

УДК 556.531.4 (470.22)

ПРОЦЕССЫ ТРАНСФОРМАЦИИ, КРУГОВОРОТА И ОБРАЗОВАНИЯ ВЕЩЕСТВ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ

П. А. Лозовик, А. В. Рыжаков, А. В. Сабылина

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН

Рассмотрены кинетические закономерности трансформации, круговорота и образования веществ в природных водах на примере водоемов Карелии. Установлено, что трансформация органических веществ, $N_{\text{орг}}$ и $P_{\text{общ}}$, связанная с ассимиляционной способностью водных объектов, протекает намного медленнее, чем круговорот азотистых соединений и продукционно-деструкционные процессы. В составе лабильного органического вещества (ОВ) обнаружены углеводы, белки, аминокислоты и липиды.

Ключевые слова: трансформация, круговорот, образование, продукция, деструкция, органическое вещество, биогенные элементы, природные воды.

П. А. Lozovik, A. V. Ryzhakov, A. V. Sabylina. PROCESSES OF MATTER TRANSFORMATION, CYCLES AND FORMATION IN NATURAL WATERS

Kinetic patterns in the transformation, cycle and formation of matter in natural water bodies are considered with Karelia as the example. We found that the transformation of organic substances, N_{org} and P_{tot} , related to the assimilating capacity of the water bodies, proceeds at a much slower rate than the cycle of nitrogenous substances and production-destruction processes. Labile organic matter was found to comprise carbohydrates, proteins, amino acids, and lipids.

Key words: transformation, cycle, formation, production, destruction, organic matter, nutrients, natural waters.

Введение

Внутриводоемные процессы, которые влияют на качество воды и функционирование водных экосистем, можно разделить на три основные группы:

- трансформация веществ и их удаление из водной среды;
- внутриводоемный круговорот биогенных элементов и других соединений;
- продукционно-деструкционные процессы [Эволюция..., 1988; Бульон, 1994].

Под трансформацией веществ понимают их седиментацию и захоронение в донных отложениях, окисление части органического вещества

(ОВ) до CO_2 и H_2O , восстановление некоторых форм азота до N_2 химическим путем, переход веществ из растворенного состояния в коллоидно-дисперсное и последующую их коагуляцию и ряд других процессов. Их влияние на качество воды хорошо заметно в озерах с замедленным водообменом, в которых показатели содержания неконсервативных веществ (Fe, ОВ, Si, $N_{\text{орг}}$, $P_{\text{общ}}$) намного меньше, чем в приточных водах [Ладожское озеро..., 2002].

Вторая группа процессов связана с внутриводоемным круговоротом соединений: переходом одних их форм в другие как химическим, так и биохимическим путем. К таким процессам следует отнести «Fe, Mn-цикл» в водоемах,

имеющий ярко выраженный сезонный характер [Даувальтер, 2007]. В зимний период наблюдается активное поступление Fe^{2+} и Mn^{2+} из донных отложений в воду, затем окисление этих форм в период открытой воды с образованием труднорастворимых соединений до $Fe(III)$ и $Mn(IV)$ и поступление последних в донные отложения. Наибольшее значение для функционирования водных экосистем имеет внутриводоемный круговорот биогенных элементов – соединений P, N, Si, наряду с процессами их трансформации [Кузнецов и др., 1985]. Непрерывный круговорот азотистых соединений заключается в переводе $N_{орг}$ в NH_4^+ в результате аммонификации, далее идет окисление NH_4^+ до NO_2^- и NO_3^- (нитрификация) и потребление NO_3^- бактерио- и фитопланктоном, что фактически замыкает этот процесс. Аналогичное можно отметить и для соединений фосфора и кремния. Минеральные формы фосфора, прежде всего дигидро- и гидрофосфаты, потребляются в процессе фотосинтеза и бактериальной деструкции и переходят в органические формы фосфора. Затем происходит их окисление в водной среде при отмирании клеток планктона, вновь приводящее к образованию фосфатов. Кремний активно потребляется планктоном, особенно диатоновыми водорослями [Schelske, 1976]. При их отмирании он частично переходит в воду, а большей частью – захоранивается в донных отложениях.

Особую роль в водных объектах играют продукционно-деструкционные процессы, в результате протекания которых происходит образование автохтонного ОВ, существенно отличающегося от аллохтонного ОВ по качественному составу. Основу автохтонного ОВ составляют углеводы, мочевина, белки, аминокислоты, летучие органические кислоты и другие соединения. Поэтому целью работы было установить закономерности протекания внутриводоемных процессов трансформации, круговорота и накопления веществ в водной среде на примере некоторых водных объектов Карелии с использованием новых методических подходов, разработанных авторами.

Трансформация веществ в водных экосистемах

Внутриводоемные процессы трансформации неконсервативных веществ (органического вещества, фосфора, железа, кремния) наряду с их внешним поступлением в озеро с водосборной территории и с атмосферными осадками, выпадающими на его поверхность, являются существенным фактором формирования качества воды. Для оценки степени трансформации веществ в озерных системах широко использу-

ется в лимнологии показатель удерживающей способности: $R = (\bar{C}_{пр} - C_{ос})/\bar{C}_{пр}$. Он не является кинетическим параметром, а показывает относительное понижение концентрации вещества в озере и отражает скорость его трансформации. Для нахождения кинетических параметров была разработана модель трансформации веществ в озерных системах [Lozovik, 2003; Лозовик, 2006; Лозовик и др., 2007, 2010; Лозовик, Рыжаков, 2009]. В результате было получено кинетическое уравнение:

$$R/(1 - Re^{-\tau}) = k\tau, \quad (1)$$

позволяющее рассчитывать константы скорости трансформации веществ по величине τ и удерживающей способности. Для больших озер ($\tau \geq 10$) уравнение (1) преобразуется к более простому виду $R/(1 - R) = k\tau$, а для высокопроточных ($\tau \ll 1$) – $R = k\tau$.

Удерживающая способность и константы скорости трансформации были рассчитаны с использованием данных по химическому балансу озер и их водообмену (табл. 1). Для озер учитывалось содержание только аллохтонного ОВ и $N_{орг}$ в его составе, которое оценивалось по их доле от общего количества ОВ, выраженное по биохроматной окисляемости [Лозовик и др., 2007].

Анализ данных табл. 1 показывает, что наименьшие значения констант для всех компонентов наблюдаются для больших стратифицированных озер: Онежского, Ладожского и Сегозеро (τ 10–16 лет) и большие – для малых нестратифицированных озер с периодом водообмена от 0,4 до 3,1 года. Причина таких различий кроется в том, что большие озера в сравнении с малыми – холодноводные и имеют более низкую среднегодовую температуру, а также меньшую продолжительность периода повышенных температур (свыше 10 °С) в поверхностных слоях воды. Второй причиной является разный качественный состав лабильного вещества, поступающего в озера с приточными водами, что видно на примере соединений Fe. В Ладожском озере, принимающем сток трех крупных рек, вытекающих из больших озер, константа скорости трансформации $Fe_{общ}$ меньше, чем в других больших озерах. Это объясняется поступлением в Ладожское озеро воды с более трансформированными соединениями Fe. Максимальная константа скорости трансформации $Fe_{общ}$ в оз. Водлозеро, по-видимому, связана с притоком речных вод с очень высоким содержанием соединений Fe ($\bar{C}_{пр} = 1,3$ мг/л). Их гидролиз приводит к быстрому уменьшению концентрации $Fe_{общ}$ в озерной воде, и, как следствие этого, озеро имеет высокое значение удерживающей способности по отношению к $Fe_{общ}$ ($R = 0,60$), несмотря на малый период водообмена ($\tau = 0,5$ года).

Таблица 1. Период водообмена, удерживающая способность озер и константы скорости трансформации веществ

Озеро	τ, лет	OB		N _{орг}		Fe _{общ}		P _{общ}		Si	
		R	k, год ⁻¹	R	k, год ⁻¹	R	k, год ⁻¹	R	k, год ⁻¹	R	k, год ⁻¹
1. Онежское	15,6	0,72	0,14	0,64	0,10	0,91	0,41	0,72	0,14	0,85	0,27
2. Ладожское	11,7	0,70	0,17	0,69	0,16	0,75	0,21	0,63	0,13	0,74	0,20
3. Сегозеро	9,95	0,68	0,18	0,70	0,19	0,88	0,43	0,68	0,18	0,33	0,05
4. Сямозеро	3,13	0,52	0,27	0,45	0,21	0,68	0,43	0,48	0,24	0,58	0,32
5. Вендюрское	2,29	0,60	0,42	0,43	0,26	0,82	0,76	0,30	0,16	-0,03	-
6. Исо-Пюхярви	1,26	0,35	0,33	0,27	0,25	0,41	0,40	0,39	0,38	0,39	0,37
7. Остер	1,16	0,40	0,42	0,31	0,31	0,68	0,82	0,26	0,38	0,06	0,06
8. Селецкое	0,95	0,44	0,55	0,42	0,52	0,63	0,85	0,42	0,52	0,03	0,04
9. Крошнозеро	0,88	0,39	0,51	0,38	0,49	0,60	0,85	0,47	0,63	0,57	0,80
10. Пряжинское	0,79	0,48	0,70	0,13	0,17	0,32	0,45	0,31	0,44	0,74	1,17
11. Водлозеро	0,50	0,35	0,74	0,45	0,97	0,60	1,30	0,27	0,57	0,57	1,23
12. Суоярви	0,41	0,13	0,33	0,04	0,11	0,14	0,34	0,00	0,00	0,11	0,28

Трансформация соединений Si заметно варьирует. В озерах Сегозерской группы (Остер, Селецкое) и в оз. Вендюрском концентрация Si в приточных водах равна его концентрации в озерной воде. В этих озерах наблюдается отсутствие трансформации Si, что можно объяснить неучтенным источником поступления Si с подземными водами, непосредственно разгружающимися в озеро, или его выщелачиванием из подстилающих пород со дна. Вероятно, по указанным причинам отмечена очень низкая константа скорости трансформации Si и в оз. Сегозеро (0,05 год⁻¹) против 0,27 в Ладожском и 0,20 год⁻¹ в Онежском озере. Для эвтрофных озер (Водлозеро, Пряжинское и Крошнозеро) отмечены очень высокие константы скорости трансформации Si (0,80–1,23 год⁻¹). В них активно протекает фотосинтез и потребляется SiO₂ планктоном. Из-за мелководности озер (h_{ср} 2,8–5,7 м) Si из планктона не успевает в них регенерироваться в водной толще и оказывается захороненным в донных отложениях в отличие от олиготрофных и более глубоких (h_{ср} 9–29 м) озер Остер, Селецкое и Сегозеро.

Константы скорости трансформации P_{общ}, а также OB и N_{орг} аллохтонного происхождения имеют близкие значения для больших и малых озер (см. табл. 1). Средние значения k для этих трех компонентов в больших озерах составляют 0,16 год⁻¹ и в малых – 0,43 год⁻¹. По-видимому, для этих компонентов имеет место близкий механизм их трансформации.

Температурную зависимость констант скоростей трансформации рассмотрим на примере P_{общ}, OB и N_{орг} для больших (k = 0,16 год⁻¹) и малых (k = 0,43 год⁻¹) озер. Температурные условия в больших и малых озерах в зимний, весенний и осенний периоды можно считать близкими, а в летний они существенно отличаются. В этот сезон следует ожидать и наибольшую трансформацию веществ в озерных системах. Среднегодовую температуру в больших озерах

примем около 5 °С, а в малых – около 14 °С. Используя известное уравнение

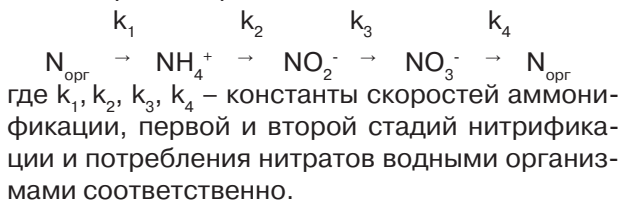
$$\ln \frac{k_{T_2}}{k_{T_1}} = \frac{T_2 - T_1}{10} \ln \gamma,$$

получим, что температурный коэффициент (γ) трансформации P_{общ}, OB и N_{орг} равняется 3,0, что согласуется с правилом Вант-Гоффа. Поэтому можно считать, что основные различия в константах скоростей трансформации P_{общ}, OB и N_{орг} в больших и малых озерах связаны с особенностями их температурного режима.

Внутриводоемные процессы круговорота азота в природных водах

Азот наряду с фосфором и кремнием является важнейшим биогенным элементом. От количества и форм его соединений во многом зависит общая биопродуктивность водоемов [Кузнецов и др., 1985]. Выделяют минеральные формы азота – аммоний, нитриты, нитраты и органическую, включающую белки, полипептиды, аминокислоты, амиды, мочевины и др. Ранее в ИВПС КарНЦ РАН был накоплен большой массив данных по содержанию основных форм азота в водных объектах Карелии. В большинстве водоемов распределение форм азота подчиняется следующей закономерности: N_{орг} (0,44) >> NH₄⁺ (0,05) > NO₃⁻ (0,01) >> NO₂⁻ (0,001 мг N/л) (в скобках указаны средние региональные значения концентраций азотистых веществ). Среди форм азота превалирует N_{орг}, а из минеральных – NH₄⁺. Из этой закономерности исключаются большие стратифицированные озера, в которых содержание нитратов в гипolimнионе намного больше, чем аммония. В них при низкой температуре на глубине в отсутствие света не происходит потребление NO₃⁻ планктоном и нитраты накапливаются в водной среде [Лозовик, Бородулина, 2009]. Динамика изменения состава и соотношения различных соединений азота определяется интенсивностью их биохимической (бактериаль-

ной) трансформации в результате протекания внутриводоемного круговорота, представляющего собой циклическую цепь последовательных реакций первого порядка:



Используя методы лабораторного моделирования и анализа натуральных данных, мы впервые определили кинетические характеристики данных реакций (константы скоростей, средние величины скоростей, время полупревращения).

Для опытов использовали природную воду из разнотипных водоемов Карелии (озера Онежское, Чучъярви, Крошнозеро, Кривое, р. Лососинка). Пробы воды объемом 1 л инкубировали при 19–22 °С в темноте в неплотно закрытых сосудах для обеспечения доступа кислорода. В исходной воде и далее через определенные промежутки времени определяли содержание $N_{\text{общ}}$, $N_{\text{орг}}$, NH_4^+ , NO_2^- и NO_3^- . Строили кинетические зависимости концентрации NH_4^+ и NO_2^- от времени реакции. Количество этих соединений постепенно растет и достигает своих максимумов, а далее снижается. По графикам определяли величины максимумов содержания NH_4^+ и NO_2^- , а также время их достижения. Эти экспериментальные данные необходимы для расчета значений k_1, k_2 и k_3 с использованием кинетической теории последовательных реакций первого порядка, описанной в монографии [Эммануэль, Кнорре, 1974]. Известно, что аммонификация и нитрификация являются реакциями первого порядка [Леонов, Айзатуллин, 1977]. Для нахождения k_1 и k_2 применяли систему из двух уравнений:

$$[N_{\text{амм}}]_{\text{макс}} - [N_{\text{амм}}]_0 = [N_{\text{орг}}]_0 \cdot \left(\frac{k_2}{k_1}\right)^{\frac{k_2}{k_1 - k_2}}, t_{\text{макс}} = \frac{\ln \frac{k_2}{k_1}}{k_2 - k_1} \quad (2)$$

где $[N_{\text{амм}}]_{\text{макс}}$ – максимальная концентрация ионов аммония, $[N_{\text{амм}}]_0$ – начальная концентрация ионов аммония, $[N_{\text{орг}}]_0$ – начальная концентрация органического азота, $t_{\text{макс}}$ – время достижения максимальной концентрации аммонийного азота. По значениям k_1 и k_2 были рассчитаны средние скорости реакций аммонификации (V_1) и первой стадии нитрификации (V_2) для озерных вод (табл. 2) [Рыжаков и др., 2010].

Наличие максимумов на графиках зависимости концентрации NO_2^- от времени позволило определить константу скорости второй стадии нитрификации (k_3). Расчет проводили по формуле:

$$[NO_2^-]_{\text{макс}} - [NO_2^-]_0 = k_1 \cdot k_2 \cdot [N_{\text{орг}}]_0 \left[\frac{e^{-k_1 t}}{(k_2 - k_1)(k_3 - k_1)} + \frac{e^{-k_2 t}}{(k_1 - k_2)(k_3 - k_2)} - \frac{e^{-k_3 t}}{(k_1 - k_3)(k_2 - k_1)} \right], \quad (3)$$

где $[NO_2^-]_{\text{макс}}$ – максимальная концентрация N- NO_2^- ; k_1 – константа скорости аммонификации; k_2 – константа скорости первой стадии нитрификации; $[NO_2^-]_0$ – начальная концентрация NO_2^- ; t – время достижения максимальной концентрации NO_2^- ; $[N_{\text{орг}}]_0$ – начальная концентрация $N_{\text{орг}}$. Далее были рассчитаны и величины k_4 – константы скорости ассимиляции нитратов до $N_{\text{орг}}$. Для этого среднюю скорость 1, 2 и 3 стадии цепи (0,018 мг N · л⁻¹ · сут⁻¹) разделили на среднюю концентрацию NO_3^- (0,01 мг N/л) в водных объектах Карелии и получили $k_4 = 1,8$ сут⁻¹.

Таблица 2. Константы скоростей и истинные скорости аммонификации и нитрификации в разнотипных озерах Карелии

Озеро	k_1	k_2	V_1	V_2
	сут ⁻¹		мг N · л ⁻¹ · сут ⁻¹	
Онежское	0,03	0,33	0,02	0,02
Чучъярви	0,01	0,38	0,01	0,01
Крошнозеро	0,03	0,62	0,02	0,03
Кривое	0,04	0,30	0,03	0,02

Средние значения кинетических характеристик отдельных стадий круговорота азотистых веществ в природных водах Карелии представлены в табл. 3.

Таблица 3. Средние значения кинетических характеристик отдельных стадий круговорота азотистых веществ в природных водах Карелии

Характеристика	Аммонификация	1-я стадия нитрификации	2-я стадия нитрификации	Ассимиляция NO_3^- до $N_{\text{орг}}$
k , сут ⁻¹	0,04	0,34	2,35	1,80
$\tau_{1/2}$, СУТ	17,3	2,0	0,3	0,4
V , мг N · л ⁻¹ · сут ⁻¹	0,018			

Сравнивая между собой значения k для различных стадий, можно сказать, что они находятся в обратной зависимости от концентраций соединений азота, которые являются исходными для соответствующих стадий цикла. Так, наименьшей константой скорости является k_1 , а наибольшей – k_3 . Поэтому для большинства водных объектов Карелии содержание $N_{\text{орг}}$ значительно превалирует над другими, а ионы NO_2^- не успевают накапливаться, и их концентрация всегда остается на очень низком уровне. Поскольку $k_2 > k_1$, то в водных объектах преобладают ионы NH_4^+ над NO_3^- .

Таким образом, сочетание натуральных данных с методами лабораторного моделирования

позволяет установить кинетические характеристики круговорота азотистых соединений, как отдельных его стадий, так и всего цикла в целом.

Продукционно-деструкционные процессы

Продукционно-деструкционные процессы играют важную роль в водных экосистемах. Они приводят к образованию автохтонного ОВ, а основные продуценты и деструкторы (фито- и бактериопланктон) являются кормовой базой зоопланктона. Широко известно, что деструкция во многих северных водоемах и морских экосистемах выше, чем продукция, и только в высокопродуктивных объектах продукция больше деструкции [Бульон, 1994; Сапожников, 2003].

Особенности протекания продукционно-деструкционных процессов рассмотрим на примере некоторых озер Карелии, по которым имеются сведения по продукции, деструкции, БПК₅, БПК₂₀ и по содержанию автохтонного ОВ [Харкевич и др., 1985; Сабылина, Басов, 2000, 2003; Теканова, Тимакова, 2006]. В число объектов включены озера с различным водообменом, уровнем трофии и гумусностью воды (табл. 4). Все эти водоемы мало подвержены антропогенному влиянию от точечных источников загрязнения, поэтому деструкции подвергается в основном лабильное ОВ природного происхождения.

О высоком уровне трофии водоемов можно судить по величинам БПК₅ и БПК₂₀ (табл. 4). Эти показатели наибольшие в озерах Крошнозеро, Святозеро, Миккельское и Вохтозеро, которые являются эвтрофными. В остальных озерах эти величины намного меньше и соответствуют уровню олиго-, мезотрофных водоемов.

Содержание автохтонного ОВ оценено по эмпирической формуле с использованием данных по ХПК, ПО и цветности: $p_{авт} = 0,62ХПК / Hum - 0,35$, где $Hum = \sqrt{ЦВ \cdot ПО}$ [Лозовик и др., 2007]. Наиболее высокая доля автохтонного ОВ (свыше 40 %) отмечена в озерах Онежское, Пертозеро, Каменное, Пяозеро, Топозеро, Ковдозеро, Святозеро и Миккельское. В первых пяти озерах высокая доля автохтонного ОВ связана с их замедленным водообменом (τ 3,3–15,6 года), и, как следствие этого, продукционно-деструкционные процессы приводят к накоплению ОВ автохтонной природы. Большое содержание автохтонного ОВ в оз. Святозеро обусловлено прежде всего его эвтрофным характером и малым удельным водооборотом ($\Delta F = 3,1$). Хотя оз. Крошнозеро эвтрофное, но оно достаточно проточное ($\tau = 0,9$ года), доля автохтонного ОВ в нем невысока. Несмотря на то что оз. Миккельское еще более проточное, чем Крошнозеро, оно принимает сток с последнего озера, является более эвтрофным, и доля автохтонного ОВ в нем выше (51 %). Повышенная доля автохтонного ОВ в проточном оз. Ковдозеро связана с тем, что основной приток воды в него поступает из оз. Пяозеро, имеющего высокое содержание автохтонного ОВ. В остальных озерах доля автохтонного ОВ меньше (7–30 %). Из последней группы выделяется оз. Риндозеро (самым низким процентом автохтонного ОВ) и оз. Вендюрское – более высокой долей автохтонного ОВ. Первое имеет меньший период водообмена ($\tau = 0,8$ года), чем второе ($\tau = 2,3$ года). Следует особо подчеркнуть, что содержание автохтонного ОВ определяется не только интенсивностью продукционно-деструкционных процессов в водном объекте, но и зависит от его водообмена и удельного

Таблица 4. Косвенные характеристики содержания ОВ и показатели деструкции и первичной продукции в некоторых озерах Карелии

№ п/п	Озеро	Hum	БО, мг О ₂ /л	БПК ₂₀		БПК ₂₀ /БО, %	$p_{авт}$	Р	А
				мг О ₂ /л					
1	Крошнозеро	29,3	28,0	3,04	5,52	20	0,24	1,06	0,90
2	Святозеро	10,8	15,0	3,41	5,09	34	0,51	0,95	0,95
3	Миккельское	27,0	33,6	4,29	8,70	26	0,42	1,32	1,13
4	Вохтозеро	17,5	17,8	1,59	5,93	33	0,28	0,26	0,19
5	Вендюрское	15,8	16,8	1,13	1,99	12	0,30	0,16	0,14
6	Риндозеро	31,3	21,2	0,90	1,80	8	0,07	0,24	0,09
7	Пертозеро	8,8	17,4	1,68	2,88	19	0,88	0,23	0,20
8	Топозеро	9,7	11,9	0,98	1,83	15	0,41	0,13	0,05
9	Пяозеро	8,5	11,3	0,88	1,87	17	0,47	0,09	0,06
10	Ковдозеро	9,8	13,0	0,37	0,94	7	0,47	0,11	0,06
11	Каменное	11,6	16,7	0,87	2,14	13	0,54	0,14	0,07
12	Сегозеро	12,7	12,6	0,95	2,01	16	0,27	0,03	0,02
13	Ср. Куйто	19,7	18,6	0,58	1,47	8	0,24	0,13	0,12
14	Нюк	23,0	23,4	0,62	1,52	6	0,28	0,24	0,13
15	Кимасозеро	27,1	22,3	1,02	2,27	10	0,16	0,10	0,05
16	Контоски	17,9	18,8	1,16	2,36	13	0,30	0,21	0,08
17	Онежское	10,8	14,7	0,84	1,68	11	0,42	0,09	0,05*

Примечание. * – данные для поверхностного горизонта.

водосбора, которые отражаются на степени утилизации в водоеме лабильного ОВ и в поступлении аллохтонного ОВ.

Анализ связи между лабильным и автохтонным ОВ по их доле от общего содержания ОВ (табл. 4) позволил выделить 5 озер с очень низким количеством как лабильного (в среднем 8 %), так и автохтонного (16 %) ОВ и 8 озер – с повышенной их долей (15 и 40 % соответственно). В четырех эвтрофных озерах при средней доле автохтонного ОВ (36 %) доля лабильного была выше (28 %), чем во всех остальных озерах. Поэтому лабильные ОВ природных вод следует считать источником и составной частью автохтонного ОВ.

В составе лабильного ОВ в ряде озер Карелии были исследованы биохимически легкоокисляемые соединения: углеводы, белки, аминокислоты и липиды. Данные о их количественном и качественном составе были получены на озерах Куйто, Топозеро, Пяозеро, Онежское и некоторых притоках и водоемах его бассейна (Крошнозеро, Святозеро, Тарасмозеро, Миккельское и др.) за многолетний период с 1980 по 2010 г. [Сабылина, Ипатова, 1985; Сабылина и др., 2010].

Суммарная концентрация углеводов в озерах Карелии колеблется от следовых количеств до нескольких мг/л. Содержание их повышено до 10 мг/л на мелководье эвтрофных озер в весенне-летний период, т. е. там, где в воду поступает большое количество ОВ, выделяемого фитопланктоном. В северных озерах Куйто, Топозеро, Пяозеро средние концентрации углеводов изменяются в пределах 1,5–2,8 мг/л. В центральном плесе Онежского озера, в Кондопожской и Петрозаводской губах их содержание не превышает 3 мг/л (в среднем около 2 мг/л). В евтрофированной части Кондопожской губы содержание углеводов в зимний (2009 г.) и весенне-летний (2010 г.) периоды выше и составляет в среднем 7 мг/л. Такие же высокие концентрации отмечены и в двух южных эвтрофных озерах Крошнозеро и Святозеро. Установлено, что в составе моносахаридов из гексоз преобладает глюкоза или манноза, а в составе пентоз преобладает ксилоза [Сабылина и др., 2010].

Концентрация белков в центральном плесе Онежского озера составляет 150 мг N/л, в его притоках – 160–410 мг N/л, а в мезотрофных губах Кондопожской и Петрозаводской – около 200 мг N/л. Наибольшее содержание белков в июле – августе (1986–1987 гг.) обнаружено в эвтрофных озерах Крошнозеро и Святозеро (710 и 875 мг N/л соответственно). В северных малопродуктивных озерах Куйто концентрация белков в течение года изменялась от 40 до 233 мг N/л.

Содержание растворенных аминокислот (РА) в холодноводных озерах Северной Карелии колебалось от 3 (Верхнее Куйто) до 14 мгк N/л (оз. Пяозеро) и в среднем составляло 7 мгк N/л [Сабылина, Ипатова, 1985]. В летний период в центральном плесе Онежского озера содержание РА достигало 10 мгк N/л, а в мезотрофных губах (Кондопожской, Петрозаводской) их количество было 15 мгк N/л. В притоках Онежского озера содержание РА изменялось от 5 до 32 мгк N/л [Кукконен, Пирожкова, 1984]. Концентрация РА в эвтрофных озерах Крошнозеро, Святозеро довольно высокая в летний период (около 33 мгк N/л), а в зимний период она в 2 раза меньше. В среднем в составе $N_{орг}$ на долю РА приходится 1–2 %, а на долю белков – 15–30 %. Сезонная динамика содержания белков и РА была изучена на оз. В. Куйто в поверхностном слое воды. Наибольшая концентрация $N_{орг}$ была обнаружена летом (420 мгк/л), а наименьшая – весной (270 мгк/л), а доля азота белков от $N_{орг}$ соответственно составила 15 и 30 %. Снижение доли белков летом, по-видимому, связано с более активной трансформацией их при повышенной температуре воды [Сабылина, Ипатова, 1985].

Исследования липидов проводились на озерах Куйто, Крошнозеро, Святозеро, Сямозеро, Онежское [Сабылина, Семенов, 1981; Сабылина, Басов, 2003]. Показано, что концентрация растворенных липидов в озерах Верхнее и Среднее Куйто колеблется от 20 до 206 мгк/л. В южных эвтрофных озерах в период массового развития планктона их содержание в поверхностном слое воды достигало 350 мгк/л, а в центре Онежского озера – 250 мгк/л. В групповом составе преобладают полярные липиды (30–45 % от их суммы) и жирные кислоты (15–20 %).

Анализ величин продукции и деструкции, полученных *in situ* в вегетационный период, показал, что наибольшие значения деструкции (D), как и БПК₅ и БПК₂₀, отмечены в эвтрофных озерах Крошнозеро, Святозеро, Миккельское, Вохтозеро. Значение продукции по Винбергу в указанных озерах было близким к деструкции, а в остальных, как правило, в 1,5–3 раза меньше (табл. 4). Такие различия вполне закономерны и объяснимы. В высокопродуктивных озерах, в которых содержится большое количество легкоокисляемых ОВ, суточная продукция существенно не влияет на потребление кислорода. В малопродуктивных озерах, в которых лабильного ОВ незначительное количество, на суточной продукции уже сказывается потребление кислорода продуцируемым ОВ.

Для выяснения этих различий рассмотрим, что учитывается при определении продукции

кислородным методом по Винбергу [Винберг, 1960] и из чего складывается изменение содержания O_2 при фотосинтезе и деструкции. Продукция (А) определяется по формуле: $A = \Delta O_2 + D$, где ΔO_2 – изменение содержания O_2 в течение суток в склянке на свету, D – деструкция (изменение за сутки содержания O_2 в склянке в темноте). Изменение содержания кислорода в ходе фотосинтеза складывается из следующих основных элементов: $(O_2)_{\text{исх}} + (O_2)_{\text{фотосинтеза}} - (O_2)_{\text{деструкции исходного ОВ}} - (O_2)_{\text{деструкции продуцируемого ОВ}} = (O_2)_1$ (содержание O_2 после суточной экспозиции на свету). Фактически в формуле Винберга не учитывается потребление O_2 на деструкцию продуцируемого ОВ в ходе опыта, что, собственно, и приводит к занижению результатов в малопродуктивных водоемах. Более логично расчет продукции проводить по следующей формуле:

$$P = \Delta O_2 + D + (\Delta O_2)_{\text{деструкции продуцируемого ОВ}} \quad (4)$$

Определить величину деструкции продуцируемого ОВ в ходе опыта не представляется возможным, поэтому все результаты по продукции являются заниженными.

Заключение

Разработанная модель трансформации неконсервативных веществ в озерных системах позволила получить кинетическое уравнение и установить константы скорости трансформации $P_{\text{общ}}$, аллохтонного ОВ и в его составе $N_{\text{орг}}$, а также соединений Fe и Si в поверхностных водах.

Применение теории последовательных реакций первого порядка к круговороту азота в природных водах позволило впервые определить кинетические характеристики отдельных стадий этого процесса и объяснить распределение основных форм азота в поверхностных водах Карелии.

Исследования продукционно-деструкционных процессов на ряде водоемов Карелии показали, что наибольшие значения деструкции, так же как и величин БПК₅ и БПК₂₀, характерны для эвтрофных озер, в которых отмечены близкие значения продукции и деструкции. В олиго- и мезотрофных водоемах величина продукции была в 1,5–3 раза меньше, чем деструкция. Наблюдаемый в последних водоемах отрицательный баланс ОВ связан с неучетом деструкции продуцируемого ОВ.

Продукционно-деструкционные процессы приводят к образованию лабильного ОВ, которое является источником и составной частью автохтонного ОВ. Основными компонентами лабильного ОВ являются углеводы, белки, аминокислоты, липиды, доля которых достигает 50–70 % от содержания автохтонного ОВ.

Литература

Бульон В. В. Закономерности первичной продукции в лимнических системах. СПб.: Наука, 1994. 222 с.

Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 328 с.

Даувальтер В. А., Ильяшук Б. П. Условия образования железо-марганцевых конкреций в донных отложениях озер в пределах Балтийского кристаллического щита // Геохимия. 2007. № 6. С. 680–684.

Кузнецов С. И., Саралов А. И., Назина Т. Н. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах. М.: Наука, 1985. 213 с.

Кукконен Н. А., Пирожкова Г. П. Содержание свободных и связанных аминокислот в реках Онежского озера // Элементы экосистемы Онежского озера и его бассейна. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1984. С. 19–21.

Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее / Под ред. В. А. Румянцева, В. Г. Дробковой. СПб.: Наука, 2002. С. 54–93.

Леонов А. В., Айзатуллин Т. А. Кинетика и механизмы трансформации соединений биофильных элементов в водных экологических системах // Итоги науки и техники. Общая экология. Биоценология. Гидробиология. М.: ВИНТИ, 1977. Т. 4. С. 100–107.

Лозовик П. А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию: Автореф. дис. ... докт. хим. наук. М., 2006. 56 с.

Лозовик П. А., Бородулина Г. С. Соединения азота в поверхностных и подземных водах Карелии // Водные ресурсы. 2009. Т. 36, № 6. С. 694–704.

Лозовик П. А., Рыжаков А. В. Внутриводоемные процессы трансформации и накопления лабильных веществ в озерных системах // Материалы науч.-практ. конф. «Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод России». Ч. 1. Азов, 8–10 июня 2009 г. Ростов-на-Дону, 2009. С. 124–127.

Лозовик П. А., Морозов А. К., Зобков М. Б. и др. Аллохтонное и автохтонное органическое вещество в поверхностных водах Карелии // Водные ресурсы. 2007. Т. 34, № 2. С. 225–237.

Лозовик П. А., Рыжаков А. В., Сабылина А. В. Формирование химического состава поверхностных вод Карелии // Материалы науч. конф., посвящ. 90-летию со дня образования Гидрохимического института (г. Азов, 27–28 мая 2010 г.). Ростов-на-Дону, 2010. С. 140–144.

Рыжаков А. В., Кукконен Н. А., Лозовик П. А. Определение интенсивности аммонификации и нитрификации в природных водах кинетическим методом // Водные ресурсы. 2010. Т. 37, № 1. С. 70–74.

Сабылина А. В., Басов М. И. Взаимосвязь факторов среды с первичной продукцией фитопланктона и деструкцией органического вещества в озерах Карелии // Проблемы гидроэкологии на рубеже веков. СПб., 2000. С. 155–156.

Сабылина А. В., Басов М. И. Абиотические факторы среды, первичная продукция и деструкция органического вещества в озерах Карелии // Гидроэкологические проблемы Карелии и использование водных ресурсов. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2003. С. 72–90.

Сабылина А. В., Ипатова Р. Г. Лабильные органические вещества в воде озер Куйто // Органическое

вещество и биогенные элементы в водах Карелии. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1985. С. 75–85.

Сабылина А. В., Семенов А. Д. Растворенные и взвешенные липиды в воде некоторых озер Карелии // Гидрохим. материалы. 1981. Т. 83. С. 10–22.

Сабылина А. В., Мусатова М. В., Кукконен Н. А. Содержание лабильных органических веществ в водоемах Карелии // Современные проблемы гидроэкологии. СПб., 2010. С. 151.

Сапожников В. В. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового Океана. М.: ВНИРО, 2003. 202 с.

Теканова Е. Н., Тимакова Т. М. Первичная продукция и деструкция органического вещества в Онежском озере // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии. М., 2006. С. 60–70.

Харкевич Н. С. Гидрохимия озера Каменного // Природные воды района Костомукшского железорудного месторождения (Северная Карелия). Петрозаводск, 1985. С. 44–108.

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Лозовик Петр Александрович

зав. лаб. гидрохимии и гидрогеологии, д. х. н.
Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН
пр. А. Невского, 50, г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия, 185030
эл. почта: lozovik@nwpi.krc.karelia.ru
тел.: (8142) 576541

Рыжаков Александр Вадимович

старший научный сотрудник, к. х. н.
Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия, Россия, 185030
эл. почта: ryzhakov@nwpi.krc.karelia.ru
тел.: (8142) 576541

Сабылина Альбина Васильевна

старший научный сотрудник, к. х. н.
Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия, Россия, 185030
эл. почта: lozovik@nwpi.krc.karelia.ru
тел.: (8142) 576541

Харкевич Н. С., Сабылина А. В., Басов М. И. Интенсивность распада органического вещества в воде различных по типу озер Карелии // Органическое вещество и биогенные элементы в водах Карелии. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1985. С. 111–123.

Харкевич Н. С., Сабылина А. В., Басов М. И. и др. Абиотические факторы среды и первичная продукция водоемов бассейна р. Ковды // Гидробиол. журн. Киев, 1984. Т. XX, вып. 5. С. 16–24.

Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод / Под ред. К. Я. Кондратова, И. С. Коплан-Дикс. Л.: Наука, 1988. 204 с.

Эмануэль Н. М., Кнорре Д. Г. Курс химической кинетики. М.: Высшая школа, 1974. С. 181–190.

Lozovik P. A. Transformation of organic matter and nutrients in lakes Ladoga and Onego // Proceedings of the Fourth International Lake Ladoga Symposium 2002. Joensuu, 2003. P. 68.

Schelske C. L. Silica and nitrate depletion as related to rate of eutrophication in Lakes Michigan, Huron and Superior // Great Lakes Res. Divis. Collected Repr. 1976. Vol. 5. P. 160–181.

Lozovik, Pyotr

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,
Russian Academy of Science
50 A. Nevsky St., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia
e-mail: lozovik@nwpi.krc.karelia.ru
tel.: (8142) 576541

Ryzhakov, Aleksandr

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,
Russian Academy of Science
50 A. Nevsky St., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia
e-mail: ryzhakov@nwpi.krc.karelia.ru
tel.: (8142) 576541

Sabylina, Al'bina

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,
Russian Academy of Science
50 A. Nevsky St., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia
e-mail: lozovik@nwpi.krc.karelia.ru
tel.: (8142) 576541