

ИЗМЕНЕНИЯ В СОСТАВЕ ЛИТОРАЛЬНЫХ АЛЬГОЦЕНОЗОВ АВАЧИНСКОГО ЗАЛИВА КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ДИНАМИКИ БИОРАЗНООБРАЗИЯ ВОДОЕМА

О. Н. Селиванова

*Камчатский филиал ФГБУН Тихоокеанский институт географии
(КФ ТИГ) ДВО РАН, Петропавловск-Камчатский*

CHANGES IN THE LITTORAL ALGOCENOSES OF AVACHA GULF AS AN INDICATOR OF THE DYNAMICS OF THE WATER BODY BIODIVERSITY

O. N. Selivanova

*Kamchatka Branch of Pacific Geographical Institute
(KB PGI) FEB RAS, Petropavlovsk-Kamchatsky*

Изучая литоральные сообщества мелководных зон шельфа Авачинского залива в течение более чем 30 лет, мы проводили не только инвентаризацию видового состава альгоценозов, но и количественную оценку ряда массовых видов (измеряли биомассу или проективное покрытие) и наблюдали особенности формирования сообществ водорослей-макрофитов, иначе говоря, проводили исследования по биоразнообразию.

В большинстве изученных акваторий Авачинского залива наши исследования ограничивались изучением таксономического разнообразия и распределения водорослей, а эколого-флористические исследования проводились в основном в Авачинской губе – главном и наиболее крупном водоеме залива. Благодаря уникальному геоморфологическому и гидрологическому характеру губы, здесь имеется большое разнообразие экотопов, обуславливающих существование еще довольно богатой морской биоты, несмотря на высокий уровень загрязнения. В губе были выделены относительно чистые участки с неповрежденными экотопами, названные **олиготоксобными** зонами, в отличие от сильно загрязненных, которые отнесены к **политоксобным** зонам. Критерии устойчивости к загрязнению органической и неорганической природы применялись также по отношению к водорослям. Политоксобными признавались виды водорослей, встреченные только в загрязненных местообитаниях, олиготоксобными – соответственно обитатели только чистых участков губы, а виды, отмеченные в обоих типах экотопов, были отнесены к мезотоксобам. При сравнении списков водорослей из олиго- и политоксобных участков Авачинской губы, оказалось, что большинство зеленых водорослей являются

политоксобами, бурые водоросли преимущественно мезотоксобны, а красные – олиготоксобны. Конечно, такое подразделение условно, и представители каждой из экологических групп могут встречаться во всех отделах макроводорослей.

В экологических исследованиях уже давно существует и применяется идея биологического мониторинга как системы наблюдения за ограниченным числом групп организмов, которые достоверно отражали бы состояние экосистемы. Однако попытки использовать водоросли в качестве индикаторов не обеспечивали интегральную оценку состояния экосистемы. Возможное решение было предложено на основе более обобщенного подхода, опирающегося на ряд известных закономерностей развития экосистем и хода сукцессионных процессов. В частности, Маргалефом (1992) было показано, что основной вариационный признак сукцессии – это поиск кратчайшего пути к климаксу, при этом биоразнообразие трактуется как показатель степени нарушенности экосистемы, мера ее «отброшенности» от климаксовой стадии комплексом нарушающих воздействий. Очевидно, конкуренция между видами, сменяющими друг друга или свои позиции в ходе сукцессии, приводит к **закономерному замещению видов – эврибионтов стенобионтами**. Принимая это свойство сукцессии за основу, Розанов (1999) предложил идею способа оценки экологического разнообразия экосистем как показателя их состояния через определение «коэффициента стенобионтности» биоценоза. Позднее метод Розанова был модифицирован мною с введением категории токсобности макрофитов и предложена формула «коэффициента токсобности» (Селиванова, 2006). Хотя эври- или стенобионтность отражают несколько иные ценотические свойства видов, это не исключает их взаимного «перекрывтия» с токсобностью. Политоксобные виды водорослей, как правило, эврибионты, а олиготоксобные – преимущественно стенобионты.

За прошедшее с тех пор время удалось в какой-то степени проверить применимость теоретических выкладок к практике полевых исследований. Так, в частности, летний сезон 2008 г. преподнес несколько неожиданных наблюдений, связанных с массовым развитием на литорали ряда участков акватории Авачинского залива красной пальмариевой водоросли *Halosaccion firmum*, представляющей собой олиготоксобный вид. За долгие годы наблюдений за состоянием растительности Авачинского залива я никогда прежде не отмечала столь обильного развития этой водоросли (рис. 1). С другой стороны, близкородственный *H. firmum* вид *Halosaccion glandiforme* (мезотоксобный вид), который в прежние годы играл заметную роль в литоральных сообществах Авачинского залива, в 2008 г. сильно сократился в численности (рис. 2). Внятного объяснения феномену «демографического взрыва» олиготоксобного *H. firmum* даже в довольно

сильно эвтрофированных районах Авачинского залива (о-в Старичков, мыс Казак) тогда найдено не было, но было высказано предположение, что параллельное сокращение обилия *H. glandiforme* могло быть связано с межвидовой конкуренцией (Селиванова, 2009).



Рис. 1. *Halosaccion firmum* на литорали Авачинской губы, июнь 2008 г.



Рис. 2. *Halosaccion glandiforme* на литорали Авачинской губы, июнь 2008 г.

Последующие наблюдения показали, что данное предположение вполне оправдано. Более того, как оказалось, труднообъяснимый «демографический взрыв» *H. firmum* 2008 г. не был случайным и краткосрочным. Обилие *H. firmum* и малочисленность *H. glandiforme* сохранялось и в последующие летние сезоны 2009–2014 гг., т. е. уже можно было проследить определенную однонаправленную тенденцию. Попробовав применить к данному конкретному случаю предложенный ранее теоретический подход к оценке статуса экосистем (Селиванова, 2006), мы пришли к выводу, что конкуренция между видами в ходе сукцессии вызвала **замещение вида – политоксоба (в нашем случае мезотоксоба) олиготоксобным видом**. Иначе говоря, в указанный период (2008–2014 гг.) литоральные сообщества Авачинского залива претерпевали приближение к климаксовой стадии, а следовательно, их биоразнообразие подвергалось риску сокращения, но причины, вызвавшие такой сукцессионный процесс, так и остались невыясненными. Во всяком случае, они не были связаны с ухудшением санитарно-экологической обстановки в водоеме, которая оставалась в эти годы довольно стабильной.

Однако летний сезон 2015 г. вновь преподнес неожиданный сюрприз. Литоральные альгоценозы тех же участков Авачинской губы, где нами проводились ежегодные наблюдения примерно в те же сроки, вдруг сильно изменились, соотношение двух обсуждаемых видов-конкурентов в них стало прямо противоположным. Доминировавший в литоральных сообществах залива в течение 7 лет *H. firmum* резко сократился в численности (рис. 3), уступив пальму первенства своему конкуренту *H. glandiforme*,

который стал доминировать не только на литорали, но даже в выбросах. Кроме того, проявилась пространственно-батиметрическая изолированность двух видов: *H. firmum* встречался на небольших участках на валунах и камнях нижней литорали, а *H. glandiforme* мощно разросся на скалах верхней литорали и супралиторали (рис. 4). Между зарослями *H. glandiforme* и участками произрастания *H. firmum* появилась четкая разделительная полоса шириной в несколько метров.

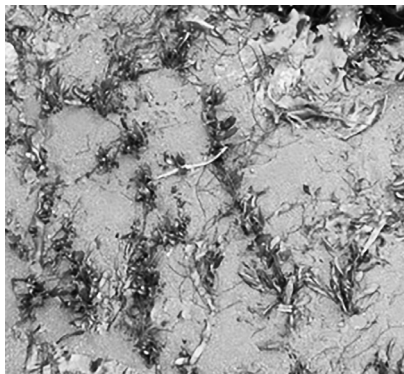


Рис. 3. *Halosaccion firmum*
на литорали Авачинской губы,
июнь 2015 г.



Рис. 4. *Halosaccion glandiforme*
на литорали Авачинской губы,
июнь 2015 г.

Что вызвало подобные трансформации? Поскольку степень загрязненности среды обитания практически не изменилась, мы попробовали предположить, что в роли такого причинно-следственного фактора могла выступить *погода*. Начало лета 2015 г. было чрезвычайно холодным и дождливым. Возможно, именно низкая температура воздуха в сочетании с его повышенной влажностью явились тем самым лимитирующим фактором внешней среды для роста и развития водорослей изучаемого водоема. Возможно, более холодостойкий *H. glandiforme* смог заселить все подходящие места обитания на литорали, прежде занятые конкурентом, а высокая влажность воздуха, препятствуя повреждающему воздействию осушения, способствовала его продвижению также в супралитораль. В предшествующие, более теплые и сухие годы преимущества были на стороне более теплолюбивого *H. firmum*.

Замечу, что с начала века температурная ситуация в регионе в летние сезоны была относительно умеренной, в частности, средняя температура воздуха в июне с 2001 по 2007 год составляла примерно +9 °С, что отражалось на равновесном состоянии литоральных альгоценозов залива.

Повышение средних июньских показателей до +11 °С (с 2008 по 2014 год), особенно резкое в июне 2009 г., до температуры свыше +12 °С с выпадением всего 5 % от месячной нормы осадков, вызвало ценотический сбой с преобладанием *H. firmum* и угнетением *H. glandiforme*. Но последовавшее в июне 2015 г. похолодание до цифр ниже +8 °С с преобладанием дождливых дней обеспечило восстановление структуры экосистемы в пользу проигрывавшего ранее конкурента (*H. glandiforme*). Возможно, такие многолетние флуктуации вполне закономерны для Авачинского залива, просто ранее долговременных и целенаправленных наблюдений за этим процессом не проводилось.

ЛИТЕРАТУРА

- Маргалеф Р. 1992. Облик биосферы. – М. : Наука. – 214 с.
- Розанов С. И. 1999. Показатели биоразнообразия в оценке сукцессионного состояния экосистем // Успехи современной биол. Т. 119. № 4. – С. 404–410.
- Селиванова О. Н. 2006. Новый подход к оценке экологического состояния морских водоемов на примере исследований в Авачинской губе (Камчатка) // Матер. Дальневост. регион. конф., посвящ. памяти А. П. Васьковского (95-летие). – Магадан : СВНЦ ДВО РАН. – С. 288–292.
- Селиванова О. Н. 2009. Особенности развития литоральных альгоценозов Авачинского залива (Восточная Камчатка) летом 2008 года // X съезд Гидробиол. общ-ва при РАН: Тез. докл. (Владивосток, 28 сентября – 2 октября 2009 г.). – Владивосток : Дальнаука. – С. 355–356.