

# ТРАНСГРАНИЧНЫЕ ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ И ВОДОСБОРЫ РОССИИ: ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ РЕШЕНИЯ

Г.Т. Фрумин, Л.А. Тимофеева

Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург, Россия

Эл. почта: [gfrumin@mail.ru](mailto:gfrumin@mail.ru)

Статья поступила в редакцию 21.01.2014; принята к печати 23.04.2014

Приведены общие сведения о трансграничных водных ресурсах. Рассмотрены центральные проблемы их исследования – экологическое нормирование, оценка трофического статуса озер, оценка природной (фоновой) составляющей биогенной нагрузки, квотирования биогенных нагрузок на трансграничные водные объекты – и возможные пути их решения. Показано несовершенство существующей системы нормирования качества природной среды, основанной на применении предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ (ПДК), устанавливаемых на федеральном уровне. Такие ПДК не учитывают специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность) и биогеохимических провинциях, а также региональную специфику их самоочищающей способности. Следовательно, необходимо разрабатывать новые подходы к оценке состояния водных объектов. нерешенной проблемой международных водных отношений является отсутствие единого подхода к оценке трофического статуса трансграничных водоемов. На примере полученных авторами результатов демонстрируется перспективность решения данной проблемы с использованием вероятностных методов. Рассмотрены методы оценки фоновой (природной) и антропогенной составляющих биогенной нагрузки на водоемы, в том числе методы оценки выноса фосфора и азота с водосборных бассейнов рек при недостатке данных гидрохимических и гидрологических наблюдений. Предложены два подхода к квотированию антропогенной биогенной нагрузки на трансграничные водные объекты: учитывающие численность населения и площади распаханых земель на водосборах.

**Ключевые слова:** трансграничные водные объекты и водосборы, экологическое нормирование, биогенная нагрузка, трофический статус, квотирование.

## TRANSBOUNDARY WATERS AND BASINS IN RUSSIA: PROBLEMS AND APPROACHES TO THEIR SOLUTION

G.T. Frumin, L.A. Timofeyeva

Russian State Hydrometeorological University, Saint Petersburg, Russia

E-mail: [gfrumin@mail.ru](mailto:gfrumin@mail.ru)

General information about transboundary waters is presented. The pivotal problems of managing them include setting of environmental norms, evaluation of trophic status, evaluation of the natural (background) component of nutrient load, and setting of quotas for nutrient loading. Possible approaches to solving the problems are discussed. The currently applied procedure of setting environmental safety norms, which is based on threshold limit value (TLV) determination at the federal administrative level, is shown to be inconvenient because it does not account of local conditions within different climatic (latitudinal and longitudinal) zones and biogeochemical provinces and of the regional features of the self-purifying capacity of water bodies. Developing of novel approaches is expedient. International water management still suffers from the lack of a unified approach to assessing the trophic status of transboundary water bodies. Original studies carried out by the present authors exemplify the availability of probabilistic methods of tackling these problems. These methods allow assessing the background (natural) and anthropogenic components of nutrient loads onto water bodies, including phosphorus and nitrogen flows, when relevant hydrochemical and hydrological data are incomplete. Two approaches to setting quotas of anthropogenic nutrient load onto transfrontier water bodies are suggested: with account of either population size or tilled area in river basins.

**Keywords:** transfrontier water bodies and basins, environmental norm setting, biogenic load, trophic status, quotas setting.

### Общие сведения о трансграничных водных ресурсах

К трансграничным относятся любые поверхностные или подземные воды, которые обозначают и/или пересекают границы между двумя и более государствами или расположены в таких границах. В мире насчитывается 263 речных и более 270 подземных совместно используемых водных бассейнов. Из них более 70 находится в Европе, 53 – в Азии, 39 – в Северной и Центральной Америке, 38 – в Южной Америке и 60 – в Африке; 155 из них разделены между двумя странами, а остальные – между тремя и более. Около 50 государств имеют более 75% своей территории в пределах международных речных бассейнов.

Двадцать европейских стран получают более 10%, а пять – около 75% водных ресурсов из соседних стран, расположенных выше по течению трансграничных водотоков [17]. Международные водные бассейны, включая озера и грунтовые воды, занимают более половины суши на Земле. Более 30 стран полностью расположены в пределах таких водосборов. С 1978 г. общее число трансграничных бассейнов увеличилось с 214 до 263, в основном в связи с появлением новых стран после распада СССР и Югославии. Сегодня два человека из пяти живут на таких территориях, обладающих 60% объема мирового речного стока.

Необходимость совместного использования трансграничных вод практически всегда приводит к воз-

нированию определенной напряженности в обществах, которые они объединяют. Это обусловлено разнообразными факторами, которые, помимо отношений между странами, включают вопросы национальной безопасности, развития экономического потенциала, открытости и экологической стабильности. Управление трансграничными водными ресурсами (ТВР) может стать как объединяющим моментом, так и причиной конфликта; направленность во многом обусловлена политической волей. В мире за последние полвека в отношении ТВР имели место более 500 международных конфликтов и около 40 взаимных претензий на грани конфликтов с применением насилия. Проблемы использования ТВР были источником споров при попытках несогласованного строительства ГЭС, переносе загрязняющих веществ и в других случаях. Между тем, согласно данным Института водных проблем РАН, в течение этого периода зафиксировано 1228 совместных инициатив по ТВР, заключено более 160 (из 200 действующих) соглашений по ТВР. По данным ООН, за всю историю человечества было заключено более 3600 соглашений, большинство из которых касались границ, судоходства, рыболовства, а с середины XIX века заключено более 400 соглашений, регулирующих использование воды как природного ресурса [25].

Российская Федерация граничит с 14 государствами Европы и Азии. Государственную границу пересекает свыше 800 различных водных объектов, среди которых – 70 больших и средних рек, большинство из которых являются жизненно важными как для России, так и для граничащих с ней государств. Россия располагает богатейшими водными ресурсами; на территорию России притекает около 200 куб. км воды в год, а вытекает с нее в 3 раза меньше.

Общая протяженность государственной границы РФ составляет 60933 км, более половины ее проходит по водным объектам: 7141 км – по рекам, 475 км – озерам и 38807 км – по морям. Так по Вуоксе проходит

граница с Финляндией, по Нарве – с Эстонией, по Неману – с Литвой, по Днепру и Западной Двине – с Белоруссией, по Самуру – с Азербайджаном, по Иртышу, Уралу и восточным протокам дельты Волги – с Казахстаном, по Селенге – с Монголией, по Амуре – с КНР, по Туманной – с КНР и КНДР (табл. 1).

В таблице 1 приведены сведения только о трансграничных реках, втекающих на территорию России с территорией сопредельных государств и могущих представлять опасность с точки зрения переноса биогенных и вредных веществ.

Россия имеет соглашения, регулирующие использование трансграничных водных ресурсов с Азербайджаном, Латвией, Литвой, КНР, Казахстаном, Эстонией и Финляндией. В 1992 г. Россия присоединилась к Конвенции по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер, подписанной в том же году странами ЕС в Хельсинки.

Для Российской Федерации, как и для большинства государств, проблема использования трансграничных природных ресурсов имеет несколько аспектов. Так, интересы нашей страны в Балтийском, Баренцевом, Охотском морях связаны с регулированием промысла трансграничных рыбных запасов, находящихся в исключительной экономической зоне Российской Федерации и открытом море; в частности, с недопущением их незаконного, несообщаемого и неконтролируемого промысла.

В процессе совместного использования трансграничных водных объектов возникает множество межгосударственных проблем и спорных вопросов, в особенности при оценке объемов и последствий оказываемого негативного воздействия. Для осуществления устойчивого управления водными ресурсами международных бассейнов важно наладить сотрудничество между государствами-соседями. Ярким примером, подтверждающим актуальность такого сотрудничества, является ситуация, когда Россия в 2005 г. столкнулась с проблемой загрязнения вод

Табл. 1

#### Характеристики некоторых трансграничных рек России

Река	Длина, км	Расход воды, м <sup>3</sup> /с	Площадь водосбора, км <sup>2</sup>	Сопредельные государства
Вуокса	156	684	68501	РФ, Финляндия
Нарва	77	399	56200	РФ, Эстония, Латвия
Неман	937	678	98200	РФ, Литва, Беларусь, Польша, Латвия
Прегель	123	90	15500	РФ, Польша
Кемь	191	275	27700	РФ, Финляндия, Норвегия
Тулома	64	241	21500	РФ, Финляндия
Пасвик	143	183,5	18300	РФ, Норвегия, Финляндия
Псоу	57	17,3	420	РФ, Грузия
Сулак	144	176	15200	РФ, Грузия
Терек	623	305	43200	РФ, Грузия
Самур	213	72,4	7330	РФ, Азербайджан
Иртыш	4248	3000	1643000	РФ, Казахстан
Тобол	1591	805	426000	РФ, Казахстан
Ишим	2450	56,3	177000	РФ, Казахстан
Селенга	1433	935	447000	РФ, Монголия
Амур	2824	12800	1855000	РФ, Китай
Аргунь	1620	340	164000	РФ, Китай
Уссури	897	1150	193000	РФ, Китай
Туманная	549	–	41200	РФ, Корея

р. Амур, произошедшего из-за аварии на химическом производстве, расположенном на территории Китая. Отсутствие на тот момент соглашения о рациональном использовании и охране трансграничных вод между Россией и Китаем (было подписано в январе 2008 г.) существенно осложнило задачу очистки бассейна р. Амур.

Международные конвенции и соглашения, регламентирующие взаимоотношения государств при совместном использовании водных объектов, охватывают широкий круг проблем, одной из важнейших является проблема оценки качества водных ресурсов. Следует отметить, что в вопросах регулирования качества ТВР все конвенции и соглашения имеют общий существенный недостаток: отсутствует механизм взаимной ответственности государств за превышение допустимых уровней загрязнения вод биогенными и загрязняющими веществами. Отсутствие механизма, регулирующего взаимную ответственность государств за систематическое загрязнение трансграничных вод сверх экологически допустимых уровней, является весьма серьезной и нерешенной проблемой международных водных отношений и не способствует активизации работ по оздоровлению трансграничных водных объектов.

Среди современных проблем водной экологии центральное место занимает проблема эвтрофирования. Эвтрофирование представляет собой естественный процесс эволюции водоема, обусловленный поступлением и накоплением различных биогенных элементов. Решающую роль в его развитии в водоемах зоны умеренного климата играет фосфор. Под воздействием хозяйственной деятельности естественный процесс старения водоема приобретает специфические черты и становится антропогенным. Поскольку эвтрофирование водоемов стало серьезной глобальной экологической проблемой, по линии ЮНЕСКО начаты работы по мониторингу внутренних вод и контролю за эвтрофированием водоемов планеты.

На основе изучения материалов широкого круга научных работ, их обобщения и анализа можно выделить следующие гидроэкологические проблемы трансграничных водных объектов, обусловленные процессом эвтрофирования:

1. Оценка трофического статуса трансграничных озер.
2. Оценка фоновой составляющей биогенной нагрузки.
3. Квотирование биогенной нагрузки на трансграничные водные объекты.

Следуя вышеизложенному, рассмотрим актуальные проблемы трансграничных водных объектов и возможные пути их решения.

### Проблема экологического нормирования

Одним из важнейших методологических вопросов экологии является оценка состояния объектов природной среды. В настоящее время известно немало различных подходов и показателей, применяемых для оценки загрязненности атмосферного воздуха, поверхностных вод суши и почв. Основной из этих подходов базируется на системе предельно допустимых концентраций (ПДК). ПДК – это наиболее старые, действующие в нашей стране еще с 1930-х гг. нормативы концентраций загрязняющих веществ.

Критерий загрязненности воды – ухудшение качества вследствие изменения органолептических свойств и появления веществ, вредных для человека, животных, птиц, рыб, кормовых и промысловых организмов, а также повышение температуры воды, нарушающее условия нормальной жизнедеятельности водных организмов.

Предельно допустимая концентрация (ПДК) в водных объектах – это концентрация вещества (обычно загрязняющего) в воде, при превышении которой вода становится непригодной для одного или нескольких видов водопользователей. В течение длительного времени и до сих пор разрабатывались, разрабатываются и используются два вида нормирования ПДК – гигиеническое и рыбохозяйственное.

Гигиенические нормативы ПДК не предназначались для защиты экологического благополучия водоема. Цель их применения состояла в обеспечении безопасных условий водопользования для человека. Принятая в России система контроля и регламентирования качества водной среды рыбохозяйственных водоемов основана на установлении ПДК загрязняющих веществ в воде путем выполнения по определенной схеме экспериментов с гидробионтами – представителями разных уровней и звеньев водной экосистемы.

Сравнительный анализ токсикологических данных по веществам, для которых установлены ПДК, показывает, что в большинстве случаев (около 90%) наиболее слабыми звеньями, по которым выполняется нормирование и которые определяют конечные результаты установления ПДК, являются планктонные ракообразные (главным образом дафнии), развивающаяся икра, личинки и молодь рыб, а также одноклеточные водоросли. Аналогичный вывод получен по материалам многочисленных экспериментов с морскими организмами [29].

Однако загрязнение среды может повлиять на судьбы конкретного вида иными путями, кроме прямой токсичности. Например, при исследовании относительной конкурентоспособности двух видов дафний *D. pulex* и *D. magna* [41] оказалось, что в стандартных условиях содержания победителем, вытесняющим конкурентный вид, оказывается *Daphnia pulex*, а в присутствии небольших количеств меди – *Daphnia magna*. Если конкурент отсутствовал, *Daphnia pulex* росла и активно размножалась, даже когда в воде были соли меди в той же концентрации. Таким образом, причиной исчезновения вида может быть не только его отравление, например, сточной водой, но и изменение относительной конкурентоспособности видов, обитающих в одном водоеме. Однако, если прямую токсичность нетрудно установить в модельных опытах, конкурентные отношения очень сложно предсказать экспериментально. Отмечается, что в практике водоохраны такие результаты, как правило, недоучитываются [2].

Кроме того, последствия одновременного воздействия нескольких токсикантов не эквивалентны сумме последствий их индивидуального влияния. Такой эффект, как правило, обусловлен тем, что организм подвергается дополнительному влиянию продуктов, образующихся в результате химических реакций между токсикантами. Взаимовлияние может проявляться в различных формах, терминологически известных как **антагонизм**, **синергизм**, **сенсбилизация**.



Для понимания изложенного приводим таблицу 2, в которой представлены формы воздействия токсичных веществ в двухкомпонентной системе [3].

То, что концентрация каждого элемента многокомпонентной смеси ниже установленной для него ПДК, еще не свидетельствует о безопасности смеси для водного биоценоза.

Табл. 2

**Формы воздействия токсичных веществ  
в двухкомпонентной системе**

Форма взаимодействия	Эффект
Аддитивное действие	Эффект суммы равен сумме эффектов
Антагонизм	Эффект суммы меньше отдельных эффектов
Синергизм	Эффект суммы больше отдельных эффектов, но меньше их суммы
Сенсибилизация	Эффект суммы больше суммы отдельных эффектов

В настоящее время система ПДК подвергается справедливой и аргументированной критике; наметилась тенденция оценивать состояние водных объектов не на основе потребностей конкретного пользователя, а с позиций сохранения структуры и функциональных особенностей гидросистемы. Это соответствует необходимости «научиться прогнозировать отклик экосистемы в целом на совокупное внешнее воздействие, а не какого-либо ресурсного звена, обуславливающего практический интерес потребителя» [11]. Основные аргументированные претензии к действующей системе ПДК систематизированы в ряде работ [1, 5, 6, 21, 22, 27, 28].

Особо отметим, что ПДК, устанавливаемые на федеральном уровне, не учитывают специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность) и биогеохимических провинциях (естественные геохимические аномалии с различным уровнем содержания природных соединений), а значит, и их токсикорезистентности. Так, поверхностные воды различных биогеохимических провинций (и отдельных водоемов) различаются

по содержанию свинца в 2000 раз, никеля – в 1350, цинка – в 500, меди – в 10000, хрома – в 17000 раз. В результате недоучета отмеченной изменчивости величины ПДК, устанавливаемые и рекомендуемые в масштабах всего государства, оказываются неприемлемыми для регионов с низким фоновым содержанием данного элемента. Кроме этого, как правило, не учитывается региональная специфика самоочищающей способности экосистем, применяются единые ПДК для экосистем в различных климатических и биогеоценотических условиях. В некоторых регионах страны природный фон концентраций ряда химических веществ (например, металлов) весьма высок и превышает ПДК в несколько раз.

Однако система ПДК является приоритетной не только в России, но и во многих зарубежных странах, что иллюстрирует таблица 3.

Как следует из приведенных данных, величины ПДК тяжелых металлов, установленные в различных странах, существенно различаются. Отношение максимальных значений к минимальным варьирует от 56 для мышьяка до 160 для меди. Это обусловлено различиями методических подходов установления величин ПДК.

Правовую основу использования водных ресурсов в Европе обеспечивает Рамочная директива по воде (РДВ), принятая ЕС в 2000 г.<sup>2</sup> Согласно этой директиве, проводимые природоохранные мероприятия должны основываться на бассейновом принципе, поскольку водосборный бассейн является естественной природной единицей.

Общей целью Рамочной директивы по воде является установление охранного режима для внутренних поверхностных вод Европы, межграницных, морских прибрежных и грунтовых вод. Природоохранной целью РДВ, в свою очередь, является достижение «хорошего статуса» всех грунтовых и поверхностных вод, самое позднее, к 2015 г.

«Хороший статус» – это понятие, которое, с одной стороны, обеспечивает глобальную охрану всех водоемов, а с другой, интегрирует стандарты качества для определенных водоемов, установленные различными законодательными актами, например, Директивами по питьевой воде и качеству воды для купания (для пляжных зон). РДВ содержит ряд общих требований

Табл. 3

**Величины ПДК для тяжелых металлов (мкг/л) в поверхностных водах суши,  
используемые в России<sup>1</sup> и некоторых зарубежных странах [40]**

Страна	Ртуть	Кадмий	Свинец	Медь	Мышьяк
Болгария	0,2	5	20	50	20
Канада	0,1	0,2–1,8	1–7	2,4	50
Чехия	0,5	5	50	50	50
Дания	1	5	3,2	12	4
Германия	0,8	1,2	100	80	–
Япония	0,5	10	50	3	10
Россия	0,01	5	100	1	50
Швеция	–	0,09	1,2	2,1	0,9
Нидерланды	0,23	0,34	11	1,1	24
Великобритания	–	–	4–25	0,5–12	50
<b>ПДК<sub>макс</sub> / ПДК<sub>мин</sub></b>	<b>100</b>	<b>111</b>	<b>100</b>	<b>160</b>	<b>56</b>

<sup>1</sup> Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: Мединф, 1995. – 221 с.

<sup>2</sup> URL: <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/>

по экологической защите поверхностных вод («хороший экологический статус») и общие минимальные требования по химическим параметрам («хороший химический статус»). Для бассейнов рек, пересекающих границы государств, необходима координация законодательства в рассматриваемой сфере.

Таким образом, оценки состояния окружающей среды, основанные на определении ПДК, сегодня во многом устарели, а значит, давно уже следует думать о новых подходах к решению этой проблемы [23].

Ввиду того, что применение экологически некорректных токсикологических регламентов приводит к существенным ресурсным потерям (природным или ведомственным), необходимо ускорить проведение научно-исследовательских работ по разработке современной нормативной базы регламентирования токсикологической антропогенной нагрузки на рыбохозяйственные водные экосистемы [5].

Перечисленные, а также некоторые другие недостатки не отвергают возможность оценки состояния водных объектов по ПДК, но свидетельствуют о необходимости разработки новых подходов. Каждый водный объект представляет собой единую экосистему, поэтому задачу охраны вод надо решать с научно обоснованных экологических позиций. Иными словами, обобщая представленный материал, мы неизбежно приходим к выводу об экологической целесообразности регионального регламентирования антропогенной токсикологической нагрузки на водные экосистемы.

В июле 1985 г. Верховный Совет СССР, рассмотрев вопрос об охране природной среды в стране, принял постановление, в котором, в частности, Государственному комитету СССР по гидрометеорологии и другим министерствам и ведомствам было поручено провести в 1986–1990 гг. комплекс научных исследований с целью перевода всей системы государственного контроля загрязнения окружающей среды на экологическую основу. Было предложено разработать принципиально новый подход к нормированию антропогенных воздействий, основанный на экологическом нормировании техногенных загрязнений различных элементов географической оболочки.

Проблема экологического нормирования обсуждается в специальной литературе достаточно давно, и к настоящему времени разработаны методологические основы обоснования предельно допустимых экологических нагрузок. Тем не менее, во многих публикациях продолжают преобладать общие рассуждения и отсутствуют конструктивные предложения, которые можно было бы использовать при экологическом нормировании. Возникает впечатление, что количество предложенных подходов к решению этой проблемы равно числу занимающихся ею ученых. Можно предположить, что в конечном итоге все же будет создана общая теория, которая объединит обоснованные подходы и взгляды на механизмы функционирования экосистем и позволит учесть эти механизмы при экологическом нормировании антропогенного воздействия. Следует, однако, признать, что существующая реальность требует незамедлительного перехода от общих рассуждений о необходимости экологического нормирования к созданию научно обоснованных методов расчета допустимых экологических нагрузок на пресноводные, морские и иные экосистемы.

Экологическое нормирование призвано ограничить антропогенные воздействия рамками экологических возможностей и нацелено на оптимизацию взаимодействия человека и природы, на более эффективное использование возобновляемых природных ресурсов.

При экологическом нормировании и определении допустимых нагрузок загрязняющими веществами необходимо учитывать влияние вредных факторов не на отдельные организмы, а на биоценозы и экосистемы в целом. Здесь главным критерием является стабильность (устойчивость) экосистемы. Для каждой экосистемы должны быть выявлены собственные критерии качества природной среды, зависящие от экологического резерва данной экосистемы и от экологических возможностей региона [14].

К настоящему времени разработано несколько различных методик экологического нормирования (концепция ассимиляционной емкости Ю.А. Израэля и А.В. Цыбань, биогеохимический подход С.А. Патина, подходы Д.Г. Замолодчикова, И.В. Волкова и соавторов, В.П. Форошука, А.М. Никанорова и А.В. Жулидова, В.В. Дмитриева, концепция экологически допустимых концентраций Л.И. Цветковой и соавторов) [11, 27].

Согласно Д.Г. Замолодчикову, современные статистические методы предоставляют возможность при достаточно большом наборе данных определить значения, «выпадающие» из данного распределения. Верхнюю границу «выпадающих» значений, рассматриваемую как экологически допустимую концентрацию (ЭДК), можно установить по следующему уравнению [13]:

$$\text{ЭДК} = BK + 1,5 \cdot (BK - НК), \quad (1)$$

где  $BK$  и  $НК$  – верхний и нижний квартили распределения.

Верхняя граница «выпадающих» значений рассматривается как экологически допустимый уровень для тех факторов, с возрастанием значений которых связано ухудшение экологического состояния.

Отличительной чертой рассмотренного подхода к экологическому нормированию допустимых уровней нагрузок на экосистемы является то, что анализируется воздействие антропогенных факторов на реальные экосистемы, причем основой такого анализа служат интегративные характеристики экосистем – экологические модификации. Согласно Д.Г. Замолодчикову, взаимодействие различных внешних факторов может существенно изменить картину влияния, однако оценка ЭДК для данного бассейна учитывает сложившийся в нем характер взаимодействия факторов, что приводит к существенному различию ЭДК по одному фактору в разных бассейнах.

Для иллюстрации подхода Д.Г. Замолодчикова приводим рассчитанные нами величины ЭДК веществ природного генезиса (тяжелых металлов) в реке Большая Нева (табл. 4). В исследовании были использованы первичные данные мониторинга с 2001 по 2012 г., регулярно проводимого Санкт-Петербургским центром по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды с региональными функциями (СЗ УГМС). Выбор этого двенадцатилетнего периода обусловлен тем, что он примерно соответствует условному времени водообмена Ладожского озера

(12,3 года). Отметим также, что 80% водосборного бассейна реки Нева расположено на территории РФ, а 20% – на территории Финляндии.

В [27] приведены величины экологически допустимых концентраций тяжелых металлов в Ладожском озере, озере Имандра, озере Ильмень и Онежском озере.

### Проблема оценки трофического статуса озер

Существующие классификации трофического статуса водных объектов ориентированы на разные показатели и их комплексы. К настоящему времени разработано более пятидесяти методов оценки трофности водных экосистем, существенно различающиеся применяемыми индикаторами трофического статуса [10].

Использование индексов трофности, среди которых наиболее популярным в последние годы является индекс Карлсона [38], не сняло проблему оценки трофности водной экосистемы. Так, например, при изучении глубоких водохранилищ США исследователи использовали 22 индекса (как химических, так и биологических). Одно из водохранилищ Техаса было отнесено ими к классу олиготрофных по 11 индексам, к классу мезотрофных по 4 индексам и к классу эвтрофных по 7 индексам [33].

Отсутствие единого метода оценки трофического статуса трансграничных водоемов является весьма серьезной нерешенной проблемой международных водных отношений и не способствует активизации деятельности по оздоровлению трансграничных водных объектов.

В связи с изложенным, по нашему мнению, определенные перспективы могут быть связаны с разработкой вероятностной оценки трофического статуса водных объектов [31, 32, 39].

Для оценки трофического статуса озер был использован вероятностный подход, ранее разработанный Организацией экономического развития и кооперации (ОЭРК) и базирующийся на данных о содержании фосфора общего, средней концентрации хлорофилла  $a$  ( $Chla$ ) и средней прозрачности по диску Секки (Secchi disc, SD). Для оценки уровня трофности были использованы пять градаций:  $\mu_{yo}$  – вероятность ультраолиготрофного состояния,  $\mu_o$  – вероятность олиготрофного состояния,  $\mu_m$  – вероятность мезотрофного состояния,  $\mu_s$  – вероятность эвтрофного состояния и  $\mu_{гт}$  – вероятность гипертрофного состояния. Кривые вероятностной классификации трофического статуса озер, разработанные ОЭРК, были аппроксимированы аналитическими зависимостями (табл. 5–7) с использованием, в частности, функции желательности Харрингтона. Это обусловлено тем, что использование кривых вероятностного распределения не очень удобно, поскольку не позволяет давать точные оценки трофических состояний.

Для иллюстрации разработанного вероятностного подхода к оценке трофического статуса водоемов приводим результаты расчетов, выполненных для отдельных частей трансграничного Чудско-Псковского озера по данным о концентрациях фосфора общего в 2010 г. (табл. 8). Для расчетов были использованы аналитические выражения, приведенные в табл. 5.

Табл. 4  
Величины рыбохозяйственных ПДК (ПДК<sub>рх</sub>) и экологически допустимые концентрации металлов в реке Большая Нева (ЭДК), рассчитанные по методу Д.Г. Замолотчикова

Металл	ПДК <sub>рх</sub> , мкг/дм <sup>3</sup>	ЭДК, мкг/дм <sup>3</sup>	Металл	ПДК <sub>рх</sub> , мкг/дм <sup>3</sup>	ЭДК, мкг/дм <sup>3</sup>
Кадмий	1	0,9	Медь	1	11,5
Кобальт	10	1,9	Цинк	10	47,8
Никель	10	4,4	Марганец	10	41
Свинец	5	5,6	Железо	100	368

Табл. 5  
Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям (мг/м<sup>3</sup>) фосфора общего (total phosphorus:  $P_t$ )

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(P_t)_{yo} = 1 - \exp\{-\exp[-0,357 \cdot (P_t) + 1,25]\}$
Олиготрофный	$\mu(P_t)_o = 0,66 \cdot \exp\{-[-0,947 \cdot \ln(P_t/8)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(P_t)_m = 0,66 \cdot \exp\{-[-0,995 \cdot \ln(P_t/26)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(P_t)_s = 0,66 \cdot \exp\{-[-0,964 \cdot \ln(P_t/89)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(P_t)_{гт} = \exp\{-\exp[-0,0123 \cdot (P_t) + 1,65]\}$

Табл. 6  
Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям (мг/м<sup>3</sup>) хлорофилла  $a$  ( $Chla$ )

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(Chla)_{yo} = 1 - \exp\{-\exp[-2,281 \cdot (Chla)^{0,9} + 1,6547]\}$
Олиготрофный	$\mu(Chla)_o = 0,62 \cdot \exp\{-[-0,8757 \cdot \ln(Chla/1,5)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(Chla)_m = 0,62 \cdot \exp\{-[-1,0037 \cdot \ln(Chla/4,8)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(Chla)_s = 0,62 \cdot \exp\{-[-0,9495 \cdot \ln(Chla/15)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(Chla)_{гт} = \exp\{-\exp[-0,6455 \cdot (Chla)^{0,5} + 2,958]\}$



**Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год величинам прозрачности воды (м) по диску Секки (Secchi disc:  $SD$ )**

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(SD)_{yo} = \exp\{-\exp[(-0,7028 \cdot SD^{0,6} + 3,275)]\}$
Олиготрофный	$\mu(SD)_o = 0,55 \cdot \exp\{-[-1,2818 \cdot \ln(SD/11)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(SD)_m = 0,55 \cdot \exp\{-[-1,2683 \cdot \ln(SD/5)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(SD)_e = 0,55 \cdot \exp\{-[-1,2878 \cdot \ln(SD/2,3)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(SD)_{tr} = 1 - \exp\{-\exp[-1,5837 \cdot (SD)^{0,9} + 2,144]\}$

**Вероятностная оценка трофического статуса трансграничного Чудско-Псковского озерного комплекса в 2010 г. по содержанию фосфора общего**

Озеро	$P_r$ , мг/м <sup>3</sup>	$\mu_o$	$\mu_m$	$\mu_e$	$\mu_{tr}$	Трофический статус
Псковское	85	0,00	0,17	0,67	0,16	Мезотрофно-эвтрофный
Теплое	101	0,00	0,11	0,65	0,24	Гипертрофно-эвтрофный
Чудское	48	0,04	0,45	0,46	0,05	Мезотрофно-эвтрофный

### Проблема оценки природной (фоновой) составляющей биогенной нагрузки

Общее признание в качестве основных стимуляторов эвтрофирования получили азот и фосфор (лимитанты первичной продукции). Общеизвестно также, что содержание различных форм фосфора и азота в водотоках и водоемах возрастает вследствие поступления промышленных, коммунальных и сельскохозяйственных стоков, так как в составе любых стоков содержатся азот и фосфор различного происхождения. Однако разделить эти вещества на появившиеся в результате деятельности человека и природные (в результате механической и химической эрозии и других природных процессов) существующими аналитическими методами невозможно [24]. Между тем, знание антропогенных источников эвтрофирующих веществ и количественная оценка их поступления в водотоки и водоемы открыли бы новые, более широкие возможности прогноза эвтрофирования, нарушения водных экосистем.

Азот и фосфор, вовлекаемые в результате деятельности человека в техногенные миграционные потоки, затем практически полностью переводятся в природные потоки. Несмотря на серьезные затруднения и недостаточную теоретико-методологическую разработанность темы, работы, посвященные количественной оценке источников эвтрофирующих веществ для разных территорий, привлекают все большее внимание.

Очевидна необходимость не только количественной оценки источников эвтрофирующих веществ и техногенного геохимического давления в бассейне, но и дифференцированной природной и антропогенной составляющих биогенного стока рек в замыкающих створах, тем более что сток биогенных элементов реками, как правило, является основной приходной статьей баланса биогенных элементов в озерах и внутренних морях [19].

В руководстве по компиляции нагрузки водных загрязнений на Балтийское море (PLC-Water<sup>3</sup>) приведена методология количественной оценки фоновой нагрузки поступления биогенных элементов. Процедура определения количественного поступления

азота и фосфора от природных фоновых источников в поверхностные воды заключается в следующем.

Учитывается, что природное фоновое поступление биогенных элементов включает:

- поступление от необрабатываемых земель;
- поступление от обрабатываемых земель, которое будет происходить независимо от сельскохозяйственной деятельности.

Согласно рассматриваемому документу, это означает, что природное поступление биогенных элементов является частью общего поступления от рассредоточенных источников. Страны могут использовать два различных подхода для оценки фонового поступления:

- мониторинг небольших необрабатываемых земель;
- использование моделей.

Если фоновые поступления оцениваются моделированием, принимается, что вклад от сельского хозяйства равняется нулю.

Фоновые нагрузки биогенными элементами контролируются в различных странах. В отчетах Дании эти данные являются результатом средних значений контроля за 10 лет (1989–1998 гг.)  $\pm 2$  стандартных ошибки (коррелируется с 95% точностью) на семи небольших водосборах без последствий деятельности человека или с незначительной деятельностью. В отчетах других стран представленные данные по фоновым нагрузкам относятся к периоду 1990–1995 гг. Они получены на лесных водосборных территориях и/или на водосборах с очень незначительным воздействием на него антропогенной нагрузки (за исключением воздействия атмосферных осадков).

По нашему мнению, изложенный в PLC подход имеет право на признание и использование. Однако следует учесть следующее. Биогенные элементы, генетически связанные с техногенной геохимической миграцией, поступают вначале в водотоки, затем в конечный бассейн. Но значительная часть выводимых из техногенных потоков веществ не мигрирует с речными водами в конечные бассейны и, вероятно, накапливается на территории речных бассейнов, ибо в замыкающих створах водотоков (рек) не наблюдается такого значительного увеличения биогенных эле-

<sup>3</sup> <http://helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment/manuals-and-guidelines/plc-water-guidelines>

ментов, какого можно было бы ожидать [9]. Поэтому оценка источников эвтрофирующих веществ не может служить показателем их поступления в водоемы.

В связи с изложенным возникает проблема оценки выноса фоновой нагрузки биогенных и загрязняющих веществ водами контролируемых и неконтролируемых рек.

Под гидрохимическим фоном водного объекта понимается совокупность характеристик качества воды, определяемых общими условиями формирования, присущими данному водному объекту и его водосборному бассейну. В зависимости от решаемой конкретной задачи гидрохимический фон может быть представлен различным образом.

Б.Г. Скакальским и А.В. Караушевым [20] предложено различать следующие виды фоновых характеристик:

1) естественный фон, отражающий качество водных масс речного потока, гидрохимический режим которого выше рассматриваемого створа не нарушен деятельностью человека;

2) измененный фон, характеризующий измененные деятельностью человека условия формирования качества вод в пределах всего или части речного бассейна (мелиорация земель, массовое применение химических удобрений, пестицидов, переброска стока и т. д.) или же отражающий воздействия многочисленных неорганизованных сбросов сточных вод, выше рассматриваемого створа;

3) условный фон, отражающий влияние на гидрохимический режим потока всех видов антропогенного воздействия, включая организованные сбросы сточных вод, находящихся выше расчетного створа, но не учитываемых в рассматриваемой конкретной задаче.

Таким образом, возникает проблема разработки методов дифференциальной оценки фоновой (природной) и антропогенной составляющих биогенного стока с водосборных территорий трансграничных водных объектов. К сожалению, до настоящего времени отсутствуют значения фоновых концентраций биогенных элементов в трансграничных водах России. Более того, государственной нормативно-правовой базы по разработке и утверждению фоновых концентраций не существует.

Наиболее удобной формой представления результатов расчетов стока растворенных веществ рек выступает не валовой вынос химических веществ, а величина выноса с единицы площади. Модуль стока является универсальной характеристикой, которая, независимо от порядка и водности реки, выступает в качестве меры интенсивности антропогенного воздействия на водосборе.

По нормативным документам, в качестве периода относительного гидрохимического фона рекомендуется использовать временные периоды до 1970 г., поскольку в последующие годы резко возросло антропогенное воздействие на природные воды. Для рек с более коротким рядом наблюдений допускается использование фоновых данных по реке-аналогу или первому периоду наблюдений. В районах, где антропогенное воздействие отмечено ранее 1970 г., в качестве фонового следует выбрать период до начала такого воздействия.

К сожалению, реализовать вышеуказанные рекомендации не всегда представляется возможным, по-

скольку в период до 1970 г. определение фосфора валового (в зарубежной литературе фосфор общий = total phosphorus,  $P_t$ ) не проводилось. Более того, для ряда рек (частично контролируемых и неконтролируемых) до настоящего времени отсутствуют данные гидрохимических и/или гидрологических наблюдений.

Следовательно, очевидна необходимость разработки метода, который мог бы быть применен для оценки фонового выноса фосфора валового с территорий водосборных бассейнов рек, в том числе и в тех случаях, когда имеющихся данных гидрохимических и гидрологических наблюдений недостаточно.

Одним из важнейших факторов, стимулирующих развитие процесса эвтрофирования водоема, является фосфорная нагрузка с его водосборного бассейна, которая имеет две составляющие – природную и антропогенную. Природная составляющая зависит от первичной продукции наземных экосистем, которая, в свою очередь, контролируется факторами внешней среды – температурой, количеством осадков и испарением [15, 16, 43, 44].

На основании фактических данных, приведенных в работе [4], была предложена эмпирическая зависимость между модулем фонового стока фосфора валового с водосборного бассейна и широтой местности для интервала широт от  $10^\circ$  с. ш. до  $70^\circ$  с. ш. [28]:

$$M(P_t)_\phi = 221 - 52,3 \cdot \ln \phi. \quad (2)$$

Размерность для  $M(P_t)_\phi$  –  $\text{кг/км}^2 \cdot \text{год}$ .

На основании полученной зависимости нами были выполнены расчеты фонового стока фосфора валового для ряда рек бассейна Балтийского моря в соответствии со следующим алгоритмом:

1) на схему водосбора реки наносилась координатная сетка посредством калибровки схемы в программе OziExplorer<sup>5</sup>;

2) проводилось разбиение водосбора в меридиональном направлении на  $n$  сегментов с шагом, определяемым, исходя из протяженности водосбора с юга на север;

3) в пределах каждого сегмента определялось среднее значение географической широты  $\phi_i$ , в  $^\circ$  с. ш.;

4) на основании среднего значения географической широты для каждого сегмента по уравнению (2) вычислялось значение модуля фонового стока фосфора валового с рассматриваемой территории  $M(P_t)_\phi$ ;

5) проводилось определение площади территории суши  $F_i$  в пределах рассматриваемого сегмента с помощью указанной выше программы;

6) рассчитывалось значение фонового стока фосфора валового  $Q(P_t)_{\phi,i}$  с рассматриваемого сегмента водосбора по формуле:

$$Q(P_t)_{\phi,i} = M(P_t)_\phi \cdot F_i, \quad (3)$$

7) суммировались значения фонового стока фосфора валового, рассчитанные для каждого сегмента, с целью определения суммарного значения фонового стока со всей территории водосбора:

$$Q(P_t)_\phi = \sum_{i=1}^n Q(P_t)_{\phi,i}, \quad (4)$$

<sup>5</sup> www.ozexplorer.com



8) на основании полученного результата и общей площади водосбора  $F$  определялось значение модуля фонового стока фосфора валового с рассматриваемого водосбора:

$$M(P_t)_\phi = \frac{Q(P_t)_\phi}{F} \quad (5)$$

Результаты расчетов по вышеприведенным формулам приведены в табл. 9.

Для рассмотренных водосборов среднее значение модуля фонового стока фосфора общего  $M(P_t)_\phi = 7,30$  ( $7,27 \div 7,33$ )  $\text{кг} \cdot \text{км}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$  или  $0,073$   $\text{кг}/(\text{га} \cdot \text{год})$ . Это значение близко к значениям модулей фонового стока фосфора валового, приводимого некоторыми странами (табл. 10).

Согласно [42], олиготрофному статусу водного объекта соответствует соотношение  $N_t : P_t = 35$ . Олиготрофный водоем содержит незначительное количество биогенных веществ. С другой стороны, олиготрофный трофический статус обусловлен поступлением в водный объект небольших количеств азота общего и фосфора общего, которое можно рассматривать как фоновое поступление. В этом случае можно принять в качестве первого приближения, что соотношение  $N_t : P_t = 35$  соответствует соотношению модулей фонового стока с водосборного бассейна, то есть  $M(N_t)_\phi / M(P_t)_\phi = 35$  или

$$M(N_t)_\phi = 35 \cdot M(P_t)_\phi \quad (6)$$

Результаты расчетов для рек Нева, Нарва, Луга, Желча и Великая приведены в таблице 11.

Таким образом, разработанная методика позволяет проводить расчеты [30]:

- модулей фонового стока биогенных элементов (фосфора валового и азота общего) с водосборов водных объектов бассейна Балтийского моря;

- фоновых концентраций биогенных элементов (фосфора валового и азота общего) в реках бассейна Балтийского моря.

К сожалению, для некоторых рек в литературе отсутствуют данные о расходах воды. Для частичной ликвидации этого пробела были выявлены статистически значимые зависимости расходов воды в ряде рек бассейна Балтийского моря от площадей их водосборных бассейнов (табл. 12). Первичные данные для анализа были заимствованы из «The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation» (PLC-3).

Дополнительно к изложенному для впадающих в Финский залив рек с небольшими водосборами ( $F < 700 \text{ км}^2$ ) была выявлена зависимость расходов воды от площади водосбора.

$$R = 0,0101 \cdot F \quad (7)$$

Первичные данные для анализа были заимствованы из работы [34].

В работе [18] для расчета удержания химических веществ водосборами и их гидрографической сетью

Табл. 9

**Модули и величины фонового стока (эмиссии) фосфора валового для некоторых рек бассейна Балтийского моря**

Река	Приемный водный объект	$\phi_{\text{ср.}}$ , ° с. ш.	$M(P_t)_\phi$ , $\text{кг} \cdot \text{км}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$	$F$ , $\text{км}^2$	$Q(P_t)_\phi$ , $\text{т} \cdot \text{год}^{-1}$
Дудергофка	Финский залив	59,47	7,33	120	0,88
Караста	Финский залив	59,55	7,26	55,8	0,41
Коваши	Финский залив	59,51	7,29	612	4,46
Кикенка	Финский залив	59,51	7,29	68	0,50
Копорка	Река Воронка	59,48	7,32	64,3	0,47
Красенькая	Невская губа	59,52	7,29	45	0,33
Лебяжья	Финский залив	59,55	7,26	101	0,73
Стрелка	Финский залив	59,46	7,34	155	1,14
Хаболовка	Финский залив	59,40	7,39	330	2,44

Табл. 10

**Модули фонового стока фосфора валового**

Страна	$M(P_t)_\phi$ , $\text{кг}/(\text{га} \cdot \text{год})$	Страна	$M(P_t)_\phi$ , $\text{кг}/(\text{га} \cdot \text{год})$
Дания	0,05	Латвия	0,11
Эстония	0,11–0,12	Польша	0,06–0,28
Финляндия	0,02–0,06	Швеция	0,03–0,1

Табл. 11

**Модули фонового стока фосфора общего и азота общего для некоторых рек бассейна Балтийского моря**

Река	$F$ , $\text{км}^2$	$R$ , $\text{м}^3/\text{с}$	$M(P_t)_\phi$ , $\text{кг}/\text{км}^2$	$M(N_t)_\phi$ , $\text{кг}/\text{км}^2$
Нева	286553	2500	4,9	173
Нарва	56797	399	7,8	275
Великая	25200	134	9,3	328
Луга	13200	93	6,8	240
Желча	1220	12,6	7,7	272

использована эмпирическая модель, разработанная в Институте водной экологии и внутреннего рыбоводства Германии [35, 37, 45]. Модель основана на результатах обобщения натурных наблюдений на 100 европейских реках с площадями водосборов от 121 до 194000 км<sup>2</sup> и озерностью 0,2–20,3% от значений общей площади изучаемых водосборов. В соответствии с предложенным методом вынос вещества с водосбора и нагрузка на водный объект  $L$ , принимающий сток воды и примесей, рассчитывается следующим образом:

$$L = R_i \cdot L_{tot} = (1 - R_r) \cdot L_{tot}, \quad (8)$$

где  $R_i$  и  $R_r$  – коэффициенты выноса и удержания вещества (безразм.), соответственно.

Авторами модели предложены следующие эмпирические соотношения, связывающие значения упомянутых коэффициентов для общего фосфора, общего и минерального ( $N_{мин}$ ) азота со значениями модуля стока  $q [L^3 L^{-2} T^{-1}]$  и гидравлической нагрузкой на водные объекты водосбора  $HL [L T^{-1}]$ :

$$R_i = 1 - R_r = 1 / (1 + a_1 \cdot q^{b_1}), \quad (9)$$

$$R_i = 1 - R_r = 1 / (1 + a_2 \cdot HL^{b_2}), \quad (10)$$

где  $a_1$ ,  $b_1$ ,  $a_2$  и  $b_2$  – безразмерные эмпирические параметры.

Значение гидравлической нагрузки  $HL$  пропорционально модулю стока  $q$  и обратно пропорционально относительной площади водной поверхности  $W$  (% от общей площади водосбора) (табл. 13):

$$HL = 3,15 \cdot q/W, \quad (11)$$

если  $q$  – в л/(км<sup>2</sup>·с) и  $HL$  – в м/год.

В соответствии с формулами (10) и (11) увеличение площади водных объектов, выраженное в % от общей площади водосбора, приводит к увеличению удержания биогенных элементов и соответственно к снижению значений выноса веществ с водосбора. В то же время увеличение стока приводит как к увеличению эмиссии веществ из почв, так и к уменьшению удержания биогенов водными объектами водосбора (в соответствии с (9)–(10)).

Использование уравнения (9) позволяет оценить удержание химических веществ водосбором и русловой сетью в зависимости от характеристик стока и размеров водосбора. Если изучаемый водосбор характеризуется высоким значением доли водной поверхности в общей площади водосбора, то для расчетов целесообразно применять соотношение (10).

Значения эмпирических параметров  $a_1$ ,  $b_1$ ,  $a_2$  и  $b_2$  задаются в соответствии с данными таблицы 14 [38, 39].

Табл. 12

**Соотношения между площадями водосборных бассейнов ( $F$ , км<sup>2</sup>) и расходами воды ( $R$ , м<sup>3</sup>/с) рек бассейна Балтийского моря**

Площадь водосборного бассейна, $F$ , км <sup>2</sup>	Аналитическая зависимость	Коэффициент детерминации, $r^2$
$F \leq 271800$	$R = 0,0079 \cdot F$	0,92
$F \leq 60000$	$R = 0,0106 \cdot F$	0,90
$F \leq 10000$	$R = 0,0088 \cdot F$	0,91
$F \leq 5000$	$R = 0,0091 \cdot F$	0,91
$F \leq 1000$	$R = 0,0080 \cdot F$	0,85
$F \leq 500$	$R = 0,0089 \cdot F$	0,83

Табл. 13

**Относительные площади водных поверхностей водосборов некоторых трансграничных рек бассейна Балтийского моря**

Река	Сопредельные государства	Водосбор, км <sup>2</sup>	$W$ , %
Кемийоки	Россия, Финляндия, Норвегия	51127	5
Нева	Россия, Финляндия	286553	16
Вуокса	Россия, Финляндия	68501	18
Нарва	Россия, Эстония, Латвия	56200	8
Даугава	Россия, Беларусь, Латвия, Литва	69271	3
Неман	Россия, Беларусь, Литва, Польша	97864	3
Преголя	Россия, Польша, Литва	14685	2
Йянисйоки	Россия, Финляндия	3861	8

Табл. 14

**Значения эмпирических параметров в формулах (9) и (10)**

Элемент	Площадь водосбора	$a_1$	$b_1$	$a_2$	$b_2$
Фосфор общий	Для всех водосборов	26,6	-1,71	13,3	-0,93
	<1000 км <sup>2</sup>	41,4	-1,93	57,6	-1,26
	1000–10000 км <sup>2</sup>	21,7	-1,55	9,3	-0,81
	>10000 км <sup>2</sup>	28,9	-1,80	26,9	-1,25
Азот общий	Для всех водосборов	–	–	1,9	-0,49
Азот общий	Для озер	–	–	7,28	-0,49

Для расчетов фоновых концентраций фосфора валового  $C(P)_\phi$  или азота общего  $C(N)_\phi$  в водотоках (реках) используем следующие формулы:

$$C(P_t) = \frac{R_t \cdot Q(P_t)_\phi}{0,0315} \cdot R_{cr}, \quad (12)$$

$$C(N_t) = \frac{R_t \cdot Q(N_t)_\phi}{0,0315} \cdot R_{cr}, \quad (13)$$

где  $C(P)_\phi$  или  $C(N)_\phi$  – фоновые концентрации фосфора валового или азота общего в воде водотока, мкг/дм<sup>3</sup>,  $R_t$  – коэффициенты выноса биогенных элементов с водосбора,  $Q(P)_\phi$  или  $Q(N)_\phi$  – фоновые стоки (эмиссия) фосфора валового или азота общего с водосборного бассейна, тонны,  $R_{cr}$  – средний за год расход воды в водотоке, м<sup>3</sup>/с.

Соотношение (12) было использовано для расчетов фоновых концентраций фосфора общего в некоторых реках бассейна Балтийского моря (табл. 15). Аналогично по соотношению (13) были рассчитаны фоновые концентрации азота общего в р. Неве, в р. Нарве и р. Великой (табл. 16). Для других рек в доступной литературе отсутствуют значения величин  $W$ .

### Проблема квотирования биогенных нагрузок на трансграничные водные объекты

В основу квотирования были положены результаты анализа экспорта биогенных элементов (общего фосфора и общего азота) в Балтийское море со стоком четырнадцати трансграничных рек [8]. Цель этого исследования заключалась в отыскании наиболее информативных дескрипторов для количественного описания связи между поступлением фосфора общего ( $Q_p$ ) и азота общего ( $Q_N$ ) в Балтийское море со стоком четырнадцати трансграничных рек (табл. 17) и характеристиками их водосборных бассейнов. Для достижения этой цели были использованы первичные данные, приведенные в работе S. Nilsson «International river basins in the Baltic Sea Region»<sup>6</sup>. Все данные относятся к 2000 году.

В качестве дескрипторов были рассмотрены численность населения на водосборе ( $x_1$ , человек), пло-

<sup>6</sup> [http://www.google.ru/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CCgQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.baltex-research.eu%2Fmaterial%2Fdownloads%2FRiverbasins.pdf&ei=av6FU7ngMe\\_24QSu6YG4DA&usq=AFQjCNGqhXpA7ijl61N3yMSU8oCk8YNCDA&bvm=bv.67720277,d.bGE](http://www.google.ru/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CCgQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.baltex-research.eu%2Fmaterial%2Fdownloads%2FRiverbasins.pdf&ei=av6FU7ngMe_24QSu6YG4DA&usq=AFQjCNGqhXpA7ijl61N3yMSU8oCk8YNCDA&bvm=bv.67720277,d.bGE)

Табл. 15

**Фоновые концентрации фосфора общего в реках бассейна Балтийского моря**

Река	$R_{cr}$ , м <sup>3</sup> /с	$F$ , км <sup>2</sup>	$q$ , л/(км <sup>2</sup> ·с)	$R_t$	$M(P)_\phi$ , кг/км <sup>2</sup>	$Q(P)_\phi$ , тонн	$C(P)_\phi$ , мкг/дм <sup>3</sup>
Нева	2500	286553	8,7	0,63	4,9	1404	11
Нарва	399	56797	7,0	0,53	7,8	443	19
Великая	184	25200	7,3	0,55	9,3	234	22
Луга	93	13200	7,0	0,53	6,8	90	16
Желча	12,6	1220	10,3	0,63	7,7	9,4	15
Плюсса	50	6550	7,6	0,52	7,8	51,1	17
Сорочь	28,9	3910	7,4	0,51	9,0	35,2	20
Синяя	10,1	2040	5,0	0,36	8,9	18,2	21

Табл. 16

**Фоновые концентрации азота общего в реках бассейна Балтийского моря**

Река	$W$ , %	$HL$ , м/год	$q$ , л/км <sup>2</sup> ·с	$R_t$	$M(N)_\phi$ , кг/км <sup>2</sup>	$Q(N)_\phi$ , тонн	$C(N)_\phi$ , мкг/дм <sup>3</sup>
Нева	16	1,7	8,7	0,41	173	49574	258
Нарва	8	2,8	7,0	0,47	275	15620	584
Великая	2	11,5	7,3	0,64	328	8266	913

Табл. 17

**Распределение водосборных бассейнов рек по странам**

Река	Доля водосборного бассейна, %
Нева	Россия 80, Финляндия 20
Висла	Польша 87, Украина 7, Белоруссия 5, Словакия 1
Одер	Польша 90, Чехия 6, Германия 4
Даугава	Белоруссия 38, Россия 32, Латвия 28, Литва 2
Неман	Белоруссия 48, Литва 47, Польша 3, Россия 2
Нарва	Россия 63, Эстония 31, Латвия 6
Кемийоки	Финляндия 97, Россия 3
Гета-Эльв	Швеция 84, Норвегия 16
Турне-Эльв	Швеция 64, Финляндия 35, Норвегия 1
Индальсельвен	Швеция 92, Норвегия 8
Преголя	Польша 52, Россия 48
Гауя	Латвия 87, Эстония 13
Лиелупе	Латвия 50, Литва 50
Вента	Латвия 55, Литва 45



щадь водосборного бассейна ( $x_2$ , км<sup>2</sup>), расход воды ( $x_3$ , м<sup>3</sup>/год · 10<sup>6</sup>), плотность населения на водосборе ( $x_4$ , чел./км<sup>2</sup>), площадь леса на водосборе ( $x_5$ , км<sup>2</sup>), площадь пахотных угодий на водосборе ( $x_6$ , км<sup>2</sup>) и площадь кустарников или травянистого покрова ( $x_7$ , км<sup>2</sup>). Кроме того, в качестве дескриптора была использована площадь водных объектов на водосборных бассейнах рассмотренных рек ( $x_8$ , км<sup>2</sup>). Первичные данные для анализов представлены в таблицах 18 и 19. Информативность моделей оценивали величиной коэффициента детерминации ( $r^2$ ).

При построении однопараметрических линейных моделей для фосфора общего было выявлено, что коэффициенты детерминации ранжируются следующим образом:  $x_1$  ( $r^2 = 0,96$ ) >  $x_6$  ( $r^2 = 0,87$ ) >  $x_7$  ( $r^2 = 0,73$ ) >  $x_4$  ( $r^2 = 0,57$ ) >  $x_2$  ( $r^2 = 0,50$ ) >  $x_3$  ( $r^2 = 0,31$ ) >  $x_5$  ( $r^2 = 0,1$ ) >  $x_8$  ( $r^2 = 0,01$ ).

Таким образом, наиболее информативным показателем при построении модели является численность населения на территории водосборного бассейна. Эта модель имеет следующий вид (см. также рис. 1):

$$Q_p = 248 + 0,000283x_1, \quad (14)$$

$N = 14$ ;  $r = 0,979$ ;  $r^2 = 0,959$ ;  $\sigma_{y(x)} = 429$ ;  $F_p = 280,6$ ;  $F_T = 4,67$ .

Здесь  $N$  – количество рек;  $r$  – коэффициент корреляции (теснота связи между переменными);  $r^2$  – коэффициент детерминации (объяснимая доля разброса);  $\sigma_{y(x)}$  – стандартная ошибка;  $F_p$  – расчетное значение критерия Фишера;  $F_T$  – табличное значение критерия Фишера для уровня значимости 95%.

Приведенные статистические характеристики показывают, что модель (14) адекватна ( $F_p > F_T$ ) и, более того, может быть использована для ориентировочного прогнозирования ( $F_p > 4 F_T$ ) поступления в Балтийское море фосфора общего со стоком тех рек, данные для которых не были использованы при построении модели и для которых такие данные имеются [12].

При  $x_1 = 0$  (отсутствие населения на водосборном бассейне) величина  $Q_p = 248$  тонн. Это значение ха-

Табл. 18

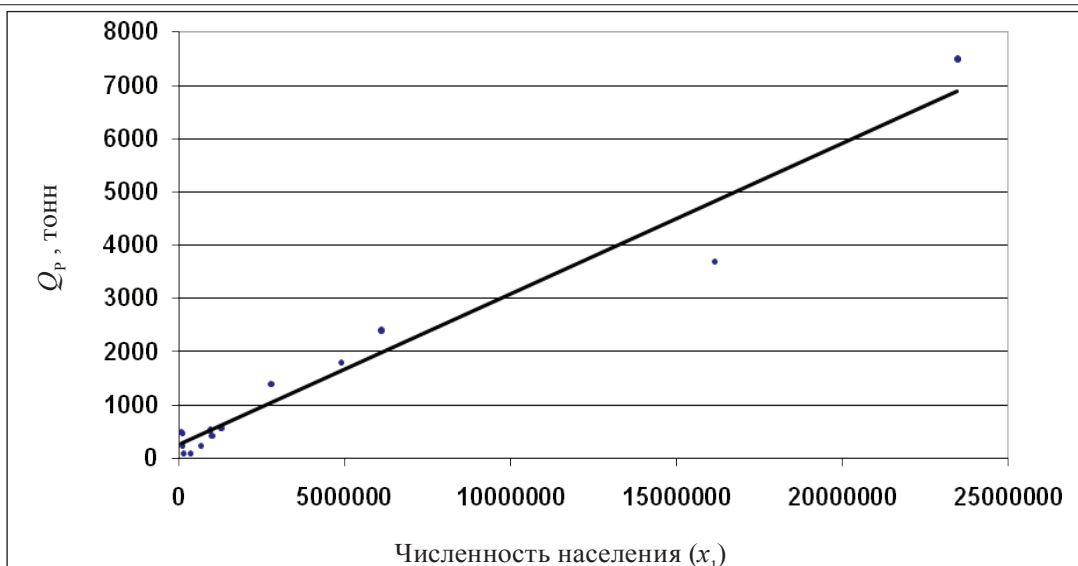
#### Поступление фосфора общего в Балтийское море со стоком трансграничных рек и характеристики их водосборных бассейнов

Река	$Q_p$ , тонн	$x_1$	$x_2$	$x_3$	$x_4$	$x_5$	$x_6$	$x_7$
Нева	2400	6107900	286553	66500	21,3	209184	4871	11462
Висла	7500	23487300	193347	42400	121,5	50270	106341	23202
Одер	3700	16167200	117862	16200	137,2	31823	67181	10254
Даугава	1400	2783200	86052	20700	32,3	44747	17210	7917
Неман	1800	4890900	92318	20000	53,0	27695	45236	7108
Нарва	530	936100	56797	10700	16,5	28966	13631	3067
Кемийоки	460	108100	51036	23300	2,1	39808	102	8166
Гета-Эльв	420	1003300	48326	23100	20,8	30445	4156	2368
Турне-Эльв	490	79700	39705	17800	2,0	23029	199	13103
Индаль-сельвен	240	109200	25518	19100	4,3	18118	255	4083
Преголя	570	1283600	14783	2700	86,8	2365	10348	917
Гауя	95	155300	8652	2100	17,9	4239	2596	1038
Лиелупе	230	668200	17876	2400	37,4	3575	11441	1448
Вента	95	347600	11624	2200	29,9	3138	6509	1035

Табл. 19

#### Поступление азота общего в Балтийское море со стоком трансграничных рек и характеристики их водосборных бассейнов

Река	$Q_{N_2}$ , тонн	$x_1$	$x_2$	$x_3$	$x_4$	$x_5$	$x_6$	$x_7$
Нева	52500	6107900	286553	66500	21,3	209184	4871	11462
Висла	124000	23487300	193347	42400	121,5	50270	106341	23202
Одер	55200	16167200	117862	16200	137,2	31823	67181	10254
Даугава	40600	2783200	86052	20700	32,3	44747	17210	7917
Неман	46800	4890900	92318	20000	53,0	27695	45236	7108
Нарва	6500	936100	56797	10700	16,5	28966	13631	3067
Кемийоки	8500	108100	51036	23300	2,1	39808	102	8166
Гета-Эльв	20300	1003300	48326	23100	20,8	30445	4156	2368
Турне-Эльв	8100	79700	39705	17800	2,0	23029	199	13103
Индаль-сельвен	6700	109200	25518	19100	4,3	18118	255	4083
Преголя	9500	1283600	14783	2700	86,8	2365	10348	917
Гауя	3000	155300	8652	2100	17,9	4239	2596	1038
Лиелупе	10700	668200	17876	2400	37,4	3575	11441	1448
Вента	5200	347600	11624	2200	29,9	3138	6509	1035



**Рис. 1.** Зависимость поступления фосфора общего со стоком трансграничных рек в Балтийское море от численности населения на водосборах рек

рактирует усредненную природную составляющую стока фосфора общего в Балтийское море для всего рассмотренного водосборного бассейна площадью 1050449 км<sup>2</sup>.

Кроме численности населения на водосборном бассейне ( $x_1$ ) другими достаточно информативными дескрипторами являются площадь пахотных угодий на водосборе ( $x_6$ ) и площадь кустарников или травянистого покрова ( $x_7$ ). Коэффициент детерминации между  $x_1$  и  $x_6$  равен 0,91; между  $x_1$  и  $x_7$  – 0,62 и между  $x_6$  и  $x_7$  – 0,49.

Согласно Плану действий по Балтийскому морю (ПДБМ), максимально допустимое поступление фосфора общего в Балтийское море составляет 21060 тонн/год. С другой стороны, как следует из вышеприведенной таблицы 18, со стоком 14 трансграничных рек в 2000 г. в Балтику поступило 19930 тонн фосфора общего, что составляет 94,6% от максимально допустимого поступления от различных источников.

При анализе данных, приведенных в таблице 19, была выявлена следующая статистически значимая зависимость между поступлением в Балтийское море азота общего со стоком трансграничных рек и численностью населения на их водосборных бассейнах (рис. 2):

$$Q_N = 9940 + 0,004446 \cdot x_1, \quad (15)$$

$N = 14$ ;  $r = 0,934$ ;  $r^2 = 0,873$ ;  $\sigma_{y(x)} = 12440$ ;  $F_p = 82,37$ ;  $F_T = 4,67$ .

Кроме численности населения на водосборном бассейне ( $x_1$ ) другими достаточно информативными дескрипторами являются площадь пахотных угодий на водосборе ( $x_6$ ), площадь кустарников или травянистого покрова ( $x_7$ ) и площадь водосборного бассейна ( $x_2$ ).

Согласно ПДБМ максимально допустимое поступление азота общего в Балтийское море составляет 601720 тонн/год. С другой стороны, как следует из вышеприведенных данных, со стоком 14 трансграничных рек в 2000 г. в Балтику поступило 397600

тонн азота общего, что составляет 66,1% от максимально допустимого поступления от различных источников.

Другой источник поступления биогенных веществ в Балтийское море – атмосфера. В среднем из атмосферы в течение года в Балтику поступает примерно 2087 тонн фосфора общего и 200000 тонн азота общего.

Антропогенная составляющая поступления биогенных элементов в водный объект  $Q(P_t)_a$  или  $Q(N_t)_a$  рассчитывается как разница между максимально допустимым экспортом  $Q(P_t)_{\max}$  или  $Q(N_t)_{\max}$  и фоновым поступлением  $Q(P_t)_\phi$  или  $Q(N_t)_\phi$ :

$$Q(P_t)_a = Q(P_t)_{\max} - R_t \cdot F \cdot M(P_t)_\phi = F \cdot M(P_t)_{\max} - R_t \cdot F \cdot M(P_t)_\phi, \quad (16)$$

$$Q(N_t)_a = Q(N_t)_{\max} - R_t \cdot F \cdot M(N_t)_\phi = F \cdot M(N_t)_{\max} - R_t \cdot F \cdot M(N_t)_\phi, \quad (17)$$

где  $R_t$  – коэффициенты выноса (безразмерные) биогенных элементов с водосборов,  $F$  – площадь водосбора, км<sup>2</sup>.

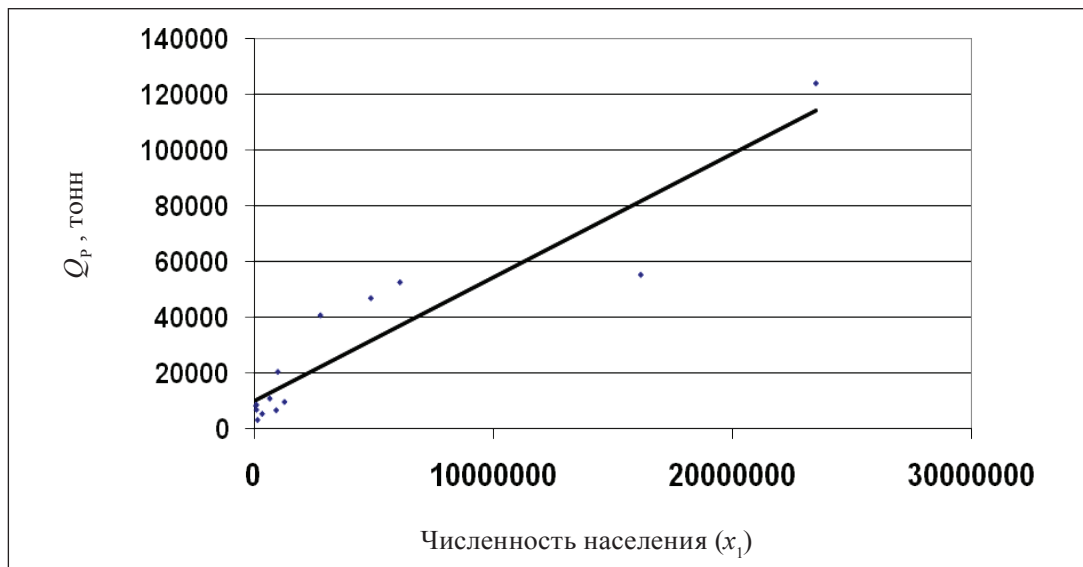
Именно эта составляющая и подлежит квотированию между сопредельными странами.

На основе выявленных закономерностей предложено два подхода к квотированию антропогенной биогенной нагрузки на трансграничные водные объекты. Согласно первому подходу, распределение антропогенной биогенной нагрузки между сопредельными государствами целесообразно рассчитывать пропорционально долям населения на водосборной территории. Второй подход предполагает проведение расчетов пропорционально долям распаханной земель.

Для расчетов используются следующие формулы:

$$Q(P_t)_{a,i} = Q(P_t)_a \cdot [N_i / (N_i + N_j)], \quad (18)$$

$$Q(N_t)_{a,j} = Q(N_t)_a \cdot [N_j / (N_i + N_j)], \quad (19)$$



**Рис. 2.** Зависимость поступления азота общего со стоком трансграничных рек в Балтийское море от численности населения на водосборах рек

$$Q(P_t)_{a,i} = Q(P_t)_a \cdot [PPZ_i / (PPZ_i + PPZ_j)], \quad (20)$$

$$Q(N_t)_{a,j} = Q(N_t)_a \cdot [PPZ_j / (PPZ_i + PPZ_j)], \quad (21)$$

где  $N_i$  и  $N_j$  – численность населения на водосборе  $i$ -й страны и  $j$ -й страны соответственно;  $PPZ_i$  и  $PPZ_j$  – площади распаханых земель на водосборах сопредельных стран.

Для иллюстрации вышеприведенных соотношений были проведены расчеты максимально допустимого экспорта биогенных элементов в р. Нарва между сопредельными странами (Россией и Эстонией) (табл. 20). При этом были использованы следующие значения  $R_i$ :  $R_i = 0,536$  для фосфора общего и  $R_i = 0,464$  для азота общего.

Согласно данным, приведенным в таблице 20, природная (фоновая) нагрузка составляет 35% для фосфора общего и 50% для азота общего от величины суммарной нагрузки на р. Нарва. Эти величины близки к тем, которые приведены в работе [18]. В этой работе отмечено, что фоновая компонента нагрузки на Псковско-Чудское озеро составляет 36% для фосфора и 45% для азота. Особо отметим, что эти результаты получены двумя разными независимыми методами.

### Заключение

Совместное использование трансграничных водных объектов подразумевает решение возникающих проблем и спорных вопросов, в том числе, касающихся оценки объемов и последствий негативного воздействия, оказываемого на эти объекты. Для осуществления устойчивого управления водными ресурсами международных бассейнов необходимо взаимопонимание и сотрудничество между государствами-соседями. Международные конвенции и соглашения, регламентирующие взаимоотношения государств при совместном использовании водных объектов, охватывают широкий круг проблем. Проблема оценки статуса водоемов и водотоков, качества водных ресурсов является одной из важнейших. Однако решению этой проблемы не способствует

общий недостаток действующих конвенций и соглашений: отсутствие механизма взаимной ответственности государств за превышение допустимых уровней загрязнения вод биогенными и загрязняющими веществами. Отсутствие такого механизма препятствует активизации работ по исследованию и оздоровлению трансграничных водных объектов.

Создание такого инструментария требует разработать подходы решения проблемы:

- экологического нормирования;
- оценки трофического статуса озер;
- оценки природной (фоновой) составляющей биогенной нагрузки;
- квотирования биогенных нагрузок на трансграничные водные объекты.

Наличие вышеуказанных проблем во многом обусловлено несовершенством существующих систем нормирования качества природной среды, отсутствием единых подходов в этой сфере. Результаты выполненных в последнее время исследований демонстрируют перспективность решения некоторых проблем с использованием вероятностных подходов.

Предложены два подхода к квотированию антропогенной биогенной нагрузки на трансграничные водные объекты, учитывающие численность населения и площади распаханых земель на водосборах. Рассматриваются методы оценки фоновой (природной) и антропогенной составляющих биогенной нагрузки на водоемы, в том числе при недостатке данных гидрохимических и гидрологических наблюдений.

В статье показано, что существующие подходы исследования и оценки качества трансграничных водных ресурсов не лишены недостатков; следовательно, требуется их совершенствование. При этом следует уделять особое внимание методам, реализация которых возможна всеми участниками международных водных отношений, что позволит получить сопоставимые результаты исследований и оценок, которые смогут служить основой формирования механизмов устойчивого управления качеством трансграничных водных ресурсов.



**Распределение максимально допустимого поступления биогенных элементов  
в трансграничную р. Нарва с водосборов России и Эстонии**

Страна	$Q(P)_{\text{max}}$ , тонн/год	$Q(P)_{\text{ф}}$ , тонн/год	$Q(P)_{\text{а}}$ , тонн/год	Население	Максимально допустимый экспорт, тонн/год
Россия	670	235	435	540000	255
Эстония				380000	180
	$Q(N)_{\text{max}}$ , тонн/год	$Q(N)_{\text{ф}}$ , тонн/год	$Q(N)_{\text{а}}$ , тонн/год		
Россия	14654	7274	7380	540000	4332
Эстония				380000	3048
	$Q(P)_{\text{max}}$ , тонн/год	$Q(P)_{\text{ф}}$ , тонн/год	$Q(P)_{\text{а}}$ , тонн/год	Площадь распаханной земель, км <sup>2</sup>	Максимально допустимый экспорт, тонн/год
Россия	670	235	435	6688	232
Эстония				5860	203
	$Q(N)_{\text{max}}$ , тонн/год	$Q(N)_{\text{ф}}$ , тонн/год	$Q(N)_{\text{а}}$ , тонн/год	Площадь распаханной земель, км <sup>2</sup>	
Россия	14654	7274	7380	6688	3934
Эстония				5860	3446
<b>Усредненные величины максимально допустимого экспорта фосфора общего, тонн/год</b>					
Россия	244				
Эстония	192				
<b>Усредненные величины максимально допустимого экспорта азота общего, тонн/год</b>					
Россия	4133				
Эстония	3247				

## Литература

1. Абакумов В.А., Суценья Л.М. Гидробиологический мониторинг пресных вод и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – С. 41–51.
2. Багоцкий С.В. Проблема ПДК: революция или эволюция? // Химия и жизнь. – 1998. – № 11. – С. 14–17.
3. Богдановский Г.А. Химическая экология. – М.: МГУ, 1994. – 237 с.
4. Бульон В. В. Эвтрофирование и деэвтрофирование озер как реакция на изменение фосфорной нагрузки с водосборной площади // Теория и практика восстановления внутренних водоемов / Ред. В.А. Румянцева, С.А. Кондратьева. – СПб.: Лема, 2007. – С. 44–54.
5. Волков И.В., Заличева И.Н., Шустова Н.К., Ильмаст Т.Б. Есть ли экологический смысл у общефедеральных рыбохозяйственных ПДК? // Экология. – 1996. – № 5. – С. 350–354.
6. Волков И.В., Заличева И.Н., Ганина В.С. и др. О принципах регламентирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы // Водные ресурсы. – 1993. – Т. 20. – С. 707–713.
7. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. – Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. – С. 27–29.
8. Германова А.В., Фрумин Г.Т. Поступление биогенных элементов в Балтийское море со стоком трансграничных рек // Ученые записки РГГМУ. – 2012. – № 24. – С. 100–106.
9. Глазовский Н. Ф. Техногенная миграция азота, фосфора, калия и серы на территории СССР // Вестник МГУ. Сер. 5. Географ. – 1976. – № 4. – С. 32–43.
10. Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем. – СПб.: СПбГУ, 1995. – 215 с.
11. Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. – СПб.: Наука, 2004. – 294 с.
12. Дрейпер Н., Смит Г. Прикладной регрессионный анализ: Перев. с англ. – М.: Статистика, 1973. – 392 с.
13. Замолодчиков Д.Г. Оценка экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. XV. – СПб.: Гидрометеиздат, 1993. – С. 214–233.
14. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.
15. Исаченко А.Г. Основные вопросы физической географии. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1953. – 391 с.
16. Лит Х. Моделирование первичной продуктивности Земного шара // Экология. – 1974. – № 2. – С. 13–23.
17. Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер. – Хельсинки: ООН, 1992. – 23 с.

18. Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С. и др. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор-водоем (на примере Чудско-Псковского озера). – СПб. : Нестор-История, 2010. – 104 с.
19. Максимова М.П. Критерии антропогенного эвтрофирования речного стока и расчет антропогенной составляющей биогенного стока рек // Водные ресурсы. – 1979. – № 1. – С. 35–40.
20. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Ред. А.В. Караушев. – Л. : Гидрометеоздат, 1987. – 287 с.
21. Никаноров А.М., Тарасов М.Н., Трунов Н.М. и др. Проблема нормирования качества поверхностных вод и натурное экологическое моделирование // Экологическое нормирование и моделирование антропогенного воздействия на водные экосистемы. Вып. 1. – Л. : Гидрометеоздат, 1988. – С. 5–9.
22. Опекунов А.Ю. Экологическое нормирование. – СПб. : ВНИИОкеангеология, 2001. – С. 45–46.
23. Прозоровский В.Б. Озеро озеру рознь // Химия и жизнь. – 1999. – № 1. – С. 33–35.
24. Россолимо Л.Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. – М. : Наука, 1977. – 205 с.
25. Рысбеков Ю.Х. Трансграничное сотрудничество на международных реках: проблемы, опыт, уроки, прогнозы экспертов / Ред. В.А. Духовный. – Ташкент : НИЦ МКВК, 2009. – 203 с.
26. Степанова Е. В., Фрумин Г. Т. Методы оценки выноса фоновой биогенной нагрузки с водами рек бассейна Балтийского моря // Устойчивое развитие и геоэкологические проблемы Балтийского региона: материалы Международной научно-практической конференции. НовГУ им. Ярослава Мудрого, 23–25 октября 2009 г. – Вел. Новгород, 2009. – С. 357–361.
27. Фрумин Г.Т. Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование. – СПб. : Синтез, 1998. – С. 45–53.
28. Фрумин Г.Т. Экологическая химия и экологическая токсикология. Учеб. пособие. – СПб. : РГГМУ, 2002. – С. 107–111.
29. Фрумин Г.Т. Экология и геоэкология: мифы и реальность. – СПб. : РГГМУ, 2011. – 236 с.
30. Фрумин Г.Т. Расчет модулей фонового стока биогенных элементов с водосборных бассейнов. Методич. пособие. – СПб. : РГГМУ, 2013. – 32 с.
31. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Трофическое состояние пресноводных озер Китая // Экологическая химия. – 2011. – Т. 20, Вып. 1. – С. 11–16.
32. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. Методич. пособие. – СПб. : РГГМУ, 2012. – 28 с.
33. Хендерсое-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л. : Гидрометеоздат, 1990. – 280 с.
34. Цветков В.Ю., Сорокин И.Н. Финский залив – природный и морехозяйственный комплекс России. – СПб. : Институт озероведения РАН, НОУ ДПО «ИПК «Прикладная экология», 2009. – 223 с.
35. Behrendt H. Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads – A Behrendt comparison for different river basins in Central Europe // Water Sci. Technol. – 1996. – Vol. 33. – P. 99–107.
36. Behrendt H., Dannowski R. Nutrients and heavy metals in the Odra river system. – Berlin : Weissensee Verlag Publ., 2007. – 337 p.
37. Behrendt H., Opitz D. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load // Hydrobiologia. – 1999. – Vol. 410. – P. 111–122.
38. Carlson R.E. A trophic state index for lakes // Limnol. Oceanogr. – 1977. – Vol. 22. – P. 361–369. Ch. 8.
39. Frumin G., Khuan Z.-Z. Probability Estimation of the Trophic Status of Lakes // J. Environ. Sci. Engineering A 1. – 2012. – P. 1083–1087.
40. Gregor H.D., Sprange T., Hoenerbach F. (Eds.). Critical Limits and Effect Based Approaches for Heavy Metals and Persistent Organic Pollutantst. – Bad Harzburg, 1997. – 464 p.
41. LeBlanc G.A. Effects of copper on the competitive interactions of two species of Cladocera // Environ. Pollut. – 1985. – Vol. 37. – P. 13–25.
42. Nürnberg G.K. Trophic state of clear and colored soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish // J. Lake Reservoir Management. – 1996. – Vol. 12. – P. 432–447.
43. Rosenzweig M.L. Net primary production of terrestrial communities, prediction from climatological data // Amer. Nat. – 1968. – Vol. 102. – P. 67–74.
44. Schuur A.G. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation // Ecology. – 2003. – Vol. 84. – P. 1165–1170.
45. Venohl M., Donohue I., Fogelberg S. et al. Nitrogen retention in a river system and effects of river morphology and lakes // Water Sci. Technol. – 2005. – Vol. 51 (3–4). – P. 19–29.