

В.А. Жигульский, В.Ф. Шуйский, Н.С. Царькова, Н.А. Соловей, Е.Ю. Максимова

РЕАКЦИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА ВОДОТОКОВ БАССЕЙНА ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА НА МНОГОФАКТОРНЫЕ АНТРОПОГЕННЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ

V. Zhigulsky, V. Shuisky, N. Tsarkova, N.A. Solovey, E.J. Maximova

RESPONSE OF A WATERWAYS MACROZOOBENTHOS TO MULTIFACTOR ANTHROOGENIC IMPACT IN THE EASTERN PART OF GULF OF FINLAND

Даётся описание количественного метода оценки и нормирования сложных (многофакторных) воздействий на экосистемы рек. Предлагаемый метод использует выявленные общие закономерности реакции лучшего биоиндикатора гидроэкосистем — сообществ макрозообентоса — на многокомпонентную внешнюю нагрузку, оцениваемую оригинальным изоболическим показателем. Разработки основаны и апробированы на представительных результатах многолетних гидроэкологических исследований, выполненных авторским коллективом.

Ключевые слова: макрозообентос, многофакторное антропогенное воздействие, гидроэкосистема.

The description of evaluation and standard-setting quantitative method of complex (multifactor) impacts on rivers ecosystems is given. The suggested method uses the revealed general laws of the best hydroecosystem bioindicator reaction — macrozoobenthocoenoses — to multicomponent external impact, which is estimated by the original isobolic index. The present techniques and data are based on representative long-term hydroecological research results executed by the group of authors.

Key words: macrozoobenthos, multifactor anthroogenic impact, hydroecosystem.

Введение

Количественная оценка многофакторных (или «комбинированных», следуя токсикологической терминологии) антропогенных воздействий на экосистемы является одной из наиболее актуальных задач современной экологии. Для решения этой задачи наиболее перспективны методы биоиндикации. Одним из лучших биоиндикаторов качества водной среды и воздействий на гидроэкосистемы служат сообщества донных макробеспозвоночных (макрозообентос). По сравнению с другими сообществами гидробионтов, характеристики макрозообентоса наиболее стабильны в пространстве и времени. Поэтому именно он наиболее четко отражает не только общее состояние гидроэкосистемы, но и её локальные особенности в градиенте воздействия [5].

Нами разработан и широко апробирован метод биоиндикации, позволяющий количественно оценивать и нормировать комбинированные антропогенные воздействия на отдельные сообщества и на экосистемы в целом [2, 5]. В настоящей работе представляются некоторые результаты использования данного метода для изучения

реакции макрозообентоса малых рек бассейна Восточной части Финского залива на многофакторные воздействия. Для этого использованы результаты многолетних гидроэкологических исследований компании «Эко-Экспресс-Сервис». В целях обеспечения разработки природоохранной документации для множества проектов строительства на территории Ленинградской области компания создала и постоянно пополняет собственную базу гидробиологических данных по областным водотокам. При этом база комплектуется сведениями не только о состоянии кормовой базы рыб в изучающихся водотоках, но и об её реакции на разнообразные антропогенные нагрузки.

Методы

Гидрохимические анализы «первого дня», отбор проб воды и грунта и лабораторный гидрохимический анализ проводились по стандартным методикам (ПНД Ф: 14.1.15-95, 14.1.2.21-95, 14.1.2.22-95; РД: 52.10.243-92, 52.17.262-90, 52.18.191-89, 52.18.575-96, 52.24.364-95–52.24.497-95; и др.). Анализ проб воды и грунта производился: в Аналитическом центре мониторинга окружающей среды Государственного унитарного предприятия по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (ГУП «ГОСМЕТ») Федеральной службы России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды; в лаборатории гидрогеохимии СПГИ; в РЦ «Мониторинг Арктики»; в лаборатории экологической токсикологии ГосНИОРХ. В пробах определялись 23–59 гидрохимических характеристик (включая поллютанты, специфические для изучаемых источников антропогенного воздействия).

Сбор и обработка проб макрозообентоса проводились по стандартным методикам [3, 4, 6]. На участках рек с мягкими грунтами пробы отбирались дночерпателем ТД-83-1016-40 (с площадью захвата 0,025 м²), на участках с твердыми грунтами — количественной рамкой типа «Surber» (площадью 0,05 м², с сетью из газа № 23), при необходимости — водолазным способом (с применением акваланга АВМ7С). Результаты обработки проб зообентоса, сведения о составе воды и иные характеристики условий среды заносились в электронные таблицы MS Excel и затем в единую базу данных под управлением СУБД MS Access. При статистической обработке и математическом анализе данных использовался также пакет программ Statistica (5,0; 6,0).

Количественная оценка и нормирование многофакторных антропогенных воздействий на макрозообентос, используемый как биоиндикатор состояния водной экосистемы, осуществлялись с использованием изоболического метода. Изоболой называется совокупность всех сочетаний значений взаимодействующих факторов, при которых биосистема испытывает одинаковый уровень воздействия (от гр. «ισος» — равное и «βολος» — изменение [1]). Подробное описание метода и примеры его практического применения даются в монографии [5]. Вкратце суть его сводится к следующему:

1. Установлено, что реакцию видового состава макрозообентоса на воздействие целесообразно оценивать не по всем обнаруженным в сообществе видам, а лишь по «характерным», особи которых встречаются в данном сообществе в фоновых условиях (вне воздействия) предсказуемо, с достаточной достоверностью.
2. При этом структура большинства бентосных сообществ оказалась такова, что наиболее удобно и естественно рассматривать как «характерные» те виды, средняя

популяционная плотность которых за период наблюдений отлична от нуля с достоверностью не менее 90 %. При этом в сообществе выделяется устойчивое основное «ядро» характерных видов, присутствие которых достаточно предсказуемо. Соответственно, исчезновение хотя бы одного из «характерных» видов в условиях воздействия может расцениваться как достоверное изменение видового состава данного сообщества, выявленное при доверительном уровне $p = 90 \%$.

3. С учётом того, что видовой состав играет важнейшую, «ключевую» роль относительно остальных свойств сообщества и определяет обратимость их изменений, достоверное изменение видового состава сообщества ($p = 90 \%$) определяется как потеря последним *устойчивости к* данному *воздействию*. Следовательно, количественной мерой устойчивости сообщества макрозообентоса является предельно допустимый уровень воздействия (ПДУ — максимальный уровень воздействия, при котором устойчивость к нему у сообщества ещё сохраняется).
4. Такой подход позволяет описывать устойчивость сообщества к многофакторному воздействию формулой:

$$\sum_{i=1}^n \left[(X_{ij} - X_{i \text{ opt}}) \times (X_{i \text{ tol}} - X_{i \text{ opt}})^{-1} \right]^{Z_i} = 1, \quad (1)$$

где X_{ij} — j -е значение i -го фактора n -факторного воздействия; $X_{i \text{ opt}}$ и $X_{i \text{ tol}}$ — пороговое и предельно допустимое значение i -го фактора; Z_i — показатель взаимодействия i -го фактора с остальными (если оно сильнее аддитивного, $0 < Z < 1$; если слабее — $1 < Z$; если аддитивно — $Z = 1$). Значения параметров уравнения (1) определяются эмпирически в ходе целевого поиска ситуаций потери устойчивости к изучаемому воздействию на конкретном водотоке или, при невозможности их установления, ориентировочно принимаются равными значениям параметров этих же факторов на аналогичных водных объектах, испытывающих сходные воздействия [5].

5. Любой уровень воздействия при этом может количественно оцениваться кратностью превышения устойчивости. Мерой многофакторного воздействия является показатель Y , значение которого для некоторой j -й ситуации рассчитывается по формуле:

$$\sum_{i=1}^n \left[(X_{ij} - X_{i \text{ opt}}) \times (X_{i \text{ tol}} - X_{i \text{ opt}})^{-1} \times (Y_j)^{-1} \right]^{Z_i} = 1. \quad (2)$$

Показатель Y является избыточным, поскольку детерминирует изоболу — определяет все те сочетания значений взаимодействующих факторов, которые вызывают равное изменение сообщества. Соответственно, значение Y показывает, во сколько раз данное многофакторное воздействие превысило свой предельно допустимый уровень (кратность превышения ПДУ).

Результаты

В настоящее время данные о состоянии кормовой базы рыб и рыбном населении в период с 1994 по 2010 г. получены для более чем 100 водотоков, протекающих почти

во всех районах Ленинградской области (рис. 1). Исследовались такие реки (с притоками), как Нева, Луга, Плюсса, Волхов, Сясь, Свирь, Вуокса, а также множество других малых рек и ручьёв.

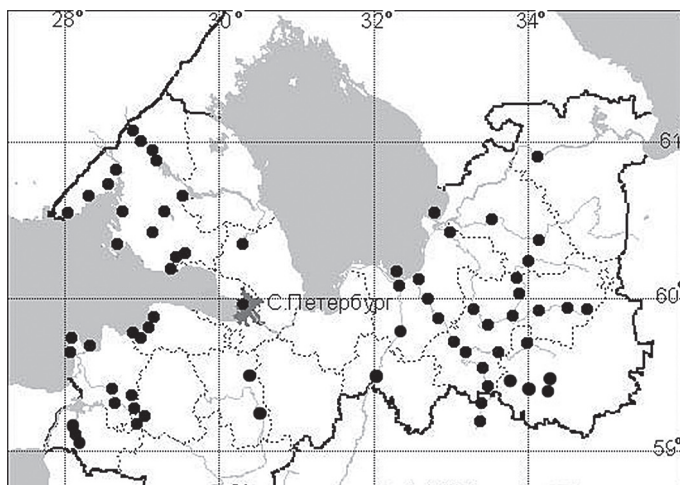


Рис. 1. Изучавшиеся водотоки Ленинградской области

Наряду с влиянием на экосистемы водотоков транспортного и промышленного строительства, изучались также следующие виды антропогенных воздействий: действие эксплуатируемых объектов горно-металлургического комплекса (ООО «ПГ Фосфорит», ОАО «Глинозём» в г. Пикалёво, ОАО «Бокситогорский глинозём», ЗАО «Каменногорское карьероуправление», ОАО «Ленинградсланец»); влияние эксплуатируемых предприятий целлюлозно-бумажной промышленности (Светогорский и Сясьский ЦБК); термофикация в сочетании с загрязнением; влияние объектов нефтегазового комплекса; влияние сельскохозяйственных объектов; влияние населённых пунктов; последствия молевого лесосплава; антропогенное эвтрофирование; интенсивное рыбоводство; мероприятия по рекультивации рек с нарушенной русловой структурой и др. Наиболее представительны сведения о речном макрозообентосе и дрефте (протоколы обработки более 6 тыс. проб).

Использование изоблического показателя Y позволяет выявить реакцию изученных сообществ речного макрозообентоса на многофакторные воздействия различного происхождения и разной степени сложности. На рис. 2 представлены значения некоторых характеристик макрозообентоса в условиях различных антропогенных воздействий, нормированные относительно своих фоновых значений (определённых в данном водотоке в то же время вне изучаемого воздействия в таком же биотопе). Это количество видов в сообществе (S), индекс видового разнообразия по Шеннону-Уиверу (H , бит/экз.), биомасса (B , г/м²) и средняя масса особи (W , мг). При нормировке относительно фоновых значений показатели приобретают вид S/S_0 , H/H_0 , B/B_0 и W/W_0 соответственно.

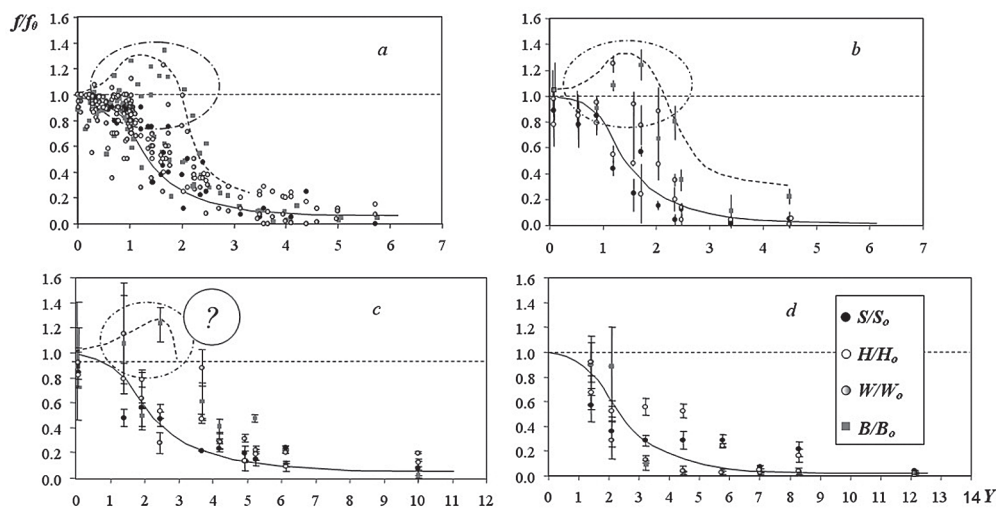


Рис. 2. Реакция макрозообентоса некоторых рек бассейна Восточной части Финского залива на антропогенные воздействия: эвтрофирование без токсификации (a, b), со слабой (c) и со значительной (d) токсификацией.

Реки: a — притоки р. Свири; b — р. Чёрная с притоками; c — притоки р. Сясь; d — р. Луга. Характеристики: S/S_0 — видовое богатство; H/H_0 — видовое разнообразие; B/B_0 — биомасса; W/W_0 — средняя масса особи (значения характеристик нормированы относительно фоновых).

Штрих-пунктиром выделен эффект стимуляции биомассы и средней массы сообществ при эвтрофировании без токсификации (в ситуациях: a, b и, менее выражено, c)

Обсуждение

Практика показывает, что формы реакции характеристик речного макрозообентоса от уровня многофакторного воздействия довольно разнообразны (примеры на рис. 2), однако могут быть вполне естественно типизированы. По мере равномерного усиления воздействия (и, соответственно, увеличения значения Y) значения большинства количественных характеристик макрозообентоса закономерно уменьшаются. Пока исходный видовой состав сообщества и определяемая им упругая устойчивость к воздействию сохраняются ($Y < 1$), значения количественных характеристик макрозообентоса уменьшаются незначительно (обычно — не более чем на 15 % от своих фоновых значений).

Потеря упругой устойчивости сообщества к воздействию обычно проявляется в исчезновении из биотопа особей не какого-либо одного, а сразу многих стенобионтных видов. Их совместное исчезновение вызывает скачкообразное уменьшение большинства количественных показателей сообщества (на 30–60 % от фоновых значений, чаще всего — на 40–50 %). Резкое изменение видового состава и количественных структурно-функциональных характеристик, происходящие при потере упругой устойчивости сообщества макрозообентоса, имеет бифуркационный характер и может быть вполне обоснованно определено как *первая катастрофа* сообщества.

Дальнейшая реакция характеристик сообщества, уже утратившего упругость, на усиление воздействия сверх ПДУ ($Y > 1$) более разнообразна. Могут быть выделены следующие три основных типа реакции сообществ на возрастание многофакторного воздействия, выражаемого изоболическим показателем Y (рис. 3).

Тип I. После первой катастрофы дальнейшее усиление воздействия вызывает плавное, постепенное уменьшение значений характеристик сообщества, асимптотически стремящихся к нулю или иному минимальному значению (без второй катастрофы). График такой функции отклика представляет собой монотонную нисходящую S -образную кривую (рис. 3, кривая I; практический пример — на рис. 2d).

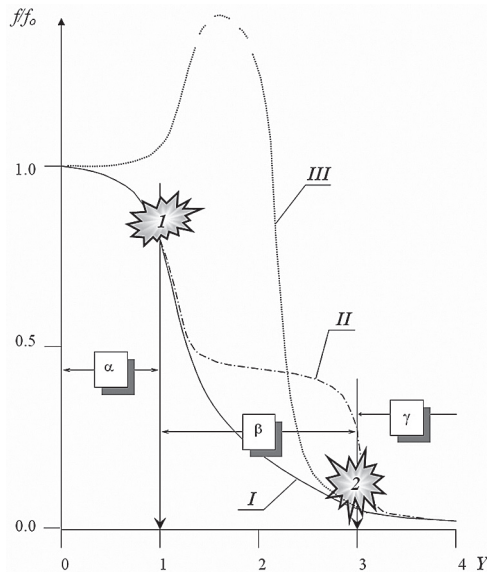


Рис. 3. Типы реакции характеристик макрозообентоса на многофакторное антропогенное воздействие. Обозначения в тексте

Тип II. После первой катастрофы дальнейшее усиление воздействия до определённого уровня не вызывает существенных изменений значений функции. Однако при более высоком уровне воздействия повторно происходит резкое обеднение видового состава сообщества и связанное с этим скачкообразное уменьшение значений его характеристик, то есть происходит **вторая катастрофа** сообществ макрозообентоса. Вторая катастрофа некоторых донных сообществ наблюдалась при уровне воздействия, примерно втрое превосходящем ПДУ ($Y \approx 3$) [5]. График такой функции отклика представляет собой монотонную нисходящую двухступенчатую кривую (рис. 3, кривая II).

Степень выраженности второй катастрофы в разных ситуациях может существенно варьировать. По целому ряду объективных причин ситуацию второй катастрофы в природных условиях обнаружить намного сложнее, чем первой. Однако на некоторых

реках, экосистемы которых претерпевают антропогенные сукцессии, она выражена весьма отчётливо [5]. Пока остаётся неясным, является ли вторая катастрофа в градиенте воздействия столь же обязательной, характерной и отчётливо выраженной, как и первая.

Тип III. Усиление воздействия сначала, до некоторого уровня ($Y \approx 2$), вызывает увеличение значений некоторых характеристик сообщества, а затем, превысив этот уровень, наоборот, определяет их довольно резкое уменьшение. Иногда так реагируют на эвтрофирование, не связанное с токсификацией, количественные характеристики обилия макрозообентоса (биомасса, плотность, скорость образования продукции). Так, например, на твёрдых субстратах умеренное эвтрофирование стимулирует увеличение указанных характеристик донных сообществ за счёт снятия трофического лимитирования и экспансии в них эврибионтных бентонтов [5]. В этом случае график функции отклика представляет собой немонотонную куполообразную кривую (рис. 3, кривая III; примеры — на рис. 2*a,b*). На заиленных плёсах этот эффект не наблюдается.

В зависимости от свойств биотопа и от характера оказываемого воздействия этот стимулирующий эффект может быть выражен в различной степени. При техногенном эвтрофировании водного объекта, отягощённом токсификацией, описанный стимулирующий эффект может проявляться слабо, нечётко (как, например, при воздействии ОАО «Бокситогорский глинозём» на притоки р. Сяси: рис. 3*c*) или же вообще отсутствовать (как, например, это наблюдается в зоне воздействия ООО «ПГ Фосфорит» на р. Лугу: рис. 3*d*).

Таким образом, между выделенными основными тремя типами функций отклика характеристик макрозообентоса на антропогенное воздействие нет чётких границ и возможны любые промежуточные, переходные ситуации. Выделяются три основные градации многофакторного воздействия: α — незначительное ($Y < 1$); β — значительное (при $1 < Y < 3$); γ — сильное (при $Y > 3$).

Многочисленные сведения о количественных характеристиках сообществ гидробионтов и о закономерностях их реакции на различные антропогенные воздействия используются в ООО «Эко-Экспресс-Сервис» для обеспечения объективной оценки ожидаемого ущерба кормовой базе рыб при проектируемых воздействиях на экосистемы водотоков Ленинградской области.

Выводы

1. На примере рек Ленинградской области рассмотрены некоторые особенности реакции макрозообентоса как наиболее представительного биоиндикатора состояния гидрэкосистем на антропогенное воздействие. Показано, что многофакторное антропогенное воздействие на макрозообентос может быть адекватно оценено предложенным изоболическим показателем (Y). Структура показателя такова, что каждое значение Y соответствует всем тем (и только тем) сочетаниям значений взаимодействующих факторов, на которые биоиндикатор реагирует определённым, равным изменением. Поэтому использование изоболического показателя позволило проанализировать, обобщить, формализовать и использовать основные количественные закономерности реакции биоиндикатора — сообществ макрозообентоса на различные техногенные воздействия.

2. Предложена классификация основных типов реакции характеристик макрозообентоса на возрастающее антропогенное воздействие. Три выделенных типа реакции достаточно условны и могут иметь любые промежуточные формы. Если техногенная сукцессия водотока происходит по «классическому» сценарию антропогенного эвтрофирования без существенной токсификации, то в биотопах со слабо заиленными, твёрдыми субстратами при умеренных уровнях нагрузки ($Y \approx 1 \div 2$) наблюдается эффект стимуляции некоторых характеристик сообществ (биомасса, средняя масса особи, скорость продуцирования и др.). На мягких грунтах (а при техногенной токсификации вод — на всех субстратах) этот стимулирующий эффект малых воздействий сглажен или не наблюдается. При дальнейшем усилении воздействия ($Y > 2$) значения этих характеристик лимитируются во всех биотопах. Характеристики, зависящие от видового состава (количество характерных видов, индексы разнообразия и др.) монотонно и закономерно асимптотически убывают во всём диапазоне значений $Y > 1$ при любом типе воздействия. Любые воздействия при их уровне $Y > 3$ в любом типе биотопа ведут к деградации сообществ макрозообентоса, количественные характеристики которых не превышают при этом 10–15 % от своих фоновых значений.
3. Выявленные и описанные закономерности реакции макрозообентоса на многофакторные антропогенные воздействия могут быть использованы для оценки, нормирования и прогнозирования комбинированных антропогенных нагрузок на водные экосистемы. В частности, они используются специалистами компании «Эко-Экспресс-Сервис» при разработке природоохранной документации для проектов, связанных с гидростроительством на территории Ленинградской области.

Литература

1. *Власов В.В.* Реакция организма на внешние воздействия: общие закономерности развития и методические проблемы исследования — Иркутск: ИГУ, 1994. — 344 с.
2. *Жигульский В.А., Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Григорьева Ю.Н.* Биоиндикация аэротехногенного загрязнения наземных экосистем выбросами энергетических предприятий (на примере Сланцевского района Ленинградской области). // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Сб. мат. VIII Всероссийской научно-практ. конф. с международным участием. — г. Киров, 1–2 дек. 2010 г. — Киров: ООО «Лобань», 2010, т. 1, с. 79–83.
3. *Комулайнен С.Ф., Круглова А.Н., Хренников В.В., Широков В.А.* Методические рекомендации по изучению гидробиологического режима малых рек. — Петрозаводск, 1981. — 41 с.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Зообентос и его продукция — Л., 1983, с. 29–46.
5. *Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С.* Изобалический метод оценки и нормирования многофакторных антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы по состоянию макрозообентоса. — СПб.: МАНЭБ, 2004. — 304 с.
6. *Slack K.V., Averett R.C. Gresson P.E., Lipsone R.G.* Methods for collection and analysis of aquatic biological and microbiological samples. // Technique of waterresources of geological Survey, Books, Chapter A–Y, 1973. — 165 p.