τ_{DOC} здесь в пределах 648.6-2607.3 сут, τ_{DON} - 204.8-592.0, τ_{DOP} - 175.3-531.7 сут. В заливах переход от зимы к весне, а затем к лету происходит плавно и в характерные периоды, и значения τ_{DOC} весной в среднем составляют 134.2-209.4 сут, τ_{DON} - 51.7-158.1, τ_{DOP} - 112.4-315.9 сут. Весной оборот DOC, DON и DOP быстрее соответственно в Двинском, Онежском и Кандалакшском заливах, и напротив он медленнее соответственно в Онежском, Кандалакшском и Мезеньском заливах.

Летом значения τ_{DOC} в водах заливов в среднем колеблются в пределах 49.85-79.65 сут, τ_{DON} - 4.60-14.28, τ_{DOP} - 0.58-1.01 сут. Ускорен оборот в Двинском заливе, медленнее оборот DOC и DOP в Онежском заливе, а DON - в Кандалакшском заливе. В районах 5-8 на стыке зимы и весны значения τ меняются очень быстро: за ~5 сут устанавливается темп круговорота органических компонентов, типичный для лета - начала осени. Значения τ_{DOC} , τ_{DON} и τ_{DOP} для этого периода меняются в пределах 31.53-64.14, 2.10-3.36 и 0.31-0.73 сут. Быстрее, чем в зали-

вах, оборот DOC летом в Воронке, а DON и DOP - в Бассейне. В районе Соловков оборот органических веществ летом медленнее, чем в Бассейне, Горле и Воронке. Здесь быстрее, чем в заливах, темп оборота DON, а оборот DOP - такой же, как в заливах.

Осенью активность биоты снижается и оборот БВ замедляется. В заливах средние значения τ_{DOC} , τ_{DON} и τ_{DOP} возрастают соответственно до 185.7-467.0, 57-71-111.7 и 38.03-65.96 сут. Оборот этих компонентов интенсивнее осенью в Мезеньском заливе, медленнее оборот DOC и DON в Онежском заливе, а DOP - в Двинском заливе. В районах 5-7 значения τ_{DOC} , τ_{DON} и τ_{DOP} осенью меняются как и в заливах, и составляют соответственно 158.0-430.9, 51.68-79.32 и 37.80-48.76 сут. Условия осенью отличаются в районе Воронка: здесь оборот DOC, DON и DOP продолжается быстрыми темпами (соответственно за 7.17, 14.87 и 14.94 сут) и интенсивнее, чем в заливах (соответственно в 25.9-65.6, 3.9-7.5 и 2.5-4.4 раза).

Расчеты показывают, что поступление органических веществ из внешних источников и условия образования за счет процессов первичного продуцирования в районах моря существенно различаются. Поэтому режим их трансформации и круговорота должен в каждой акватории изучаться по индивидуальному плану.

Зимой значения τ_{NH_4} , τ_{NO_2} , τ_{NO_3} , τ_{DIP} и τ_{DISi} меняются в районах моря соответственно в диапазонах 7.63-11.12, 6.39-7.66, 7.81-185.8, 106.9-448.0 и 24.03-310.8 сут. Зимой быстрее оборот минеральных фракций БВ в Бассейне, замедлен оборот NH_4 и NO_2 в районе Соловков, NO_3 и $DISi$ - в Онежском заливе, DIP - в Горле. От зимы к весне темп круговорота минеральных форм возрастает, а с наступлением весны за ~5-7 сут в экосистеме моря устанавливаются скорости оборота минеральных веществ, характерные для лета. Летом значения τ_{NH_4} , τ_{NO_2} , τ_{NO_3} , τ_{DIP} и τ_{DISi} колеблются в пределах 0.31-3.85, 0.14-3.01, 0.01-8.14, 0.01-0.1, 3.98-8.44 сут соответственно. Летом в Бассейне быстрее оборот DIP и $DISi$, в Двинском заливе - NH_4 , в Воронке - NO_2 . Замедлен летом оборот NH_4 , NO_2 и NO_3 в Горле, DIP и $DISi$ - в Мезеньском заливе. Осенью темп оборота минеральных фракций ослабевает, и средние значения τ_{NH_4} , τ_{NO_2} , τ_{NO_3} , τ_{DIP} и τ_{DISi} меняются соответственно в пределах 0.99-10.35, 3.17-7.53, 2.59-40.07, 14.56-42.39 и 55.65-122.4 сут. Осенью в Воронке ускорен оборот NH_4 , NO_2 , NO_3 и DIP, а в Бассейне - $DISi$. В Мезеньском заливе медленнее оборот NH_4 , в Онежском заливе - NO_2 и NO_3 , а в Двинском заливе - DIP и $DISi$. Таким образом, значения τ для биологических и химических компонентов существенно меняются во времени и отличаются в разных районах моря.

По результатам расчетов и оцененным внутренним и внешним потокам веществ для районов 1-8 и моря в целом были составлены годовые балансы растворенных и взвешенных фракций N (DON, ND) и P (DOP, PD). Общее поступление DON в экоси-

стему моря составляет $11585.7 \cdot 10^3$ т N. Главными источниками DON служат распад ND ($4761.9 \cdot 10^3$ т N или 41.1%), выделения диатомовых ($3364.8 \cdot 10^3$ т N или 29%) и бактерий ($1366.8 \cdot 10^3$ т N или 14.8%). Вклад внешних источников в баланс DON составляет $515.7 \cdot 10^3$ т N (или 4.5%). Общие потери DON составляют $11752.0 \cdot 10^3$ т N, в основном на потребление бактериями ($9385.0 \cdot 10^3$ т N или 79.9%) и макрофитами ($2266.7 \cdot 10^3$ т N или 19.3%). Потери DON в морской системе на $156.3 \cdot 10^3$ т N выше, чем его поступление, что дает малую невязку (1.4%) его баланса для моря в целом.

Поступление ND в районы 1-8 и в море в целом составляет соответственно $(502.9-7526.8) \cdot 10^3$ и $25405.0 \cdot 10^3$ т N. Поступление ND из внешних источников в разные районы составляет 0.74-8.08%. Основное количество ND создается диатомовыми (16.3-37.2%), зоопланктоном (17.2-35.7%) и бактериями (19.9-33.6%). В целом для моря вклад диатомовых, зоопланктона и бактерий в создание ND составляет 27, 31.5 и 28.5% соответственно. Общие потери ND в районах 1-8 и в море в целом оценены в $(516.6-7642.3) \cdot 10^3$ и $24633.6 \cdot 10^3$ т N соответственно. В районах 1-8 при седиментации ND, разложении до DON, потреблении бактериями и зоопланктоном расходуется соответственно 8-24.1, 6.3-33, 31.6-63.7 и 10.8-24.7% ND. В море в целом потребление ND бактериями и зоопланктоном оценено в $13481.7 \cdot 10^3$ т N (54.7%) и $4564.0 \cdot 10^3$ т N (18.5%), а потери ND при распаде до DON и седиментации составляют $4761.9 \cdot 10^3$ т N (19.3%) и $1824.1 \cdot 10^3$ т N (7.4%). Общее поступление ND в экосистему моря выше на $771.4 \cdot 10^3$ т N его потерь, а дисбаланс ND составляет 3%.

Общее поступление DOP в районы 1-8 и в море в целом составляет соответственно $(103.7-1841.0) \cdot 10^3$ и $5539.3 \cdot 10^3$ т P, поступление из внешних источников невелико (0.2-1.6%). За счет внутренних процессов - распада PD до DOP и выделения организмов, образуется соответственно 31.7-47.1 и 30.3-65.3% DOP. В целом в море при распаде PD образуется в форме DOP $2016.8 \cdot 10^3$ т P (36.4%), выделения микроорганизмами DOP составляют $3459.8 \cdot 10^3$ т P (62.5%). Общие потери DOP в районах 1-8 оценены в $(103.6-1816.1) \cdot 10^3$ т P, а для всего моря - $5390.5 \cdot 10^3$ т P. Основные траты DOP происходят за счет потребления организмов. Во всех районах и в море в целом количество образованного DOP выше его потерь соответственно на $(0.1-25.0) \cdot 10^3$ и $148.8 \cdot 10^3$ т P. Невязка баланса DOP для районов 1-8 составляет 0.1-5.2%, а для моря в целом 2.7%.

Поступление PD в районы 1-8 и в море в целом соответственно составляет $(127.0-2057.7) \cdot 10^3$ и $5818.2 \cdot 10^3$ т P. Из внешних источников поступает 0.1-0.9% PD, а основное его количество образуется при отмирании биомасс: диатомовых (17.4-54.4%), зоопланктона (26.8-41.0%), макрофитов (14.2-46.1%). В целом в море создается в форме PD при отмирании диатомовых $2409.2 \cdot 10^3$ т P (41.4%),

Таблица. Сравнение условий по температуре воды, наблюдаемым в разных съемках (данные ВНИРО) и расчетным концентрациям БВ
(над чертой – диапазон измеренных величин, под чертой – средние по наблюдениям значения; в скобках – данные расчетов на модели)

Пара- метр	Акватория Бассейна					Кандалакшский Залив	Район Соловецких о-вов	Район Горло
	25-28.VI 1998 Лето	28.V-06.VI 1999 Весна	21-27.XI 1999 Осень	27.V-02.VI 2001 Весна	19-25.IV 2003 Зима	27.V-02.VI 2001 Весна	19-25.IV 2003 Зима	19-25.IV 2003 Зима
T, °C	<u>4.1 - 8.1</u> 6.32 (8.0)	<u>1.3 - 3.2</u> 2.08 (4.8)	<u>0.5 - 1.4</u> 0.95 (0.67)	<u>0.61 - 3.01</u> 1.67 (4.4)	<u>-1.43 - 0.34</u> -0.58 (0.55)	<u>1.57 - 5.21</u> 3.07 (4.4)	<u>-0.95 - -0.72</u> -0.84 (0.2)	<u>-1.52 - -0.81</u> -1.27 (-1.0)
O ₂ , мг / л	<u>9.82 - 12.26</u> 11.18 (11.87)	<u>8.88 - 13.01</u> 11.78 (12.83)	<u>11.62 - 11.81</u> 11.67 (14.16)	<u>10.68 - 12.03</u> 11.34 (13.06)	<u>12.24 - 12.62</u> 12.45 (14.49)	<u>10.31 - 11.58</u> 10.78 (11.67)	<u>12.24 - 12.43</u> 12.33 (14.53)	<u>12.18 - 12.51</u> 12.33 (14.58)
PO ₄ , мкг P/ л	<u>0.31 - 14.26</u> 6.27 (0.02)	<u>0.31 - 13.95</u> 5.55 (2.8)	<u>14.9 - 16.7</u> 15.7 (2.5)	<u>1.86 - 6.82</u> 3.44 (4.8)	<u>22.0 - 26.4</u> 23.6 (16.5)	<u>2.17 - 8.37</u> 5.63 (4.2)	<u>33.1 - 33.8</u> 33.5 (21.3)	<u>18.3 - 26.4</u> 20.7 (10.8)
NO ₂ , мкг N/л	<u>0 - 1.26</u> 0.34 (0.03)	<u>0.14 - 1.12</u> 0.55 (0)	<u>0 - 0.98</u> 0.49 (0.03)	<u>0 - 4.06</u> 1.12 (0)	<u>0.63 - 1.26</u> 0.82 (0.02)	<u>0 - 4.62</u> 1.46 (0.01)	<u>0.63 - 0.74</u> 0.69 (1.5)	<u>0.01 - 0.74</u> 0.39 (3.2)
NO ₃ , мкг N/л	<u>0 - 35.7</u> 4.66 (0)	<u>1.26 - 77.6</u> 23.04 (0)	<u>72.9 - 80.4</u> 76.1 (0.05)	<u>0 - 4.06</u> 1.48 (0)	<u>80.9 - 106.4</u> 95.1 (0.02)	<u>0 - 51.8</u> 14.2 (0)	<u>105 - 109</u> 107 (71.1)	<u>65.2 - 103.6</u> 84.3 (34.8)
NH ₄ , мкг N/л	<u>14.3 - 40.3</u> 27.1 (8.1)	<u>7.84 - 12.6</u> 9.73 (0.4)	<u>20.8 - 45.5</u> 29.4 (0.1)	<u>7.0 - 13.2</u> 9.1 (0.4)	<u>3.8 - 5.5</u> 4.6 (0.04)	<u>8.96 - 12.5</u> 11.1 (0.45)	-	<u>2.7-5.2</u> 3.7 (4.4)
SiO ₃ , мкг Si/л	<u>45 - 642</u> 180 (927)	<u>106 - 280</u> 187 (720)	<u>280 - 333</u> 312 (243)	<u>0 - 160</u> 58 (645)	<u>286 - 518</u> 428 (269)	<u>27 - 1523</u> 568 (575)	<u>577 - 669</u> 623 (219)	<u>314 - 462</u> 380 (436)
P _{tot} , мкг P/л	<u>12.7 - 92.7</u> 33.8 (58.0)	<u>14.9 - 41.5</u> 28.9 (47.9)	<u>35.6 - 66.4</u> 37.8 (27.3)	-	<u>26.4 - 54.9</u> 39.9 (44.8)	-	-	<u>25.4 - 45.3</u> 33.8 (32.2)
N _{tot} , мкг N/л	<u>178 - 392</u> 257 (501)	<u>311 - 1002</u> 720 (625)	<u>378 - 535</u> 444 (257)	-	<u>236 - 569</u> 349 (666)	-	-	<u>180 - 501</u> 289 (419)
P _{org} , мкг P/л	<u>10.2 - 89.0</u> 27.5 (30.2)	<u>14.3 - 36.9</u> 24.1 (33.9)	<u>20.5 - 39.7</u> 26.1 (58.6)	-	<u>0 - 32.9</u> 16.3 (27.0)	-	-	<u>2.5 - 26.4</u> 13.1 (21.2)
N _{org} , мкг N/л	<u>134 - 359</u> 224 (268)	<u>295 - 987</u> 692 (473)	<u>275 - 438</u> 338 (198)	-	<u>141 - 465</u> 249 (461)	-	-	<u>75 - 389</u> 188 (380)
DOC, мг C/л	<u>2.31 - 5.88</u> 4.20 (6.85)	<u>3.32 - 8.07</u> 5.17 (7.03)	<u>2.16 - 4.63</u> 3.33 (5.16)	<u>2.72 - 4.05</u> 3.56 (7.04)	<u>1.43 - 4.79</u> 3.52 (6.89)	<u>3.21 - 8.66</u> 4.64 (9.54)	-	<u>2.19 - 5.68</u> 3.56 (6.26)

зоопланктона $2171.2 \cdot 10^3$ т Р (37.3%) и макрофитов $948.5 \cdot 10^3$ т Р (16.3%). Потери РД в районах 1-8 и в море в целом составляют $(131.0-1905.6) \cdot 10^3$ т Р и $5633.5 \cdot 10^3$ т Р: на седиментацию расходуется 6.9-30.9%, на распад до DOP – 30.7-51%, на потребление бактериями и зоопланктоном – 0.8-19.6 и 28.2-49.7% соответственно. Общие потери РД в море на седиментацию составляют $652.1 \cdot 10^3$ т Р (11.5%), на распад до DOP – $2016.8 \cdot 10^3$ т Р (35.7%), на потребление бактериями – $525.9 \cdot 10^3$ т Р (9.3%) и зоопланктоном – $2420.6 \cdot 10^3$ т Р (42.8%). Общее поступление РД в экосистему моря выше его потерь на $164.7 \cdot 10^3$ т Р (дисбаланс РД – 2.8%).

Исследование выполнено в рамках международного проекта INCO-COPERNICUS (грант ICACT-2000-10053), а также проекта РФФИ (грант 03-05-64505).

Литература

- Комплексные исследования Белого моря. 1994. Ред. В.В. Сапожников. М.: ВНИРО. 123 с.
- Кособокова К.Н., Пантюлин А.Н., Рахор А. и др. Комплексные океанографические исследования в Белом море в Апреле 2003 // *Океанология*, 2004. Т. 44. № 2.
- Леонов А.В., Сапожников В.В. 1997. Биогидрохимическая модель трансформации органогенных веществ и ее использование для расчета первичной продукции в экосистеме Охотского моря // Сб. Комплексные исследования Охотского моря. М.: ВНИРО. С. 143-166.
- Леонов А.В., Филатов Н.Н., Здорovenнов Р.Э., Здорovenнова Г.Э. 2004. Особенности функционирования экосистемы Белого моря: исследование на основе математической модели трансформации органогенных веществ // *Вод. ресурсы*. Т. 31. №5.