

УДК: 576.68+519.876.5

КИНЕТИКА РОСТА БАКТЕРИОПЛАНКТОНА НА ПОЧВЕННЫХ ЭКСТРАКТАХ КРАСНОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

© 2009 Н.Н. Дегерменджи¹, А.Г. Дегерменджи²

¹Красноярский государственный медицинский университет, г. Красноярск;
e-mail: nn1947@yandex.ru

²Институт биофизики СО РАН, Красноярск; e-mail: ibp@ibp.ru

Экологическое прогнозирование динамики микроорганизмов и качества воды в Красноярском водохранилище основано на знании зависимости удельной скорости роста (УСР) от лимитирующих субстратов. Объектом исследования является влияние почвенного экстракта материала береговых обрушений - перманганатной окисляемости – ХПК (химическое потребление кислорода) на рост автохтонного бактериопланктона Красноярского водохранилища. Определяется максимальная УСР и константа Михаэлиса-Ментена. Данные параметры использовались в экомодели Красноярского водохранилища для оценки эффективности самоочищения.

Ключевые слова: почвенный экстракт, бактериопланктон, кинетика роста, прогноз.

ВВЕДЕНИЕ

Красноярское водохранилище представляет собой глубокий слабопроточный водоем с преимущественно сезонно контролируемым протоком. В разнообразном использовании водохранилища преобладает гидроэнергетика. Площадь водного зеркала составляет 2000 кв. км., объем – 73.3 куб. км., длина - около 390 км, средняя ширина - 5-6 км. Одной из отличительных характеристик водохранилища является значительная переменность уровня водной поверхности - от 234 до 225 м, т.е. диапазон составляет 18 м. Возраст водохранилища - 37 лет. Гидробиология водохранилища характеризуется интенсивным “цветением” сине-зеленых водорослей, достигающим до 1.4-3.3 г/куб. м сухого веса. (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Melosira granulata* (0.34 г/куб. м) и *Fragilaria crotonensis* (0.31 г/куб. м)).

Микроорганизмы играют основную роль в круговороте углерода, азота, фосфора и серы, а также в минерализации и самоочищении, как в естественных, так и в искусственных аквасистемах [6]. Полное описание микробиологического блока водных экосистем должно основываться не только на стехиометрии элементного цикла, но также на кинетических характеристиках процессов и их зависимости от условий среды во время эксперимента. Введение экспериментальных кинетических характеристик в математические прогнозные модели представляет собой новый прогрессивный путь и должно способствовать повышению адекватности теории при прогнозировании состояния экосистемы. Основные трудности возникают при выборе субстрата для экспериментов по кинетическим характери-

кам. Анализ источников некоторых органических веществ в Красноярском водохранилище показал, что основным компонентом является процесс деструкции прибрежной зоны. Количество отложений при деструкции прибрежной полосы при прогнозе на десятилетний период составляет около 40% общего баланса, однако с завершением строительства Саянского моря (вверх по течению) оно поднимется до 73%. Разрушение лесных почв, чернозема способствует поступлению гумуса и других органических соединений в Красноярское водохранилище. Все это приводит к необходимости исследования УСР бактериопланктона (Б) на почвенных экстрактах материалов разрушения береговой полосы и его поглощение.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Почвенных экстракт культуральной среды для культивирования Б приготавливался из почв различных горизонтов, разрушающихся в районе водной станции Сыдинского залива. Микробиологические взятие образцов с целью культивации было проведено на той же водной станции в стерильных условиях на глубине 20 см от поверхности с одновременной фильтрацией фито- и зоопланктона.

Почвенные экстракты приготавливались по методу Фишера [5]: 1 кг почвы плюс 1 литр 0,1% водного раствора Na_2CO_3 , естественная экстракция в течение 24 часов со встряхиванием, центрифугированием и стерилизацией автоклавированием. Химическая потребность в кислороде (ХПК) чистого желтого почвенного экстракта составляла 140 мг ХПК/л. Изменение начальной

концентрации органического вещества во время экспериментов по выращиванию Б осуществлялось перемешиванием различных пропорций экспериментального объема Б и объема экстракта: в контроле (с) - 200 мл экспериментального и 0 мл экстракта, 1 - 20 и 180; 2 - 60 и 140; 3 - 100 и 100; 4 - 140 и 60; 5 - 180 и 20. Колбы помещались в термостат при температуре 20°C. Общая численность Б определялась прямым счетом на ядерных фильтрах под люминесцентным микроскопом; в конце эксперимента измерялась остаточная концентрация ХПК в супернатанте в каждой колбе.

РЕЗУЛЬТАТЫ ПО КИНЕТИКЕ РОСТА

Из динамики величины X ($[X]$ = кл/мл) Б во время экспериментов (с, 1-5) рассчитывалась УСР: $G(S_{ХПК}) = \ln(X_2/X_1)/(t_2 - t_1)$, где $S_{ХПК}$ - средняя концентрация ХПК в течение экспериментального периода УСР ($\mu_{max} = 0,117 \pm 0,019 \text{ ч}^{-1}$) константа Михаэлиса-Ментена ($K_s = 7,85 \pm 6,6$ мг ХПК/л), а также коэффициент поглощения органики почвенного экстракта Б: $y = 11,74 \pm 1,17$ г ХПК/г биомассы.

МОДЕЛЬНЫЙ ПРОГНОЗ: ДИНАМИКА БАКТЕРИЙ

Расчет динамики Б проводился по имитационной модели экосистемы. Модель имеет следующие основные блоки: гидрологический блок (осуществляющий гравитационное и ветровое течения), блок морфометрии водоема, гидрохимический блок, экологический блок. Экологический блок содержит следующие компоненты: диатомовые и сине-зеленые водоросли, Б, зоопланктон, простейшие, химические компоненты. Зависимость УСР от Б представлена на рис. 1.

Расчет динамики Б совместно с представлением натуральных полевых данных (по заливу Сыда Красноярского водохранилища) проводился для вариантов экосистем различной степени сложности (обозначенных на рис. 2 цифрами 1-8):

1. только гидрологическая модель, биологические процессы «заморожены»;
2. Б ограничено ХПК, остальные компоненты отсутствуют;
3. присутствуют следующие компоненты: диатомовые и сине-зеленые водоросли, бактерии, простейшие, органическое вещество, фосфор, азот, при отсутствии зоопланктона и круговорота;
4. то же, что и вариант 3, но с круговоротом;
5. то же что и вариант 3, за исключением повышения G_{diatom} и зоопланктона;

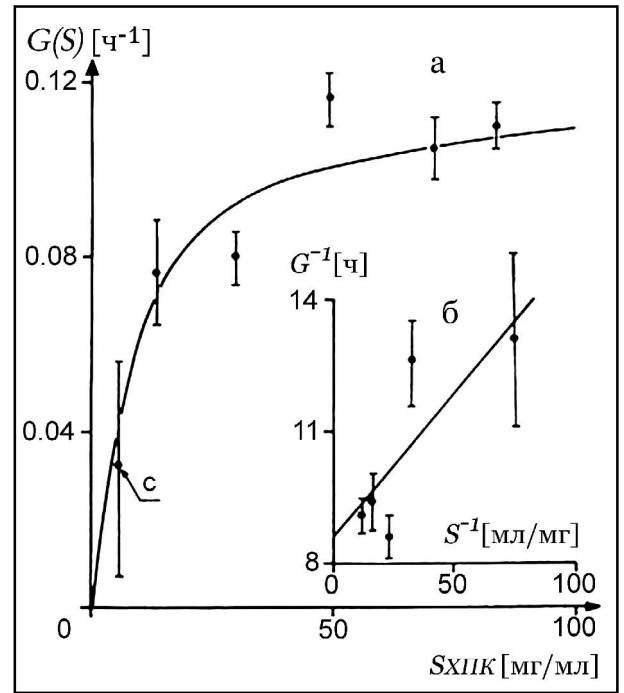


Рис. 1. График зависимости УСР (G) бактериопланктона от ХПК концентрации почвенных экстрактов ($S_{ХПК}$) из материалов обрушений берегов Красноярского водохранилища: а - прямые координаты; б - обратные координаты; с - опыт, не использовавшийся при расчетах μ_{max} и K_s .

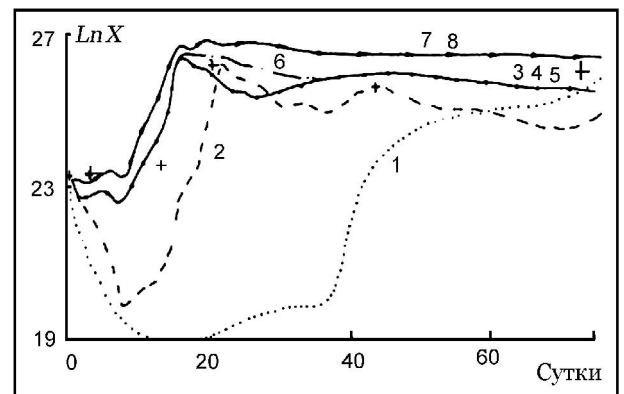


Рис. 2. Расчетная динамика бактерий (+ - данные наблюдений).

6. то же что и вариант 5, но с круговоротом;
7. то же что и вариант 6, за исключением еще большего повышения G_{diatom} ;
8. то же что и вариант 3, но с включением каннибализма зоопланктона, и круговоротом, G_{diatom} несколько ниже.

Динамика Б связана с входными потоками ограничивающей рост органики в «камеру». При снижении притока органики Б отмирает и плотность Б снижается. Важным следствием этого

является то, что приток аллохтонной органики как таковой не может адекватно объяснить наблюдаемую динамику Б и становится необходимым допустить образование дополнительного аллохтонного вещества в водной экосистеме.

МОДЕЛЬНЫЙ ПРОГНОЗ: ДИНАМИКА САМООЧИЩЕНИЯ

Еще одним применением кинетических характеристик является прогноз самоочищения. В качестве нового параметра введем экономическую оценку ущерба, наносимого сбросами предприятий в совокупности с температурными перепадами на Енисее после строительства Красноярской гидроэлектростанции. Летняя температура на участке от Дивногорска до Красноярска упала с 18-20°C до 10-12°C [3], в то время как зимняя температура воды поднялась на один - два градуса выше точки замерзания. Такие изменения должны оказывать влияние на экосистему.

Для получения эколого-экономической оценки ущерба допустим, что существует только одно загрязняющее вещество (например, общая концентрация S органического вещества), поглощаемого Б. Самоочищение представляет собой снижение S вниз по течению. При допущении высокой турбулентности в вертикальных и боковых измерениях, что вполне вероятно для Енисея, очищение зависит только от расстояния вдоль реки, r , и от времени t . Уравнение динамики экосистемы, объединенное с уравнениями движения Сан-Венана (1) для нестационарного потока жидкости имеют вид:

$$\begin{cases} I_0 - \frac{\partial h}{\partial r} = \frac{v^2}{c^2 R} + \frac{1}{g} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{v}{g} \frac{\partial v}{\partial r}, \frac{\partial w}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial r} = q \\ \frac{\partial s}{\partial t} + v \frac{\partial s}{\partial r} = -G(s)X, \quad \frac{\partial X}{\partial t} + v \frac{\partial X}{\partial r} = -G(s) \frac{1}{y} X \end{cases} \quad (1)$$

$I \equiv i_0 - \partial h / \partial r$ с типичными граничными и начальными условиями [2]. Здесь t - время; r - координата, рассчитанная вдоль потока; Q - расход воды; i_0 - уклон дна; h - уровень воды; I - уклон водной поверхности в виде разности между уклоном дна и глубиной (h), изменяющейся по потоку; $v(r, t)$ - средняя скорость на участке r ; g - ускорение тяжести; R - гидравлический радиус; $c=c(R)$ коэффициент Шези (Shezy factor); q - приток на единицу водного потока; $w(h, t)$ - «живое» сечение; $X(r, t)$ - биомасса Б; $G(s)$ - УСР Б как функция S ; $S(r, t)$ - концентрация загрязняющего вещества, т.е. растворенного органического вещества (РОВ); $1/y$ - коэффициент урожайности.

Для простоты рассмотрим стационарную задачу для системы (1). Решение такой системы

относительно $s(r)$ (при линейной УСР:

$$G(s) = \mu_{\max} / K_s * S \equiv k * S \text{ имеет вид:} \\ s(r) = (X_0 / y + s_0) s_0 / (X_0 / y * \exp[k(X_0 / y + s_0)r / v] + s_0) \quad (2),$$

где $s_0 = s(0)$, $X_0 = X(0)$, т.е. для $i=0$.

В случае, когда УСР Б описывается уравнением Моно $G(s) = \mu_{\max} s / (K_s + S)$, аналитическое выражение для $s(r)$ преобразуется к трансцендентному виду:

$$s_0 ((X_0 / y + s_0) - s(r))^a / s(r) = \\ (X_0 / y)^a \exp[k(X_0 / y s_0)r / v] \quad (3),$$

где $a \equiv 1 + (X_0 / y + s_0) / K_s$.

Проанализируем следующую ситуацию: каким образом s_0 - начальная концентрация загрязняющего вещества в месте «предыдущего» выброса влияет на фоновую концентрацию этого вещества на участке до «следующего» выброса? Можно показать (см. формулу (3)), что при очень высоких и очень малых концентрациях s_0 величины $s(r)$ будут небольшими. Следовательно, существует такая критическая величина

$s_0 = s_0^{crit}$, после которой концентрация $s(r)$ снижается, т.е. может возникнуть «парадоксальная ситуация» когда при повышении загрязненности где-то вверху по течению концентрация загрязнения на некотором расстоянии вниз по течению снижается. При большой начальной биомассе X_0 имеем аналитическую оценку: $s_0^{crit} > v / (rk)$. Учет насыщения в зависимости УСР (3) может вызвать появление еще одной критической концентрации s_0 , после которой фоновая концентрация вновь начнет подниматься (рис. 3).

Допустим, что на расстоянии r' был произведен сброс того же загрязняющего вещества с очистных сооружений со скоростью Q_d и концентрацией $S_i(r')$ Обозначив концентрацию РОВ на расстоянии $r' - \varepsilon_1$ ($\varepsilon_1 \approx 0$) вверх по течению от места сброса как $S_{up}(r')$ и вниз по течению ($r' + \varepsilon_1$), как $S_{dw}(r')$ получаем (при условии полного перемешивания)

$$S_{dw}(r') = Q / (Q_d + Q) S_{up}(r') + Q_d / (Q_d + Q) S_i(r') \\ \text{или } (1 + \beta) S_{dw}(r') = S_{up}(r') + \beta S_i(r'), \quad (4)$$

где $\beta \equiv Q_d / Q$ - коэффициент перемешивания. При неполном перемешивании Q можно заменить на соответствующий поток.

Величина S_i может быть связана с концентрацией загрязняющего вещества на входе очистного сооружения (P) отношением $\alpha P / (\alpha + m) = S_i$. Стоимость (m) резко повышается с повышением степени очистки. Наивысшая возможная концентрация $S_{dw}(r')$ не должна

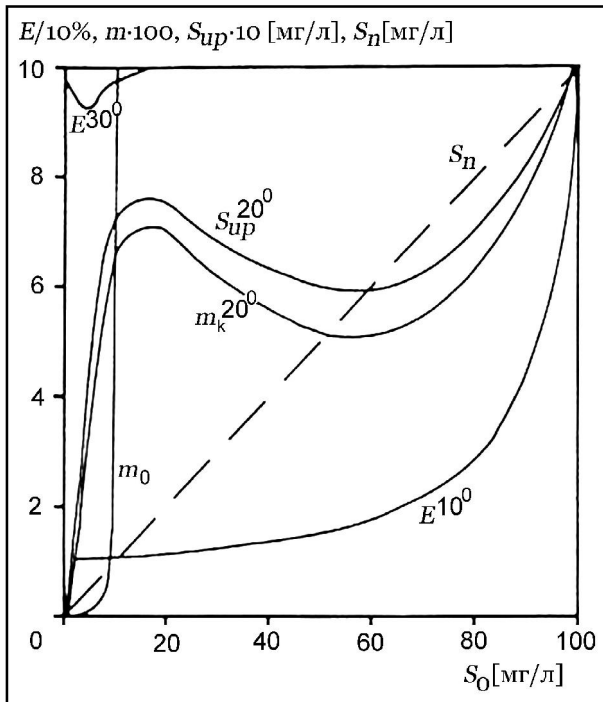


Рис. 3. Самоочищение (E), стоимость очистки (m) и концентрация загрязняющего вещества РОВ (S_{up}) как функция концентрации «выше» по течению (S_0); цифры вверху - температуры воды; S_n - концентрация без самоочистки ($k=0$).

превышать максимально допустимую концентрацию - ПДК. Следовательно, S_i также имеет верхний предел $S_i \leq (1 + \beta)ПДК / \beta + S_{up} / \beta$. Это условие, ограничение $S_i P$ и выражение (4), приводят к искомой формуле стоимости очистки (m) с допущением на предисторию самоочищения в реке

$$m = \{a[\beta(P - ПДК) + S_{up}(r') - ПДК]\} / \{\beta ПДК - (S_{up}(r') - ПДК)\} \quad (5)$$

В зависимости от требуемой точности оценки (m) концентрацию S_{up} в (5) можно рассматривать в виде (2) или (3). Оценка m сама по себе не определяет ущерба; скорее стоимость сохранения природы (очистки), но изменения этой величины могут обеспечить знание ущерба или прибыли при изменении условий. При объединении с (2) выражение (5) обеспечивает стоимость очистки как функцию параметров экосистемы, таких как максимальная УСР, урожайность и т.д. Если эти важнейшие характеристики соотносены с влиянием факторов окружающей среды, B_i , таких как температура, токсиканты и т.д. составляющие ущерба можно определить для любого фактора.

а) Общий ущерб - составляющие ущерба. В общем случае стоимость очистки (m) является функцией внешних факторов (B_i), или $m = m(B_1, \dots, B_n)$, Соответственно, общий ущерб

(или прибыль) Δm при небольших отклонениях B_i от начальных величин B_i оценивается выражением:

$$\Delta m = \sum_{i=1}^n (\partial m / \partial B_i) |B_i| \Delta B_i.$$

Величина $\partial m / \partial B_i$ определяет ущерб или экономии приписываемые «единичному» изменению влияния B_i , а $\Delta m_i = (\partial m / \partial B_i) \Delta B_i$ представляет собой составляющую ущерба в случае изменения коэффициента на ΔB_i .

Проведем оценку ущерба, вызванную изменением, скажем, температуры, T . Применим $S_{up}(r)$ в виде уравнения (2) или при строгих ограничениях. Легко доказать, что $m = Q_1 \exp(dr) + l_1 / Q_2 \exp(dr) + l_2$, где явный вид параметров не приводится для экономии места $d = kX_0^{v-1} / y$. Пусть $d=d(T)$. В диапазоне исследованных температур было экспериментально обнаружено, что $(\partial k / \partial T) > 0$.

Другими словами, приводится увеличивающаяся часть УСР как функция температуры. Тогда, $\Delta m_T \equiv (\partial m / \partial T) \Delta T = \lambda (\partial k / \partial T) \Delta T (\lambda < 0)$ (6).

Последнее выражение показывает, что с падением температуры Δm_T положительно. Следовательно, снижение температуры приводит к ущербу, который можно оценить в строгих количественных терминах по формуле (6).

б) Какова стоимость самоочистки? На этот необычный, но важный вопрос можно ответить очень четко. В гипотетическом случае отсутствия самоочистки ($k=0$) стоимость очистки составляет

$$m_0 = \alpha (\beta P - S_{up}^{crit} + s_0) / (S_{up}^{crit} - s_0)$$

где $S_{up}^{crit} \equiv (1 + \beta)ПДК$.

С допущением природного механизма очистки ($k \neq 0$) она составляет

$$m_k = \alpha [\beta P - S_{up}^{crit} + S_{up}(r)] / [S_{up}^{crit} - S_{up}(r)].$$

При равенстве всех прочих условий стоимость дается разностью ($m_0 = m_k$). В действительности, это - оценка финансовой «помощи» очистному сооружению, обеспечиваемой водной экосистемой. Тогда, $E = (m_0 - m_k) / m_0$ представляет собой экономию, приписываемую данной «помощи». Преимущество данной оценки заключается в независимости от параметра α - стоимости самоочистки - которая является неизвестной.

Для конкретизации оценки ущерба воспользуемся экспериментальными результатами, полученными на Красноярском водохранилище.

Нами принято, что та же зависимость УСР (рис.1) сохраняется в нижнем бьефе Красноярского водохранилища ($S_{ХПК}$) и выражена как $S_{sgr} : S_{sgr} = S_{ХПК} * 1.7$ [1].

$$G(S) = k'(T)S / (13.75 + S);$$

$$k'(T) = 0.34 \exp\{-[(T - 32) / 11.3]^2\}.$$

Расчетные величины E , S_{up} и t для некоторых модельных параметров ($P=0.001$; ; $X_0=0.33$; $ПДК=10$), экспериментальных данных $G(S)$ (рис.1) и $y=0.0501$ и натуральных значений $r=40$ км; $v=4$ км/час) показаны на рис.3. $S_{up}(r)$ использовалась в виде уравнения (3). В модельном примере снижение средней летней температуры на 10°C привело к 40%-ному снижению экономии.

При данной оценке экономических последствий экологических изменений экосистема рассматривается в свете экономической целесообразности. Объединение с другими экспертными критериями может привести к комплексному принятию решений по водопользованию. Преимуществом предлагаемого подхода является четкость всех легко определяемых параметров. Данный подход может быть итеративно использован для полного описания экономической эффективности экосистемы для всей реки.

В настоящей статье мы рассмотрели нетрадиционный подход к моделированию качества воды и динамики бактериопланктона, основанный на цепочке теоретических и экспериментальных исследовательских этапов. Данный экспериментальный метод получения кинетической информации совместно с моделированием может найти применение в различных сферах водопользования на водохранилищах.

Работа выполнена при поддержке Интеграционных проектами СОРАН № 50 и № 95.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алёкин О.А. Основы гидрохимии. С.-Петербург: Гидрометеиздат. 1-444с.
2. Антонцев, С.А. и Меурманов А.М. Математические модели совместного движения поверхностных и грунтовых вод, НГУ: Новосибирск. 1979.
3. Гительзон И.И., Абросов Н.С., Гладышев М.И., Дегерменджи А.Г., Сидько Ф.Я., Шевырногов А.П., Гольд В.М. и Гольд С.З. Енисей: проблемы крупнейшей реки Сибири // В кн.: Круговорот углерода и минеральных веществ в крупнейших реках мира / Под ред. Дегенс Е.Т. и Р. Херрера. Сондербд. Гамбург. SCOPE/ UNEP, 1985. №58, с. 471-485.
4. Дегерменджи, А.Г., Печуркин Н.С. и Шкиденко А.Н.. Автостабилизация факторов роста в биологических системах. Новосибирск: Наука. 1979. с.1-141.
5. Тенпер, Е.З., Шилинкова Б.К. и Переверзева Г.Л. Микробиологический практикум. Агропромиздат, Москва. 1987. 1-239с.
6. Карп Н.Г. и Уиттон Б.А. Биология цианобактерий. Унив. Беркли Пресс, Беркли. 1982. 1-688с.

GROWTH KINETICS OF AQUATIC MICROORGANISMS ON SOIL EXTRACTS IN KRASNOYARSK RESERVOIR AND MATHEMATICAL MODELING

© 2009 N.N. Degermendzhy¹, A.G. Degermendzhi²

¹Krasnoyarsk Medical Academy, Krasnoyarsk; E-mail: nn1947@yandex.ru

²Institute of Biophysics SB RAS, Akademgorodok; E-mail: ibp@ibp.ru

The ecological forecasting of microorganisms and water quality dynamics in Krasnoyarsk reservoir is based on knowledge of dependence of specific growth rate (SGR) on limiting substrata. It investigated the influence of soil extract on the growth autochthonic bacterioplankton of Krasnoyarsk reservoir. The maximum SGR and Michaelis-Menten constant (on chemical oxidation decomposition (COD) - permanganate) is determined. This parameters are used in ecomodel of Krasnoyarsk reservoir and Yenisei river to estimate the payoff of self-purification.

Key words: soil extract, bacterioplankton, growth kinetics, prediction.