

# ДОПУСТИМЫЙ УРОВЕНЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И СООБЩЕСТВА МАКРОЗООБЕНТОСА

Мощенко А.В., Белан Т.А., Борисов Б.М., Лишавская Т.С. (ФГБУ «ДВНИГМИ», г.

Владивосток; [avmoshchenko@mail.ru](mailto:avmoshchenko@mail.ru))

**ВВЕДЕНИЕ.** Сообщества организмов в морской среде могут находиться в двух «крайних» состояниях: «биологически сбалансированном» и «физически контролируемом» (Несис, 1976). Первые развиваются в биотопах с относительно стабильными и благоприятными условиями среды, вторые – при сильном воздействии некоего жесткого абиотического фактора (факторов). Интуитивно, степень загрязнения, при которой сообщество начнет переход от биологически сбалансированного к физически контролируемому состоянию и есть тот уровень, который следует считать предельно допустимым. Естественно, такой переход должен сопровождаться перестройками состава и структуры сообществ.

Цель работы – определить уровень загрязнения среды, при котором начинается перестройка ассоциаций донных животных, и соотнести его со степенью внешнего воздействия, когда «стартует» трансформация сообществ от биологически сбалансированного к физически контролируемому состоянию.

Задачи: получить абиотические переменные для регрессионного анализа; выделить сообщества макрозообентоса и определить их характеристики; сопоставить абиотические и биологические параметры методами статистического анализа.

**ДАННЫЕ.** Работы выполняли на акватории зал. Петра Великого в 1996–2007 гг. по единой схеме, с отбором проб воды, донных отложений и макрозообентоса по стандартными методикам. Всего обследовано 132 станции, на которых отобраны 332 пробы для анализа сообществ макрозообентоса. Для характеристики воды использовали  $T^{\circ}C$ ,  $S$  (‰), концентрации биогенов,  $O_2$ , рН. Для осадков определяли гранулометрический состав (<0.005–>10 мм), содержание органического углерода ( $C_{орг.}$ ), углеводов, фенолов, пестицидов (ДДТ, ГХЦГ) и металлов (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn).

На основе этих переменным вычисляли: индекс загрязнения воды  $WCI_h = \frac{\sum C_i / ПДК}{n}$ , где  $C_i$  – концентрация вещества  $i$  ( $O_2$ , фосфаты, нитраты и силикаты), ПДК – его предельно допустимая концентрация, средние размер зерен осадка  $m$  и квадратичное отклонение  $SD$ , коэффициенты асимметрии и эксцесса ( $\alpha$  и  $\tau$ ), нормированную энтропию  $H_r$ . Общий уровень загрязнения осадков характеризовали при помощи  $TPF = (PHC + PHE + Pb + Cu + \sum DDT) / 5$ , где  $PHC$ ,  $PHE$ ,  $Pb$ ,  $Cu$  и  $\sum DDT$  – ранговые оценки ( $\ln$ -масштаб) содержания углеводов, фенолов, свинца, меди и суммы ДДТ (Belan, Moshchenko, 2005). С целью уменьшения количества параметров и удаления «уникальной дисперсии», т.е. дисперсии, присущей только

индивидуальным показателям, первичные переменные были подвергнуты процедуре факторного анализа в Q- и R-вариантах.

Для каждой пробы определяли общую плотность поселения и биомассу бентоса ( $A$ ,  $B$ ), число видов в пробе ( $S$ ), индексы Шеннона-Винера и Пиелу ( $H'$  и  $e$ ) и статистику Кларка ( $W$ ). Сообщества выделяли при помощи кластер-анализа (среда  $R$ ) с последующим определением видов с наибольшим вкладом во внутригрупповое сходство (процедура SIMPER) и проверкой приуроченности полученных групп к основным факторам среды – глубине, типу грунта, уровню загрязнения (канонический анализ соответствий, тест Крускала-Уоллиса). Кроме того, для сообществ вычисляли «показатель экологического стресса (ПЭС)» – долю видов, чьи характеристики обилия сильно связаны с общими для сообщества плотностью и биомассой (коэффициент корреляции  $r > 0.7$ ; средняя доля для плотности и биомассы). Всего выделено 19 сообществ, из них пригодных к дальнейшему анализу – 8. Пример процедуры выделения сообществ представлен на рис. 1.

Сопоставление абиотических (общие показатели, значения и нагрузки факторов для толщи воды, гранулометрического состава грунта и загрязнителей) и биологических параметров ( $A$ ,  $B$ ,  $S$ ,  $H'$ ,  $e$ ,  $W$ ) производили посредством пошагового линейного регрессионного анализа с последующим применением процедуры множественной регрессии (табл. 1).

**РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ.** При достижении загрязнением примерно в 70% от максимально возможного уровня ( $\sim 2.8$  в единицах  $TPF$ ) наблюдается инверсия вкладов «естественных» и «антропогенных» факторов в изменчивость общих характеристик сообществ, и на первое место выходят параметры, характеризующие загрязнение (рис. 2 а).

Примерно на этом же уровне начинается коренная перестройка сообществ, которая выражается:

1. В массовом появлении и быстром росте обилия видов – положительных индикаторов загрязнения – т.н. видов-оппортунистов (рис. 2 б).
2. В снижении разнообразия донных животных (рис. 2 в).
3. В изменении размерно-«возрастного» состава макрозообентоса (рис. 2 г): статистика Кларка характеризует суммарную ранговую разность значений биомассы и численности; изменяется от  $-1$  до  $+1$ . Отрицательные значения показывают преобладание относительно мелких животных, положительные – наоборот; виды оппортунисты – мелкие, с коротким жизненным циклом (т.н. г-стратеги в противовес К-стратегам).

В результате этих изменений развиваются новые сообщества, где доминируют виды – положительные индикаторы загрязнения. Часто такие сообщества весьма разнообразны с позиций теории информации (общее число видов невелико, но при этом несколько видов вносят существенный и сходный вклад в общую численность одновременно), а их общая плотность может достигать нескольких тысяч экземпляров на квадратный метр.

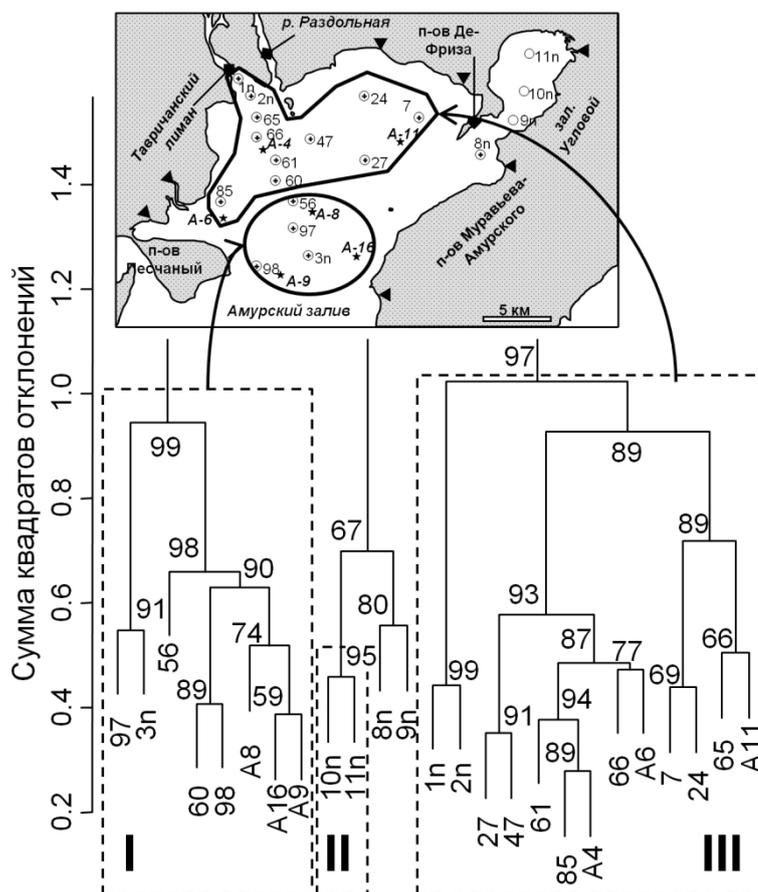


Рис.1. Пример выделения сообществ макрозообентоса (римские цифры): северная часть Амурского залива, 2005 г. Приведена дендрограмма сходства станций, полученная по плотности донных животных (преобразование – корень четвертой степени) методом Варда (ward.D2) с использованием коэффициента сходства Брея-Кертиса. В узлах дендрограммы приведены наилучшие оценки несмещенных бутстреп-вероятностей

Таблица 1. Пример результатов пошагового регрессионного анализа различных биологических характеристик, факторов среды и параметры уравнений линейной регрессии  $Y = b_0 + b_1X_1 + \dots + b_nX_n$  в северной части Амурского залива (2005 г.)

Переменная	Шаг	$r$	$r^2$	Изменение $r^2$	$F_{in}$	$p_1$	$b_i$	$p_2$
<b>Сообщество III. <i>Lumbrineris longifolia</i> (n=11)</b>								
Число видов $S$ , $F=6,63$ $p=0,015$	$b_0$	–	–	–	–	–	3,355	<b>0,390</b>
	$GrL_2$	1	0,533	0,284	0,284	4,35	<b>0,061</b>	27,89
	$GrL_3$	2	0,755	0,570	0,287	6,67	0,027	-16,13
Плотность $A$ , $F=380,4$ $p=0,000$	$b_0$	–	–	–	–	–	20480	0,000
	$GrL_1$	1	0,969	0,940	0,940	171,53	0,000	-14092
	$C_{орг.}$	2	0,993	0,987	0,047	36,45	0,000	-421,4
Биомасса $B$ , $F=22,27$ , $p=0,001$	$b_0$	–	–	–	–	–	257,1	0,015
	$MeF_3$	1	0,818	0,669	0,669	22,28	0,001	322,9
Индекс Шеннона-Винера $H'$ , $F=10,19$ $p=0,003$	$b_0$	–	–	–	–	–	-3,172	0,025
	$H_r$	1	0,706	0,499	0,499	10,95	0,007	13,03
	$WaF$	2	0,804	0,647	0,148	4,19	<b>0,068</b>	-0,577
Индекс Пиелу $e$ , $F=22,83$ , $p=0,001$	$b_0$	–	–	–	–	–	-0,800	0,015
	$H_r$	1	0,821	0,675	0,675	22,83	0,001	2,225

Переменная	Шаг	$r$	$r^2$	Изменение $r^2$	$F_{in}$	$p_1$	$b_i$	$p_2$
Статистика Кларка $WF=5,09$ $p=0,030$	$b_0$	–	–	–	–	–	-0,427	<b><i>0,063</i></b>
	$H_T$	1	0,458	0,210	0,210	2,92	<b><i>0,116</i></b>	0,034
	$MeF_1$	2	0,710	0,505	0,295	5,95	0,035	0,035

Примечание:  $GrL_{1-3}$  – нагрузки факторов, полученных при анализе содержания частиц гранулометрических фракций,  $H_T$  – энтропия гранулометрического распределения,  $WaF$  – значения фактора, полученного при анализе гидрологических параметров,  $MeF_{1-3}$  – значения факторов, полученных при анализе концентраций металлов в осадках,  $C_{орг.}$  – содержание органического углерода в грунте;  $r$  – коэффициент множественной корреляции,  $F$  – расчетная величина критерия Фишера,  $p$  – вероятность справедливости  $H_0$  об отсутствии влияния фактора «модель»,  $F_{in}$  –  $F$  включения,  $p_1$  – вероятность справедливости  $H_0: r=0$ ,  $p_2$  – вероятность справедливости  $H_0: b_i=0$ ; Жирным шрифтом выделены  $p>0,1$ , жирным курсивом –  $p>0,05$ .

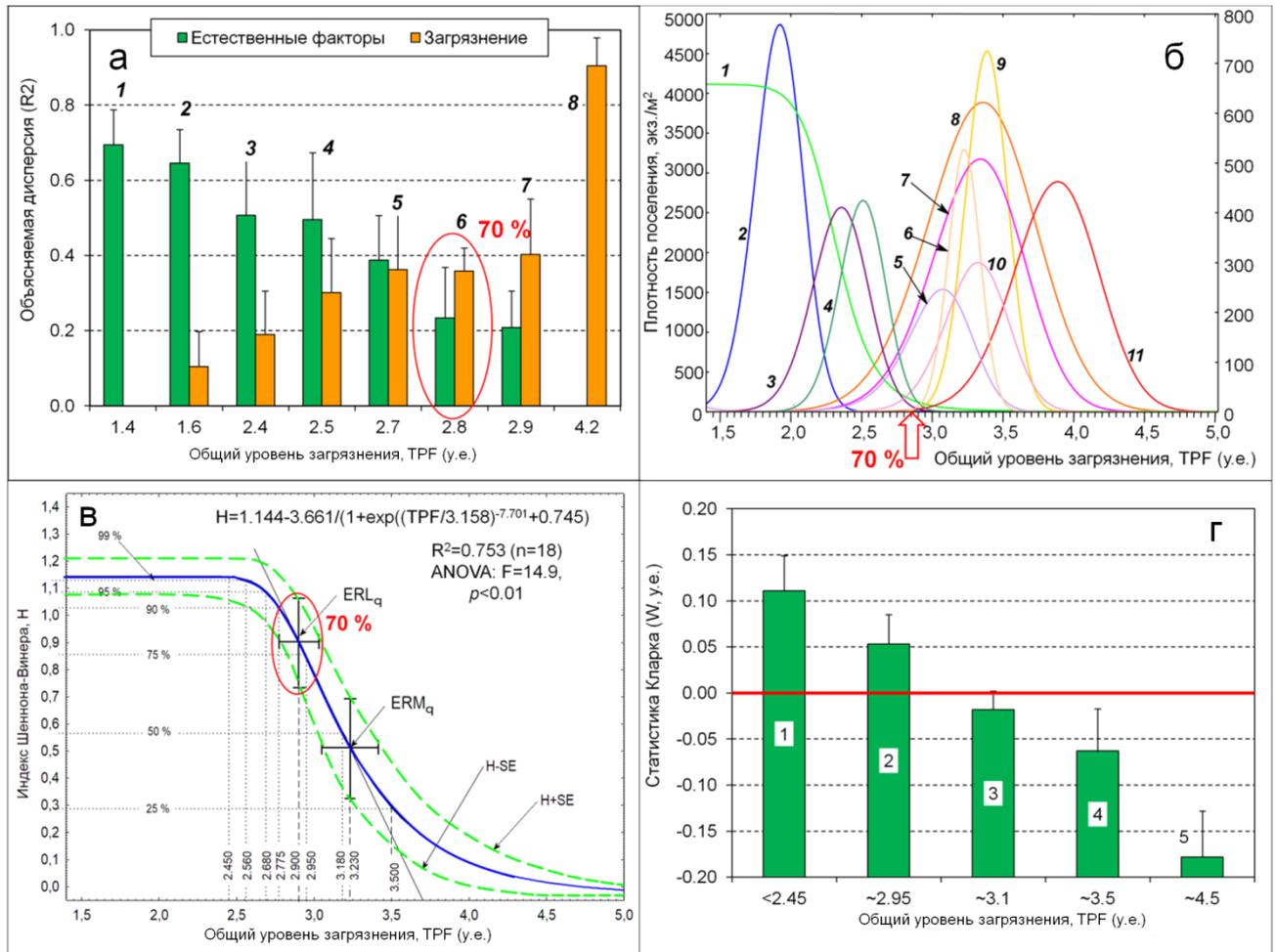


Рис. 2. Соотношение средних вкладов «естественных» и «антропогенных» факторов в изменчивость общих характеристик сообществ (а, 1–8 – сообщества), изменение плотности поселения некоторых видов макрозообентоса вдоль градиента загрязнения (б, 5–11 – положительные индикаторы загрязнения), зависимость величины индекса Шеннона-Винера (*Bivalvia*) от уровня загрязнения (в) и изменение статистики Кларка вдоль градиента загрязнения (г); б–г – по Мощенко, Белан 2007; 2008; Belan, Moshchenko, 2009)

Следует подчеркнуть, что у группировок донной фауны, которые существуют при уровне загрязнения близком к  $TPF=2.8$ , устойчивость к внешним факторам снижается и при дополнительном негативном воздействии (например, снижении содержания кислорода в летний период) происходит резкая смена видового состава и обилия (Мощенко и др., 2018). Эти группировки выглядят довольно благополучно при оценке степени их повреждения и

экологического состояния на основе общепринятых индексов *AMBI* и *M-AMBI* (Мощенко и др., данный сборник).

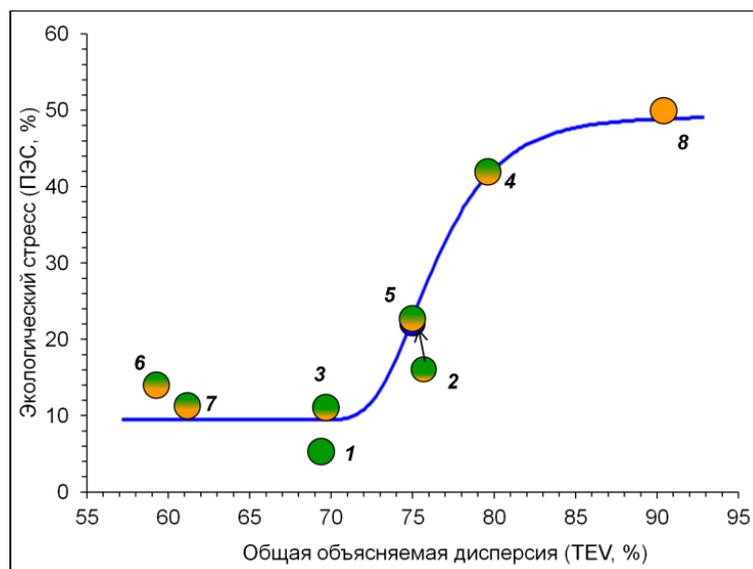


Рис. 3. Зависимость показателя экологического стресса (ПЭС) от доли объясняемой дисперсии (TEV): 1–8 – сообщества на рис. 2 а; градиентная заливка маркеров показывает примерное соотношение вкладов естественных и антропогенных факторов. Модельная кривая получена методом *HOF* (Huisman-Olff-Fresco;  $r^2=0.974$ , ANOVA:  $F=864.2$ ,  $p=0.000$ )

Когда воздействие суммы абиотических факторов (фактора) объясняет более 70% дисперсии интегральных характеристик сообществ, связь параметров обилия отдельных видов со значениями общей биомассы и плотности поселения резко возрастает (рис. 3). Сильная положительная связь индивидуальных характеристик обилия видов с общими для сообщества показателями свидетельствует о наличии некоего общего внешнего лимитирующего фактора. Вероятно, сообщество становится «физически контролируемым». Однако старт переходу от сбалансированного к контролируемому состоянию дает именно суммарное воздействие среды, а не «состав» или преобладание естественных или антропогенных факторов.

## ВЫВОДЫ

- (1) Уровень химического загрязнения, при котором начинается коренная перестройка сообществ, составляет в единицах *TPF* примерно 2.8, причем эта величина учитывает синергичность воздействия различных поллютантов и эмерджентные свойства самих сообществ макрозообентоса. Вероятно, именно ее следует считать предельно допустимой.
- (2) Однако этот уровень не является началом перехода от биологически сбалансированного к физически контролируемому состоянию, что, скорее всего, связано с формированием «группировок загрязненных биотопов», довольно разнообразных с позиции теории информации, с высокой плотностью поселения и доминированием видов – положительных индикаторов загрязнения.

## ЛИТЕРАТУРА

Мощенко А.В., Белан Т.А. Разработка новых методов оценки экологического состояния природной среды дальневосточных морей. Динамика морских экосистем и условия формирования биологического потенциала морей России. Коллективная монография. Владивосток: Дальнаука, 2007, с. 276–313.

Мощенко А.В., Белан Т.А. Количественная оценка степени антропогенного нарушения сообществ макрозообентоса рыхлых грунтов. Биология моря, 2008, т. 34, № 4, с. 279-292.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Ивин В.В. Сообщества макрозообентоса восточной части пролива Босфор Восточный (залив Петра Великого Японского моря). Изв. ТИНРО, 2018, т. 193. В печати.

Несис К.Н. Общие экологические понятия в приложении к морским сообществам. Сообщество как континуум. Биология океана. Т. 2. Биологическая продуктивность океана. М.: Наука, 1977, с. 5–13.

Belan T.A., Moshchenko A.V. Polychaete taxocene variability associated with sediment pollution loading in the Peter the Great Bay (Sea of Japan). Ocean Science Journal, 2005, vol. 40, No. 1, p. 1–10.

Moshchenko A.V., Belan T.A. Pollution indicator species in the communities of soft bottom macrozoobenthos in Amursky Bay (Peter the Great Bay, Sea of Japan). Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan). Volume 2. Vladivostok: Dalnauka, 2009, p. 147–172.