

РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ
УНИВЕРСИТЕТ

На правах рукописи

ХУАН ЖАНЬ-ЖАНЬ

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА
ПРЕСНОВОДНЫХ ОЗЕР КИТАЯ**

Специальность 25.00.36 – Геоэкология (науки о Земле)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:

доктор химических наук,
профессор Фрумин Г.Т.

Санкт-Петербург

2013

СОДЕРЖАНИЕ

ПЕРЕЧЕНЬ ОБОЗНАЧЕНИЙ И СОКРАЩЕНИЙ.....	3
ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	9
ГЛАВА 2. ТРОФИЧЕСКИЙ СТАТУС ПРЕСНОВОДНЫХ ОЗЕР КИТАЯ....	14
ГЛАВА 3. РАЗРАБОТКА МЕТОДА ВЕРОЯТНОСТНОЙ ОЦЕНКИ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ПРЕСНОВОДНЫХ ОЗЕР.....	22
3.1. Критерии оценки трофического статуса водных объектов.....	25
3.2. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов.....	35
3.3.1. Методика вероятностной оценки трофического статуса.....	43
3.3.2. Термины и определения.....	43
3.3.3. Общие положения.....	44
3.3.4. Основные расчетные зависимости.....	45
3.3.5. Примеры расчетов вероятностей трофических статусов водных объектов.....	57
Глава 4. ОБОСНОВАНИЕ ДОПУСТИМОЙ БИОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ОЗЕРА КИТАЯ.....	52
4.1. Математическая модель.....	60
4.2. Соотношение между средней и максимальной глубинами озер.....	63
4.3. Обоснование лимитирующего биогенного элемента.....	64
4.4. Критические фосфорные нагрузки на пресноводные озера Китая.....	67
4.5. Модули стока фосфора валового с водосборных бассейнов.....	72
Глава 5. КОМПЛЕКСНЫЙ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ СОСТОЯНИЯ ОЗЕРА ТАЙХУ.....	78
5.1. Физико-географические характеристики озера Тайху.....	78
5.2. Водный баланс.....	83
5.3. Температурный режим.....	86
5.4. Активная реакция воды (рН).....	90
5.5. Содержание растворенного кислорода.....	92
5.6. Биохимическое потребление кислорода.....	99
5.7. Содержание биогенных элементов.....	104
5.7. 1. Содержание кремния.....	105
5.7.2. Содержание соединений азота.....	111
5.7.3. Содержание соединений фосфора.....	117
5.8. Содержание хлорофилла.....	122
5.9. Мероприятия по деэвтрофированию экосистемы озера Тайху.....	133
ВЫВОДЫ.....	141
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	143

ПЕРЕЧЕНЬ ОБОЗНАЧЕНИЙ И СОКРАЩЕНИЙ

r – коэффициент корреляции

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 $\alpha = 5\%$

TP – фосфор общий

TN – азот общий

F – площадь акватории, км²

S – площадь водосбора, км²

C_{CT} – средняя за год концентрация биогенного элемента в водотоке, мкг·дм⁻³

Q – поступление биогенного элемента в водоем-приемник, тонн

L – нагрузка фосфором валовым, гР·м⁻²·год⁻¹

SD – прозрачность по диску Секки, м

Chl «a» - хлорофилл «a»

TSI – индекс Карлсона

τ - время полного водообмена

ρ - коэффициент условного водообмена

V – объем водоема

ОЕСД – Организация экономического сотрудничества и развития

ВВЕДЕНИЕ

Поверхностные воды - это высокоорганизованные надорганизменные экосистемы, состоящие из живых (биоценозов) и неживых (биотопов) компонентов, функционирующих как единое целое. Состав и структура водных биоценозов зависят от климатических, географических, гидрологических, физико-химических и других особенностей биотопа и являются функцией качества воды. С другой стороны - нормальное функционирование биоценозов определяет природный состав и свойства воды. При нарушении экологического равновесия экосистемы изменяется и качество воды а, следовательно, и условия водопользования. В то же время, водные объекты испытывают огромный антропогенный пресс в связи с их многофункциональным использованием: питьевое, хозяйственно-бытовое и промышленное водоснабжение; прием сточных и дренажных вод; водные транспортные артерии и лесосплав; использование в лечебных целях и рекреация; рыбное и охотничье хозяйство; гидроэнергетика, гидротехническое строительство и добыча полезных ископаемых и многое другое, что нарушает их нормальное функционирование [Неверова-Дзиопик и др., 2012].

Рациональное использование водных ресурсов и, в частности, озер - общемировая проблема, которая будет обостряться в условиях возможного изменения глобального климата. Естественные, или природные озера содержат значительный запас доступной воды, который меняется как в течение года (годовые или сезонные колебания), так и от года к году (долгопериодные или межгодовые колебания) [Рянжин, 2005].

По оценкам М.Мейбека (Университет Сорбонна), на Земле примерно 8,45 млн природных озер с площадями $\geq 0,01$ км² [Meubeck, 1995].

Только 2% всех вод, имеющих на Земле, являются пресными, включая айсберги и ледники, и труднодоступные для людей запасы воды, находящиеся под землей. Если всю воду на Земле представить как содержание четырехлитровой бутылки, то легкодоступной для

человеческих нужд количество воды составляло бы в этой бутылке только одну столовую ложку (15 мл), или менее 0,5% от общего количества воды.

Основными угрозами, возникающими в пределах озерных бассейнов являются: чрезмерное изъятие воды, чрезмерное поступление биогенных элементов (в первую очередь фосфора и азота), загрязнение воды токсичными веществами, неприемлемые методы рыболовства и аквакультуры, накопление твердых отходов, инвазивные виды (виды-вселенцы) животных и растений.

В Китае много озер, общая площадь которых составляет 80 000 кв. км. Имеются также тысячи искусственных озер - водохранилищ. Озера в Китае можно разделить на внешние и внутренние. К внешним относятся пресноводные озера, такие, как Поянху, Дунтинху и Тайху. К внутренним относятся соленые озера, самое большое из которых - озеро Цинхай. Основные озера Китая: Цинхай, Синкай, Поянху, Дунтинху, Тайху, Хулуьнху, Хунцзэху, Намцо, Селлинг.

Каждый год в Китае пересыхают 20 озер. За последние 50 лет страна потеряла более 1000 природных водоемов. Это почти 10000 км². Основная причина - активное развитие промышленности. В Китае уже сейчас наблюдается чрезмерное потребление пресной воды. Происходит осушение озер для создания новых сельскохозяйственных территорий. На берегах водоемов вырубаются леса. А это, как известно, ведет к обмелению озер.

Промышленные сточные воды, поступающие в озера, содержат химические соединения текстильной, фармацевтической, металлургической, пищевой и целлюлозно-бумажной отраслей народного хозяйства. Наряду с ними в озера поступают соединения азота и фосфора, содержащиеся в коммунально-бытовых и сельскохозяйственных стоках. В результате в озерах накапливается значительное количество загрязняющих и биогенных веществ. Уже сегодня 80% озер в долинах реки Янцзы «цветут». В их водах активно размножаются водоросли. При отмирании они поглощают много кислорода из водной массы. Из-за его нехватки гибнут моллюски, рыбы и другие

обитатели озер. В результате озера превращаются в болота. Таким образом, основные экологические проблемы озер Китая – это токсикофикация и эвтрофикация (эвтрофирование).

Развитие процесса антропогенного эвтрофирования приводит ко многим неблагоприятным последствиям с точки зрения водопользования и водопотребления (развитие «цветения» и ухудшения качества воды, появление анаэробных зон, нарушение структуры биоценозов и исчезновение многих видов гидробионтов, в том числе ценных промысловых рыб). Кроме того, в период цветения сине-зеленые водоросли производят сильнейшие токсины (алкалоиды, низкомолекулярные пептиды и др.), которые сами не используют, но они, попадая в водную толщу, представляют опасность для живых организмов и человека. Эти токсины могут вызывать цирроз печени, дерматиты у людей, отравление и гибель животных.

Эвтрофирование представляет собой естественный процесс эволюции водоема. С момента «рождения» водоем в естественных условиях проходит несколько стадий в своем развитии: на ранних стадиях - от ультраолиготрофного до олиготрофного, далее становится мезотрофным и в конце концов водоем превращается в эвтрофный и гиперэвтрофный - происходит «старение» и гибель водоема с образованием болота. Однако под воздействием хозяйственной деятельности этот естественный процесс приобретает специфические черты, становится антропогенным. Резко возрастают скорость и интенсивность повышения продуктивности экосистем. Так, если в естественных условиях эвтрофирование какого-либо озера протекает за время 1000 лет и более, то в результате антропогенного воздействия это может произойти в сто и даже тысячу раз быстрее. Такие крупные водоемы как Балтийское море, озера Эри, Тахо и Ладожское перешли из одного трофического состояния в другое всего за 20–25 лет [Ладожское озеро..., 2000; Ладожское озеро..., 2002; Современное состояние..., 1987]. Данный процесс охватил многие крупнейшие пресноводные озера Европы, США (Великие Американские озера), Канады и

Японии [Россолимо, 1977; Дмитриев, Фрумин, 2004; Моисеенко, Гашкина, 2010]. Поскольку эвтрофикация водоемов стало серьезной глобальной экологической проблемой, по линии ЮНЕСКО начаты работы по мониторингу внутренних вод, контролю за эвтрофикацией водоемов земного шара.

Актуальность диссертационного исследования обусловлена необходимостью существенного снижения антропогенной биогенной нагрузки на пресноводные озера Китая.

Цель диссертационного исследования заключалась в геоэкологической оценке трофического статуса пресноводных озер Китая и разработке принципов их деэвтрофирования.

Для достижения поставленной цели было необходимо решить следующие **задачи**:

- собрать, обобщить и проанализировать данные литературы о современном трофическом статусе пресноводных озер Китая;
- выявить зависимость между средними и максимальными глубинами озер Китая;
- обосновать предельно допустимые нагрузки фосфором валовым на основе модели Фолленвайдера;
- разработать вероятностный подход к оценке трофического статуса пресноводных озер.

Объект исследования – пресноводные озера Китая.

Предмет исследования – показатели содержания биогенных элементов в пресноводных озерах Китая.

Научная новизна работы:

1. Разработаны аналитические зависимости для расчетов вероятностей трофического статуса пресноводных водоемов, позволяющие повысить точность оценки трофического статуса.
2. Впервые обоснованы критические фосфорные нагрузки и предельно допустимые модули стока с водосборов пресноводных озер Китая.

3. Доказано, что лимитантом первичной продукции в озере Тайху является фосфор. В среднем за период с 1985 г. по 2012 г. фактическая нагрузка фосфором общим на озеро Тайху была в 21,3 раза выше максимально допустимой нагрузки.
4. Выявлен тренд увеличения загрязненности озера Тайху легкоокисляющимися органическими соединениями за период с 1990 г. по 2012 г. В наибольшей степени загрязнение озера Тайху легкоокисляющимися органическими соединениями характерно для зимнего периода с декабря по февраль.

Практическая значимость. Результаты работы позволили выработать рекомендации по корректному обоснованию допустимой биогенной нагрузки на пресноводные озера Китая.

На защиту выносятся следующие научные положения:

1. Методика вероятностной оценки трофического статуса пресноводных озер Китая.
2. Геоэкологическое обоснование предельных уровней экспорта фосфора общего с водосборов пресноводных озер Китая.
3. Результаты комплексной оценки современного состояния озера Тайху.

Достоверность научных положений и выводов обусловлена критическим анализом большого количества литературных источников и применением современных методов математико-статистической обработки данных.

Личный вклад автора заключается в постановке проблемы, методическом обеспечении ее решения и анализе полученных результатов.

Апробация работы. Результаты исследования докладывались и обсуждались: на Международной научно-практической конференции. LXIV Герценовские чтения (Санкт-Петербург, 2011 г.), девятой всероссийской научно-технической конференции (25 февраля 2011 г. Вологда), IV Международной научной конференции (12-17 сентября 2011 г., Минск – Нарочь), Международной конференции, посвященной 165-летию создания

Русского Географического (Санкт-Петербург, 2012), V Международной конференции-симпозиуме «Экологическая химия» (Кишинев, 2012 г.), Международной научно-практической конференции LXV Герценовские чтения, посвященной 215-летию Герценовского университета и 80-летию факультета географии (Санкт-Петербург, 19-21 апреля 2012 г.), VI Международной научной конференции «Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон» (Санкт-Петербург, 2-4 июля 2012 г.), INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL HEALTH 2012 (29th May - 1st June 2012, Lisbon, Portugal), V Всероссийском симпозиуме с международным участием (10-14 сентября 2012 г. Петрозаводск, Республика Карелия), Международной научно-практической конференции «ГЕОРИСК-2012» (Москва, 2012), Международной молодежной конференции «Науки о Земле и цивилизация» (Санкт-Петербург, 2012), Международной конференции, посвященной 90-летию почетного профессора СПбГУ, доктора географических наук, профессора А.Г. Исаченко (Санкт-Петербург, 2012).

Материалы изложены в 23 публикациях, в том числе в журналах «Ученые записки РГГМУ», «Общество. Среда. Развитие» и «Российский журнал общей химии» рекомендованных ВАК.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, пяти глав, выводов и списка литературы. Работа изложена на 149 страницах машинописного текста, включает 54 таблицы, 68 рисунков. Список цитируемой литературы содержит 108 публикаций, в том числе 35 иностранных.

ГЛАВА 1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

При работе над диссертацией были использованы данные российской и зарубежной литературы (Российские и зарубежные монографии и журнальные статьи), данные ILEC (Международный лимнологический

комитет), а также первичные данные, приведенные в базе данных С.В. Рянжина.

Ссылки на вышеприведенные литературные источники указаны в соответствующих разделах диссертационной работы.

Для математико-статистической обработки данных были использован табличный процессор Microsoft Excel [Макарова, Трофимец, 2002].

При получении регрессионных уравнений возникает несколько вопросов, требующих разрешения [Ландау, 1981]:

Как выбрать из полученных уравнений наилучшее?

Как упростить задачу получения наилучшего уравнения? Ведь при большом числе параметров метод перебора всех комбинаций (метод всех возможных регрессий) практически неосуществим.

Пригодно ли полученное уравнение для прогнозирования?

Прежде чем приступить к нахождению уравнений, необходимо получить матрицу взаимных корреляций выбранных параметров и исключить из совместного рассмотрения параметры, обладающие высоким коэффициентом взаимной корреляции (например, больше 0,7). Далее, для получения статистически достоверных результатов надо иметь не менее пяти экспериментальных точек на каждый используемый в уравнении параметр [Craig, 1972; Topliss, Costello, 1972]. Это условие при малом числе экспериментального материала часто вынуждает ограничивать число вводимых в уравнение параметров не по физическим критериям, а из чисто статистических соображений.

В Microsoft Excel модели строили на основе диаграмм одного из следующих типов: линейная, степенная, логарифмическая, экспоненциальная, полиномиальная. По характеру размещения уровней анализируемого ряда были сделаны предположения о возможном аналитическом выравнивании изучаемого ряда типовой математической функцией. Для нахождения наиболее значимого уравнения тренда

использовали инструмент «Подбор линии тренда» из мастера диаграмм Microsoft Excel.

Статистическая значимость регрессионных коэффициентов оценивалась с помощью сравнения полученных t -критериев Стьюдента с табличными значениями для разных уровней значимости при $(N-k-1)$ степенях свободы, где N – число наблюдений (число значений, данные для которых использовались при получении уравнений); k – число входящих в уравнение параметров. Статистическая значимость полученного уравнения оценивалась аналогичным образом с помощью вычисленного F -критерия Фишера при рассмотрении $k/(N-k-1)$ степеней свободы. Соответствующие таблицы t - и F -критериев заимствованы из книг [Закс, 1976; Шелутко, 2007]. В работах [Дрейпер, Смит, 1986; Дружинин, Сикан, 2001] отмечено, что статистически значимое уравнение может быть использовано для прогнозирования лишь в том случае, если величина его F -критерия будет не менее чем в 4 раза превосходить табличное значение для уровня значимости 95%. При прочих равных условиях наиболее пригодное статистически значимое уравнение должно иметь наибольшее значение F , наибольший коэффициент множественной корреляции r и наименьшую стандартную ошибку $\sigma_{y(x)}$.

При значениях $r^2 > 0,7$ принято считать, что вариация результативного признака Y обусловлена в основном влиянием включенных в регрессионную модель факторов X [Макарова, Трофимец, 2002].

Следует отметить, что коэффициент детерминации r^2 является удобным числовым показателем, интегрально характеризующим точностные свойства уравнения регрессии. Он показывает, какая доля из общего рассеяния экспериментальных значений отклика относительно своего среднего обусловлена регрессионной зависимостью [Красовский, Филаретов, 1982].

Для оценки надежности прогнозирования массив данных методом случайных чисел разделяли на две группы: обучающую и контрольную. Для

обучающей группы строили математические модели, на основе которых проводили прогнозирование значений функций отклика (Y) для тех переменных X , которые не были использованы при построении модели. Необходимость такой процедуры обусловлена следующим. В работе [Шелутко, 1991] указывается, что для корректного использования регрессионной математической модели необходимо выполнение ряда условий. Одно из этих условий заключается в том, что «связь между рядами Y и X должна быть стационарной, то есть теснота связи и коэффициенты регрессии не должны существенно меняться с изменением объема выборки или от выборки к выборке». Автор цитированной работы отмечает, что проверка этого условия представляет известные трудности, «поэтому чаще всего на практике не проводится». Один из возможных путей проверки стационарности связи заключается в определении параметров уравнения регрессии по различным выборкам из имеющихся рядов наблюдений Y и X и проверки их равенства, исходя из нулевой гипотезы, допустим, $H_0 : r_1 = r_2$, где r_1 – коэффициент корреляции по одним выборкам значений Y и X , а r_2 – по другим.

В данном исследовании в большинстве случаев использованы линейные зависимости между переменными. Линейная вероятностная зависимость случайных величин заключается в том, что при возрастании одной случайной величины другая имеет тенденцию возрастать (убывать) по линейному закону. Эта тенденция к линейной зависимости может быть более или менее ярко выраженной, то есть более или менее приближаться к функциональной. Если случайные величины X и Y связаны точной линейной функциональной зависимостью $y = ax + b$, то $r_{xy} = \pm 1$. В общем случае, когда величины X и Y связаны произвольной вероятностной зависимостью, линейный коэффициент корреляции принимает значения в пределах $-1 < r_x < 1$, тогда качественная оценка тесноты связи величин X и Y может быть выявлена на основе шкалы Чеддока [Макарова, Трофимец, 2002] (таблица 1.1.).

Часто встречающаяся ошибка – рассмотрение только коэффициента корреляции, величина которого, в общем, еще ни о чем не говорит: значение r может быть сколь угодно близким к единице за счет одинаково большого разброса экспериментальных точек по обе стороны теоретической кривой. Не учет всех перечисленных выше обстоятельств может привести к неверным выводам.

Таблица 1.1. - Шкала Чеддока [Макарова, Трофимец, 2002]

Теснота связи	Значение коэффициента корреляции при наличии:	
	прямой связи	обратной связи
Слабая	0,1 – 0,3	(-0,1) – (-0,3)
Умеренная	0,3 – 0,5	(-0,3) – (-0,5)
Заметная	0,5 – 0,7	(-0,5) – (-0,7)
Высокая	0,7 – 0,9	(-0,7) – (-0,9)
Весьма высокая	0,9 – 0,99	(-0,9) – (-0,99)

Особо отметим, что важную роль в оценке гипотез играют и такие внеэмпирические критерии, как простота, изящество, красота [Мамчур, 1971]. Так, на значение принципа простоты указывал еще средневековый мыслитель Уильям Оккам, провозгласивший: «Не следует умножать сущностей сверх необходимости» (так называемая «бритва Оккама»). Одно из оснований этого принципа состоит в том, что простейшая гипотеза априори наименее вероятна [Поррет, 1961], ее гораздо труднее «подогнать» под наблюдаемые факты, чем более сложную. Именно этим обусловлено использование в данном исследовании линейных зависимостей между переменными.

В работе [Дружинин, Сикан, 2001], отмечается, что уравнение можно рекомендовать для практических расчетов, если выполнены следующие условия:

$n \geq 10; r \geq 0,7; r /\sigma_r \geq 2; a /\sigma_a \geq 2,$	(1.1.)
--	--------

где n – объем выборки, r – коэффициент парной корреляции; σ_r – стандартная ошибка коэффициента парной корреляции; σ_a – стандартная ошибка коэффициента регрессии.

В ряде случаев при отсутствии достаточного количества данных условия (1.1) были использованы нами и при $n < 10$.

Особо отметим, что в соответствии с работой [Дружинин, Сикан, 2001] «при использовании линеаризации нелинейных зависимостей следует иметь в виду, что параметры исходного выражения, полученные методом наименьших квадратов, будут смещенными, так как в данном случае минимизируется сумма квадратов отклонений преобразованных величин. Однако в большинстве практических ситуаций такой подход оказывается вполне приемлемым, так как ошибка аппроксимации, обусловленная смещенностью параметров, находится в пределах точности исходных данных».

ГЛАВА 2. ТРОФИЧЕСКИЙ СТАТУС ПРЕСНОВОДНЫХ ОЗЕР КИТАЯ

Для проведения исследования были использованы первичные данные ИЛЕС (Международный лимнологический комитет), а также данные, заимствованные из книги [Jin, 1995] и статьи [Wang et al., 2007].

Исследование состояло из двух этапов. На первом этапе была проведена оценка распределения озер Китая по категориям трофического состояния. В качестве показателя (индикатора) трофического состояния была использована глубина видимости диска Секки (SD). При этом, согласно [Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990] ультраолиготрофному трофическому состоянию соответствует осредненная глубина видимости диска Секки $\geq 12,0$ м, олиготрофному - > 6 м, мезотрофному – 6-3 м, эвтрофному – 3-1,5 м и гипертрофному - $< 1,5$ м.

Результаты анализа данных для 164 озер Китая показали, что 69,5% озер характеризуются как гипертрофные, 18,9% - как эвтрофные, 4,9% - как мезотрофные, 4,9% - как олиготрофные и 1,8% - как ультраолиготрофные (рисунок 2.1.).

На втором этапе исследования был проведен анализ данных для тридцати одного озера Китая (таблица 2.1.). Как следует из приведенных данных, 29 рассмотренных озер по величине видимости диска Секки характеризуются как гипертрофные ($SD < 1,5$ м) и 2 озера (Niushan и Junshan) – как эвтрофные ($SD = 1,5 - 3$ м).

Наши публикации по этой проблеме изложены в работах [Фрумин, Хуан, 2011; Хуан, Фрумин, 2011; Фрумин, Хуан, 2011; Хуан, Фрумин, 2011; Фрумин, Хуан, 2012].

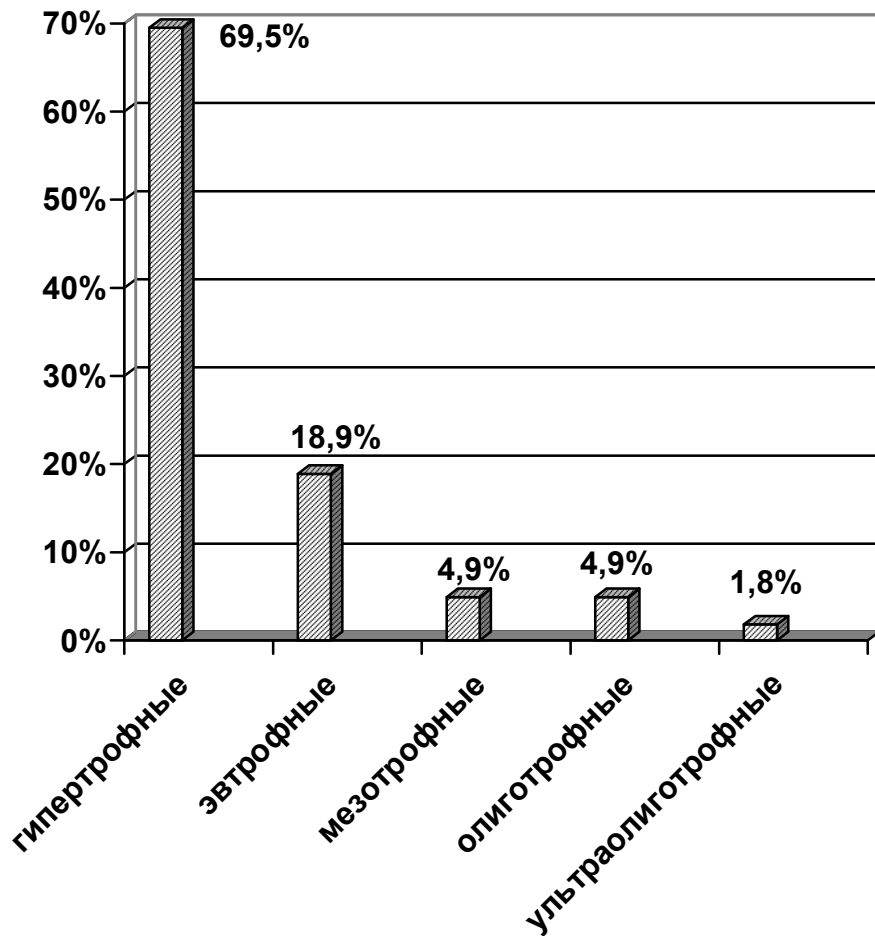


Рисунок 2.1. - Распределение пресноводных озер Китая по трофическому статусу

Таблица 2.1. - Лимнологические характеристики пресноводных озер Китая

Озеро	<i>Chl a</i> , мг·м ⁻³	SD, м	TP, мг·м ⁻³
1	2	3	4
Poyang	1,34	1,1	97
Dongting	0,6	0,8	119
Taihu	47	0,8	52
Hongze	3,4	0,2	140
Chaohu	15	0,2	105
Tianezhou	3,1	0,63	23
Zhangdu	3,8	0,85	46
Moshui	81,7	0,33	1448
Longyang	85,5	0,48	955
Sanjiao	75,5	0,77	326
Dongdongt	3,2	0,75	50
Laojiang	13,9	0,66	80
Shijiu	6,3	1,04	66
Niushan	2,9	2,60	44
Longgan	0,8	0,50	49
Junshan	1,3	2,18	32
Sanligi	41,1	0,51	176
Qingling	146,1	0,46	230
Nanhu	126,4	0,33	333
Dianshan	17,1	0,51	255
Hongxing	74,8	0,52	249
Huama	19,1	0,70	63
Wuchang	7,1	0,91	62
Yangcheng	16,7	0,77	108
Gehu	41,3	0,47	248
Honghu	46,5	1,24	75
Baoan	28,6	1,24	95
Houguan	18,0	1,27	61
Banghu	1,3	1,15	8
Dahuchi	0,7	1,37	11
Dachahu	3,4	0,69	17

Примечание. *Chl a* – концентрация хлорофилла «а», SD – глубина видимости диска Секки, TP – содержания общего фосфора.

В работе [Xiangsan, 2003] приведено распределение трофических статусов озер Китая для 50 озер на основе индекса Карлсона (рисунок 2.2.).

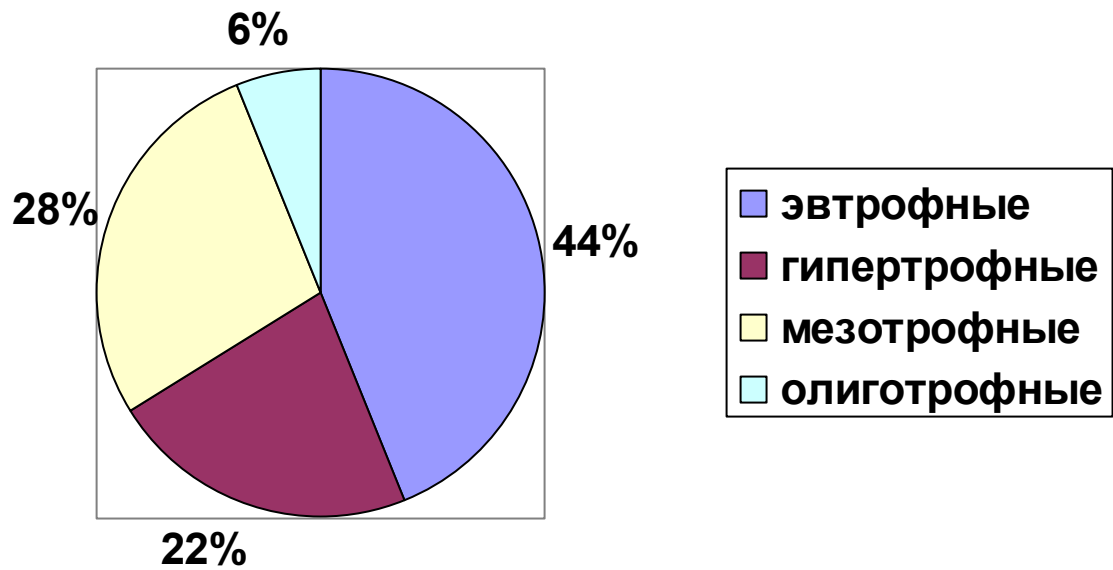


Рисунок 2.2. - Распределение озер Китая по трофическим статусам

Различия в результатах оценки распределения озер Китая по трофическим статусам, полученные нами и приведенными в работе [Xiangsan, 2003], объясняются как объемами выборок (164 и 50), так и методом оценки трофического статуса (глубина видимости диска Секки и индекс Карлсона).

В работе [Дмитриев, 1995] по литературным обобщениям приведены критерии трофности водных экосистем, список которых включает 51 критерий.

В данном исследовании для оценки трофического статуса рассматриваемых озер был использован индекс Карлсона [Carlson, 1977]. Этот индекс представляет собой среднее арифметическое (TSI) трех индексов, учитывающих содержание хлорофилла «a» - $TSI(Chl)$, глубину видимости диска Секки – $TSI(SD)$ и содержание общего фосфора – $TSI(TP)$.

Расчеты индексов проводили по формулам:

$$TSI(Chl) = 30,6 + 9,81 \cdot \ln[Chl] \quad (2.1.)$$

$$TSI(SD) = 60 - 14,14 \cdot \ln[SD] \quad (2.2.)$$

$$TSI(TP) = 4,15 + 14,42 \cdot \ln[TP] \quad (2.3.)$$

Согласно шкале Р.Карлсона олиготрофному состоянию соответствует величина $TSI < 30$, мезотрофному $TSI = 40-50$, эвтрофному интервал варьирования TSI от 50 до 70, а гипертрофному – от 70 и более. Результаты расчетов и оценки трофического статуса приведены в таблице 2.2. Среди рассмотренных 31 озера 4 характеризуются как мезотрофные (12,9%), 17 – как эвтрофные (54,8%) и 10 – как гипертрофные (32,3%).

Таблица 2.2. - Трофический статус пресноводных озер Китая (по индексу Карлсона)

Озеро	TSI(<i>Chla</i>)	TSI(SD)	TSI(TP)	TSI	Трофическое состояние
1	2	3	4	5	6
Poyang	33,5	58,7	70,1	54,1	эвтрофное
Dongting	25,6	63,2	73,1	54,0	эвтрофное
Taihu	68,4	63,2	61,1	64,2	эвтрофное
Hongze	42,6	82,8	75,4	66,9	эвтрофное
Chaohu	57,2	82,8	71,3	70,4	гипертрофное
Tianezhou	41,7	66,5	49,4	52,5	эвтрофное
Zhangdu	43,7	62,3	59,4	55,1	эвтрофное
Moshui	73,8	75,7	109,1	86,2	гипертрофное
Longyang	74,2	70,4	103,1	82,6	гипертрофное
Sanjiao	73,0	63,7	87,6	74,8	гипертрофное
Dongdongt	42,0	64,1	60,6	55,6	эвтрофное
Laojiang	56,4	65,9	67,3	63,2	эвтрофное
Shijiu	48,7	59,4	64,6	57,6	эвтрофное
Niushan	41,0	46,5	58,7	48,7	мезотрофное
Longgan	28,4	69,8	60,3	52,8	эвтрофное
Junshan	33,2	49,0	54,1	45,4	мезотрофное
Sanligi	67,1	69,5	78,7	71,8	гипертрофное
Qingling	79,5	71,0	82,6	77,7	гипертрофное
Nanhu	78,1	75,7	87,9	80,6	гипертрофное
Dianshan	58,5	69,5	84,1	70,7	гипертрофное
Hongxing	72,9	69,2	83,7	75,3	гипертрофное
Huama	59,5	65,0	63,9	62,8	эвтрофное
Wuchang	49,8	61,3	63,7	58,3	эвтрофное

продолжение таблицы 2.2.					
1	2	3	4	5	6
Yangcheng	58,2	63,7	71,7	64,5	эвтрофное
Gehu	67,1	70,7	83,7	73,8	гипертрофное
Honghu	68,3	57,0	66,4	63,9	эвтрофное
Baolan	63,5	57,0	69,8	63,4	эвтрофное
Houguan	59,0	56,6	63,4	59,7	эвтрофное
Banghu	33,2	58,0	34,1	41,8	мезотрофное
Dahuchi	27,1	55,5	38,7	40,4	мезотрофное
Dachahu	42,6	65,2	45,0	50,9	эвтрофное

В дополнение к вышеизложенному была проведена оценка трофического статуса пяти наиболее крупных озер Китая. Первичные морфометрические и лимнологические данные для расчетов по методу Карлсона приведены в таблице 2.3. В этой таблице F – площадь зеркала, V – объем, H_{CP} – средняя глубина, рН – активная реакция среды, SD – глубина видимости диска Секки, TP – содержания общего фосфора, τ – время полного водообмена.

Результаты расчетов и оценки трофического состояния приведены в таблице 2.4.

Таблица 2.3. - Характеристики пяти наибольших пресноводных озер Китая

Озеро	F, км ²	V, км ³	Chl «a», мг/м ³	SD, м	TP, мг/м ³	τ, год
Поянху	3210	17,38	1,34	1,1	97	0,119
Дунтинху	2740	15,54	0,6	0,8	119	0,051
Тайху	2428	5,14	47	0,8	52	0,891
Хунцзэху	1580	2,79	3,4	0,2	140	0,095
Чаоху	820	2,07	15	0,2	105	0,502

Таблица 2.4. - Трофическое состояние пяти наибольших пресноводных озер Китая

Озеро	TSI(Chl)	TSI(SD)	TSI(TP)	TSI	Трофическое состояние
1	2	3	4	5	6
Поянху	33,5	58,7	70,1	54,1	эвтрофное
Дунтинху	25,6	63,2	73,1	54,0	эвтрофное

продолжение таблицы 2.4.					
Тайху	68,4	63,2	61,1	64,2	эвтрофное
Хунцзэху	42,6	82,8	75,4	66,9	эвтрофное
Чаоху	57,2	82,8	71,3	70,4	гипертрофное

Дополнительно к изложенному была выявлена статистически значимая зависимость между содержанием хлорофилла «а» и временем полного водообмена (см. также рисунок 2.3.):

$$Chl \text{ «a»} = -4,06 + 52,86 \cdot \tau \quad (2.4.)$$

$$n = 5; r = 0,97; r^2 = 0,95; \sigma_{Y(X)} = 5,24; F_p = 53,20; F_T = 7,71; F_p/F_T = 6,9$$

Здесь n – количество наблюдений, r – коэффициент корреляции (теснота связи между переменными), r^2 – коэффициент детерминации, $\sigma_{Y(X)}$ – стандартная ошибка, F_p – расчетное значение критерия Фишера, F_T – табличное значение критерия Фишера для уровня значимости 95%.

Как следует из приведенных статистических характеристик, математическая модель (2.4.) адекватна, так как $F_p > F_T$ и, кроме того, может быть использованы для предсказания содержания хлорофилла «а» в других озерах при наличии данных о величинах τ поскольку $F_p > 4F_T$ [Ландау М.А. 1981].

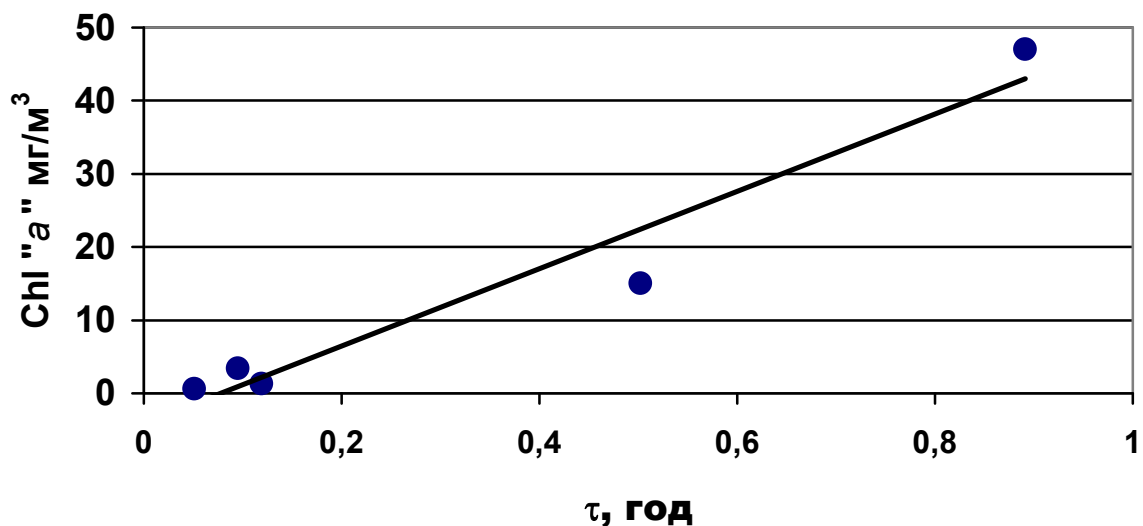


Рисунок 2.3. - Зависимость содержания хлорофилла «а» в пресноводных озерах Китая от времени полного водообмена

Статистически значимая зависимость была выявлена между запасами рыбы (ЗР) в десяти пресноводных озерах Китая и содержанием фосфора общего [Wang et al., 2007] (таблица 2.5. и рисунок 2.4.). Эта зависимость описывается следующим соотношением:

$$\text{ЗР} = 461,8 + 1,49 \cdot \text{ТР} \quad (2.5.)$$

$$n = 10; r = 0,85; r^2 = 0,73; \sigma_{Y(X)} = 453; F_p = 21,2; F_T = 5,12; F_p/F_T = 4,1$$

Таблица 2.5. - Соотношение между запасами рыбы и содержанием фосфора общего в пресноводных озерах Китая

Озеро	Запасы рыбы (ЗР), кг/га	Содержание фосфора общего, мкг/л
Tianezhou	143	23
Zhangdu	80	46
Moshui	2239	1448
Longyang	2206	955
Sanjiao	918	326
Sanligi	1112	176
Nanhu	1094	333
Hongxing	1665	249
Baoan	604	95
Houguan	100	61

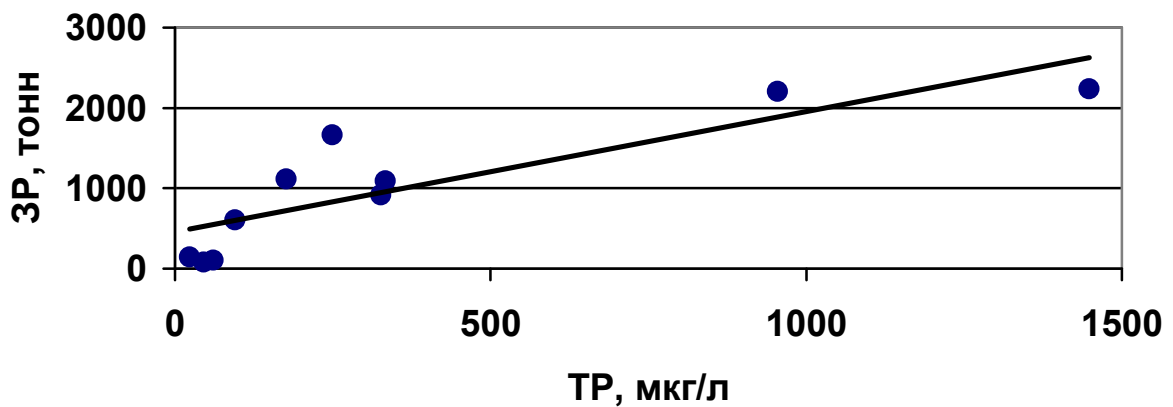


Рисунок 2.4. - Соотношение между запасами рыбы в пресноводных озерах Китая и содержанием фосфора общего

ГЛАВА 3. РАЗРАБОТКА МЕТОДА ВЕРОЯТНОСТНОЙ ОЦЕНКИ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ПРЕСНОВОДНЫХ ОЗЕР

В системе экологической безопасности проблемы, связанные с водой, занимают особое место, среди которых ключевым является дефицит пресных вод. В современных условиях четверть населения мира испытывают водный дефицит, более 1 млрд. жителей планеты не имеют доступа к чистой воде и, по прогнозам, столько же людей к 2025 г. будет проживать в условиях «абсолютного водного голода». По данным Всемирного Водного Совета (ВВС), к 2050 г. около 2/3 населения планеты столкнутся с проблемой дефицита пресноводных ресурсов. Как следствие, аналитики считают, что в XXI веке борьба за природные ресурсы обострится, и прогнозируют на будущее специфические - «водные», «хлебные» и другие «эко - войны». «Дефицит ресурсов станет... причиной конфронтации, конфликтов и войн... Важнейшим видом природных ресурсов станет вода... За то, что мы ранее могли купить за деньги, придется платить кровью» - такова оценка перспектив развития водных отношений в мире одним из высокопоставленных сотрудников Комитета начальников штабов США по делам разведки. «Если в XX веке жидким золотом называли нефть, то в XXI веке это название будет присвоено пресной воде. И так же, как нефть приносила ограниченное процветание определенным районам последние сто лет и вызывала войны и конфликты, ее место займет пресная вода» - вторит ему другой эксперт.

С учетом всех потребностей (промышленность, аграрный и коммунально-бытовой сектора) минимальная норма водных ресурсов на душу населения оценивается приблизительно в 1000 м³/год (по другим данным – 1200), достаточная – в 1700 м³/год.

Проблема дефицита пресной воды становится фактором международной политики. Проблема обеспечения безопасности в регионах с трансграничными речными бассейнами и существующим конфликтом

интересов (национальных, межведомственных) требует серьезного к себе отношения. По имеющимся данным, в мире имеется более 260 международных (трансграничных) речных бассейнов, из которых 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 более 100 - между тремя и более странами. Около 50 стран имеют более 75 % своей территории в пределах международных речных бассейнов.

Двадцать европейских стран более чем на 10% зависят от водных ресурсов соседних стран, а пять стран получают 75% своих водных ресурсов за счет стран, находящихся вверх по течению [Конвенция ЕЭК ООН., 1992].

В мире за последние полвека в отношении трансграничных водных ресурсов (ТВР) имели место более 500 международных конфликтов и около 40 взаимных претензий на грани конфликтов с применением насилия. Проблемы использования ТВР были источником разногласий при попытках несогласованного строительства ГТС, переносе загрязнений и других случаях. В то же время, по данным Института водных проблем (ИВП РАН), за последние 50 лет зафиксированы 1228 совместных инициатив по ТВР. В частности, за этот период заключено более 160 (всего - более 200) соглашений по ТВР. По данным ООН за всю историю человечества заключено более 3600 соглашений, большинство из которых касались судоходства, границ, рыболовства, а с середины XIX века заключено более 400 соглашений, регулирующих использование воды как природного ресурса [Трансграничные..., 2003].

Среди современных проблем водной экологии центральное место занимает проблема **эвтрофирования**. Эвтрофирование – повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных и естественных (природных) факторов. Среди множества биогенных элементов, влияющих на процесс эвтрофирования (азот, кислород, углерод, сера, кальций, калий, хлор, железо, марганец, кремний и др.), для водоемов умеренной зоны

решающую роль играет фосфор. Для морских акваторий – фосфор или азот или их сочетание.

По образному выражению Ю. Одума антропогенное эвтрофирование есть «злонакающее увеличение первичной продукции в водоеме». Развитие процесса антропогенного эвтрофирования приводит ко многим неблагоприятным последствиям с точки зрения водопользования и водопотребления (развитие «цветения» и ухудшение качества воды, появление анаэробных зон, нарушение структуры биоценозов и исчезновение многих видов гидробионтов, в том числе ценных промысловых рыб).

Типичная причина эвтрофирования водоемов — увеличение биогенной нагрузки, а типичное последствие - бурное «цветение» воды.

По данным мировой статистики, примерно в 40–50% случаев цветения происходит развитие токсигенных цианобактерий. В настоящее время развитие токсигенных цианобактерий приобретает глобальный характер, что обусловлено усилением антропогенного загрязнения водных объектов. Как национальную проблему рассматривают токсичные «цветения» озер в Англии, Финляндии, Норвегии. В этих странах созданы специальные центры для их изучения и контроля. В литературе описаны наблюдения токсигенных цианобактерий в ряде озер Карелии и в Невской губе.

Проблема эвтрофирования становится всё более актуальной для различных типов водных экосистем. В США в 23 штатах, подавших отчет агентству по Окружающей Среде (E.P.A.) о трофическом состоянии озёр, 45 % из обследованных озёр были признаны эвтрофными, 26 % мезотрофными и 12% олиготрофными (состояние 17% озёр было указано как «неизвестное»). В водоёмах некоторых европейских государств (например, Нидерландов), индекс эвтрофирования (the Eutrophication Index) составляет около 300, что значительно выше желаемой величины (желаемая величина индекса эвтрофирования около 100) и выше уровня устойчивости (при котором индекс эвтрофирования составляет около 80). Эвтрофирование является серьёзной проблемой также для морских и эстуарных систем.

Эвтрофирование усугубляет проблему уменьшения доступности воды [Остроумов, 2001].

Основным ограничивающим фактором эвтрофирования является уменьшение сброса биогенных веществ (в основном фосфора и азота) в водные экосистемы.

Одним из серьезных затруднений при оценке последствий антропогенного эвтрофирования водных объектов является то, что благодаря механизмам гомеостаза изменения в функционировании экосистем оказываются на первом этапе незаметными. Чаще такие нарушения сложно отличить от природных вариаций в развитии экосистем. К последним могут быть отнесены сезонные, межгодовые колебания гидродинамических процессов, климатические изменения, циклы развития биоты и другие.

В этой связи оптимальным вариантом предотвращения эвтрофирования является снижение нагрузки на водные объекты (водоемы и водотоки) биогенными элементами.

3.1. Критерии оценки трофического статуса водных объектов

Основным критерием оценки трофического статуса является первичная продукция водной экосистемы. О ее значении судят по косвенным измерениям: кислородной и радиоуглеродной модификациям скляночного метода. Недостатками последнего являются: 1) ингибирующий скляночный эффект; 2) потери мелких и мельчайших форм фитопланктона при фильтрации; 3) разрушение клеток фитопланктона при жесткой фильтрации; 4) невозможность правильной оценки деструкции и чистой продукции; 5) недоучет экстрацеллюлярной продукции растительных клеток; 6) погрешность вследствие временной и пространственной изменчивости продукционно-деструкционных характеристик. Пункты 2-5 относятся только к радиоуглеродной модификации, а 1 и 6 к скляночному методу в целом. Поскольку при времени экспозиции, большем 4-6 часов резко сказывается ингибирующий эффект, за сутки можно провести лишь 1-3 измерения.

Естественно, дискретные измерения не позволяют выявить внутрисуточной изменчивости продукционно-деструкционных величин.

Недостатков скляночного метода в значительной мере лишен метод измерения первичной продукции и деструкции в режиме непрерывной регистрации (кислородная модификация). Однако он существенно дороже скляночного: требуется сложное оборудование, включающее раму для размещения установки, насос, прозрачные и непрозрачные цилиндрические экспозиционные камеры, датчики измерения концентрации кислорода и температуры воды, штуцеры, шланги, кабели и регистрационный прибор — самописец или, в идеале, ПЭВМ. Для проведения измерений в идеале необходимы стационарные условия (лаборатория, электричество) [Гальцова, Дмитриев, 2007].

Во многих исследованиях развиваются идеи определения продукции на основе косвенных и комплексных методов. Косвенными критериями оценивания являются содержание в воде хлорофилла «*a*», прозрачность воды, содержание в воде азота общего (TN), фосфора общего (TP) и др.

В последние годы разработаны также комплексные (интегративные) показатели - индексы продуктивности, индексы трофии, энергетический индекс, индекс сопротивления и др., позволяющие идентифицировать трофический статус водоемов (проточных, непроточных, с различной цветностью и др.).

Методы экологического нормирования антропогенных нагрузок на водные экосистемы и рассматриваемые подходы к оценке трофности водоемов требуют выделения основных (оптимальных, репрезентативных) и дополнительных (коррелятивных) параметров оценивания трофности [Андроникова, 1989; Дмитриев, 1995; Дмитриев, Фруммин, 2004].

Расчет параметров, характеризующих трофность и критическое состояние водной экосистемы, возможен в рамках полуэмпирической теории эвтрофирования водоемов. По другой терминологии речь идет о моделях водных экосистем, учитывающих соотношения на «входе - выходе»

системы. Основным достижением теории является возможность нахождения для конкретного водного объекта эмпирической связи между *Chl* «а» и содержанием биогенного элемента, лимитирующим первичную продукцию (как правило - фосфором). При этом концентрация фосфора общего (ТР) в водоеме рассчитывается по эмпирической зависимости как функция концентрации ТР в притоке и времени полного водообмена, или как функция фосфорной нагрузки на водоем, коэффициента удержания, средней глубины и коэффициента условного водообмена. Основным недостатком теории является постулирование лимитации первичного продуцирования органического вещества в водоеме конкретным (одним) биогенным элементом на годовом интервале функционирования экосистемы. В то же время известно, что минимизировать (лимитировать) первичную продукцию в водоеме на различных временных интервалах ее развития в зависимости от совокупности условий среды могут попеременно: освещенность, минеральные формы азота, фосфора, кремния, железа и даже диоксида углерода. Во всех моделях такого типа речь идет о стационарных режимах или межгодовых изменениях водных экосистем [Гальцова, Дмитриев, 2007].

Использование индексов трофии, среди которых наиболее популярным в последние годы является индекс Карлсона [Carlson, 1977] 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 [Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990].

Таким образом, вероятность ошибочной идентификации трофического статуса водоема может быть очень высокой в случаях использования: малоинформативных индексов; одного единственного индекса трофического состояния; индекса или группы индексов, адаптированных для условий одной климатической зоны, для определения трофности водоемов в другой

климатической зоне; индексов, полученных для водных экосистем циклического типа, для водных экосистем транзитного типа, а также проведения идентификации трофического статуса водоема по натурным исследованиям одного года (сезона, съемки).

В таблицах 3.1. – 3.4. приведены критерии, использующиеся для оценки трофности водных экосистем. Такого рода сводки гидробиологи часто называют нумерическими шкалами [Андроникова, 1989].

Таблица 3.1. - Критерии трофности водных экосистем по литературным обобщениям [Дмитриев, 1995]

№	Критерий	Тип трофии				Источник
		Олиго-трофия	Мезо-трофия	Эвтро-фия	Гипер-трофия	
1	2	3	4	5	6	7
1	Валовая продукция за год, г С/м ²	10-30 4-40	30-100 40-150	100-300 150-600	>300 >600	Винберг, 1960 Романенко, 1985
2	Продукция фитопланктона, мг С/л·сут.	0,005-0,05	0,05-0,5	0,5-5	>5	Гутельмахер, 1986
3	Максимальная первичная продукция за сутки, г О/м ²	0,5-1,0	1,0-2,5	2,5-7,5	>7,5	Винберг, 1960
4	Чистая первичная продукция, мг С/м ² ·сут.	50-300	250-1000	600-8000	>8000	Likens, 1975
5	Концентрация хлорофилла «а», мкг/л	0,1-1,0 <1,5 0,1-1,0 6-16	1-10 1,5-10 1-10 16-60	10-100 10-50 >10 >60	>100 >50 - -	Винберг, 1960 Трифенова, 1979 Бульон, 1983 Цветкова и др., 1988
6	Максимальная концентрация хлорофилла «а» _{max} , мкг/л	<8,0	8-25	25-75	>75	Хендерсон-Селерс, 1990

продолжение таблицы 3.1.						
1	2	3	4	5	6	7
7	Средняя биомасса фитопланктона за вегетационный период, V_f , мг/л	<1,0 <1,0	1-3 1-3	3-10 3-7	>10 >7	Трифенова, 1979 Милиус, Кывасик, 1979
8	Прозрачность воды по белому диску, H_{sd} , м	>4 11-6 >4 9,9 64-8	2 6 4 4,2 8	<1 <2 <1 <1 2-0,5	- - - - -	Gantrbland, 1931 Thunmark, 1937 Китаев, 1970 Vollenweider, 1980 Carlson, 1977
9	Отношение прозрачности H_{sd} к глубине H	1,01-2,0	0,51-1,0	0,25-0,5	-	Китаев, 1973
10	Трофический индекс Карлсона, TSI, 100 бал.	0-40	40-60	60-80	>80	Carlson, 1977
11	Индекс трофности, ИТ	20-40	40-60	60-80	>80	Милиус, Кывасик, 1979
12	Ихтиомасса, г/м ²	<1,25-2,5	2,5-10	10-40	>40	Китаев, 1984
13	Максимальная концентрация общего фосфора, $P_{общ}$, тах, мкг/л	8,0	26,7	84,4	1200	Хрисанов, Осипов, 1993
14	Концентрация общего фосфора, $P_{общ}$, мкг/л	5-20	5-50	<100	-	Романенко, 1985
15	Максимальная концентрация общего азота, $N_{общ}$, тах,	661	753	1875	722444	Хрисанов, Осипов, 1993

	мг/м ³					
16	Концентрация общего азота, N _{общ} , мкг/л	5-80	80-500	500-1500	-	Романенко, 1985
17	Отношение концентраций N:P	30-40	25-30	15-25	12-15	Алекин и др., 1985
18	Концентрация минерального фосфора, мг P/л	<0,01	0,01-0,02	>0,02	-	Thomas, 1959
19	pH летом	6,9-7,2	7,2-8	8-9,5	-	Романенко, 1985
20	Уровень трофности, УТ	2,5-3,5	3,5-4,5	>4,5	-	Цветкова и др., 1988
21	pH при 100 % насыщении воды кислородом	7,02±0,33	7,68±0,33	8,34±0,33	-	Цветкова и др., 1988
22	БПК ₅ , мг O ₂ /л	2,3-3,3	3,3-5,5	>5,5	-	Цветкова и др., 1988
23	Концентрация растворенного кислорода, % насыщения	95-105	50-155	<50	-	Цветкова и др., 1988
24	Концентрация кремния, мг Si/л	0,05-0,30	0,30-0,65	>0,65	-	Цветкова и др., 1988

Таблица 3.2. - Классификация критериев трофического статуса [Galvez-Cloutier, Sanchez, 2007]

Трофический статус	TP, мкг/л	Хлорофилл <i>a</i> мкг/л		Прозрачность м		TN мкг/л
		среднее	макс.	среднее	макс.	
1	2	3	4	5	6	7
Критерии OECD						
Ультраолиготрофный	<4	<1	<2,5	>12	>6	-
Олиготрофный	<10	<2,5	<8	>6	>3	-
Мезотрофный	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5	-
Эвтрофный	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7	-
Гипертрофный	>100	>25	>75	<1,5	<0,7	-

продолжение таблицы 3.2.						
1	2	3	4	5	6	7
Критерии Канады						
Ультраолиготрофный	<4,0	<1,0	<2,5	>12	>6	-
Олиготрофный	4-10	<2,5	<8	>6	>3	-
Мезотрофный	10-20	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5	-
Мезоэвтрофный	20-35	-	-	-	-	-
Эвтрофный	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7	-
Гипертрофный	>100	>25	>75	<1,5	<0,7	-
Критерии Нюренберга						
Олиготрофный	<10	<3,5	-	-	-	<350
Мезотрофный	10-30	3,5-9	-	-	-	350-650
Эвтрофный	31-100	9,1-25	-	-	-	651-1200
Гипертрофный	>100	>25	-	-	-	>1200
Критерии Квебека						
Олиготрофный	4-10	1-3	-	12-5	-	-
Мезотрофный	10-30	3-8	-	5-2,5	-	-
Эвтрофный	30-100	8-25	-	2,5-1	-	-
Гипертрофный	-	-	-	-	-	-
Критерии Швеции						
Олиготрофный	<15	<3	-	>3,96	-	<400
Мезотрофный	15-25	3-7	-	2,43-3,96	-	400-600
Эвтрофный	25-100	7-40	-	0,91-2,43	-	600-1500
Гипертрофный	>100	>40	-	<0,91	-	>1500

Таблица 3.3. - Граничные средние значения концентрации хлорофилла «a» в водоемах разного трофического состояния, мг/м³ [Jones, Rast, Lee, 1979]

Трофические условия	Сакомото (Sakomoto), 1966 г.	NAS, 1973 г.	Добсон (Dobson) и др., 1974 г.	USEFA, 1974 г.	Раст, Ли (Rast, Lee), 1978 г.
Олиготрофные	0,3-2,5	0-4	0-4,3	<7	0-2
Мезотрофные	1-15	4-10	4,3-8,8	7-12	2-6
Эвтрофные	15-140	>10	>8,8	<12	>6

Таблица 3.4. - Фиксированные категории трофического состояния [OECD, 1982]

Трофическое состояние	Среднее поступление фосфора, мг/м ³	Хлорофилл «a», мг/м ³		Глубина видимости диска Секки, м	
		среднее содержание	максимальное содержание	средняя	минимальная средняя
Ультраолиготрофное	≤4,0	≤1,0	<2,5	≥12,0	≥6,0
Олиготрофное	≤10,0	≤2,5	≤8,0	>6,0	≥3,0
Мезотрофное	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Эвтрофное	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Гипертрофное	>100	≥25	>75	<1,5	<0,7

Для морских вод в работе [Wallin, 1990] предложена классификация трофического статуса, базирующаяся на данных о глубине видимости диска Секки, содержании хлорофилла и концентрациях азота общего (таблица 3.5.).

Особый интерес представляет классификация трофического статуса водных объектов с различной соленостью [Håkanson et al., 2007], приведенная в таблице 3.6.

При анализе данных, приведенных в таблице 3.6., обращает на себя внимание тот факт, что трофический статус водного объекта, характеризуемый содержанием хлорофилла «a», не зависит от солености.

Таблица 3.5. - Трофические характеристики прибрежных зон, меньших 15 км² в Центральной Балтике [Wallin, 1990]

Трофический статус	Глубина видимости диска Секки, м	Концентрация хлорофилла «a», мг/м ³	Концентрация азота общего, мкг/л
Олиготрофный	>6	<1	<250
Мезотрофный	3-6	1-3	250-350
Эвтрофный	1,5-3	3-5	350-450
Гиперэвтрофный	<1,5	>5	>450

Таблица 3.6. - Трофические характеристики водных объектов с различной соленостью [Håkanson et al., 2007]

Трофический статус	Соленость < 5 ⁰ / ₀₀			
	*SD, м	Chl «a», мкг/л	TN, мкг/л	TP, мкг/л
Олиготрофный	>11,5	<2	<180	<7
Мезотрофный	<11,5	2-6	180-380	7-20
Эвтрофный	<3,9	6-20	380-870	20-65
Гипертрофный	<1,4	>20	>87	>65
Соленость 5-20 ⁰ / ₀₀				
Олиготрофный	>28	<2	<220	<9
Мезотрофный	<28	2-6	220-400	9-21
Эвтрофный	<7,5	6-20	400-920	21-70
Гипертрофный	<2	>20	>920	>70
Соленость >20 ⁰ / ₀₀				
Олиготрофный	>28	<2	<220	<9
Мезотрофный	>7,5	2-6	220-470	9-27
Эвтрофный	>2,0	6-20	4700-1090	27-90
Гипертрофный	>0,9	>20	>1090	>90

Примечание. *SD – глубина видимости диска Секки

Таким образом, существующие классификации трофического статуса водных объектов ориентированы на разные показатели и их комплексы. Несомненно, было бы крайне полезным совместно опробовать их на ряде водоемов для установления достоверного, наиболее эффективного и дешевого метода определения трофического статуса водоемов. Очевидно, наиболее надежный метод определения эвтрофирования водоемов состоит в отказе от использования фиксированных категорий.

Для иллюстрации этого тезиса была проведена обработка первичных данных, приведенных в работе [Xiangsan, 2003] (таблица 3.7.). Для оценки трофического статуса была использована шкала OECD.

Таблица 3.7. - Оценка трофического статуса пяти наиболее крупных пресноводных озер Китая методом OECD [OECD, 1982]

Озеро	Лимнологический показатель	Значение	Трофический статус
1	2	3	4
Рouyang	<i>Chl «a»</i> , мкг/л	1,34	олиготрофный
	TP, мкг/л	94	эвтрофный
	SD, м	0,65	гипертрофный
Donting	<i>Chl «a»</i> , мкг/л	1,68	олиготрофный
	TP, мкг/л	119	гипертрофный
	SD, м	0,39	гипертрофный
Taihu	<i>Chl «a»</i> , мкг/л	5,35	мезотрофный
	TP, мкг/л	52	эвтрофный
	SD, м	0,70	гипертрофный
Hongze	<i>Chl «a»</i> , мкг/л	-	-
	TP, мкг/л	130	гипертрофный
	SD, м	0,38	гипертрофный
Caohu	<i>Chl «a»</i> , мкг/л	15,01	эвтрофный
	TP, мкг/л	88	эвтрофный
	SD, м	0,25	гипертрофный

Как следует из приведенных данных, трофический статус озер существенно варьирует в зависимости от выбранного лимнологического показателя. Так, например, озеро Рouyang характеризуется как олиготрофное при использовании в качестве показателя (индикатора) содержания хлорофилла «а», как эвтрофное – при использовании в качестве индикатора содержания фосфора общего (TP) и как гипертрофное – при использовании в качестве индикатора прозрачности по диску Секки (SD). Озеро Taihu характеризуется как мезотрофное, эвтрофное или гипертрофное в зависимости от выбранного индикатора трофности (содержания

хлорофилла «а», фосфора общего (TP) или прозрачности по диску Секки (SD) соответственно).

В связи с изложенным, по нашему мнению, определенные перспективы могут быть связаны с разработкой вероятностной оценки трофического статуса водных объектов [Фрумин, Хуан, 2011; Фрумин, Хуан, 2012; Frumin, Khuan, 2012; Frumin, Khuan, 2012; Frumin, Khuan, 2012; Фрумин, Хуан, 2012].

3.2. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов

Для оценки трофического статуса озер был использован вероятностный подход, ранее разработанный ОЭРК (Организация экономического развития и кооперации), и базирующийся на данных о содержании фосфора общего, средней концентрации хлорофилла «а» и средней глубине видимости диска Секки. Для оценки уровня трофности были использованы пять градаций: $\mu_{УО}$ – вероятность ультраолиготрофного состояния, $\mu_{О}$ – вероятность олиготрофного состояния, $\mu_{М}$ – вероятность мезотрофного состояния, $\mu_{Э}$ – вероятность эвтрофного состояния и $\mu_{ГТ}$ – вероятность гипертрофного состояния. Кривые вероятностной классификации трофического статуса озер, разработанные ОЭРК, были аппроксимированы аналитическими зависимостями (рисунки 3.1.- 3.3.). Это обусловлено тем, что использование кривых вероятностного распределения не очень удобно, поскольку не позволяет давать точные оценки трофических состояний.

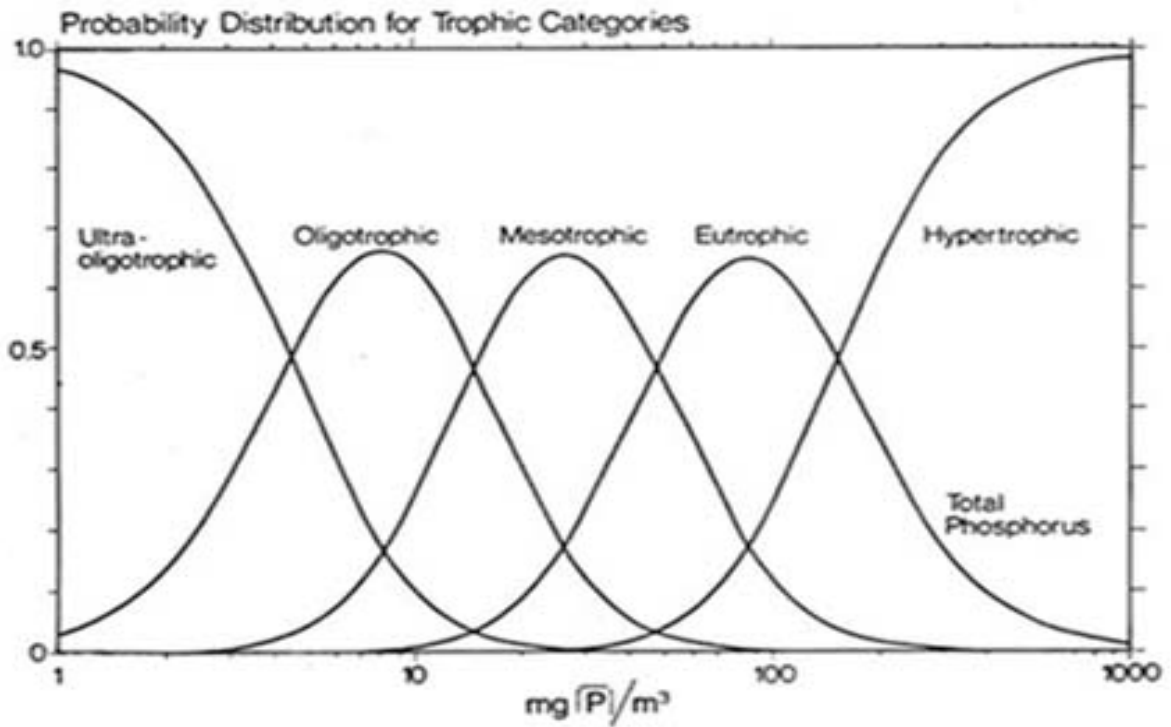


Рисунок 3.1. - Вероятностная классификация для установления трофического статуса по содержанию фосфора общего

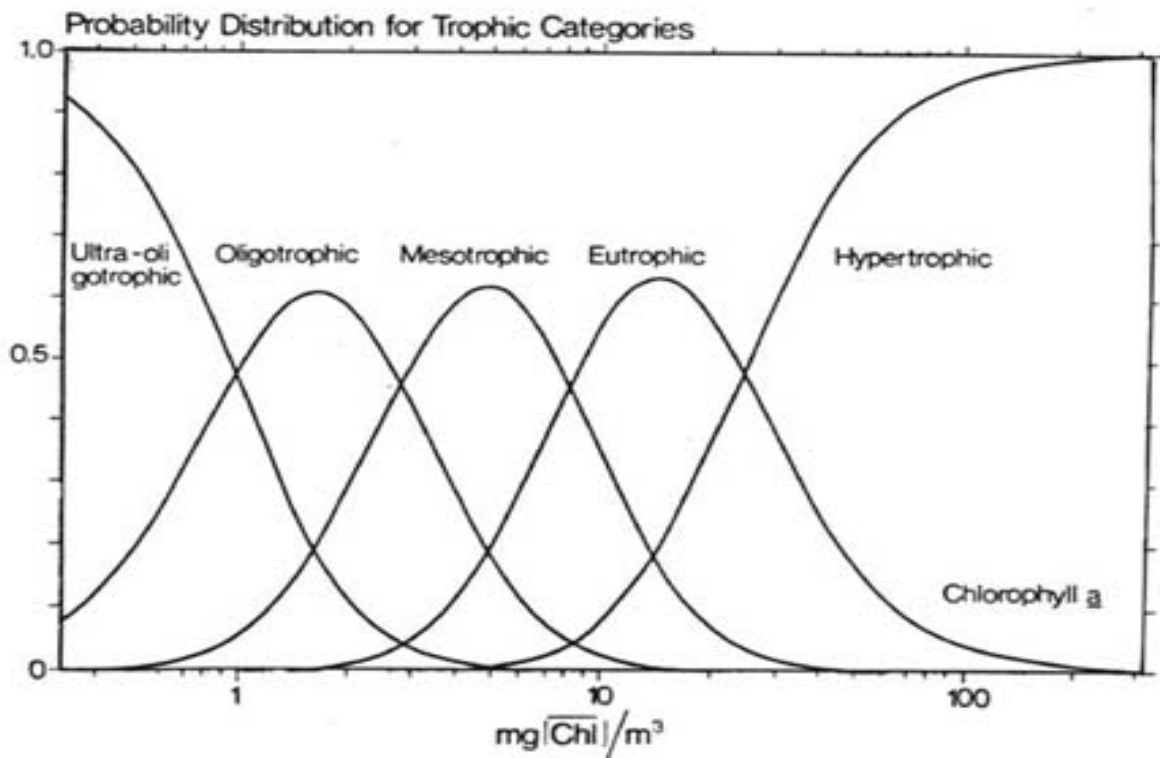


Рисунок 3.2. - Вероятностная классификация для установления трофического статуса по содержанию хлорофилла «a»

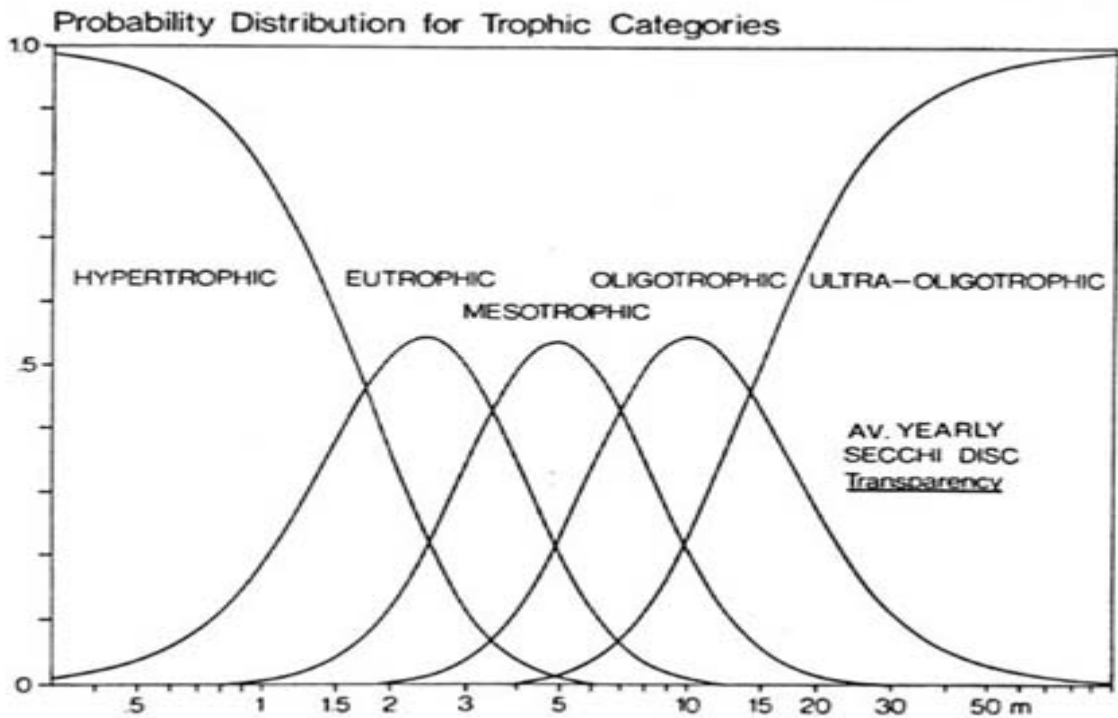


Рисунок 3.3. - Вероятностная классификация для установления трофического статуса по глубине видимости диска Секки

Аналитические зависимости для расчетов вероятности трофического статуса водного объекта приведены в таблицах 3.8-3.10.

Во всех случаях должно выполняться следующее:

$$\mu_{yo} + \mu_o + \mu_m + \mu_э + \mu_{гт} = 1 \text{ или } 100\% \quad (3.1.)$$

Таблица 3.8. - Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям хлорофилла «а» ($\text{мг}/\text{м}^3$)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(x) = 1 - e^{-e^{\frac{(-x^{0.9} + (0.7)^{0.9})}{(0.4)^{0.9}}}}$
Олиготрофный	$\mu(x) = 0.62 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x) - \ln(1.5)}{\ln(1.5) - \ln(4.7)}\right)^2}$
Мезотрофный	$\mu(x) = 0.62 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x) - \ln(4.7)}{\ln(4.7) - \ln(15)}\right)^2}$

Эвтрофный	$\mu(x) = 0.62 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(15)}{\ln(15)-\ln(43)}\right)^2}$
Гипертрофный	$\mu(x) = e^{-e^{\frac{(-x^{0.5}+(21)^{0.5})}{(2.4)^{0.5}}}}$

Таблица 3.9. - Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год величинам прозрачности по диску Секки (м)

Трофический статус	Формула
1	2
Ультраолиготрофный	$\mu(x) = e^{-e^{\frac{(-x^{0.6}+(13)^{0.6})}{(1.8)^{0.6}}}}$
Олиготрофный	$\mu(x) = 0.53 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(11)}{\ln(11)-\ln(24)}\right)^2}$
Мезотрофный	$\mu(x) = 0.55 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(5)}{\ln(5)-\ln(11)}\right)^2}$
Эвтрофный	$\mu(x) = 0.53 \cdot e^{-\left(\frac{\ln(x)-\ln(2.3)}{\ln(2.3)-\ln(5)}\right)^2}$
Гипертрофный	$\mu(x) = 1 - e^{-e^{\frac{(-x^{0.9}+(1.4)^{0.9})}{(0.6)^{0.9}}}}$

Таблица 3.10. - Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям фосфора общего (TP) (мг/м³)

Трофический статус	Формула
Ультраолиготрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{yo}} = 1 - \exp\{-\exp[-0,357 \cdot (\text{TP}) + 1,25]\}$
Олиготрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{o}} = 0.66 \cdot \exp\{-[-0,947 \cdot \ln(\text{TP}/8)]^2\}$
Мезотрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{m}} = 0.66 \cdot \exp\{-[-0,995 \cdot \ln(\text{TP}/26)]^2\}$
Эвтрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{э}} = 0.66 \cdot \exp\{-[-0,964 \cdot \ln(\text{TP}/89)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(\text{TP})_{\text{гт}} = \exp\{-\exp[-0,0123 \cdot (\text{TP}) + 1,65]\}$

Для иллюстрации усовершенствованного нами метода были рассчитаны вероятности трофического статуса некоторых озер, расположенных на территориях разных государств и в различных географических зонах (таблица 3.11.), Рижского залива Балтийского моря (таблица 3.12.) и некоторых бухт (таблица 3.13.).

Таблица 3.11. - Вероятности трофического статуса пресноводных озер по содержанию фосфора общего, %

Озеро	Государство	ТР, мг/м ³	$\mu_{\text{УО}}$	$\mu_{\text{О}}$	$\mu_{\text{М}}$	$\mu_{\text{Э}}$	$\mu_{\text{ГТ}}$
1	2	3	4	5	6	7	8
Ладожское	Россия	11	5	60	32	2	1
Онежское	Россия	12	3	57	37	2	1
Псковское	Россия	85	0	0	17	67	16
Ильмень	Россия	90	0	0	14	67	19
Нарочь	Белоруссия	16	0	43	52	4	1
Акан	Япония	32	0	12	63	24	1
Hjalmaren	Швеция	43	0	5	51	40	4
Poyang	Китай	97	0	0	12	66	22
Dongting	Китай	119	0	0	7	62	31
Taihu	Китай	52	0	3	41	50	6
Hongze	Китай	140	0	0	5	55	40
Chaohu	Китай	105	0	0	10	65	25

В таблице 3.11. приведены, в частности, трофические статусы пяти наиболее крупных пресноводных озер Китая (Поянху, Дунтинху, Тайху, Хунцзэху и Чаоху) по содержанию фосфора общего. Фотографии этих озер представлены на рисунках 3.4.-3.8.



Рисунок 3.4. - Озеро Поянху



Рисунок 3.5. - Озеро Дунтинху



Рисунок 3.6. - Озеро Тайху



Рисунок 3.7. - Озеро Хунцзэху

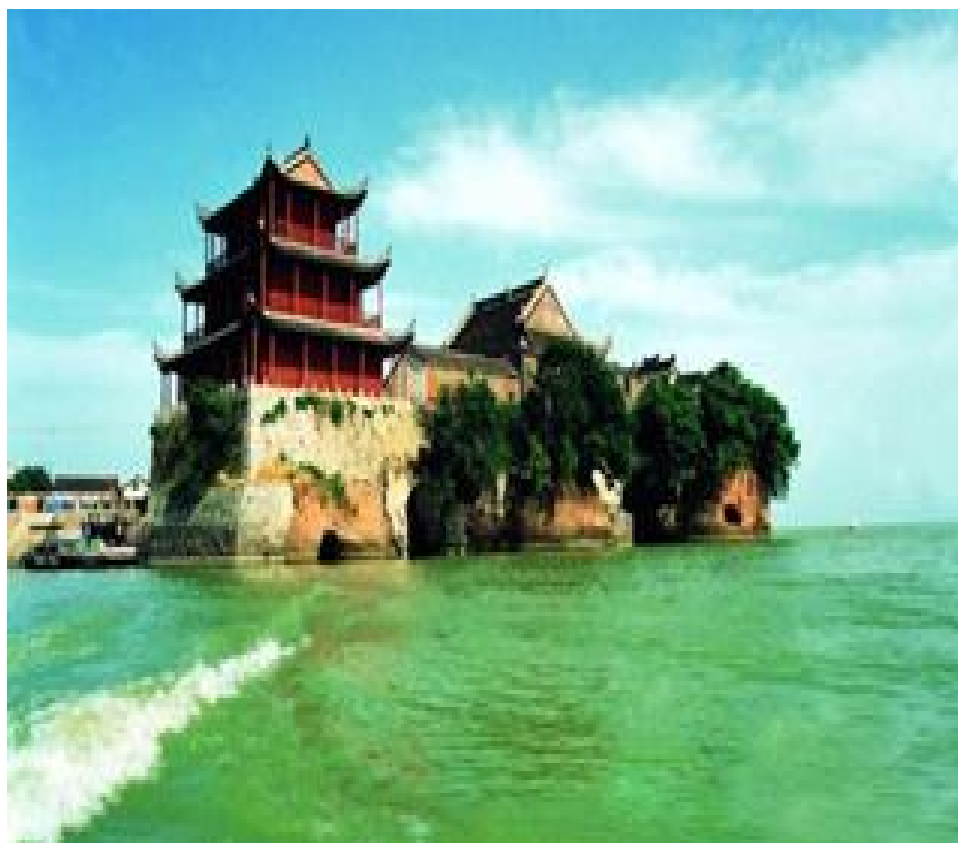


Рисунок 3.8. - Озеро Чаоху

Таблица 3.12. - Вероятности трофического статуса Рижского залива Балтийского моря по содержанию хлорофилла «а»

Год	<i>Chl «a»</i> , мг/м ³	μ_o	μ_m	μ_e	Трофический статус
1998	5,2	0,17	0,62	0,21	эвтрофно-мезотрофный
1999	4,0	0,30	0,60	0,10	олиготрофно-мезотрофный
2000	6,4	0,12	0,57	0,31	эвтрофно-мезотрофный
2001	4,7	0,21	0,61	0,18	олиготрофно-мезотрофный
2002	5,2	0,17	0,62	0,21	эвтрофно-мезотрофный
2003	5,4	0,17	0,61	0,22	эвтрофно-мезотрофный
2004	6,0	0,14	0,59	0,27	эвтрофно-мезотрофный
2005	5,7	0,15	0,60	0,25	эвтрофно-мезотрофный
2006	6,1	0,13	0,58	0,29	эвтрофно-мезотрофный
1998-2006	5,4	0,17	0,61	0,22	эвтрофно-мезотрофный

Как следует из таблицы 3.12., при средней за период 1998-2006 гг. концентрации хлорофилла «а» в Рижском заливе Балтийского моря $5,4 \text{ мг/м}^3$ предполагается, что имеется приблизительно 61%-ная вероятность включения залива в класс мезотрофных акваторий и только 22%-ная вероятность того, что акватория является эвтрофной. С другой стороны, имеется намного меньшая вероятность того, что акватория может быть отнесена к олиготрофному (17 %) трофическому статусу.

Таблица 3.13. - Вероятности трофического статуса бухт по содержанию хлорофилла «а»

Бухта	Chl «а», мг/м^3	μ_{yo}	μ_{o}	$\mu_{\text{м}}$	$\mu_{\text{э}}$	Трофический статус
1	2	3	4	5	6	7
Кильская	1,9	0,09	0,59	0,26	0,06	мезотрофно-олиготрофный
Любекская	1,5	0,18	0,62	0,16	0,04	ультраолиготрофный-олиготрофный
Мекленбургская	1,5	0,18	0,62	0,16	0,04	ультраолиготрофный-олиготрофный
Одерская	3,0	0,01	0,43	0,50	0,06	олиготрофно-мезотрофный

3.3.1. Методика вероятностной оценки трофического статуса

Настоящая методика устанавливает метод проведения расчетов вероятностной оценки трофического статуса пресноводных и морских экосистем [Фруммин, Хуан, 2012].

Методика предназначена для научных и научно-исследовательских организаций, осуществляющих обработку результатов мониторинга водных объектов.

Методика распространяется на наблюдения за трофическим статусом водных объектов.

3.3.2. Термины и определения

Трофический статус водного объекта (трофность) — характеристика водоема по его биологической продуктивности, обусловленной содержанием

биогенных элементов; в порядке усиления трофических свойств продуктивности водного объекта: ультраолиготрофность, олиготрофность, мезотрофность, эвтрофность, гипертрофность.

Эвтрофирование вод — повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под воздействием антропогенных или естественных (природных) факторов.

Вероятность (вероятностная мера) — численная мера возможности наступления некоторого события.

Акватория - участок водной поверхности, ограниченный естественными, искусственными или условными границами.

Хлорофилл - зелёный пигмент, обуславливающий окраску хлоропластов растений в зелёный цвет.

Прозрачность воды в гидрологии и океанологии — это отношение интенсивности света, прошедшего через слой воды, к интенсивности света, входящего в воду. Прозрачность воды — величина, косвенно обозначающая количество взвешенных частиц и коллоидов в воде. Классический полевой метод определения прозрачности в глубоких водоемах — по глубине исчезновения из вида плоского диска белой или чёрно-белой окраски диаметром 20-40 см (диска Секки).

3.3.3. Общие положения

1. Расчет вероятностной оценки трофического статуса водоемов должен периодически проводиться с целью установления оптимальной степени очистки, режима и условий сброса сточных вод, при которых трофический статус водоема будет удовлетворять установленным или планируемым нормам.
2. Расчетам подлежат данные мониторинга водных объектов.
3. Для поверхностных вод суши (озер, водохранилищ) расчеты вероятностей их трофического статуса необходимо проводить, используя средние за год

концентрации фосфора общего (ТР), хлорофилла «а» (*Chl «a»*) или средние за год величины прозрачности воды по диску Секки.

4. Для морских вод расчеты вероятностей их трофического статуса необходимо проводить, используя данные о средних за год концентрациях хлорофилла «а» (*Chl «a»*).

3.3.4. Основные расчетные зависимости

1. На первом этапе расчетов необходимо провести математико-статистический анализ исходных данных мониторинга для исключения непоказательных экстремальных значений [РД 52.24.622-2001]. Для этого рассчитывают величины I' и I'' по формулам:

$$I' = (C_{\max} - C_{\text{cp}})/\sigma, \quad (3.2.)$$

$$I'' = (C_{\text{cp}} - C_{\min})/\sigma, \quad (3.3.)$$

где C_{cp} , C_{\max} , C_{\min} – соответственно средняя, максимальная и минимальная концентрации индикаторного показателя трофического статуса (фосфор общий, хлорофилл «а», глубина видимости диска Секки) за рассматриваемый период; σ - среднеквадратическое отклонение значений концентраций вещества. В том случае, если $I' > I_{\text{н}}$ или $I'' > I_{\text{н}}$ (где $I_{\text{н}}$ - нормативное значение, определяемое по таблице 3.14.), то взятое для анализа экстремальное значение концентрации вещества исключается из рассматриваемого ряда данных.

Таблица 3.14. - Предельные значения $I_{\text{н}}$ [РД 52.24.622-2001]

n	$I_{\text{н}}$	n	$I_{\text{н}}$	n	$I_{\text{н}}$	n	$I_{\text{н}}$
1	2	3	4	5	6	7	8
3	1,150	10	2,180	17	2,480	50	2,860
4	1,460	11	2,230	18	2,500	200	3,076
5	1,670	12	2,290	19	2,530	250	3,339
6	1,820	13	2,330	20	2,560	500	3,528
7	1,940	14	2,370	25	2,635	-	-
8	2,030	15	2,410	30	2,696	-	-
9	2,110	16	2,440	40	2,792	-	-

В таблице 3.14. в интервале от $n = 50$ до $n = 500$ отсутствуют дискретные значения I_n для ряда величин n . Для устранения этого недочета нами было выявлено следующее уравнение

$$I_n = 2,8266 + 0,0015n \quad (3.4.)$$

Формула (3.4.) используется для расчетов значений I_n при различных значениях n в интервале 50-500.

2. Для расчетов вероятностей трофических статусов поверхностных вод суши (озер, водохранилищ) рекомендуется использовать аналитические зависимости, приведенные в таблицах 3.15.- 3.17.

Таблица 3.15. - Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям фосфора общего (мг/м³)

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

Таблица 3.16. - Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год концентрациям хлорофилла «а» (мг/м³)

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

Таблица 3.17. - Формулы для расчетов вероятностей трофического статуса водоемов по средним за год величинам прозрачности воды по диску Секки (SD) (м)








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	$\mu(SD)_э = 0,55 \cdot \exp\{-[-1,2878 \cdot \ln(SD/2,3)]^2\}$
Гипертрофный	$\mu(SD)_{гт} = 1 - \exp\{-\exp[-1,5837 \cdot (SD)^{0,9} + 2,144]\}$

3. Для расчетов вероятностей трофических статусов морских вод или их субакваторий рекомендуется использовать только аналитические зависимости, приведенные в таблице 3.16., то есть по данным о средних за год концентрациях хлорофилла «а».

3.3.5. Примеры расчетов вероятностей трофических статусов водных объектов

1. В работе [Thamm et al., 2004] приведена схема распределения концентраций хлорофилла «а» в различных акваториях Балтийского моря в поверхностном слое (0-10 м) в 1997 г. (рисунок 3.9.). Необходимо рассчитать вероятности трофических статусов акваторий. Для расчетов используем аналитические выражения, приведенные в таблице 3.15. Результаты расчетов приведены в таблице 3.18.

Таблица 3.18. - Вероятностная оценка трофического статуса субакваторий Балтийского моря в 1997 г. по данным о среднесезонных (июнь-сентябрь) концентрациях хлорофилла «а» (мг/м³)

	μ_{yo}	μ_o	μ_m	$\mu_э$	$\mu_{гт}$
	0,00	0,00	0,00	0,01	0,99
	0,00	0,00	0,00	0,10	0,90
	0,00	0,00	0,02	0,37	0,61
	0,00	0,00	0,15	0,62	0,23
	0,00	0,06	0,67	0,43	0,04
	0,00	0,27	0,60	0,13	0,00
	0,08	0,59	0,30	0,03	0,00

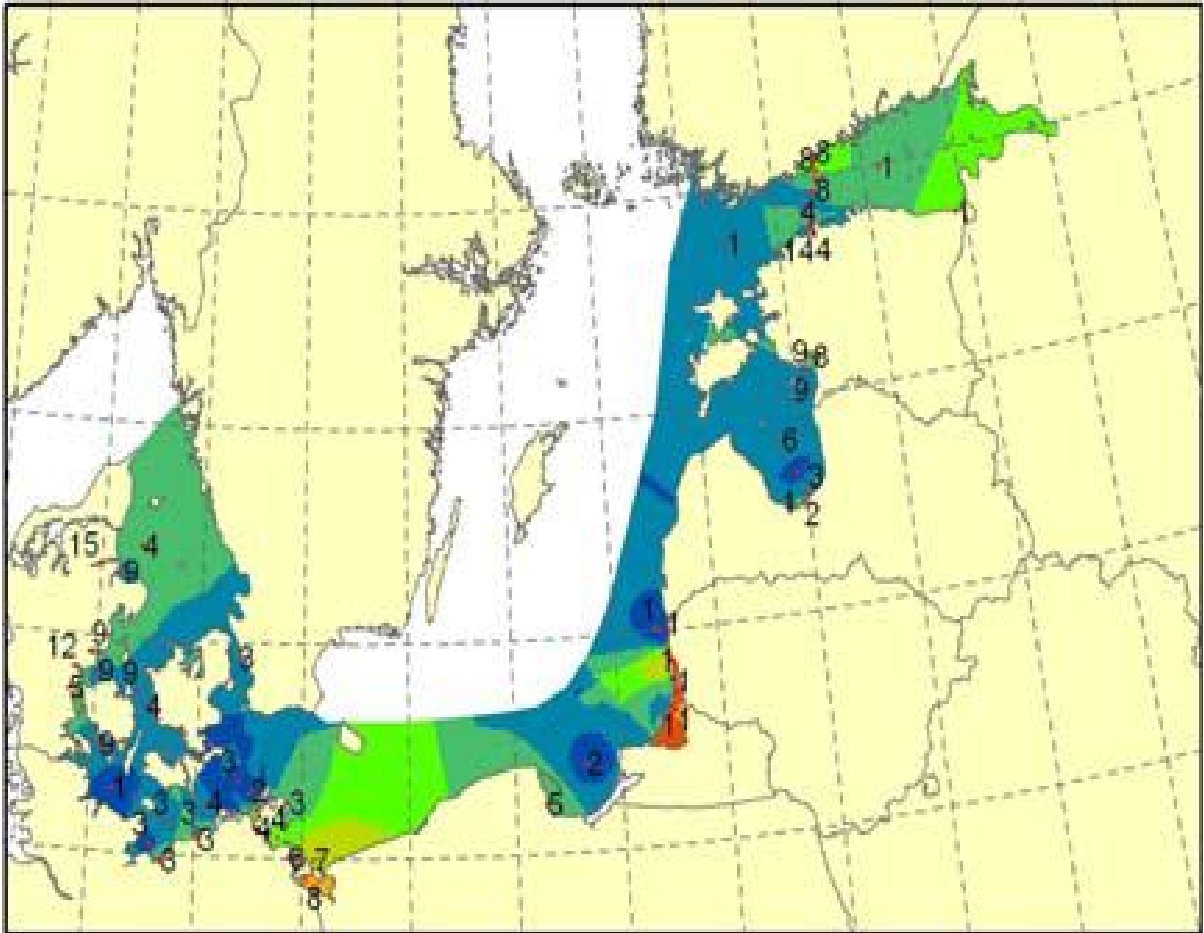
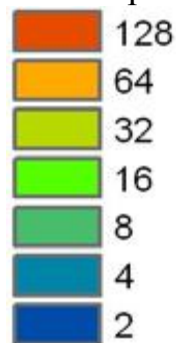


Рисунок 3.9. - Распределение хлорофилла «а» по различным акваториям Балтийского моря в 1997 г.



2. В работе [Фрумин, Басова, 2007] приведены данные о распределении хлорофилла «а» в центральной части Невской губы восточной части Финского залива с июня по сентябрь с 1984 г. по 2005 г. Необходимо рассчитать вероятности трофического статуса этой акватории в годы наименьших и наибольших концентраций хлорофилла «а», а также при усреднении содержания хлорофилла «а» за весь вышеуказанный период.

Для расчетов используем аналитические выражения, приведенные в таблице 3.16. Результаты расчетов приведены в таблице 3.19.

Таблица 3.19. - Вероятностная оценка трофического статуса Невской губы по содержанию хлорофилла «а»

Год	Chl «а», мг/м ³	μ_0	μ_M	μ_3	μ_{GT}	Трофический статус
1987	3,7	0,33	0,57	0,10	0,00	олиготрофно-мезотрофный
2000	17,7	0,01	0,11	0,60	0,28	гипертрофно-эвтрофный
1984-2005	7,7	0,08	0,50	0,42	0,00	эвтрофно-мезотрофный

Как следует из приведенных данных, в 1987 г. трофический статус центральной части Невской губы может быть охарактеризован как олиготрофно-мезотрофный при минимальном содержании хлорофилла «а» (3,7 мг/м³), в 2000 г. – как гипертрофно-эвтрофный при максимальном содержании хлорофилла «а» (17,7 мг/м³), а в целом за весь период наблюдений с 1984 г. по 2005 г. – как эвтрофно-мезотрофный при средней концентрации хлорофилла «а» (7,7 мг/м³).

3. По результатам мониторинга Нарвского водохранилища провести расчеты его трофического статуса по данным о видимости диска Секки. Для расчетов используем аналитические выражения, приведенные в таблице 3.17. Результаты расчетов приведены в таблице 3.20.

Таблица 3.20. - Вероятностная оценка трофического статуса Нарвского водохранилища по глубине видимости диска Секки

Год	SD, м	μ_3	μ_{GT}	Трофический статус
2007	0,35	0,01	0,99	гипертрофный
2008	0,44	0,02	0,98	гипертрофный
2009	0,48	0,02	0,98	гипертрофный
2010	0,40	0,01	0,99	гипертрофный

4. По результатам мониторинга трансграничного Чудско-Псковского озерного комплекса провести расчеты трофических состояний отдельных озер по данным о концентрациях фосфора общего в 2010 г. Для расчетов

используем аналитические выражения, приведенные в таблице 3.15. Результаты расчетов приведены в таблице 3.21.

Таблица 3.21. - Вероятностная оценка трофического статуса трансграничного Чудско-Псковского озерного комплекса в 2010 г. по содержанию фосфора общего

Озеро	TP, мг/м ³	μ_0	μ_M	μ_3	μ_{TT}	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

В работе [Xiangsan, 2003] приведены данные о содержании хлорофилла «а» в некоторых пресноводных водоемах Китая. Используя эти данные были рассчитаны вероятности трофического статуса озер и резервуаров (таблица 3.22.- 3.24.).

Таблица 3.22. - Вероятностная оценка трофического статуса пресноводных озер Китая по содержанию хлорофилла «а»

Озеро	Chl «а», мг/м ³	μ_{UO}	μ_0	μ_M	μ_3	μ_{TT}	Трофический статус
1	2	3	4	5	6	7	8
Qionghai	0,649	0,67	0,33	0,00	0,00	0,00	олиготрофно-ультраолиготрофный
Poyang	1,34	0,24	0,61	0,12	0,03	0,00	ультраолиготрофно-олиготрофный
Dongting	1,68	0,13	0,61	0,20	0,06	0,00	мезотрофно-олиготрофный
Qiandao	3,72	0,00	0,33	0,58	0,09	0,00	олиготрофно-мезотрофный
Nansi	3,73	0,00	0,33	0,58	0,09	0,00	олиготрофно-мезотрофный
Gucheng	4,05	0,00	0,29	0,60	0,11	0,00	олиготрофно-мезотрофный
Taihu	5,35	0,00	0,18	0,61	0,21	0,00	эвтрофно-мезотрофный
Dianshan	5,98	0,00	0,14	0,59	0,27	0,00	эвтрофно-мезотрофный
Chaohu	15,01	0,00	0,01	0,17	0,62	0,20	мезотрофно-эвтрофный
Dianchi	49,70	0,00	0,00	0,00	0,17	0,83	эвтрофно-гипертрофный

Таблица 3.23. - Вероятностная оценка трофического статуса пресноводных озер Китая, расположенных в городах, по содержанию хлорофилла «а»

Озеро	Chl «а», мг/м ³	$\mu_{УО}$	μ_0	μ_M	$\mu_э$	$\mu_{ГТ}$	Трофический статус
Cihu	11,20	0,00	0,00	0,30	0,57	0,13	мезотрофно-эвтрофный
DongHu	15,5	0,00	0,00	0,15	0,62	0,23	гипертрофно-эвтрофный
Mogu	32,12	0,00	0,00	0,02	0,37	0,61	эвтрофно-гипертрофный
Gantang	37,60	0,00	0,00	0,01	0,29	0,70	эвтрофно-гипертрофный
Xihu	64,8	0,00	0,00	0,00	0,09	0,91	гипертрофный
Dianchi	77,41	0,00	0,00	0,00	0,05	0,95	гипертрофный
Luhu	86,4	0,00	0,00	0,00	0,04	0,96	гипертрофный
Xuanwu	103,0	0,00	0,00	0,00	0,02	0,98	гипертрофный
Nanhu	113,11	0,00	0,00	0,00	0,02	0,98	гипертрофный
Dongshan	132,0	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	гипертрофный
Liwan	149,65	0,00	0,00	0,00	0,01	0,99	гипертрофный
Moshui	156,59	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	гипертрофный
Liuhua	239,53	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	гипертрофный

Таблица 3.24. - Вероятностная оценка трофического статуса водохранилищ Китая по содержанию хлорофилла «а»

Водохранилище	Chl «а», мг/м ³	$\mu_{УО}$	μ_0	μ_M	$\mu_э$	$\mu_{ГТ}$	Трофический статус
Gaozhou	0,739	0,60	0,40	0,00	0,00	0,00	олиготрофно-ультраолиготрофный
Miyun	3,02	0,01	0,43	0,50	0,06	0,00	олиготрофно-мезотрофный
Dahuofang	5,433	0,00	0,17	0,61	0,22	0,00	эвтрофно-мезотрофный
Yuqiao	6,56	0,00	0,12	0,56	0,32	0,00	эвтрофно-мезотрофный

Результаты расчетов, приведенные в таблице 3.23., свидетельствуют о чрезвычайно высоком уровне содержания хлорофилла «а» в озерах, расположенных в городах. Из 13 рассмотренных озер 9 озер характеризуются как гипертрофные, что составляет 69,2%. Возможно, что это связано с отсутствием или недостаточной очисткой коммунально-бытовых сточных вод. Треть промышленных и две трети бытовых стоков попадают в водные объекты без предварительной очистки.

ГЛАВА 4. ОБОСНОВАНИЕ ДОПУСТИМОЙ БИОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ОЗЕРА КИТАЯ

Определение допустимых антропогенных нагрузок в пределах гомеостатического резерва водного объекта является превентивной мерой для сохранения экологической безопасности и качества воды в водоемах и водотоках, являющихся и объектами водопользования, и приемниками загрязняющих веществ одновременно.

Развитие биоты в каждой экосистеме определяется набором гидрохимических и гидрологических параметров. Еще в 1840 г. Либих сформулировал закон лимитирования, в соответствие с которым главенствующая роль отводится тому фактору, который в данных условиях ограничивает нормальное развитие организма. В рамках экосистемного подхода эта концепция получила широкое распространение и значительное внимание уделено поиску лимитирующих факторов для различных сообществ. В случае водных сообществ продуцирование фитопланктона и высшей водной растительности может зависеть от термических, гидродинамических, гидрооптических, общей минерализации, газового режима, кислотности (рН) и концентрации биогенных веществ и даже от морфометрии водоема.

Влияние хозяйственной деятельности человека на структуру озерной экосистемы проявляется через сток воды и наносов, вынос биогенных

веществ. Сведение лесов и распашка земель приводят к уменьшению годового стока водотоков, снижению уровня грунтовых вод, что в свою очередь вызывает уменьшение поверхностного притока в озеро и сброса воды из него, понижение уровня воды. Осушительная мелиорация только в первые 3-4 года способствует увеличению годового стока водотоков, а в последующие годы его величина уменьшается, и это также ведет к понижению уровня озер. Применение удобрений при осушительной мелиорации, сточные воды с животноводческих ферм вызывают увеличение выноса биогенных элементов в озера. Все это обуславливает антропогенное эвтрофирование водоемов.

Одна из важнейших причин эвтрофирования внутренних вод связана с обогащением их питательными веществами. Даже в условиях относительно постоянной географической среды идет, хотя и медленное, накопление этих веществ в озерах. Можно представить следующую обобщенную картину развития озер: по мере накопления питательных веществ озера переходят от олиготрофного типа с низким уровнем продуктивности к мезо- и эвтрофному типам со средним и высоким уровнями продуктивности и далее к дистрофному типу. Эта схема основывается на представлении об озере как аккумуляторе вещества, которое участвует в биологическом круговороте. Время развития озера по этой схеме сильно варьирует. Темпы такого развития особенно возросли за последние сто лет, когда поступление в воды суши основного эвтрофирующего химического элемента (фосфора) увеличилось в результате хозяйственной деятельности на водосборах на порядок. Большое количество питательных веществ поступает в природные воды с хозяйственно-бытовыми сточными водами. Интенсификация сельского хозяйства, связанная с активным применением удобрений, также ведет к увеличению эвтрофирования близлежащих водоемов. Малые озера в основном испытывают влияние сельскохозяйственного преобразования их водосборов это сведение лесов, распашка, внесение удобрений.

При антропогенном изменении ландшафтной структуры водосборов меняется скорость поступления прежде всего таких биохимически важных элементов, как углерод, азот и фосфор. В настоящее время установлено, что углерод не может рассматриваться как элемент, сколько-нибудь существенно ответственный за эвтрофирование водоемов, так как благодаря инвазии атмосферного углекислого газа практически никогда не лимитирует биологические процессы и в первую очередь процессы фотосинтеза.

Д. Шиндлер [Schindler, 1978] на основании этого вводит понятие естественного механизма компенсации дефицита углерода в эвтрофирующихся водоемах. Это в некоторых случаях характерно и для азота.

Как правило, N и P потребляются фитопланктоном в отношении 7,2:1. Для озер в естественном состоянии это соотношение составляет 30-40, а иногда и более 100. Следовательно, в естественных условиях содержание азота всегда находится в избытке. При сравнении отношения N:P в клетках водорослей в культурах и озерной воде С. Форсберг и др. [Forsberg et al., 1979] определили роль этих элементов как лимитирующих питательных веществ следующим образом: при отношении азота к фосфору больше 12 фосфор является лимитирующим (концентрация хлорофилла *a* составляет менее 20 мг/л); при отношении $N:P < 7$ азот является лимитирующим (хлорофилл *a* достигает > 70 мг/л), наиболее благоприятным является отношение $7 < N:P < 12$.

Сильное антропогенное воздействие сопровождается стрессовым изменением озерных экосистем. Эвтрофирование озер под влиянием такого рода воздействия, как правило, не идет тем же путем, что и природное, не повторяются природные сукцессии, хотя общая схема развития сохраняется.

Несмотря на то что эффект антропогенного эвтрофирования впервые был отмечен в конце позапрошлого столетия, интенсивное изучение этого процесса началось лишь в 60-70-е годы прошлого столетия. Исследование антропогенного влияния на экосистемы озер дало новый толчок в развитии

лимнологии, так как позволило глубже понять значение связей в системе водосбор-озеро.

Многочисленные исследования по этой проблеме показывают, что изменения режима биогенных элементов сказываются на характере структуры экосистемы озер: повышается уровень биопродуктивности, меняется видовой состав биологических сообществ, нарушается устойчивость трофических связей.

Среди биогенных элементов, поступающих в водоемы, особое место занимают соединения фосфора. Как известно, этот элемент, определяющий развитие живых организмов, один из самых дефицитных в природе.

В естественных условиях фосфор поступает в континентальные водоемы путем вымывания водорастворимых фосфатов из горных пород. За счет естественных процессов водоемы ежегодно получают около 3 млн. т фосфора. В озерах биогенные элементы ассимилируются водными организмами, и уровень биопродуктивности водоемов зависит как от общего количества этих веществ, так и от соотношения их концентраций в водной толще. Активно включаясь во внутриводоемный круговорот, биогенные элементы накапливаются в донных отложениях. Наиболее интенсивно в озерах аккумулируются соединения фосфора [Кузнецов, 1970; Мартынова, 1984]. Естественная аккумуляция фосфора в водоемах является одной из основных причин незамкнутости его баланса в биосфере.

Гидросфера служит естественным аккумулятором большинства загрязняющих веществ, поступающих непосредственно в атмосферу или литосферу. Это связано с наличием глобального цикла круговорота воды, со способностью воды к растворению различных газов и минеральных солей, а также с тем, что любой водоем служит своего рода ямой, куда вместе с потоками воды смываются с суши всевозможные твердые частицы. Кроме того, вода в силу своего широкого использования в промышленности, сельском хозяйстве, в быту подвержена и непосредственному антропогенному загрязнению. Вместе с тем, будучи естественной средой

обитания живых организмов (гидробионтов), вода находится в динамически равновесном состоянии обмена биогенными веществами с водной биотой. Присутствие загрязняющих веществ в водной среде, чуждых живой природе, оказывает влияние на процессы жизнедеятельности отдельных живых организмов и на функционирование всей водной экосистемы [Фрумин, 2002].

Эвтрофирование — повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных и естественных (природных) факторов.

В ГОСТе 17.1.1.01-77 приводится следующее определение этого явления – «Эвтрофированием называется повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления биогенных элементов под действием антропогенных или естественных факторов».

Между эвтрофированием и загрязнением имеется существенная разница, заключающаяся прежде всего в том, что загрязнение обусловлено сбросом вредных веществ, подавляющих биологическую продуктивность водоемов, а эвтрофирование повышает эту продуктивность [Сиренко, 1988; Дмитриев, Фрумин, 2004; Батян и др., 2009]. По мнению Г.Г. Винберга [Винберг, Бауэр, 1971], антропогенное эвтрофирование нельзя отождествлять с загрязнением до тех пор, пока суммарное содержание азота и фосфора не превысит концентрацию углерода в водном объекте. Если такого превышения не отмечается, то можно говорить о естественном старении или ускорении эвтрофирования водного объекта.

Основными источниками загрязнения водоемов биогенными веществами служат смыв азотных и фосфорных удобрений с полей, строительство водохранилищ без надлежащей очистки ложа, сброс сточных вод, в том числе и прошедших биологическую очистку.

Биогенные компоненты поступают в природные экосистемы как водным, так и воздушным путем; так, сейчас в мире используется свыше 30 млн.т/год мыла и детергентов (основанных на фосфатах). В Канаде, например, одному из химиков была присуждена престижная национальная

премия за разработку моющих средств (стиральных порошков), не содержащих фосфора.

В эвтрофировании водоемов принимают участие два главных биогенных элемента - азот и фосфор. Если $N_{\text{мин}}:P_{\text{мин}}$ (отношение содержания минерального азота к содержанию минерального фосфора) меньше 10, то первичная продукция фитопланктона лимитируется азотом, при $N_{\text{мин}}:P_{\text{мин}} > 17$ - фосфором, при $N_{\text{мин}}:P_{\text{мин}} = 10-17$ - азотом и фосфором одновременно. Установлено также, что азот определяет развитие фитопланктона главным образом в олиготрофных океанических районах и в морских экосистемах, а фосфор во внутриконтинентальных водоемах.

Биогенное загрязнение в результате хозяйственной деятельности на водосборах водотоков, а также в их русле (строительство каскадов ГЭС и создание водохранилищ, рекреационные мероприятия, судоходство и т. д.) вызывает антропогенное эвтрофирование. Наиболее быстро этот процесс развивается в водоемах, водосборы которых интенсивно осваиваются сельскохозяйственным производством, в том числе полеводством (пропашные культуры, сенокосы, пастбища) и животноводством (фермы и различные комплексы). Эти источники биогенной нагрузки являются неконтролируемыми или слабоконтролируемыми, поэтому им должно быть уделено особое внимание. К такому же типу биогенной нагрузки относятся водные рекреации [Хрисанов, Осипов, 1993].

Основным ограничивающим фактором «цветения» сине-зеленых водорослей является уменьшение сброса биогенных веществ (в основном фосфора) в водные экосистемы [Науменко, 2007].

Основными критериями для характеристики процесса эвтрофирования водоемов являются:

- уменьшение концентрации растворенного кислорода в водной толще;
- увеличение концентрации биогенных веществ;
- увеличение содержания взвешенных частиц, особенно органического происхождения;

- последовательная смена популяций водорослей с преобладанием синезеленых и зеленых водорослей;
- уменьшение проникновения света (самозатенение, возрастание мутности воды);
- увеличение концентрации фосфора в донных отложениях;
- значительное увеличение биомассы фитопланктона (при уменьшении разнообразия видов) и т. д.

Отношение общего азота к общему фосфору в водоеме указывает на степень эвтрофирования его водной экосистемы. Для сильно гумифицированных внутренних водоемов $N_{\text{Общ}}:P_{\text{Общ}}$ имеет порядок 100 и более; для самых чистых олиготрофных и мезотрофных озер – 30-40; для эвтрофных водоемов, находящихся под очевидным антропогенным воздействием, - 15-25; для гипертрофных водоемов – 12-18 (до 3-5).

Из множества индикаторов, которыми можно отразить трофическое состояние водоемов, наиболее приемлемы как для прямой спецификации соответствующих категорий трофности, так и для построения математических моделей, следующие.

1) *Поступление специфических биогенных веществ.* 2) *Концентрация биогенных веществ.* В настоящее время принятыми критическими концентрациями азота и фосфора (включая общий фосфор, ортофосфаты, общий азот и растворенный неорганический азот - аммоний, нитриты и нитраты) во время интенсивного перемешивания вод, при котором создаются потенциальные условия для цветения водорослей, являются следующие: для фосфора $0,01 \text{ г/м}^3$, для азота $0,3 \text{ г/м}^3$. При более низких концентрациях будет иметь место азотное лимитирование развития водорослей, однако такие концентрации трудно измерить точно. 3) *Скорость истощения кислорода в гипolimнионе* (гиполимнион - глубинный слой воды в водоеме, залегающий ниже слоя температурного скачка - термоклина). С развитием эвтрофирования пропорционально увеличиваются потери кислорода в водах гиполимниона. Скорость этого истощения используется как индикатор

трофического состояния, так как она имеет короткопериодную изменчивость. Этот индикатор может применяться только для характеристики стратифицированных водоемов. Предложены следующие пределы этого индикатора для разных по трофности водоемов: олиготрофные - менее $250 \text{ мг}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$, мезотрофные - $250\text{-}500 \text{ мг}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$, эвтрофные - более $550 \text{ мг}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$. 4) *Глубина видимости диска Секки*. Это наиболее широко используемый (из-за простоты оценки) самый старый метод приближенной оценки трофического состояния водоемов. Диск Секки - это стандартный по размеру (200мм в диаметре) диск с черно-белыми секторами, который опускают в воду до глубины исчезновения его видимости. Эта глубина регистрируется, и диск поднимают вверх; глубина, на которой диск начинает быть снова видимым, также регистрируется. Глубина, соответствующая видимости диска Секки, является средней из двух ее вышеуказанных значений. Глубина видимости диска Секки обратно пропорциональна плотности популяций водорослей в воде, так как взвешенное вещество будет рассеивать падающий свет и увеличивать его ослабление. Таким образом, глубина видимости диска Секки в воде связана с первичной продуктивностью вод, которая является показателем трофического состояния водоема: олиготрофные водоемы - более 6,0 м, мезотрофные - от 3 до 6,0 м, эвтрофные - менее 3 м.

В качестве прямого индикатора трофического состояния обычно используется концентрация хлорофилла «а». Хлорофилл «а» ($\text{C}_{55}\text{H}_{72}\text{O}_5\text{N}_4\text{Mg}$) является основным фотосинтетическим пигментом, поэтому измеренное значение его концентрации в пробе воды является репрезентативным индикатором биомассы водорослей. Он является полезной и точной мерой эвтрофирования водоемов и поэтому регулярно используется при измерении «откликов» водоемов на биогенную нагрузку с целью их восстановления.

Основная трудность заключается в том, что концентрация хлорофилла «а» увеличивается незначительно при его содержании свыше $100 \text{ мг}/\text{м}^3$

независимо от увеличения концентрации биогенных веществ, так как самозатенение приостанавливает дальнейший рост первичных продуцентов.

4.1. Математическая модель

Признание главной роли фосфора в лимитировании процесса эвтрофирования позволило определить гипотезу, на основе которой построены эмпирические зависимости, а затем математические модели, в которых отражена связь показателей, характеризующих трофический уровень водоема с величинами, описывающими поступление в него общего фосфора.

В 1966 г. [Sakamoto, 1966] появилась работа с описанием связи фосфора общего и хлорофилла «а». Это показало, что концентрация общего фосфора общего в воде может считаться показателем уровня трофии водоема. Признание получил метод Фолленвайдера (1968), в соответствии с которым легко определить трофический уровень водоема, зная величину поступления в него фосфора (фосфорную нагрузку).

К настоящему моменту предложено около двух десятков формул, в основе которых лежит пространственно-временное осреднение характеристик биогенного питания и продукционных процессов. Можно говорить, что создана полуэмпирическая теория эвтрофирования водоемов.

Современная биогенная нагрузка на озеро, оцениваемая на основе исследования биогенного баланса, складывается из природной и антропогенной. При расчете природной составляющей биогенной нагрузки предполагается, что вся территория водосбора занята лесом. Для ее оценки приняты следующие значения концентрации биогенных элементов: минерального азота 0,7 мг/л, фосфора общего 0,04 мг/л.

Концепция повышения трофического статуса озера с увеличением биогенной (фосфорной) нагрузки широко используется в современный период для оценки критических значений нагрузки, соответствующих

переходу озера из одного трофического состояния в другое. Это известная модель Р. Фолленвайдера [Vollenweider, 1975, 1976], который при использовании данных наблюдений на 20 озерах установил связь между ежегодным поступлением биогенных веществ и средней глубиной озера при его соответствующем трофическом состоянии. Предполагалось, что поступающий фосфор немедленно перемешивается в озере (для периода летней стратификации это неприемлемо, но в годовом разрезе это допустимо), и поэтому его концентрация в истоке из озера равна преобладающему ее значению в озере; скорость осаждения фосфора пропорциональна его концентрации в озере, а сезонные колебания биогенной нагрузки пренебрежимо малы. Эта модель наиболее применима для расчета стационарного режима или межгодовых изменений. При таком допущении определяется для стационарного режима осредненная средняя глубина, м (рисунок 4.1.).

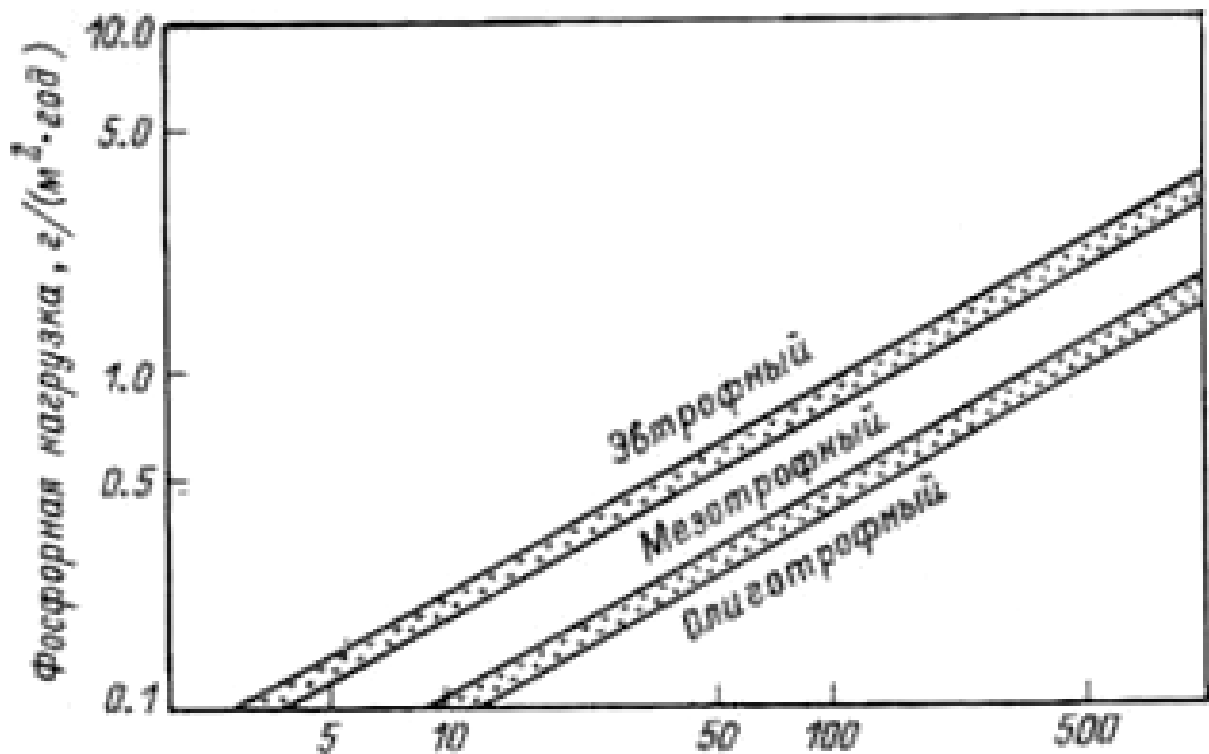


Рисунок 4.1. - Связь между годовым поступлением общего фосфора и средней глубиной озер [Vollenweider, 1975]

Исследование зависимости трофического уровня водоема от количества поступающего в него фосфора привело к развитию так

называемой нагрузочной концепции, в основу которой положено представление о существовании количественной связи между величиной поступления фосфора и реакцией водоема. Результатом этого, как правило, является изменение положения водоема на трофической шкале. Фолленвайдером [Vollenweider, 1968] предложено первое приближение величины фосфорной нагрузки ($L_{\text{КР}}$, гР/м²·год), позволяющей водоему оставаться в олиготрофном состоянии, в расчете которой в качестве стандартного параметра используется только средняя глубина водоема ($H_{\text{СР}}$, м):

$$L_{\text{КР}} = 0,025 \cdot H_{\text{СР}}^{0,6} \quad (4.1.)$$

Согласно [Nüenberg, 1996] олиготрофному статусу водного объекта соответствует соотношение TN:TP=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. Учитывая изложенное, для расчетов критических нагрузок азотом общим можно использовать следующее соотношение:

$$N_{\text{Общ}}:P_{\text{Общ}} = 35 \quad (4.2.)$$

Результаты расчетов по модели Фолленвайдера следует рассматривать как ориентировочные, поскольку они не учитывают время водообмена озера, независимости биогенной нагрузки от поступления биогенных элементов из донных отложений и седиментационного фактора, учитывающего удержание биогенов в водоеме.

4.2. Соотношение между средней и максимальной глубинами озер

В модели Фолленвайдера основной характеристикой озер является средняя глубина ($H_{\text{СР}}$). Однако значение этой характеристики для ряда озер Китая неизвестны. Для ликвидации этого недостатка базы данных была выявлена статистически значимая зависимость между средними ($H_{\text{СР}}$) и максимальными ($H_{\text{МАК}}$) глубинами для 300 пресноводных озер (см. также рисунок 4.2.:

$$H_{\text{СР}} = 0,53 \cdot H_{\text{МАК}} \quad (4.3.)$$

$$n = 300 ; r = 0,85 ; r^2 = 0,73 ; \sigma_{Y(X)} = 453 ; F_p = 21,2 ; F_T = 5,12 ; F_p/F_T = 4,1$$

Приведенные статистические характеристики свидетельствуют о весьма высокой тесноте связи между рассмотренными переменными в соответствии со шкалой Чеддока.

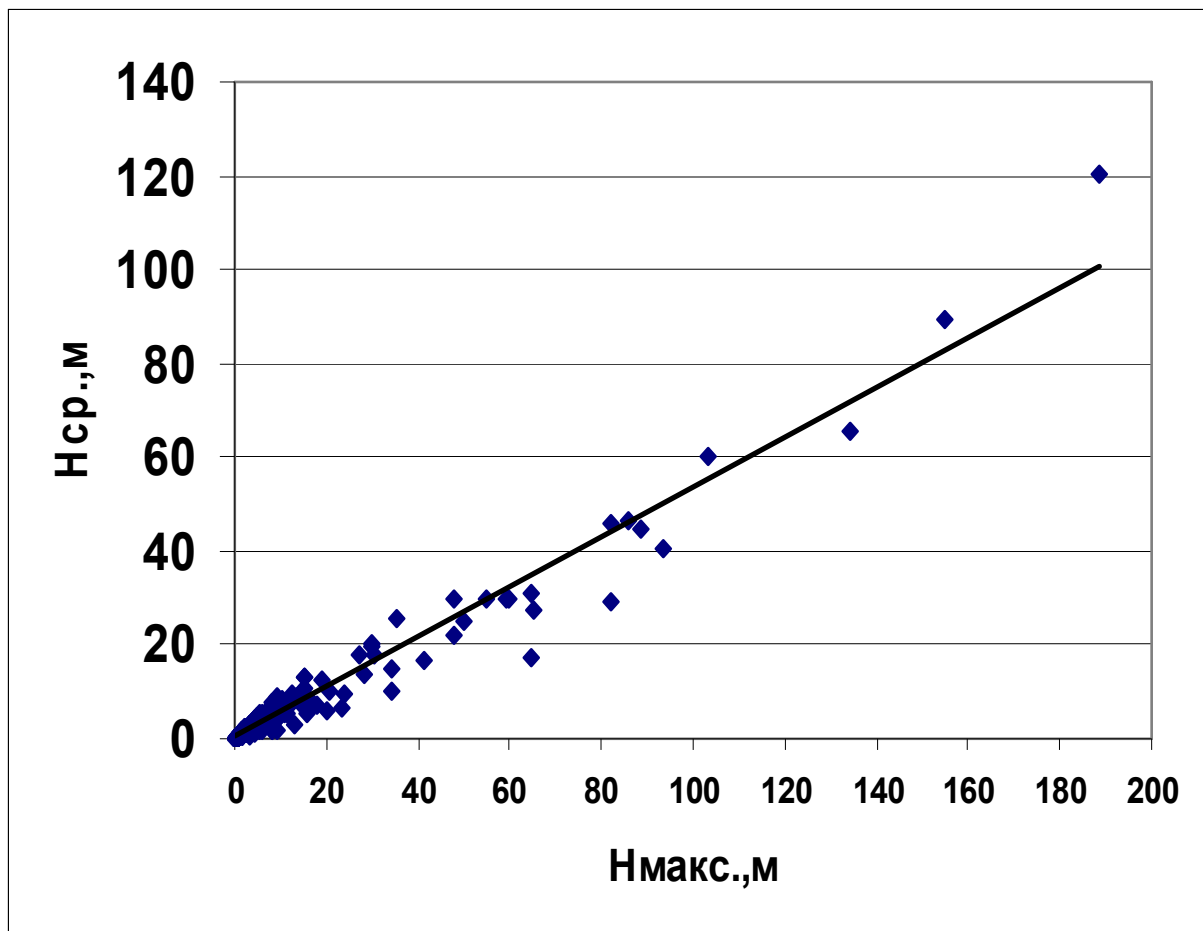


Рисунок 4.2. - Зависимость средней глубины пресноводных озер Китая от максимальной глубины

По формуле (4.3.) были рассчитаны величины средних глубин для тех озер, для которых в базе данных такие значения отсутствуют (таблица 4.1.).

Таблица 4.1. - Предсказанные средние глубины некоторых озер Китая

Озеро	Максимальная глубина, $H_{\text{МАК}}$, м	Средняя глубина, $H_{\text{СР}}$, м
Amuqigepaozi	2,1	1,1
Co Nag	14,5	7,7
Cuoe	18,5	9,8
Cuoni	58,7	31,1
Kyaring Co	15	8
Ngangze Co	10	5,3
Xijinwulan	4,7	2,5

4.3. Обоснование лимитирующего биогенного элемента

Как отмечено выше, если $N_{\text{МИН}}:P_{\text{МИН}}$ (отношение содержания азота минерального к содержанию фосфора минерального) больше 17, то первичная продукция фитопланктона в озере лимитируется фосфором. К сожалению, в доступной литературе данные о соотношении $N_{\text{МИН}}:P_{\text{МИН}}$ в озерах Китая весьма ограничены.

В работе [Walker, Yang, 1999] приведены данные о содержании в некоторых озерах Китая различных минеральных форм азота и фосфора. Обработка этих данных позволила выявить атомное соотношение $N_{\text{МИН}}:P_{\text{МИН}}$ (таблица 4.2.).

Таблица 4.2. - Содержание и соотношение минеральных форм азота и фосфора в некоторых озерах Китая

Озеро	Содержание биогенных элементов, мг/л				Атомное соотношение $N_{\text{МИН}}:P_{\text{МИН}}$
	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	P-PO ₄	
Keluke	0,500	0,009	0,007	0,039	29,3
Ulungur	0,183	0,035	0,001	0,015	32,3
Sayram	0,137	0,300	0,011	0,018	55,1

Приведенные данные показывают, что в рассмотренных озерах лимитирующим биогенным элементом является фосфор, так как $N_{\text{мин}}:P_{\text{мин}} > 17$. Аналогичный результат был выявлен и для озера Тайху при обработке первичных данных мониторинга за период с 1985 г. по 2012 г. (таблица 4.3.). При этом за весь период наблюдений $N_{\text{мин}}:P_{\text{мин}} > 17$ (среднее значение 110,5; минимальное 35,6; максимальное 437) (рисунок 4.3.). Таким образом, можно считать доказанным, что лимитантом первичной продукции в озере Тайху является фосфор.

Таблица 4.3. - Содержание и соотношение минеральных форм азота и фосфора в озере Тайху

Год	Содержание биогенных элементов, мг/л				Атомное соотношение $N_{\text{мин}}:P_{\text{мин}}$
	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	P-PO ₄	
1	2	3	4	5	6
1985	0,010	0,424	0,195	0,019	73,3
1986	0,014	0,584	0,268	0,024	79,9
1987	0,030	1,019	0,467	0,022	152,6
1988	0,029	0,711	0,326	0,029	81,4
1989	-	-	-	0,033	-
1990	0,031	1,577	0,723	0,045	114,7
1991	0,031	0,908	0,416	0,074	40,5
1992	0,007	1,090	0,500	0,054	65,5
1993	0,003	1,293	0,593	0,078	53,6
1994	0,044	1,460	0,670	0,041	117,4
1995	0,017	1,598	0,733	0,061	85,2
1996	0,072	1,798	0,824	0,068	87,7
1997	0,074	1,900	0,871	0,080	78,7
1998	0,056	1,538	0,705	0,143	35,6
1999	0,075	1,398	0,641	0,095	49,3
2000	0,127	1,697	0,778	0,101	57,0

продолжение таблицы 4.3.					
1	2	3	4	5	6
2001	0,284	1,443	0,662	0,071	74,5
2002	0,218	1,660	0,761	0,059	99,0
2003	0,204	1,810	0,830	0,055	114,5
2004	0,268	1,808	0,829	0,062	103,7
2005	0,208	2,479	1,137	0,057	50,1
2006	0,228	3,136	1,438	0,072	147,7
2007	0,205	3,316	1,520	0,114	97,9
2008	0,188	2,313	1,060	0,056	140,8
2009	0,145	2,090	0,958	0,045	157,1
2010	0,155	1,783	0,817	0,032	190,6
2011	0,164	1,349	0,615	0,033	142,8
2012	0,780	1,660	5,06	0,038	437,0

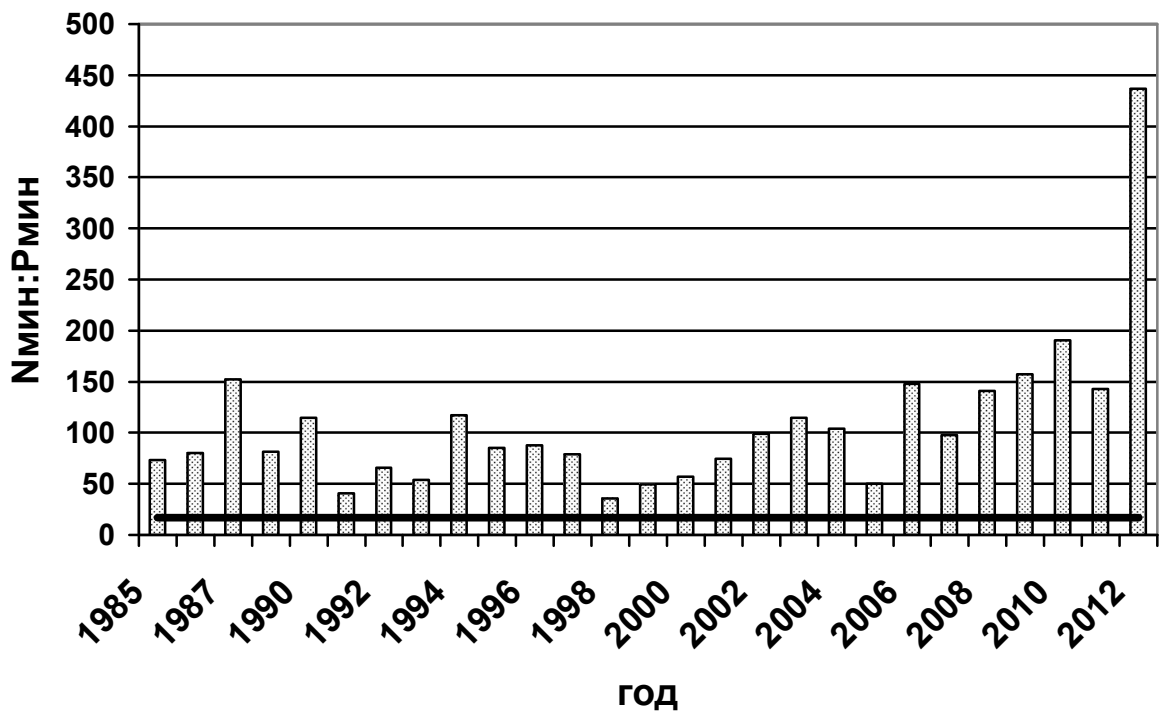


Рисунок 4.3. - Соотношение минеральных форм азота и фосфора в озере Тайху (линия, параллельная оси абсцисс, соответствует $N_{\text{мин}}:P_{\text{мин}} = 17$)

4.4. Критические фосфорные нагрузки на пресноводные озера Китая

На основе вышеизложенного по модели Фолленвайдера (4.1.) были рассчитаны критические фосфорные нагрузки, позволяющие водоему оставаться в олиготрофном состоянии (таблица 4.4. и рисунок 4.4.).

Таблица 4.4. - Максимально допустимые фосфорные нагрузки на пресноводные озера Китая

Озеро	Водосбор, S, км ²	H _{CP} , м	Площадь, F, км ²	L _p , гP/м ² ·год	Q(TP) ^{мак} , тонн/год
1	2	3	4	5	6
Aguocuo	1212	-	62,3	-	-
Akesaiqing	8150	7,75	165,8	0,085	14,1
Amuqigepaozi	1700,2	1,1*	34,8	0,026	0,90
Angdaercuo	1422	-	34,3	-	-
Anguli Nur	3495	2,5	47,6	0,043	2,0
Anjuecuo	1609,5	-	18,5	-	-
Aqqikkol	11500	9,8	351,2	0,098	34,4
Arakekumu	19280	9,7	570	0,098	55,9
Aydingkol	50000	-	245	-	-
Baiyang Dian	31200	2,84	366	0,047	17,2
Bamucuo	4839,2	-	190,9	-	-
Beitashan	1800	-	20	-	-
Bositeng	27000	8,08	992,2	0,088	87,3
Buyr-Nuur	8232	6,7	610	0,078	47,6
Chabocuo	3115	-	35,5	-	-
Chagannuoer	6327	2,4	88	0,042	3,7
Chang	2265	1,9	157,1	0,037	5,8
Changmucuo	2419,5	3,3	87,5	0,051	4,5
Chao	9258	4,4	820	0,061	50,0
Chaoyangcuo	3299,2	-	22,8	-	-

продолжение таблицы 4.4.					
1	2	3	4	5	6
Co Nag	3199,6	7,7*	182,4	0,085	15,5
Cuoe	6338	9,8*	269	0,098	26,4
Cuojia	604	-	20	-	-
Cuoni	3000,5	31,1*	67,5	0,197	13,3
Dagzecuo	10885,3	31,7	244,7	0,199	48,7
Dalai Nur	9927	6,8	238	0,079	18,8
Danshui	880	-	22,2	-	-
Darebucuo	1250	-	21	-	-
Dazadizacuo	2070	-	10	-	-
Dianchi	2866	5,1	298	0,066	19,7
Dongcuo	5538	-	124	-	-
Dongping	9064	1,59	148	0,033	4,9
Dongting	257000	6,39	2435	0,076	185
Dulishi	1435	14,4	75,3	0,124	9,3
Ebi-Nur	346000	14	1444	0,122	176
Erhai	2785	10,17	249	0,101	25,1
Futou	1238	2,9	114,7	0,047	5,4
Galalacuo	400	-	22,5	-	-
Gaoyou	14800	1,44	775	0,031	24,0
Gasikulei	24790	0,65	123,8	0,019	2,4
Hanasi	1900	120,1	44,78	0,442	19,8
Haobocuo	670	-	15	-	-
Har	4107	27,4	601,7	0,182	109,5
Hong	10352	1,89	344,4	0,037	12,7
Hongze	156000	1,77	1580	0,035	55,3
Hulun	37214	5,92	2339	0,073	170,7
Hurleg	12360	2,94	56,7	0,048	2,7

продолжение таблицы 4.4.					
1	2	3	4	5	6
Jiaogang	400	0,44	40	0,015	0,6
Jiezechaka	2488	-	107,6	-	-
Jingbo	11820	17,2	91,5	0,138	12,6
Jingyu	4480	-	264	-	-
Kahucuo	1590	-	22	-	-
Kekao	590	-	62,3	-	-
Kekexili	1570	-	300	-	-
Khanka	22000	6,28	4380	0,075	328,5
Kuhai	560	-	44,4	-	-
Kyaring Co	9681	8*	476	0,087	41,4
Laodengpao	1737	1,5	14	0,032	0,4
Liangzi	3265	4,16	304,3	0,059	18,0
Lianhuanpao	7247	2,14	556,08	0,039	21,7
Longgan	5511	3,78	316,2	0,056	17,7
Lop Nur	600000	1,66	2220	0,034	75,5
Luoma	51215	3,3	260	0,051	13,3
Mata	1165	2,08	58,9	0,039	2,3
Meiriqiecuo	1590	-	69,3	-	-
Mucuobingni	858	-	146,2	-	-
Mujiucuo	3052	-	78,1	-	-
Najiangcuo	3249,7	-	44,3	-	-
Namu Co	8648,5	30	1962	0,192	376,7
Nansi	31700	1,46	1260	0,031	39,1
Nanyi	3369	2,25	148,4	0,041	6,1
Ngangze Co	7132	5,3*	461,5	0,068	31,4
Ngoring	18188	17,6	610,7	0,140	85,5
Nieercuo	5310	-	33	-	-

продолжение таблицы 4.4.					
1	2	3	4	5	6
Nushan	4215	1,71	104,6	0,034	3,6
Pangong Tso	28110	16,6	604	0,135	81,5
Poyang	162000	5,3	3280	0,068	223
Qiaguicuo	14714	-	88,5	-	-
Qinghai	29661	17,9	4458	0,141	628,6
Qixiangcuo	2639	-	149	-	-
Senlicuo	360,2	-	83,8	-	-
Shengjin	1554	1,26	78,48	0,029	2,3
Shenyanxi	3420	1,82	19,6	0,036	0,7
Shijiu	18600	2,3	210,4	0,041	8,6
Shuanglian	1080	-	11,6	-	-
Suhai	17754	-	106	-	-
Tai	36500	2,12	2425	0,039	94,6
Taibai	960	3,2	25,1	0,050	1,3
Taibo	665	5	20,7	0,066	1,4
Telashen	720	-	66,8	-	-
Tousuo	3040	-	232,2	-	-
Ulungur	2203	8	730	0,087	63,5
Wang	5310	3,7	42,3	0,055	2,3
Wuchang	1084	3,43	100,5	0,052	5,2
Wuliangsu hai	11800	1,12	293	0,027	7,9
Wurucuo	14262	-	342,7	-	-
Xiabiecuo	400	-	15,5	-	-
Xiagacuo	5099,8	-	23,2	-	-
Xiaosugan	2100	-	10,6	-	-
Xijinwulan	5752	2,5*	346,2	0,043	14,9
Xiligou	2623	-	11,6	-	-

продолжение таблицы 4.4.					
1	2	3	4	5	6
Xuejing	2999,9	-	53,1	-	-
Yamdruk	6100	30	638	0,192	122,5
Yang	8125	38	90	0,222	20,0
Yanzi	360	-	16,1	-	-
Yaxingcuo	490	-	19,3	-	-

Примечание. *Расчитано по формуле (4.3.).

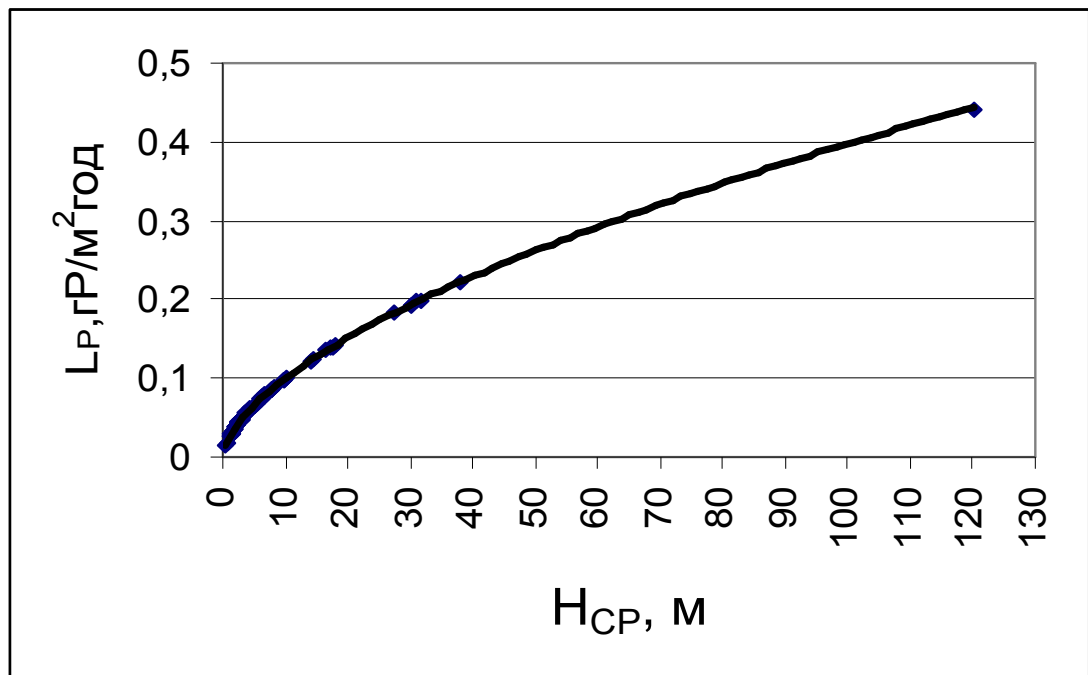


Рисунок 4.4. - Зависимость критической фосфорной нагрузки от средней глубины водоема

Данные расчетов, приведенные в таблице 4.4., показывают, что величины предельных фосфорных нагрузок на пресноводные озера Китая варьируют в широком интервале от 0,015 гР/м²·год (озеро Jiaogang) до 0,442 гР/м²·год (озеро Nanasi), то есть почти в 30 раз в зависимости от глубины озера.

4.5. Модули стока фосфора общего с водосборных бассейнов

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 в водосборе.

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 [Исаченко, 1953; Лит, 1974; Rosenzweig, 1968; Schuur, 2003].

Факторы внешней среды, воздействующие на продукционные процессы в водоемах и на суше, тесно связаны с географической зональностью, которая включает в себя широтную, меридиональную и высотную поясность. Географическую зональность можно рассматривать как фактор, интегрирующий влияние эдафических и климатических условий на продуктивность водных экосистем [Бульон, 2007]. В литературе широко обсуждается зависимость биомассы и продукции фитопланктона от географической широты местности [Brylinsky, Mann, 1973; Dillon, Rigler, 1974; Håkanson, Boulion, 2002; Schindler, 1978]. Продуктивность водоемов находится в тесной зависимости от продукции растительности на водосборной площади. Так, на основании достаточно обширных литературных данных для озер и водохранилищ, расположенных от 2° с.ш. до 81° с.ш., было показано [Håkanson, Boulion, 2002], что географическая широта объясняет 74 % изменчивости первичной продукции планктона. Непосредственное влияние на продукцию фитопланктона оказывают

производные географической широты местности – климатические и эдафические условия (почвенные условия, то есть условия питания растений). Среди эдафических факторов главную роль играет вынос биогенных веществ, в первую очередь, фосфора с суши. Величина экспорта фосфора в водоемы зависит от продукции наземной растительности. Для оценки этого фактора в формировании фосфорного бюджета водоемов принято, что 1 г сухого вещества наземной растительности эквивалентен 0,4 г органического углерода, а отношение P:C в растительном материале составляет в среднем 1:500 [Эволюция..., 1988].

В работе [Степанова, Фрумин, 2009] выведена эмпирическая зависимость между модулем фонового стока фосфора валового с водосборного бассейна и широтой местности для интервала широт от 10° с.ш. до 70° с.ш.:

$$M(\text{ТР})^{\text{фон}} = 221 - 52,3 \cdot \ln \varphi \quad (4.4.)$$

Уравнение (4.4.) позволяет рассчитывать модули фонового стока фосфора валового с водосборов различных рек (см. также рисунок 4.5.)

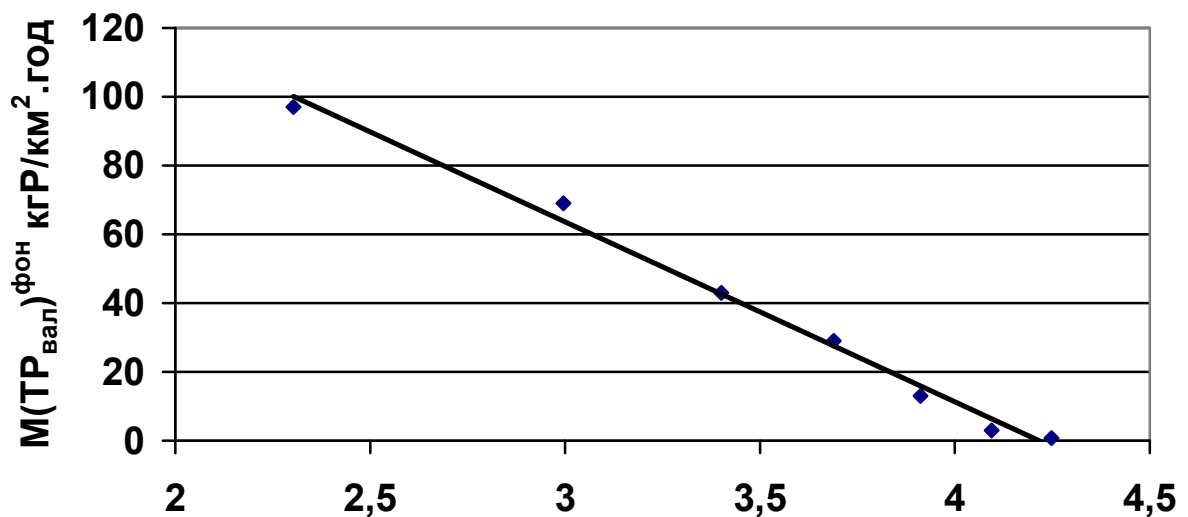


Рисунок 4.5. - Соотношение между географической широтой местности и модулем фонового стока фосфора валового с водосборного бассейна

К сожалению формула (4.4.) не может быть использована для расчетов фоновой (природной) составляющей биогенного стока, так как согласно [Котляков и др., 1995] доля естественных территорий в Китае составляет 22%. Сравнительно высокий процент подобных территорий в Китае сохранился за счет малопродуктивных пустынь и Тибета.

Распашка крутых склонов, сведение лесов и чрезмерный выпас скота привели к почти полному уничтожению **природной растительности**.

На современном растительном покрове востока страны сильно сказалось давнее и очень интенсивное хозяйственное использование территорий. Коренные леса сохранились, в основном, в горных районах; низменности же возделаны почти сплошь.

При общей площади водосбора S значение модуля стока фосфора валового с рассматриваемого водосбора рассчитывается по формуле:

$$M(TP) = Q_p/S \quad (4.5.)$$

По данным, приведенным в таблице 4.4., были рассчитаны предельно допустимые модули стока фосфора общего с водосборов пресноводных озер Китая (таблица 4.5.).

Таблица 4.5. - Предельно допустимые модули стока фосфора общего в пресноводные озера Китая

Озеро	Водосбор, S , км ²	$Q(TP)^{max}$, тонн/год	$M(TP)^{max}$, кгP/км ²
1	2	3	4
Akesaiqing	8150	14,1	1,73
Amuqigepaozi	1700,2	0,90	0,53
Anguli Nur	3495	2,0	0,57
Aqqikkol	11500	34,4	3,0
Arakekumu	19280	55,9	2,90
Baiyang Dian	31200	17,2	0,55
Bositeng	27000	87,3	3,23

продолжение таблицы 4.5.			
1	2	3	4
Buyr-Nuur	8232	47,6	5,78
Chagannuoer	6327	3,7	0,58
Chang	2265	5,8	2,56
Changmucuo	2419,5	4,5	1,86
Chao	9258	50,0	5,40
Co Nag	3199,6	15,5	4,84
Cuoe	6338	26,4	4,16
Cuoni	3000,5	13,3	4,43
Dagzecuo	10885,3	48,7	4,47
Dalai Nur	9927	18,8	1,89
Dianchi	2866	19,7	6,87
Dongping	9064	4,9	0,54
Dongting	257000	185	0,72
Dulishi	1435	9,3	6,48
Ebi-Nur	346000	176	0,51
Erhai	2785	25,1	9,0
Futou	1238	5,4	4,36
Gaoyou	14800	24,0	1,62
Gasikulei	24790	2,4	0,10
Hanasi	1900	19,8	10,4
Har	4107	109,5	26,7
Hong	10352	12,7	1,23
Hongze	156000	55,3	0,35
Hulun	37214	170,7	4,59
Hurleg	12360	2,7	0,22
Jiaogang	400	0,6	1,5
Jingbo	11820	12,6	1,07

продолжение таблицы 4.5.			
1	2	3	4
Khanka	22000	328,5	14,9
Kyaring Co	9681	41,4	4,28
Laodengpao	1737	0,4	0,23
Liangzi	3265	18,0	5,51
Lianhuanpao	7247	21,7	2,99
Longgan	5511	17,7	3,21
Lop Nur	600000	75,5	0,13
Luoma	51215	13,3	0,26
Mata	1165	2,3	1,97
Namu Co	8648,5	376,7	43,6
Nansi	31700	39,1	1,23
Nanyi	3369	6,1	1,81
Ngangze Co	7132	31,4	4,40
Ngoring	18188	85,5	4,70
Nushan	4215	3,6	0,85
Pangong Tso	28110	81,5	2,90
Poyang	162000	223	1,38
Qinghai	29661	628,6	21,2
Shengjin	1554	2,3	1,48
Shenyanxi	3420	0,7	0,20
Shijiu	18600	8,6	0,46
Tai	36500	94,6	2,59
Taibai	960	1,3	1,35
Taibo	665	1,4	2,11
Ulungur	2203	63,5	28,8
Wang	5310	2,3	0,43
Wuchang	1084	5,2	4,80

продолжение таблицы 4.5.			
1	2	3	4
Wuliangsu hai	11800	7,9	0,67
Xijinwulan	5752	14,9	2,59
Yamdruk	6100	122,5	20,1
Yang	8125	20,0	2,46

Расчет предельно допустимых модулей стока фосфора общего с водосборов водоемов проводится на основе алгоритма, приведенного на рисунке 4.6.

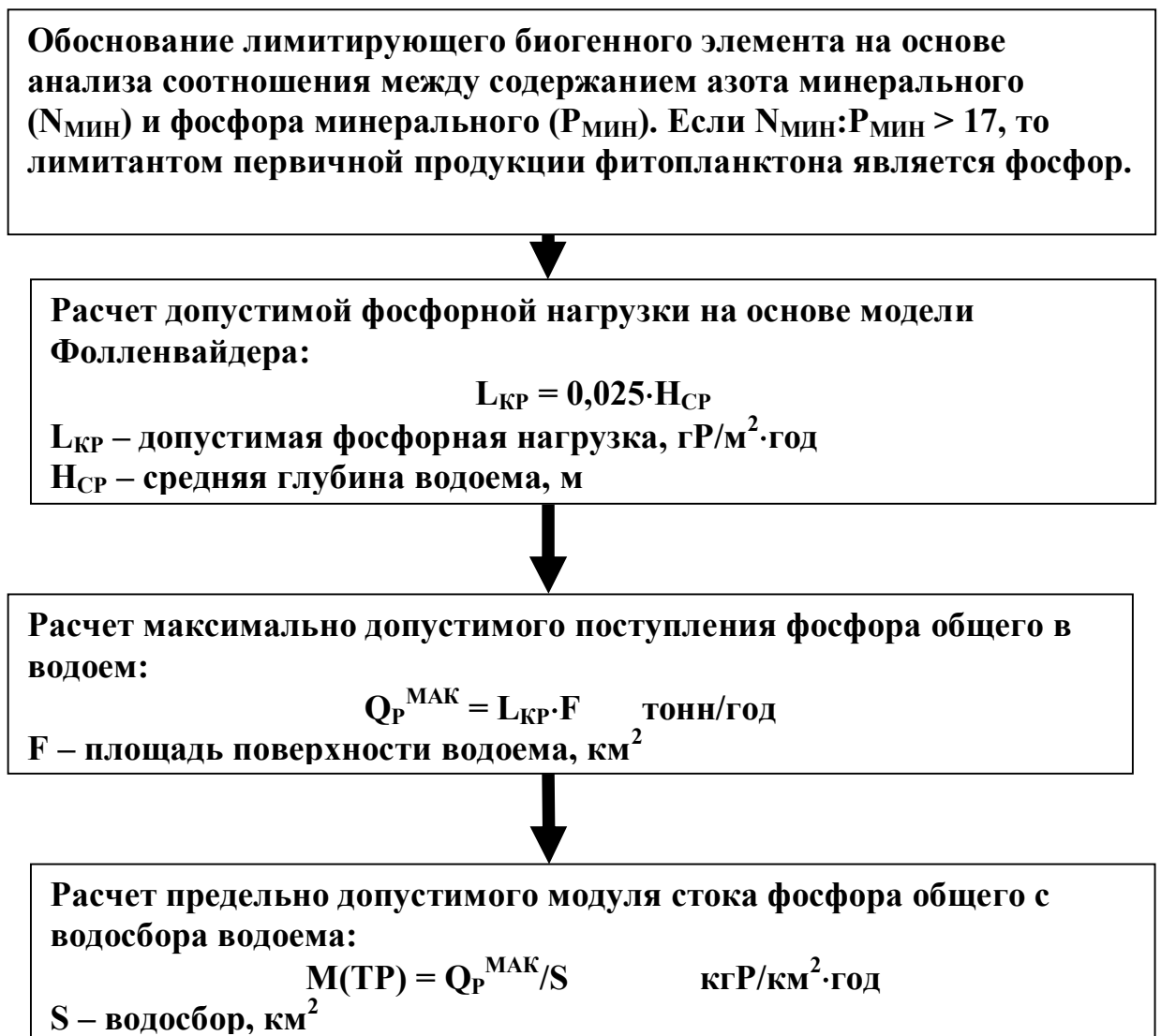


Рисунок 4.6. - Алгоритм расчета предельно допустимых модулей стока фосфора общего с водосборов водоемов

ГЛАВА 5. КОМПЛЕКСНЫЙ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ СОСТОЯНИЯ ОЗЕРА ТАЙХУ

5.1. Физико-географические характеристики озера Тайху

Озеро Тайху образовалось в результате Яньшаньского горнообразовательного движения в поздний период юрской эры и в ранний этап мелового периода, то есть примерно 97 – 154 млн. лет тому назад. Это крупномасштабная, мелководная лагуна, которая постепенно развивалась на основе залива, сложившегося на фоне внутриконтинентального разлома. Древнее Тайху имело обширную территорию и по своим размерам оно намного превышало нынешнее. В период четвертичной эры имели место явные перемены в климатах. Похолодания сменялись потеплениями. Так называемые ледниковый период и межледниковый период сыграли крайне важную роль в становлении Тайху. В ледниковый период имели место частые похолодания. Земля все более и более поднималась, а морская вода, падая все ниже и ниже, отступила на восток. В результате этого древнее Тайху из крупного морского залива превратилось в лагуну. Когда наступил межледниковый период, климат перешел к потеплению. Снег растаял. Резко увеличилось стоковое течение. Повысилась и морская поверхность. Морская вода направляется с востока на запад. В результате этого Тайху опять из лагуны превратилось в крупный морской залив. Попеременное появление то залива, то лагуны и характеризует историю образования Тайху. Неукротимая Янцзы несет с собой огромные массы ила и песка. Она перебрасывает их в море со скоростью 480 млн тонн в год. Осадки ила и песка накапливались из года в год, поднимая Янцзыскую дельту все выше и выше и наконец примерно 5 тысяч лет тому назад на южной стороне древнего Тайху образовалась песчаная плотина. Таким образом, древнее Тайху наконец отделилось от моря и постепенно приобрело нынешний внешний вид (рисунок 5.1.).



Рисунок 5.1. - Внешний вид озера Тайху

Тайху – озеро с притекающими и вытекающими речками. На северо-западе оно принимает воду с горного хребта Маошань, а на юго-западе оно получает водное пополнение от Тяньмушань провинции Чжэцзян. Поступающая вода после недолгого накопления и хранения выливается в море через р. Усун и р. Хуанпу.

Тайху́ — крупное озеро в дельте реки Янцзы, на границе провинций Цзянсу и Чжэцзян (Китай). Координаты: 31°10′ с.ш. 120°09′ в.д. Третье по величине пресноводное озеро в Китае, после Поянху и Дунтинху. Тайху соединено со знаменитым Великим китайским каналом. В озере берет начало несколько рек, в том числе Сучжоухэ. На Тайху около 90 островов, некоторые из них совсем крошечные (всего несколько метров в длину), а некоторые протянулись на несколько километров.

Размеры озера Тайху сильно меняются в зависимости от водности периода: полноводно летом, мелеет к зиме. Не замерзает, пресное, богато рыбой, используется для орошения рисовых полей, судоходно.

В таблице 5.1. приведены основные характеристики озера Тайху.

Таблица 5.1. - Характеристики озера Тайху

Характеристика		Характеристика	
Координаты	31°10' с.ш. 120°09' в.д.	Ширина	56 км
Объем	5,14 км ³	Длина	68 км
Площадь	2425 км ²	Средняя глубина	2,12 м
Водосбор	36500 км ²	Максимальная глубина	3,3 м
Водообмен	0,89 год	Соленость	0,0857 г/л

Благодаря озеру в районе процветает рыболовство. На озере стоят уникальные известняковые скалы, материал из которых используется китайскими умельцами для украшения традиционных китайских садов в регионе. По берегам - плантации риса, чая, лимонов и апельсинов. Весь этот район известен мягким и дождливым климатом и носит название «земли рыбы и риса».

В народе часто говорят, что Тайху по-своему красиво, оно красиво своей озерной водой. Здесь вода мелкая. Средняя глубина – 1,89 метра. В самом мелком месте глубина достигает лишь несколько десятков сантиметров. Самое глубокое место в озере находится в северо-западной части Пинтайшань. Здесь глубина воды – до 4,8 метра. Озерный район Тайху охвачен плотной сетью каналов. По берегам озера сплошь и рядом стоят порты и пристани. Вот почему Тайху иначе называют «край озер и каналов». В озерном районе растут несколько десятков видов водных растений, таких как лотос, корни лотоса, водяные каштаны, фрукты-стрелки, которые ежегодно дают завидный урожай. Среди рыб и водных продуктов самыми известными являются белые чилимчики, алозы и селедки, и еще несколько десятков видов промысловой рыбы. Тайху – одна из важнейших производственных баз Китая по разведению пресноводной рыбы.

В озерном районе расположены 48 островов и 72 вершины. Среди ныне сохранных 40 островов самыми знаменитыми являются Дунтиншань и

Юаньтоучжу на западной половине Тайху. Тайхуские острова, Тайхуская вода нередко становятся любимым сюжетом китайских художников, которые с помощью кисточки воспевают несравненную красоту природы.

Сегодня озеро Тайху далеко от идиллического природного уголка из песни-хита 1980х «Тайху», в которой воспевались «белые паруса над водой, зеленый тростник вдоль воды, рыба и креветки под водой». Начиная с 1980-х, экосистема Тайху начала переходить из состояния, в котором доминировали диатомовые водоросли – благоприятный вид фитопланктона - в состояние, где безраздельно господствуют цианобактерии. К концу 1990-х цветение *Microcystis* стало регулярным летним феноменом (рисунок 5.2.).



Рисунок 5.2. - Цветение *Microcystis* в озере Тайху

Цианобактерии *Microcystis aeruginosa* выделяют токсины, которые могут повредить печень, кишечный тракт и нервную систему. В мае 2007 г. масштабное цветение *Microcystis* поразило систему водоснабжения города Уси на северном берегу озера, оставив более 2 миллионов человек без питьевой воды на неделю.

Основными источниками данных об озере Тайху, использованными в данном исследовании, были:

1. Wanfang database.
2. The Environmental Monitoring Database (Chinese Database).
3. Hydrological monitoring center in Wuxi.

Китайскими специалистами проводится регулярный мониторинг озера Тайху по гидрофизическим (температура воды), гидрологическим (поступление и сток из озера водных масс), гидрохимическим (содержание биогенных элементов и органического вещества, рН и др.) и гидробиологическим показателям (содержание хлорофилла «а»).

Станции мониторинга озера Тайху представлены на рисунке 5.3.

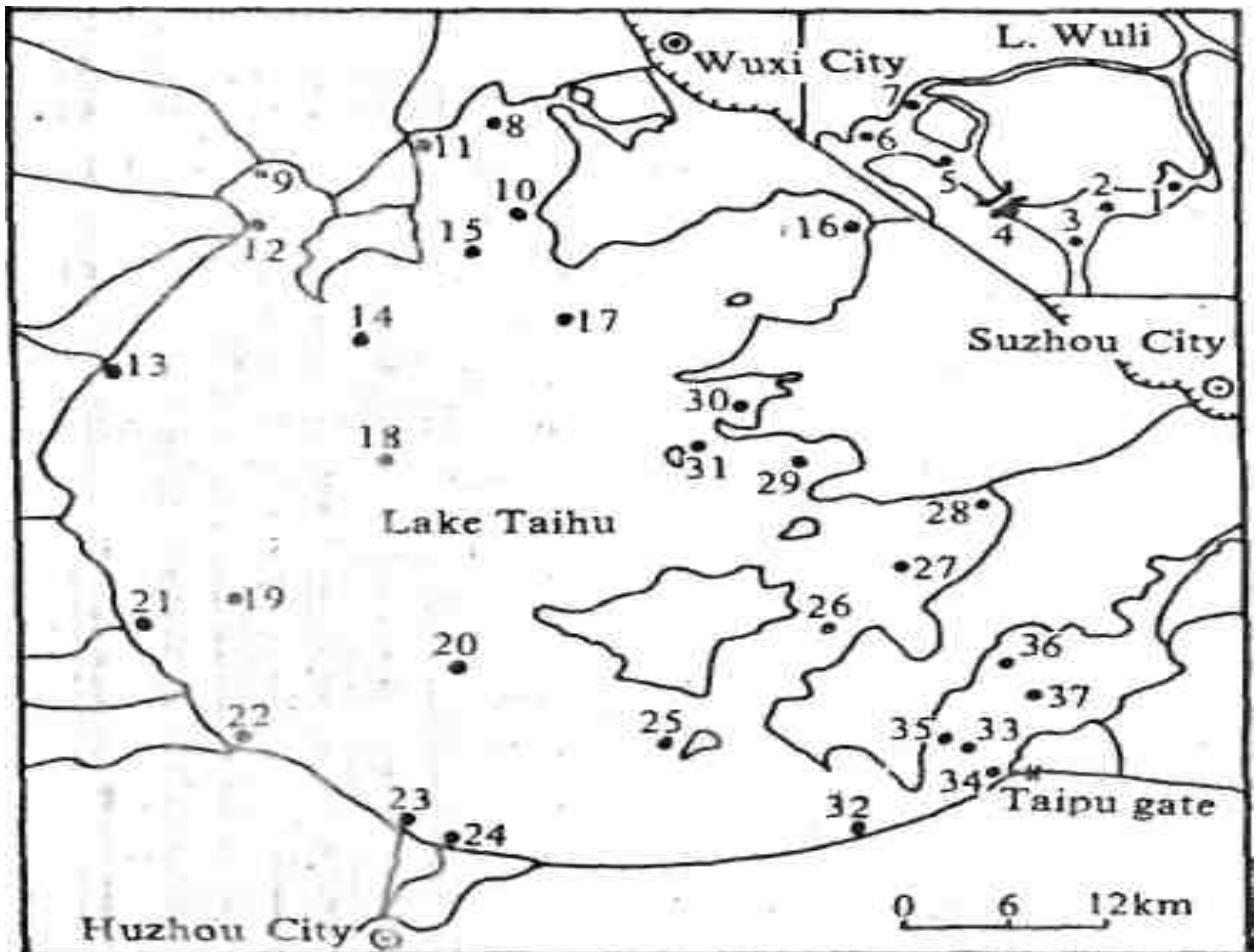


Рисунок 5.3. - Станции мониторинга озера Тайху

5.2. Водный баланс

Объем водной массы озера и его изменение зависят от поступления и потерь воды, то есть от водного баланса озера. Приходная часть водного баланса озера складывается из поступления поверхностного и подземного стока с озерного водосбора и атмосферных осадков, выпадающих на поверхность самого озера. Расходная часть водного баланса складывается из поверхностного и подземного стока из озера, испарения с его поверхности.

Водный баланс может быть положительным, отрицательным, а за некоторый промежуток времени — нулевым или нейтральным. Поэтому и объем воды в озере может увеличиваться, уменьшаться или оставаться неизменным. Водный баланс озера изменяется в течение года. Весной в умеренных широтах резко возрастает приток воды в озеро, летом, наоборот, возрастает расход воды за счет ее испарения. Это отражается на сезонном колебании уровня озер. По водному балансу озера делятся на бессточные и сточные [Догановский, Малинин, 2004]. Бессточные озера не имеют поверхностного стока, а воду практически теряют на испарения. Для сточных озер характерна потеря воды за счет поверхностного и подземного стока и испарения.

В таблице 5.2. и на рисунках 5.4.-5.6. приведена динамика составляющих водного баланса озера Тайху с 1985 г. по 2011 г.

Таблица 5.2. - Динамика составляющих водного баланса озера Тайху

Год	Приток, млрд. м ³	Осадки, млрд. м ³	Сток, млрд. м ³
1	2	3	4
1985	6,8	2,48	7,2
1986	5	2,39	6,85
1987	8,5	3,23	10,9
1988	6	2,32	6,6
1989	8,2	3,14	9,6
1990	6,6	2,99	8,1

продолжение таблицы 5.2.			
1	2	3	4
1991	9,7	3,42	12,5
1992	6,6	2,40	7,1
1993	8,3	3,44	10,85
1994	6	2,23	6,27
1995	7,2	2,56	8,6
1996	8,4	2,83	10,24
1997	7,1	2,47	6,4
1998	10,3	2,95	11,7
1999	10,9	3,74	14,9
2000	9,3	2,56	7,2
2001	8,4	2,64	8,7
2002	10,6	3,27	9,8
2003	10,8	2,18	9,9
2004	8,35	2,39	7,5
2005	8,1	2,45	7,6
2006	7,5	2,51	7,45
2007	9,1	2,49	8,7
2008	8,2	2,41	7,9
2009	7,9	2,68	7,6
2010	8,3	2,63	8,1
2011	8,9	2,39	8,5

Дополнительный статистический анализ показал, что за весь рассмотренный период с 1985 г. по 2011 г. среднее количество атмосферных осадков на акваторию озера Тайху составило 2,71 млрд. м³ (минимальное количество 2,18, млрд. м³ зафиксировано в 2003 г., а максимальное 3,74 млрд. м³ в 1999 г.). Средняя величина притока в озеро 8,19 млрд. м³ (минимальное количество 5,0 млрд. м³ зафиксировано в 1986 г., а

максимальное 10,9 млрд. м³ в 1999 г.). Средняя величина стока в озеро 8,77 млрд. м³ (минимальное количество 6,27 млрд. м³ зафиксировано в 1994 г., а максимальное 14,9 млрд. м³ в 1999 г.).

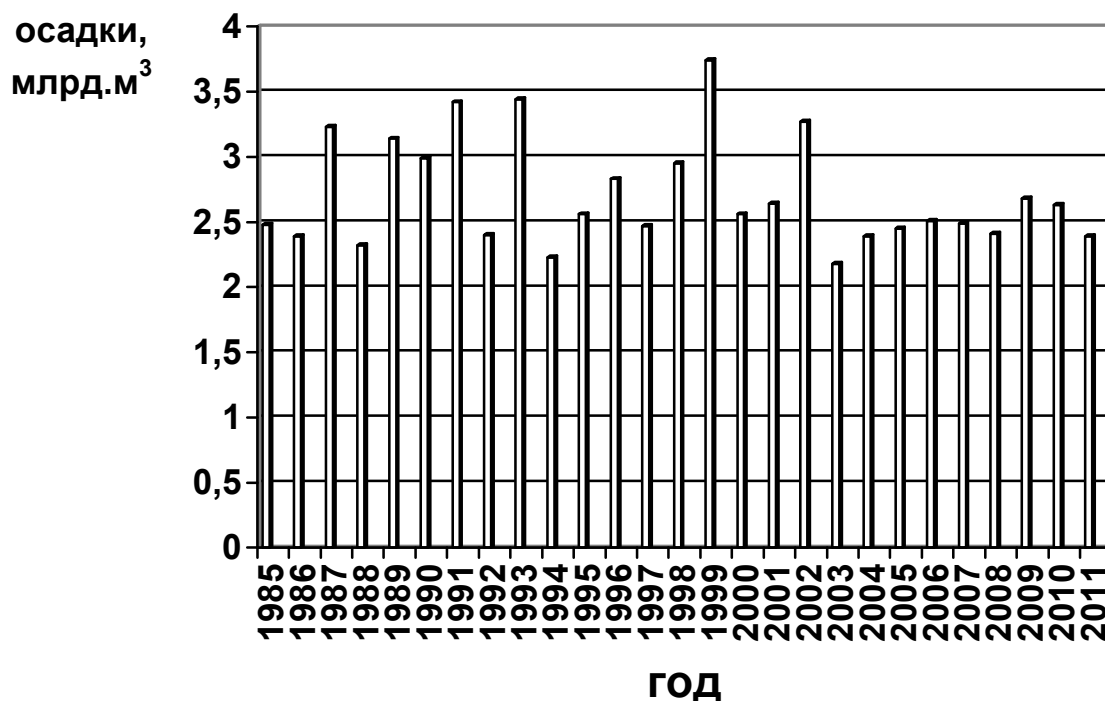


Рисунок 5.4. - Динамика атмосферных осадков на акваторию озера Тайху

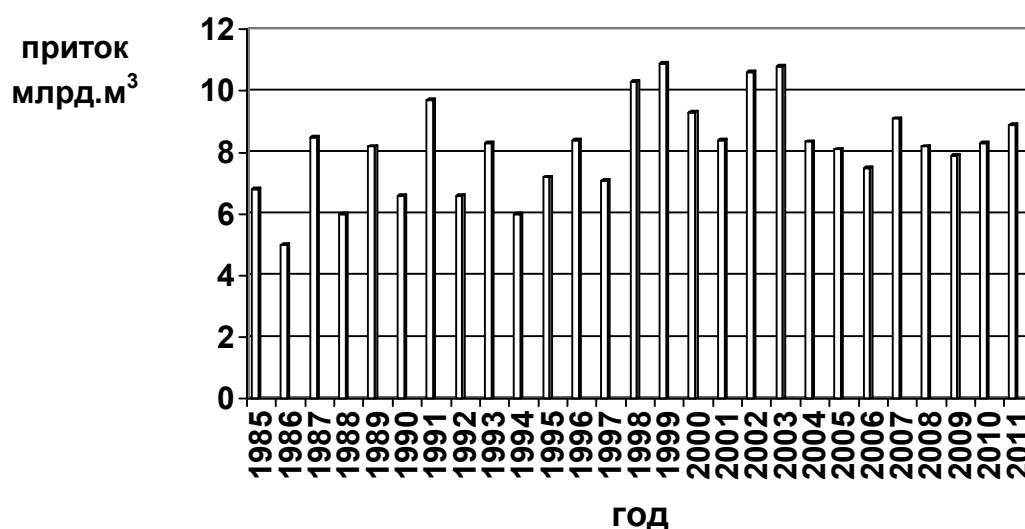


Рисунок 5.5. - Динамика поступления поверхностного стока на акваторию озера Тайху с его водосбора

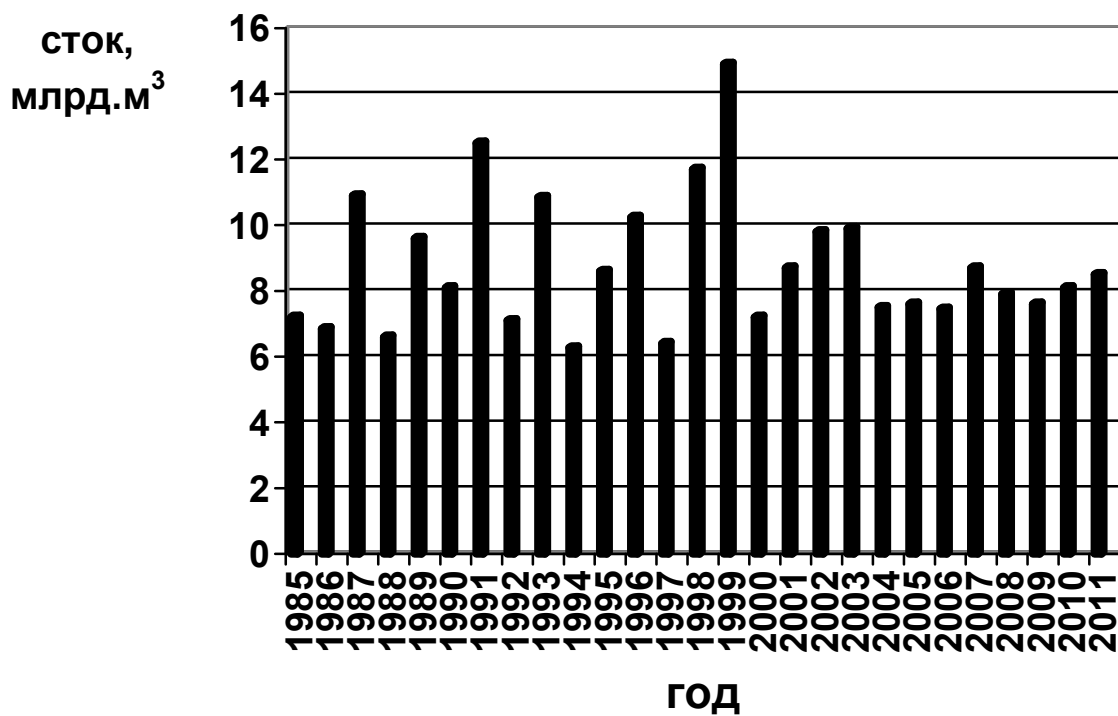


Рисунок 5.6. - Динамика поверхностного стока из озера Тайху

5.3. Температурный режим

Внутригодовая динамика температуры воды озера Тайху варьирует в широких пределах, что иллюстрируется рисунками 5.7. – 5.12.

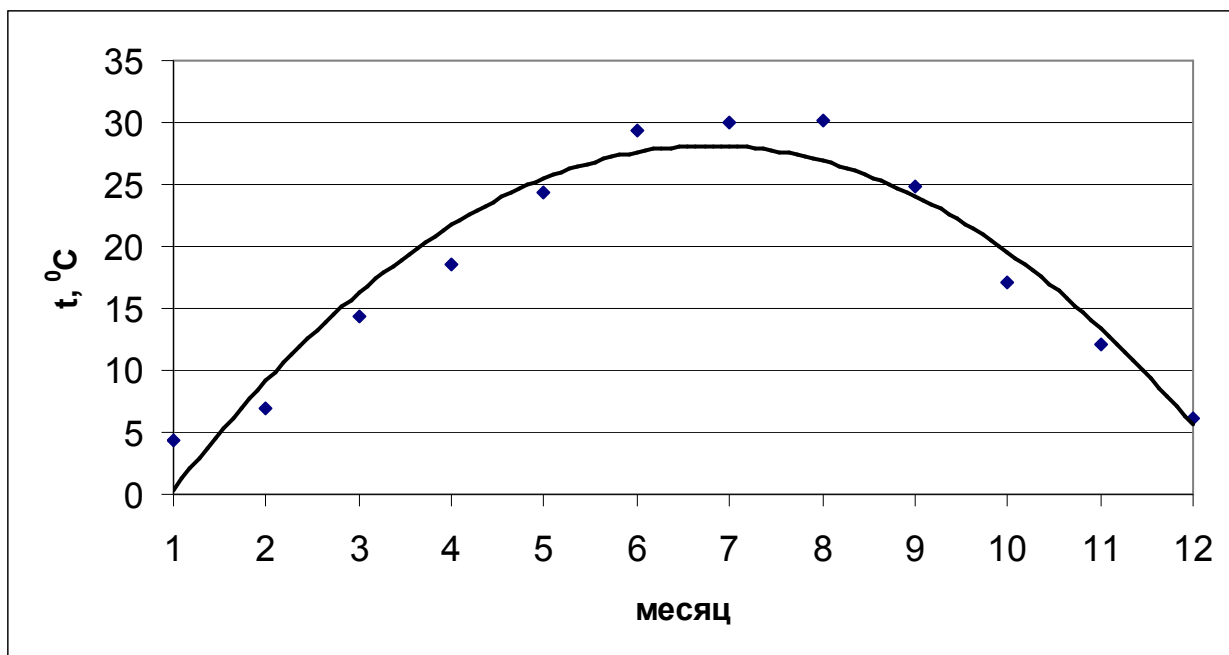


Рисунок 5.7. - Внутригодовая динамика температуры воды озера Тайху в 1985 г.

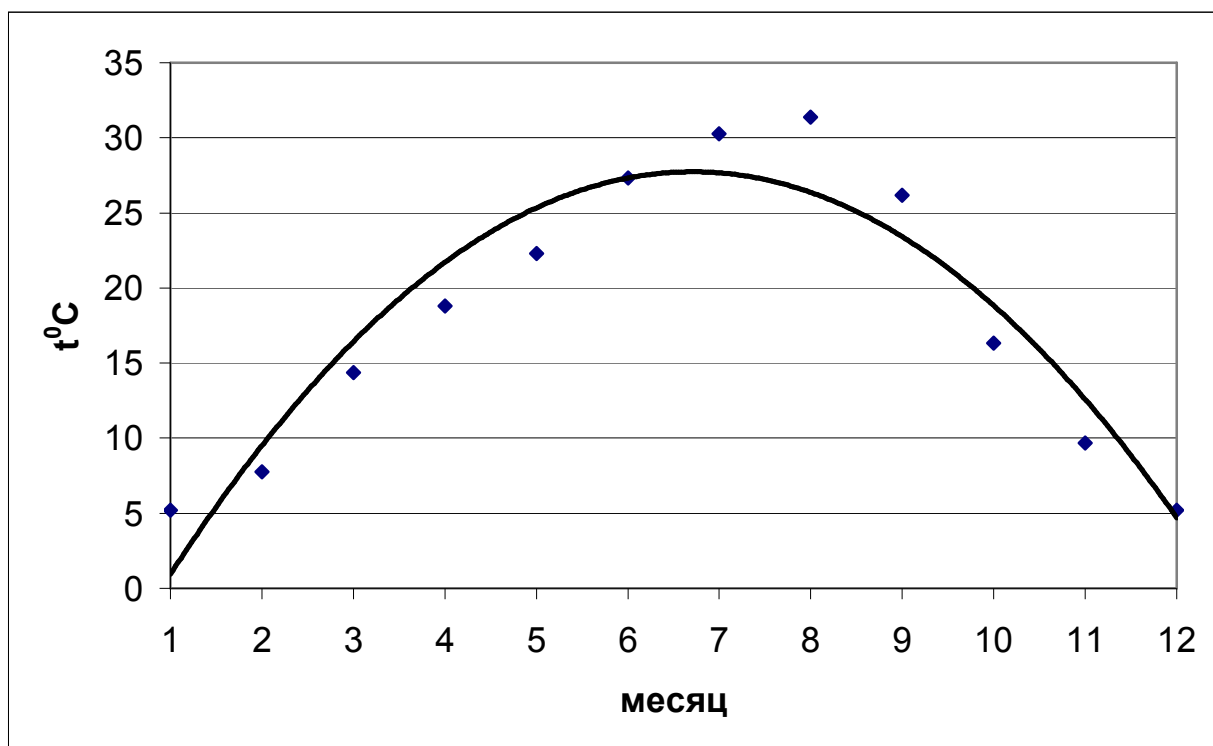


Рисунок 5.8. - Внутригодовая динамика температуры воды озера Тайху в 1990 г.

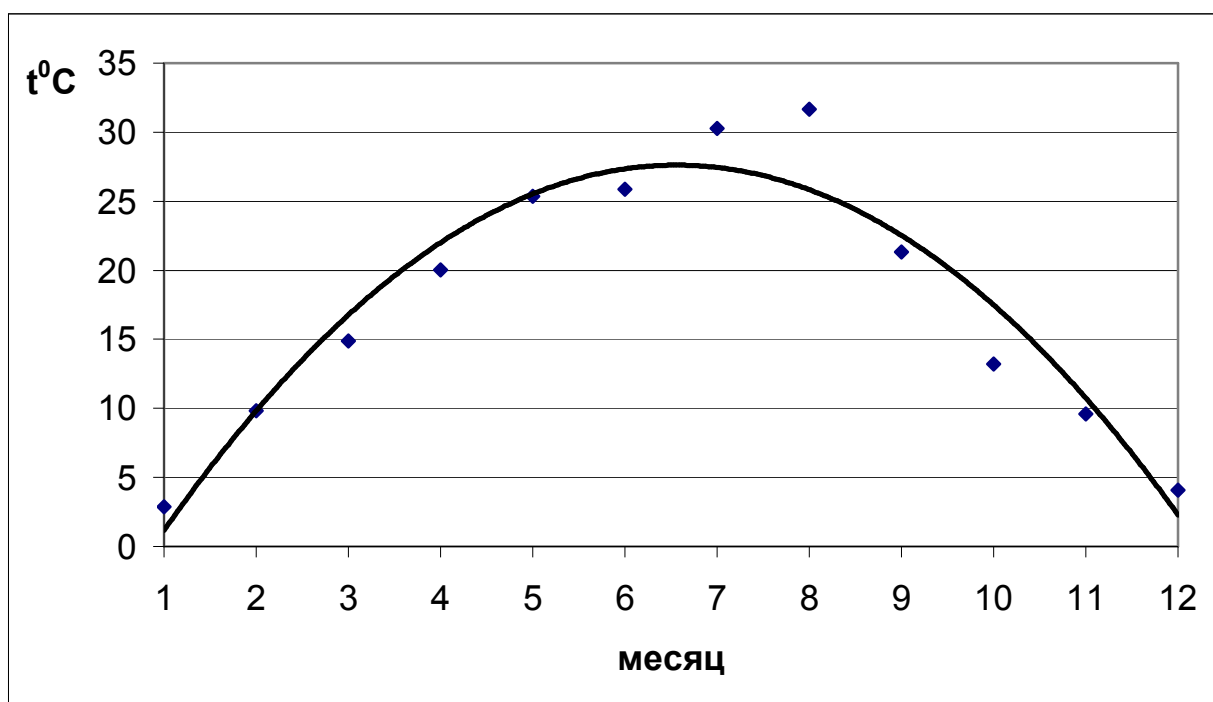


Рисунок 5.9. - Внутригодовая динамика температуры воды озера Тайху в 1995 г.

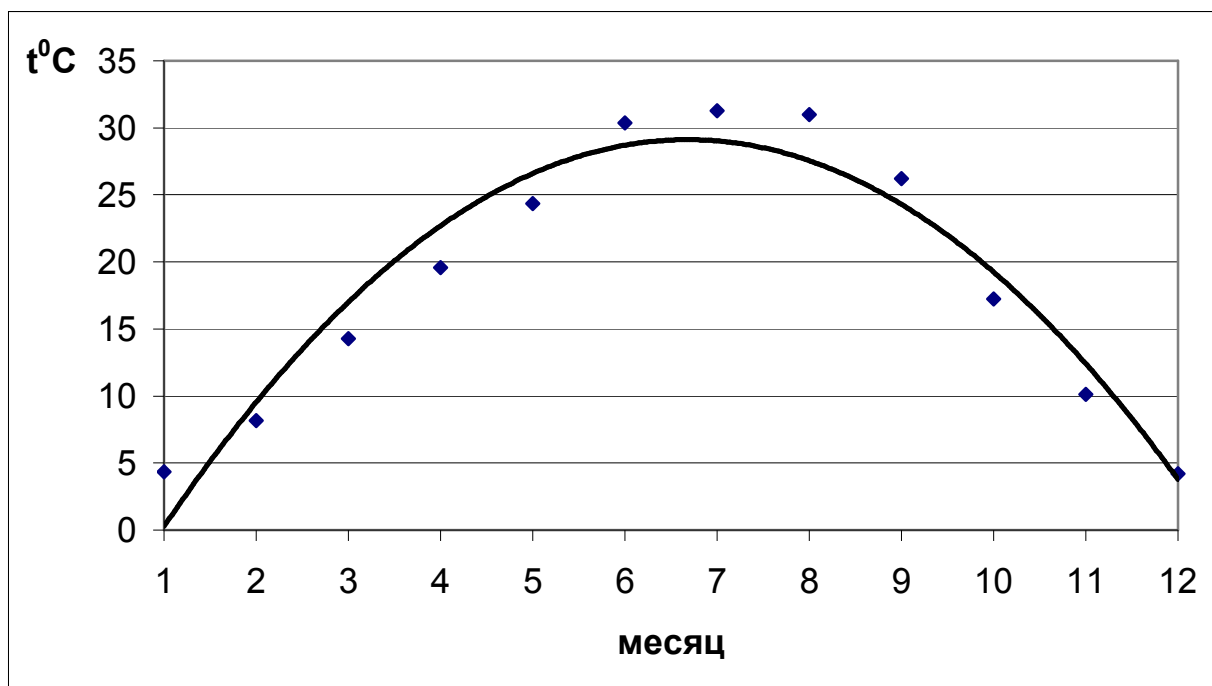


Рисунок 5.10. - Внутригодовая динамика температуры воды озера Тайху в 2000 г.

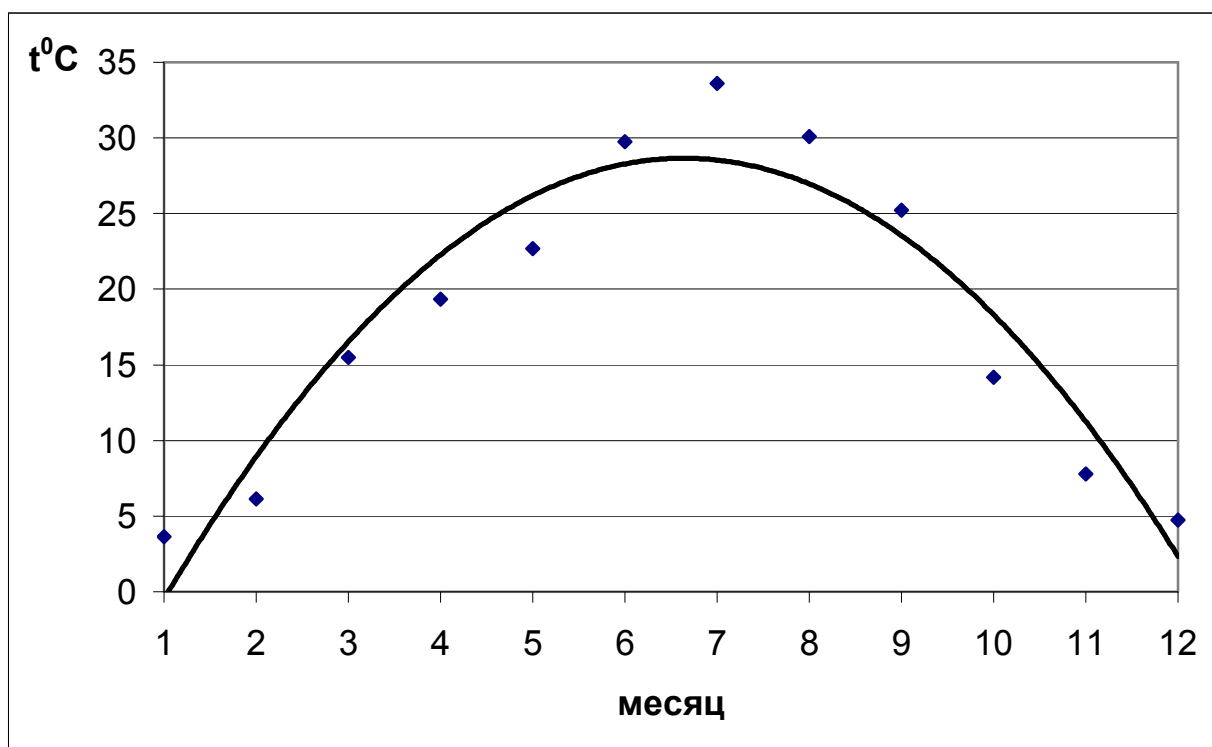


Рисунок 5.11. - Внутригодовая динамика температуры воды озера Тайху в 2005 г.

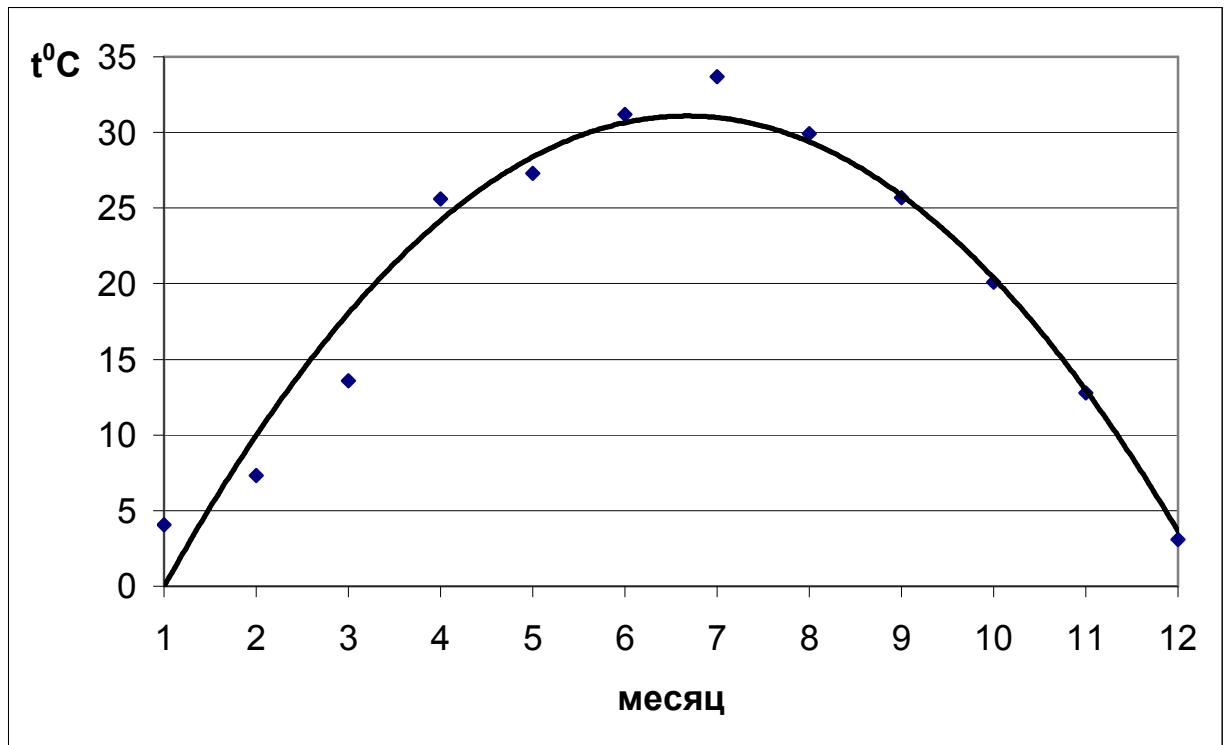


Рисунок 5.12. - Внутригодовая динамика температуры воды озера Тайху в 2010 г.

Анализ данных, приведенных на рисунках 5.7.-5.12., показывает, что в период с 1985 г. по 1995 г. наибольшие значения температуры воды озера Тайху зафиксировано в августе, а в период с 2000 г. по 2010 г. – в июле (таблица 5.3.).

Таблица 5.3. - Максимальная температура воды озера Тайху

Год	Максимальная температура, °C	Месяц
1985	30,11	август
1990	31,37	август
1995	31,68	август
2000	31,28	июль
2005	33,61	июль
2010	33,70	июль

Весь массив данных температуры воды озера Тайху за период с 1985 г. по 2012 г. был усреднен, что позволило выявить внутригодовую динамику (рисунок 5.13.).

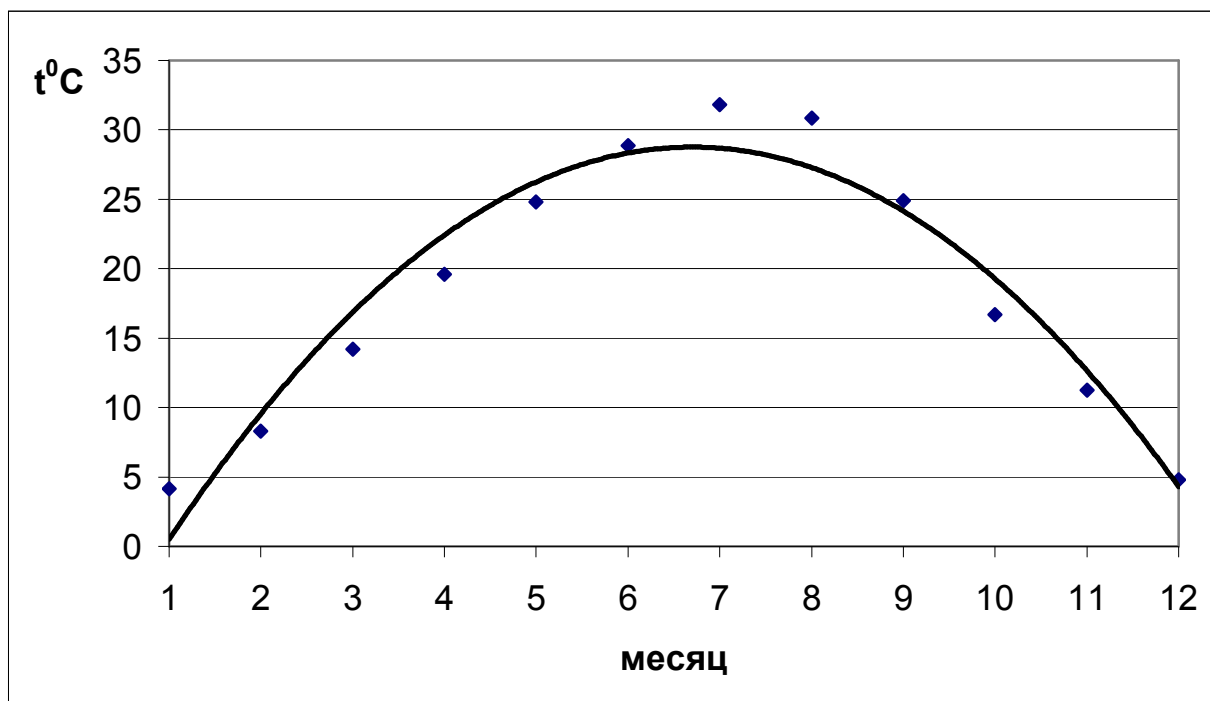


Рисунок 5.13. - Внутригодовая динамика температуры воды озер Тайху (усредненные данные за период 1985-2012 гг.)

Приведенные данные показывают, что максимальное значение температуры воды характерно для июля ($31,83^{\circ}\text{C}$), а минимальное – для января ($4,15^{\circ}\text{C}$).

5.4. Активная реакция воды (рН)

Водородный показатель (рН) – величина, характеризующая активность или концентрацию ионов водорода в растворах и численно равная отрицательному логарифму этой активности или концентрации, выраженной в моль/дм³:

$$\text{pH} = -\lg[\text{H}^+], \quad (5.1.)$$

где $[\text{H}^+]$ – концентрация ионов водорода.

Величина рН зависит главным образом от углекислотного равновесия и изменение этого гидрохимического показателя должно быть связано с изменением содержания диоксида углерода (CO_2).

Концентрация ионов водорода имеет большое значение для химических и биологических процессов, протекающих в природных водах: от водородного показателя зависит развитие и жизнедеятельность водных

растений, устойчивость различных форм миграции элементов, степень агрессивности воды по отношению к металлам и бетону и т.д. [Зенин, Белоусов, 1988].

В озерах различных типов величина рН различна и имеет колебания около некоторой средней величины. Активная реакция воды, также как и режим растворенных газов, тесно связана с процессами фотосинтеза и поэтому, естественно, изменяется в течение суток, главным образом в период бурного развития фитопланктона [Богословский, 1960].

Анализ величин рН воды озера Тайху за период с 1985 г. по 2012 г. свидетельствует о тенденции увеличения этого показателя с 1985 г. по 2003 г. и последующем его снижении (таблица 5.4. и рисунок 5.13.).

Таблица 5.4. - Динамика рН воды озера Тайху

Год	рН	Год	рН
1	2	3	4
1985	6,75(6,62÷6,88)	1999	7,73(7,25÷8,21)
1986	6,83(6,52÷7,14)	2000	7,94(7,57÷8,31)
1987	6,82(6,60÷7,04)	2001	7,33(7,00÷7,66)
1988	7,06(6,82÷7,30)	2002	8,02(7,60÷8,44)
1989	7,06(6,80÷7,32)	2003	8,19(7,71÷8,67)
1990	7,30(6,93÷7,67)	2004	7,70(7,22÷8,18)
1991	7,34(6,99÷7,69)	2005	8,02(7,67÷8,37)
1992	7,70(7,37÷8,03)	2006	8,09(7,78÷8,40)
1993	7,53(7,18÷7,88)	2007	7,82(7,27÷8,37)
1994	7,28(7,02÷7,54)	2008	7,53(7,13÷7,93)
1995	7,59(7,24÷7,94)	2009	7,92(7,55÷8,29)
1996	7,70(7,39÷8,01)	2010	7,62(7,22÷8,02)
1997	7,73(7,38÷8,09)	2011	7,42(7,16÷7,68)
1998	7,78(7,34÷8,2)	2012	7,47(7,32÷7,62)

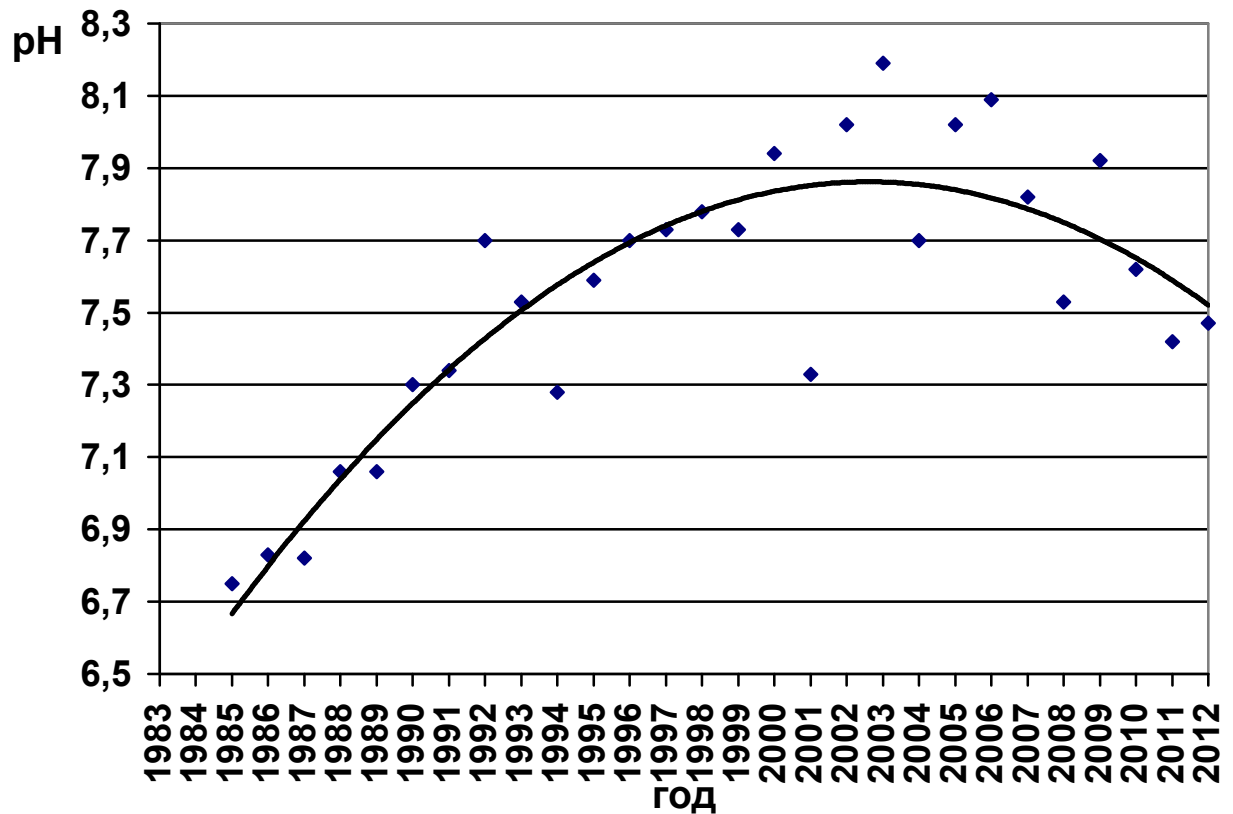


Рисунок 5.13. - Динамика межгодовых значений pH воды озера Тайху

5.5. Содержание растворенного кислорода

Растворенный кислород находится в природной воде в виде молекул O_2 . На его содержание в воде влияют две группы противоположно направленных процессов: одни увеличивают концентрацию кислорода, другие уменьшают ее. К первой группе процессов, обогащающих воду кислородом, следует отнести:

- процесс абсорбции кислорода из атмосферы;
- выделение кислорода водной растительностью в процессе фотосинтеза;
- поступление в водоемы с дождевыми и снеговыми водами, которые обычно пересыщены кислородом.

Абсорбция кислорода из атмосферы происходит на поверхности водного объекта. Скорость этого процесса повышается с понижением температуры, с повышением давления и понижением минерализации. Аэрация - обогащение глубинных слоев воды кислородом - происходит в результате перемешивания водных масс, в том числе ветрового, вертикальной температурной циркуляции и т.д. Фотосинтетическое

выделение кислорода происходит при ассимиляции диоксида углерода водной растительностью (прикрепленными, плавающими растениями и фитопланктоном). Процесс фотосинтеза протекает тем сильнее, чем выше температура воды, интенсивность солнечного освещения и больше биогенных (питательных) веществ (P, N и др.) в воде. Продуцирование кислорода происходит в поверхностном слое водоема, глубина которого зависит от прозрачности воды (для каждого водоема и сезона может быть различной - от нескольких сантиметров - до нескольких десятков метров). К группе процессов, уменьшающих содержание кислорода в воде, относятся реакции потребления его на окисление органических веществ: биологическое (дыхание организмов), биохимическое (дыхание бактерий, расход кислорода при разложении органических веществ) и химическое (окисление Fe^{2+} , Mn^{2+} , NO_2^- , NH_4^+ , CH_4 , H_2S). Скорость потребления кислорода увеличивается с повышением температуры, количества бактерий и других водных организмов и веществ, подвергающихся химическому и биохимическому окислению. Кроме того, уменьшение содержания кислорода в воде может происходить вследствие выделения его в атмосферу из поверхностных слоев и только в том случае, если вода при данных температуре и давлении окажется пересыщенной кислородом. В поверхностных водах содержание растворенного кислорода варьирует в широких пределах - от 0 до 14 мг/дм^3 - и подвержено сезонным и суточным колебаниям. Суточные колебания зависят от интенсивности процессов его продуцирования и потребления и могут достигать $2,5 \text{ мг/дм}^3$ растворенного кислорода. В зимний и летний периоды распределение кислорода носит характер стратификации. Дефицит кислорода чаще наблюдается в водных объектах с высокими концентрациями загрязняющих органических веществ и в эвтрофированных водоемах, содержащих большое количество биогенных и гумусовых веществ.

Количество растворенного кислорода в воде имеет большое значение для оценки санитарного состояния водоемов и его снижение указывает на резкое изменение биологических процессов в водоеме, а также на

загрязнение водоемов веществами, биохимически интенсивно окисляющимися. Концентрация растворенного кислорода в воде зависит и от природных факторов — атмосферного давления, температуры воды, содержания в ней растворенных солей [Новиков и др., 1990]. Содержание кислорода в воде колеблется от 6 до 10 мг/дм³, редко превышая 15 мг/дм³.

Кроме расчета абсолютного количества кислорода вычисляют его содержание в процентах по отношению к нормальному содержанию кислорода при данной температуре и давлении. Для вычисления процента содержания кислорода используют данные, приводимые в специальных таблицах [Алекин и др., 1973]. В этих таблицах обычно приводится зависимость нормального количества растворенного в воде кислорода от температуры в интервале температур от 0⁰С до 30⁰С. Для расширения этого диапазона нами была выявлена зависимость содержания растворенного в воде кислорода от температуры в интервале температур от 0⁰С до 40⁰С (рисунок 5.14.).

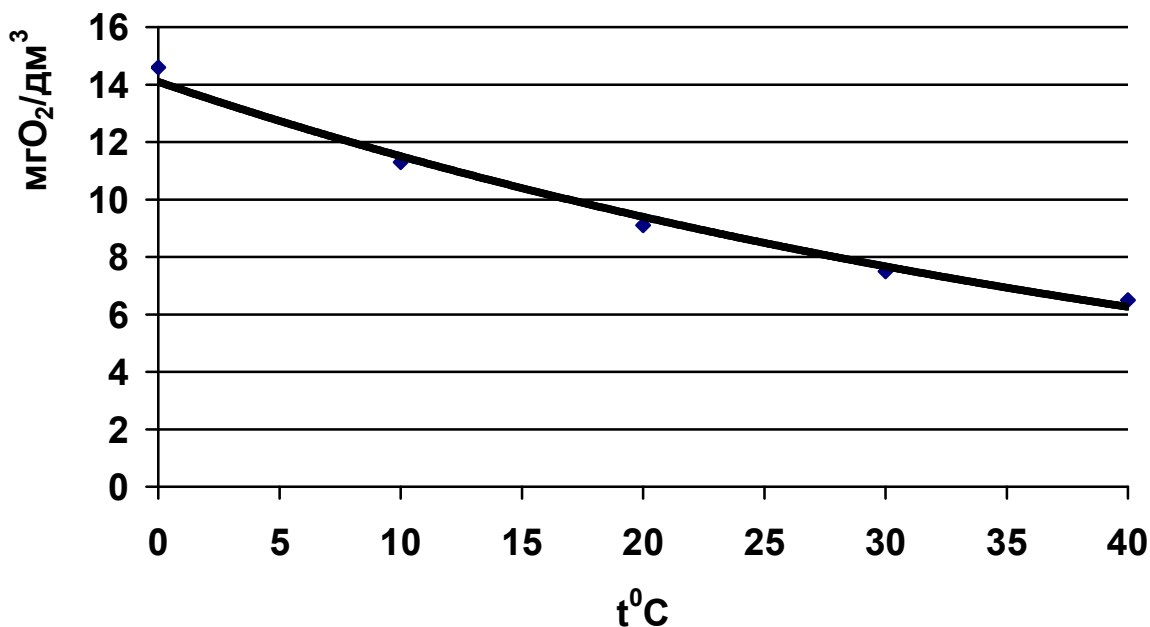


Рисунок 5.14. - Зависимость нормального количества растворенного в воде кислорода от температуры

Линия регрессии, приведенная на рисунке 5.14., описывается следующим аналитическим уравнением:

$$[\text{мгО}_2/\text{дм}^3] = 14,095 \cdot \exp(-0,0203 \cdot t) \quad (5.2.)$$

В озерах, где содержание кислорода связано не только с физическими, но и с биохимическими процессами можно обнаружить как недостаток, так и избыток кислорода [Хатчинсон, 1969].

Для поверхностных вод суши нормальным считается степень насыщения воды кислородом не менее 75%.

Выборочный анализ данных мониторинга озера Тайху показал, что за весь период наблюдений с 1985 г. по 2012 г. процент насыщения воды кислородом был, как правило, не менее 75% (таблица 5.14. и рисунки 5.15.-5.21.).

Таблица 5.14. - Межгодовая динамика процента насыщения кислородом воды озера Тайху

Месяц	Год						
	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2012
Январь	80	104,2	86,4	102,4	97,7	107,7	77,8
Февраль	77,4	100,3	86,6	87,4	106,5	79,2	75,6
Март	90,9	101,6	82,9	83,5	91,4	90,9	87,3
Апрель	114	103,9	84,4	88,4	80,5	89,9	86,8
Май	106,8	116	65,7	87,1	76,9	92,4	79,4
Июнь	107,2	106,3	91,8	93,2	88,5	107,9	78
Июль	111,2	98,8	95,1	107,8	99,6	114,1	68,7
Август	109	124,1	98,2	95,7	96,5	104,6	64
Сентябрь	107,7	110	106,4	120,5	101,4	131,5	76
Октябрь	111	102,3	108,8	104,5	77,2	95,9	59,3
Ноябрь	111,4	108,2	120	117,4	94,6	96,2	73,9
Декабрь	104,3	80,7	101,4	100	93,3	101,3	90,8

В таблице 5.14. жирным шрифтом отмечены величины процента насыщения воды кислородом, меньшие 75%. Как следует из этих данных,

такие значения зафиксированы в мае 1995 г., а также в июле, августе и октябре 2012 г.

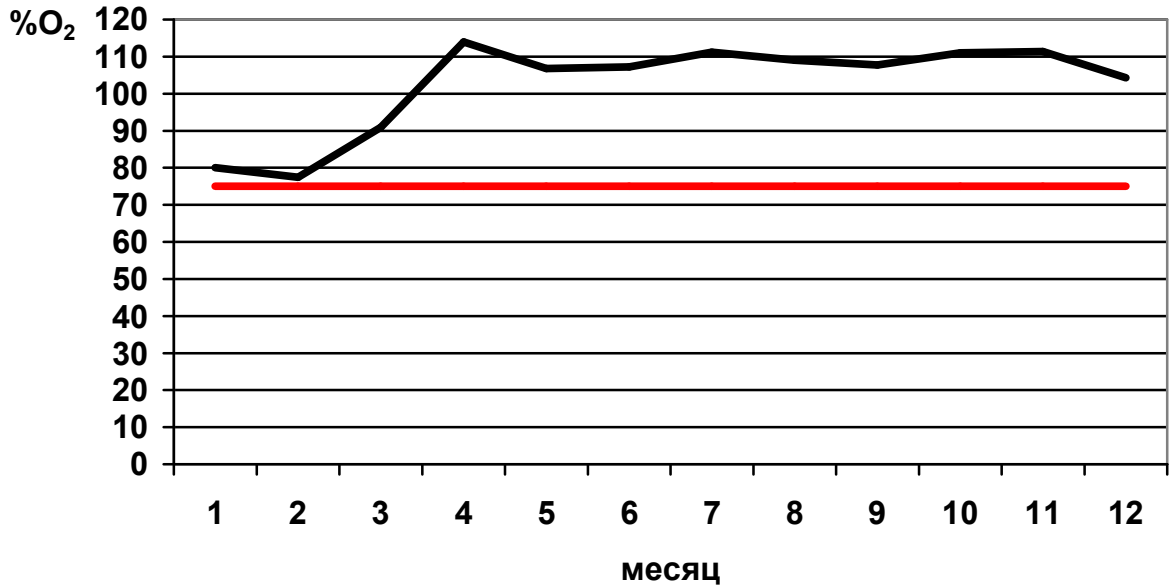


Рисунок 5.15. - Внутригодовая динамика насыщения кислородом воды озера Тайху в 1985 г.

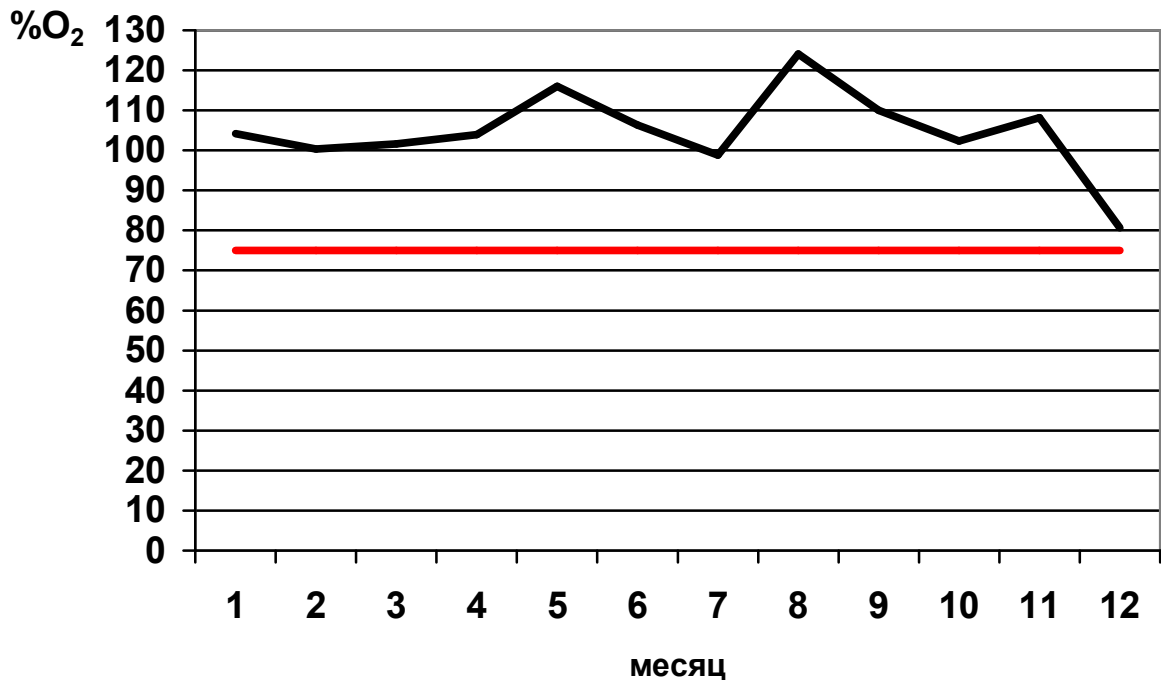


Рисунок 5.16. - Внутригодовая динамика насыщения кислородом воды озера Тайху в 1990 г.

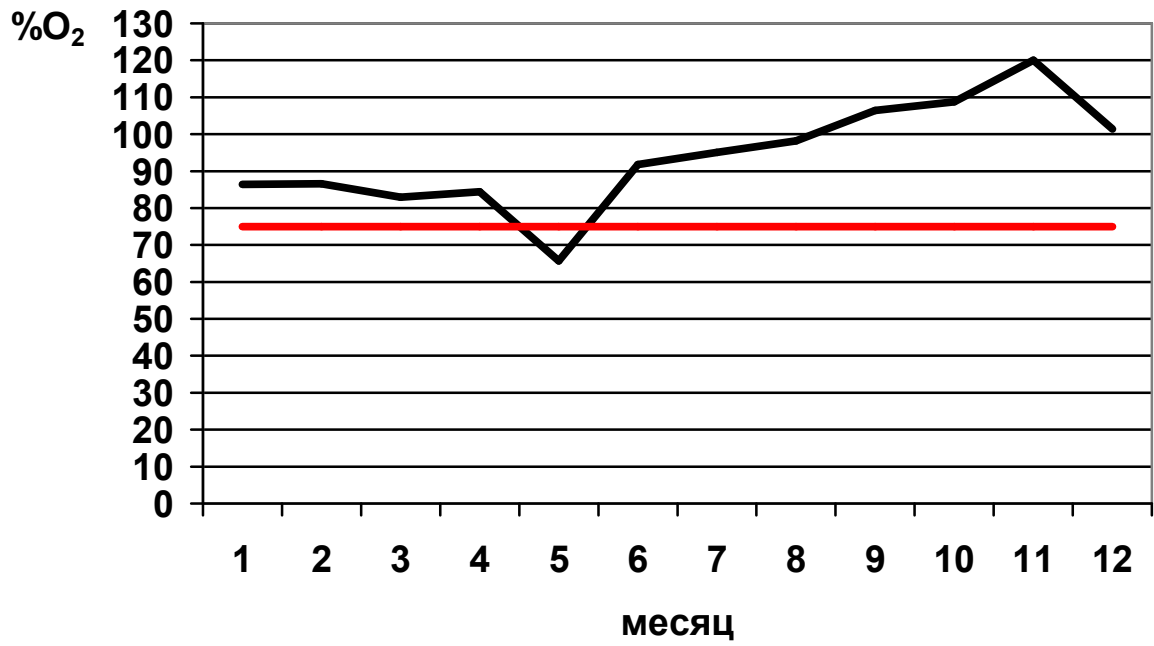


Рисунок 5.17. - Внутригодовая динамика насыщения кислородом воды озера Тайху в 1995 г.

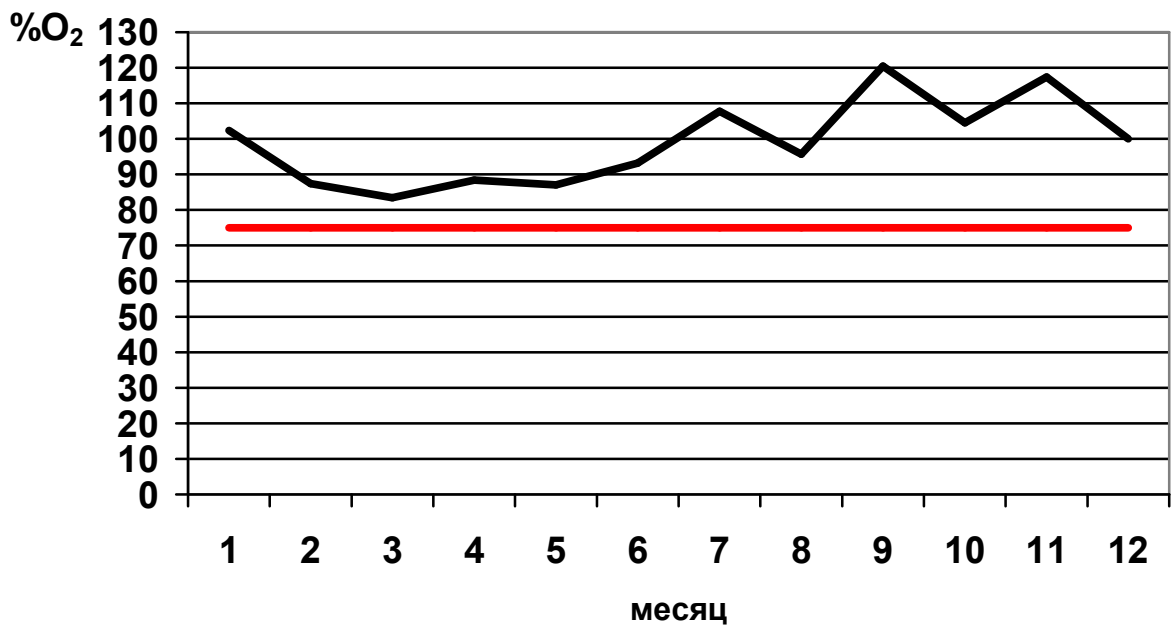


Рисунок 5.18. - Внутригодовая динамика насыщения кислородом воды озера Тайху в 2000 г.

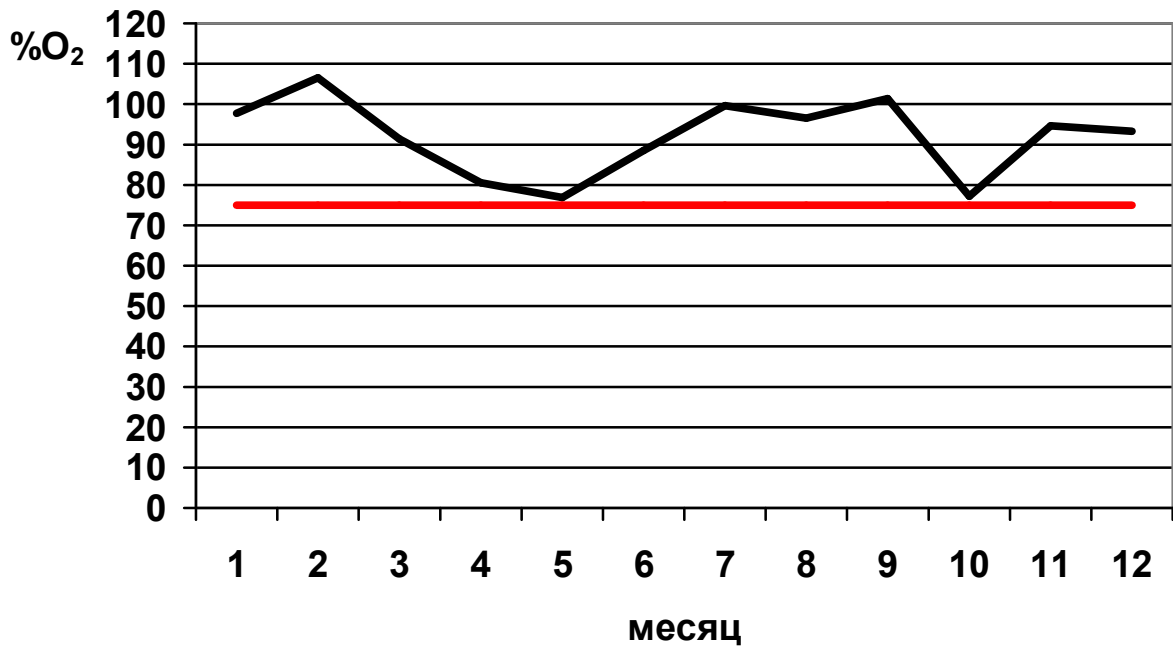


Рисунок 5.19. - Внутригодовая динамика насыщения кислородом воды озера Тайху в 2005 г.

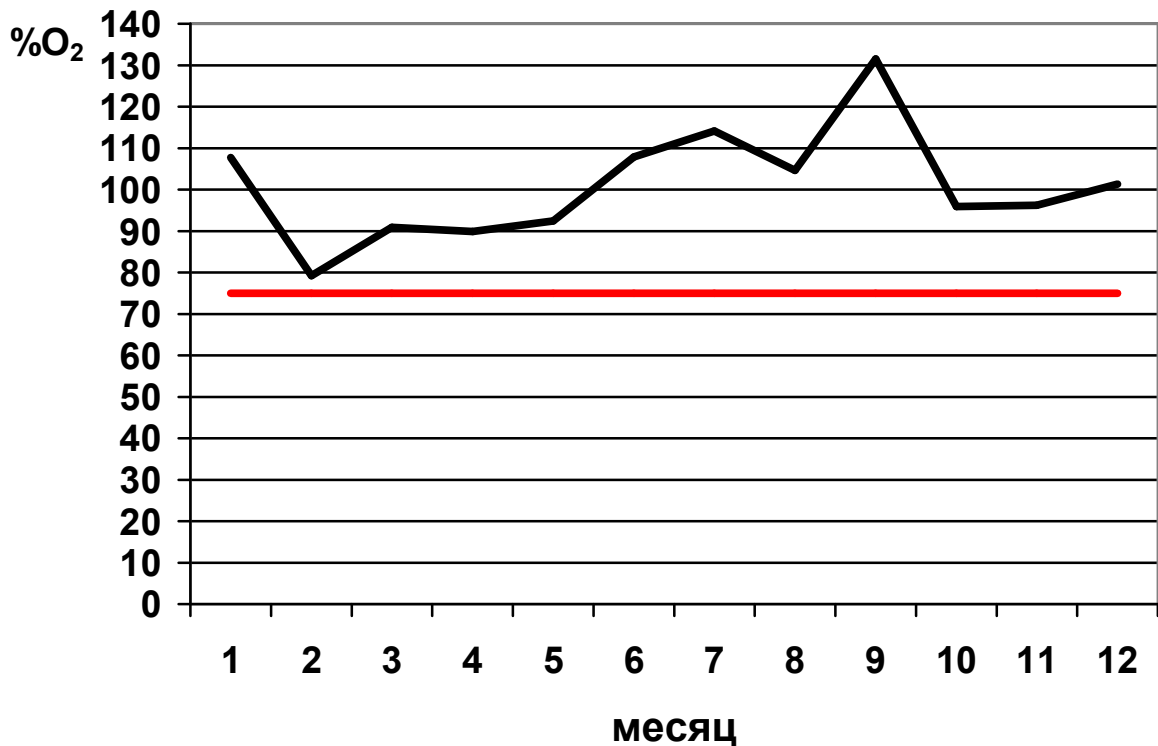


Рисунок 5.20. - Внутригодовая динамика насыщения кислородом воды озера Тайху в 2010 г.

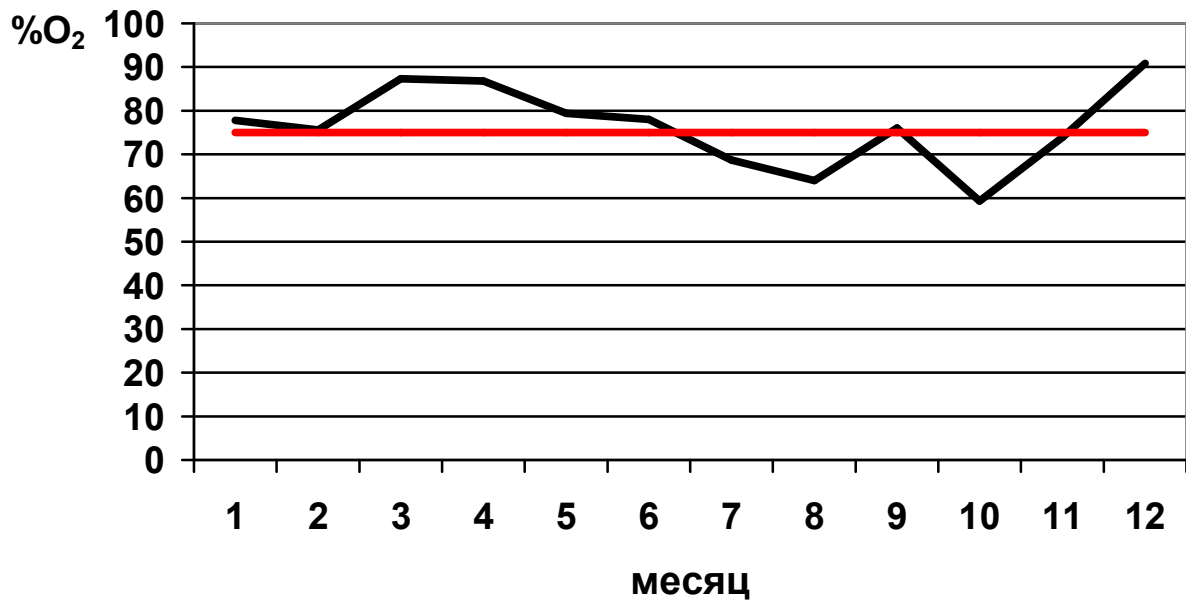


Рисунок 5.21. - Внутригодовая динамика насыщения кислородом воды озера Тайху в 2012 г.

5.6. Биохимическое потребление кислорода

Биохимическое потребление кислорода (БПК) - количество кислорода, потребляемого за определенное время при биохимическом окислении содержащихся в воде веществ в аэробных условиях; выражается в мг/дм³ молекулярного кислорода. Наиболее часто употребляется значение БПК₅ - биохимическое потребление кислорода в течение 5 суток или БПК_{полн} - полное биохимическое потребление кислорода, окончание которого определяется началом процесса *нитрификации* (обычно 15-20 сут).

Значения БПК используются для оценки степени загрязненности водного объекта и содержания легкоокисляющихся органических веществ. Установлено, что убыль кислорода и окисление легкоокисляющихся органических веществ в склянках протекает с убывающей скоростью, пропорциональной их концентрации. В природных водах, имеющих значения рН от 6 до 8, не содержащих токсичных веществ и разведенных до такой степени, чтобы процесс в склянках протекал в аэробных условиях, за 5 суток при температуре 20°C окисляется около 70% легкоокисляющихся органических веществ, а за 10 и 20 суток - соответственно 90 и 99%.

Определение БПК₅ в поверхностных водах используется с целью оценки содержания биохимически окисляемых органических веществ, условий обитания гидробионтов и в качестве интегрального показателя загрязненности воды.

Сезонные изменения зависят в основном от изменения температуры и от исходной концентрации растворенного кислорода. Влияние температуры сказывается через ее воздействие на скорость процесса потребления, которая увеличивается в 2-3 раза при повышении температуры на 10°C. Влияние начальной концентрации кислорода на процесс биохимического потребления кислорода связано с тем, что значительная часть микроорганизмов имеет свой кислородный оптимум для развития в целом и для физиологической и биохимической активности. Суточные колебания величин БПК₅ также зависят от исходной концентрации растворенного кислорода, которая может в течение суток изменяться на 2,5 мг/дм³ в зависимости от соотношения интенсивности процессов его продуцирования и потребления. Весьма значительны изменения величин БПК₅ в зависимости от степени загрязненности водоемов.

В поверхностных водах значения БПК₅ колеблются обычно от 0,5 до 4,0 мг/дм³ молекулярного кислорода и подвержены сезонным и суточным изменениям. Сезонные изменения в основном зависят от изменения температуры и от исходной концентрации растворенного кислорода, суточные изменения – главным образом от исходной концентрации растворенного кислорода, которая может в течение суток изменяться на 2,5 мг/дм³ в зависимости от соотношения интенсивности процессов продуцирования (фотосинтез) и потребления (дыхание животных и растительных организмов и деструкция органических веществ).

Первичные данные для анализа были заимствованы из различных литературных источников, в основном из материалов Hydrological Monitoring Center in Wuxi (таблица 5.15.).

Таблица 5.15. - Величины БПК₅ для воды озера Тайху

год	месяц											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1990	2,37	2,0	1,56	1,72	0,78	1,05	0,61	0,59	1,08	0,88	1,36	1,98
1991	2,55	1,29	3,27	1,11	1,03	0,68	0,64	1,55	2,68	1,99	3,61	4,06
1992	1,55	2,29	1,04	1,11	1,03	0,68	0,64	0,41	0,22	0,38	0,97	2,22
1993	2,84	3,57	1,94	2,06	2,11	1,52	0,96	1,64	1,05	2,01	1,96	5,06
1994	4,41	2,56	3,32	1,85	1,85	0,99	1,02	0,89	1,05	4,58	3,94	3,88
1995	2,39	2,39	3,07	1,94	2,2	1,38	1,36	1,04	1,05	2,06	2,06	2,40
1996	3,89	1,77	4,05	2,34	1,94	1,92	0,84	1,56	1,98	3,28	3,28	4,18
1997	4,56	2,84	3,59	1,96	1,24	2,04	0,65	1,67	2,33	3,12	4,51	3,63
1998	5,12	2,89	2,67	3,73	1,58	0,99	1,68	2,35	3,38	3,99	4,37	5,68
1999	3,34	2,97	3,06	2,84	1,82	2,05	1,72	3,28	2,36	1,88	3,12	3,29
2000	3,45	4,09	3,38	2,75	1,99	1,67	2,38	1,85	3,66	2,95	4,18	4,23
2001	4,09	5,27	2,26	3,82	1,82	0,86	2,05	1,99	3,64	4,51	5,08	4,95
2002	6,85	5,59	3,64	4,18	2,33	2,67	1,24	1,15	3,99	4,59	6,07	5,06
2003	5,12	3,66	2,54	1,91	1,32	2,02	1,35	2,34	2,16	1,99	2,32	4,11
2004	3,82	5,29	1,55	2,38	0,86	2,12	2,08	1,95	3,27	4,55	4,29	3,52
2005	5,27	6,38	4,68	3,45	2,15	1,25	0,74	1,47	2,28	5,14	3,24	4,15
2006	6,38	6,58	3,93	4,59	1,56	2,07	1,85	3,64	2,69	4,05	5,12	5,33
2007	6,53	4,89	5,07	3,52	4,18	2,26	2,34	1,67	4,25	2,34	3,95	5,28
2008	5,39	5,27	4,98	5,05	3,16	3,04	1,81	2,34	4,27	2,69	3,37	5,04
2009	5,93	5,93	4,58	5,22	3,15	2,66	3,24	3,05	1,67	2,39	4,26	5,37
2010	6,08	4,06	5,76	4,89	5,07	1,84	2,37	1,24	0,67	4,19	5,25	3,31
2011	6,08	5,36	4,88	4,75	3,26	1,92	2,05	0,86	1,37	2,22	4,07	6,12
2012	5,93	5,27	5,27	3,69	4,21	3,25	2,37	2,22	2,31	2,08	4,36	3,93

Для оценки степени загрязненности озера легкоокисляемыми органическими соединениями была использована классификация, приведенная в таблице 5.16. [Косов, Иванов, 1995].

Таблица 5.16. - Величины БПК₅ в водоемах с различной степенью загрязненности

Классы водоемов	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Классы водоемов	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³
Очень чистые	0,5-1,0	Загрязненные	3,0-3,9
Чистые	1,1-1,9	Грязные	4,0-10,0
Умеренно загрязненные	2,0-2,9	Очень грязные	>10

По данным таблицы 5.15. были рассчитаны средние за год величины БПК₅, что позволило оценить степень загрязненности озера Тайху (таблица 5.17.).

Таблица 5.17. - Степень загрязненности озера Тайху (по величине БПК₅)

Год	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Класс	Год	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Класс
1990	1,33	Чистое	2002	3,95	Грязное
1991	2,03	Умеренно загрязненное	2003	2,57	Умеренно загрязненное
1992	1,05	Чистое	2004	2,97	Загрязненное
1993	2,23	Умеренно загрязненное	2005	3,35	Загрязненное
1994	2,53	Умеренно загрязненное	2006	3,98	Грязное
1995	1,95	Умеренно загрязненное	2007	3,86	Загрязненное
1996	2,59	Умеренно загрязненное	2008	3,87	Загрязненное
1997	2,68	Умеренно загрязненное	2009	3,95	Грязное
1998	3,20	Загрязненное	2010	3,73	Загрязненное
1999	2,64	Умеренно загрязненное	2011	3,58	Загрязненное
2000	3,04	Загрязненное	2012	3,74	Загрязненное
2001	3,36	Загрязненное	-	-	-

Как следует из приведенных данных, степень загрязненности озера Тайху легкоокисляемыми органическими соединениями варьировала от «чистого» в 1990 г. до «грязного» в 2006 г. и 2009 г. В остальные годы озеро Тайху характеризуется как «умеренно загрязненное» [Фруммин, Хуан, 2012].

Рисунок 5.22. иллюстрирует межгодовую динамику величин БПК₅. Линия тренда, приведенная на рисунке 5.22., достаточно четко свидетельствует об увеличении значений БПК₅ за период с 1990 г. по 2012 г. Иными словами, зафиксирован тренд увеличения загрязненности озера Тайху легкоокисляемыми органическими соединениями.

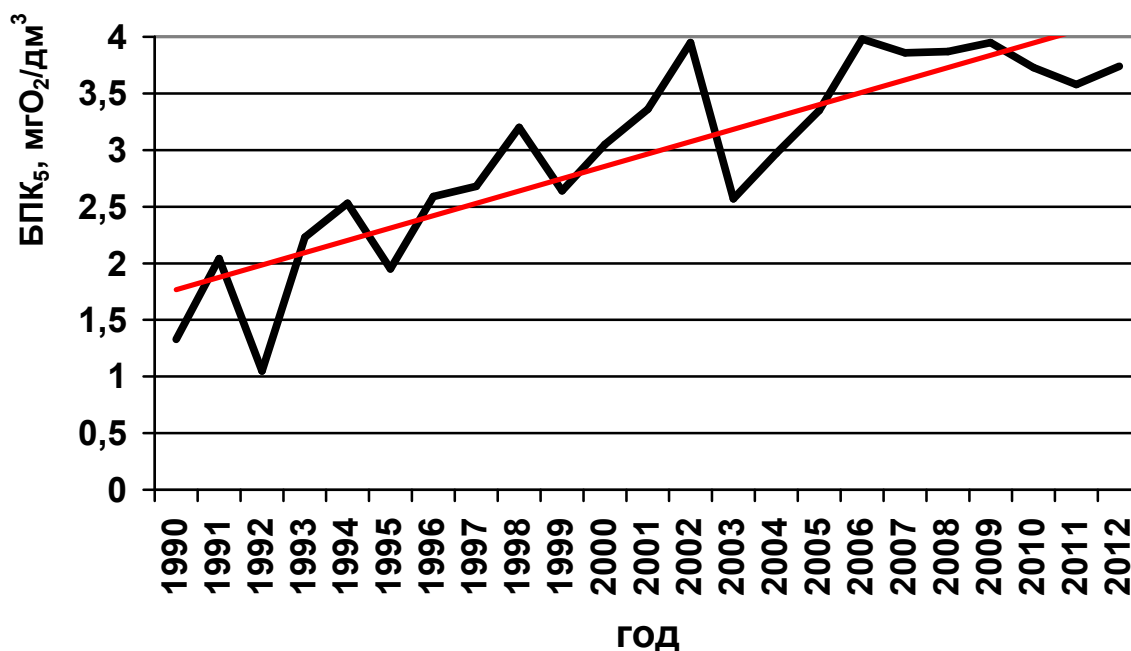


Рисунок 5.22. - Межгодовая динамика величин БПК₅ в озере Тайху

Дополнительный анализ данных мониторинга свидетельствует о неравномерном распределении максимальных значений БПК₅ в течение года (таблица 5.18.). Наибольшее количество максимальных значений зафиксировано в январе (10), феврале (6) и декабре (6). Таким образом, в наибольшей степени загрязнение озера Тайху легкоокисляющимися органическими соединениями характерно для зимнего периода с декабря по февраль.

Таблица 5.18. - Внутригодовые максимальные значения БПК₅ в озере Тайху, мгО₂/дм³

Год	БПК ₅	месяц	Год	БПК ₅	месяц	Год	БПК ₅	месяц
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1990	2,37	январь	1998	5,68	декабрь	2006	6,58	февраль
1991	4,06	декабрь	1999	3,34	январь	2007	6,53	январь
1992	2,29	февраль	2000	4,23	декабрь	2008	5,39	январь
1993	5,06	декабрь	2001	5,27	февраль	2009	5,93	январь, февраль
1994	4,58	октябрь	2002	6,85	январь	2010	6,08	январь

продолжение таблицы 5.18.								
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1995	3,07	март	2003	5,12	январь	2011	6,12	декабрь
1996	4,18	декабрь	2004	5,29	февраль	2012	5,93	январь
1997	4,56	январь	2005	6,38	февраль	-	-	-

5.7. Содержание биогенных элементов

К числу биогенных относят те химические элементы, которые являются главными в составе тканей живых организмов. В первую очередь это углерод, водород, азот и фосфор, а если речь идет о водных экосистемах - еще и кремний, из которого строятся панцири диатомовых водорослей. Углерод поступает в водные экосистемы в виде углекислоты из атмосферы и превращается в органическую материю путем фотосинтеза, который осуществляется водорослями; этот элемент, наряду с водородом, не является дефицитным. Азот в усваиваемой организмами форме нитрат-иона и ионов аммония поступает в озера в основном с их водосборных бассейнов и из атмосферы, а частично - за счет деятельности некоторых сине-зеленых водорослей, способных утилизировать элементарный азот из атмосферы. Растворимые, усваиваемые организмами соединения фосфора поступают в озера с водами их притоков и с атмосферными осадками. Наконец, растворимые формы кремния поступают из водосборных бассейнов в результате выветривания горных пород. Кроме того, упомянутые биогенные элементы поступают в воду озер при разложении отмерших организмов из озерных осадков. Концентрации биогенных элементов в воде и их соотношения определяют трофический статус озер и качество вод. Многие озера вследствие вызванного деятельностью человека накопления избытка биогенных элементов (например, вследствие смыва удобрений и пестицидов) за очень короткие промежутки времени стали эвтрофными, то есть, избыточно богатыми живой материей. На поверхности эвтрофных озер происходит массовое цветение сине-зеленых водорослей, которые издают

неприятный запах и иногда выделяют в воду токсины. Отмершая биомасса оседает на дно. Для ее разложения микроорганизмы используют кислород, забирая его из воды. При значительном падении концентрации растворенного кислорода происходит гибель придонных организмов, например, «замор» - массовая гибель - рыб.

Основными источниками поступления биогенных элементов в озеро Тайху являются коммунально-бытовые сточные воды, неточечные (диффузные) источники, сточные воды промышленных предприятий и некоторые другие (таблица 5.19.) [Фруммин, Хуан, 2012].

Таблица 5.19. - Основные источники поступления общего фосфора и общего азота в озеро Тайху, %

Источник	Фосфор общий (TP)	Азот общий (TN)
Коммунально-бытовое хозяйство	60	25
Диффузные источники	28	55
Промышленность	10	16
Другие	2	4

Как следует из таблицы 5.19., наибольшее количество фосфора общего (60%) поступает в озеро Тайху с коммунально-бытовыми сточными водами. Это обусловлено большим количеством населения, проживающего на водосборе озера. Так, например, в 1993 г. на водосборе озера Тайху проживало 35650000 человек, в 2000 г. – 39280000 человек, а 2010 г. – 41920000 человек.

Наибольшее количество азота общего (55%) поступает в озеро Тайху от диффузных источников, то есть с сельскохозяйственных полей. Это обусловлено использованием азотсодержащих удобрений и азотсодержащих пестицидов.

5.7. 1. Содержание кремния

Кремний в природных водах присутствует как в виде минеральных, так и органических соединений. Из минеральных соединений кремния прежде

всего следует отметить кремневую кислоту, которая как слабая кислота мало диссоциирует. В большинстве озер максимальное количество двуокиси кремния SiO_2 в растворе обычно не превышает 5 – 10 мг/л, хотя в некоторых водах ее весьма много.

Кремний повсеместно содержится в природных водах и широко используется растительными и животными организмами для построения оболочек клеток, прочных тканей и скелета. Средняя концентрация кремния в наземной растительности 0,5% сухого вещества, в планктоне - 5%.

Соединения кремния необходимы для образования твердых скелетных частей и растительных и животных организмов. Значительные количества кремния поступают в природные воды в процессе отмирания наземных и водных организмов, с атмосферными осадками, а также со сточными водами предприятий, производящих керамические, цементные, стекольные изделия, силикатные краски, вяжущие материалы, кремнийорганический каучук и т.д. По мере накопления растворенных соединений они могут частично коагулировать и выпадать в осадок. Понижение концентрации растворенных соединений происходит также в результате потребления их животными и растительными организмами, живущими в воде.

Кремний необходим для некоторых водорослей: диатомовых, кремневых, жгутиковых, некоторых желтозеленых, золотистых [Киселев, 1980]. У диатомовых кремний может составлять до 40% их сухой массы [Lund, 1962; Китаев, 2007].

В природных водах соединения кремния находятся в растворенном, взвешенном и коллоидном состоянии, количественные соотношения между которыми определяются химическим составом воды, ее температурой, значениями pH и другими факторами [Зенин, Белоусова, 1988].

Предельно допустимая концентрация кремния в воде для культурно-бытового водопользования и питьевого водоснабжения 10 мг/дм³, лимитирующий показатель вредности санитарно-токсикологический [Новиков и др., 1990].

Анализ результатов мониторинга озера Тайху показал, что за весь период наблюдений с 1985 г. по 2012 г. содержание кремния в озере было значительно меньше ПДК, то есть меньше 10 мг/дм^3 (рисунки 5.23. – 5.30.).

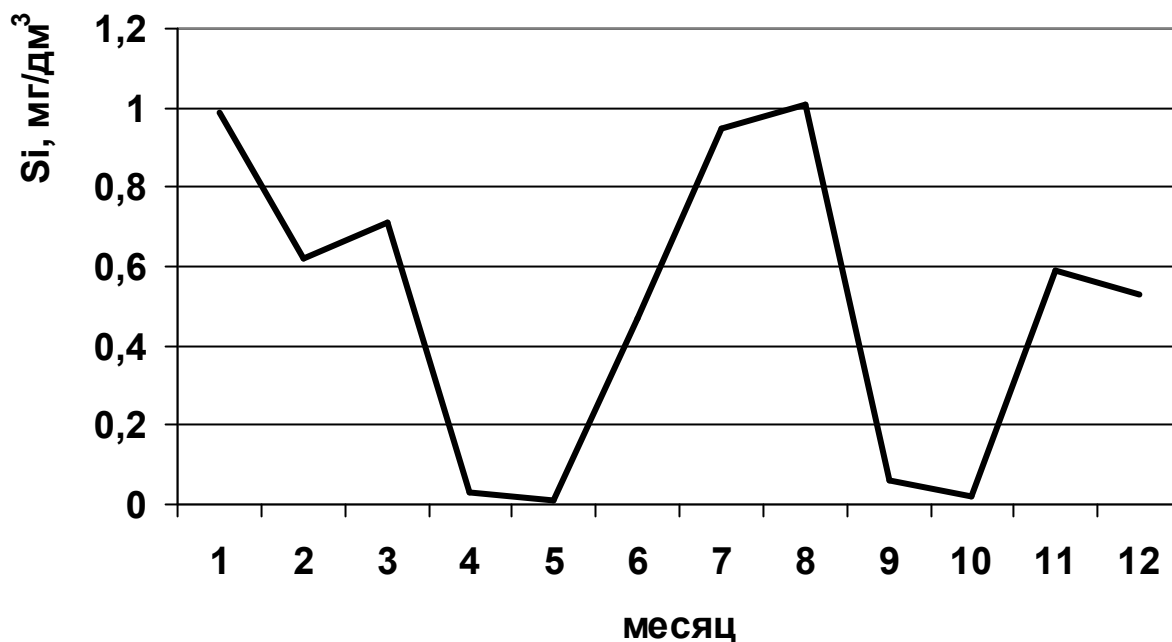


Рисунок 5.23. - Внутригодовая динамика содержания кремния в озере Тайху в 1985 г.

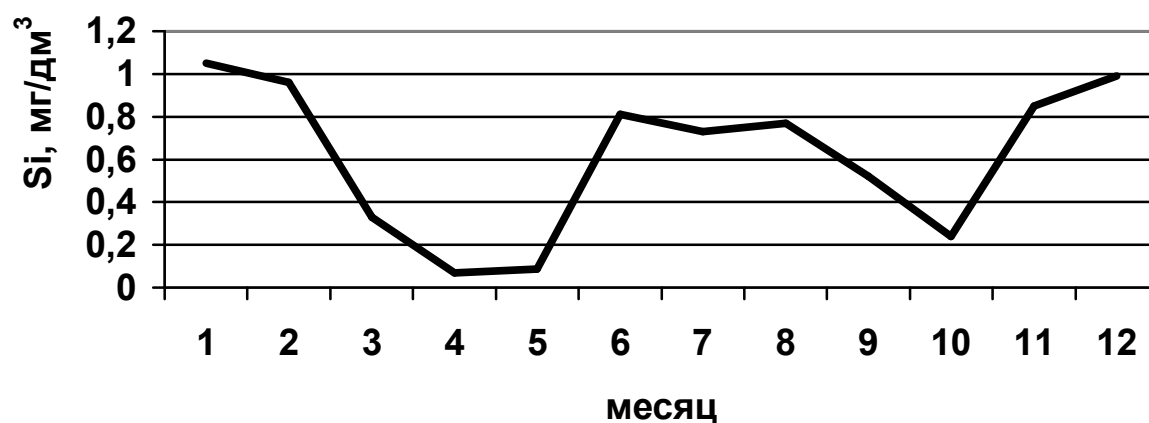


Рисунок 5.24. - Внутригодовая динамика содержания кремния в озере Тайху в 1990 г.

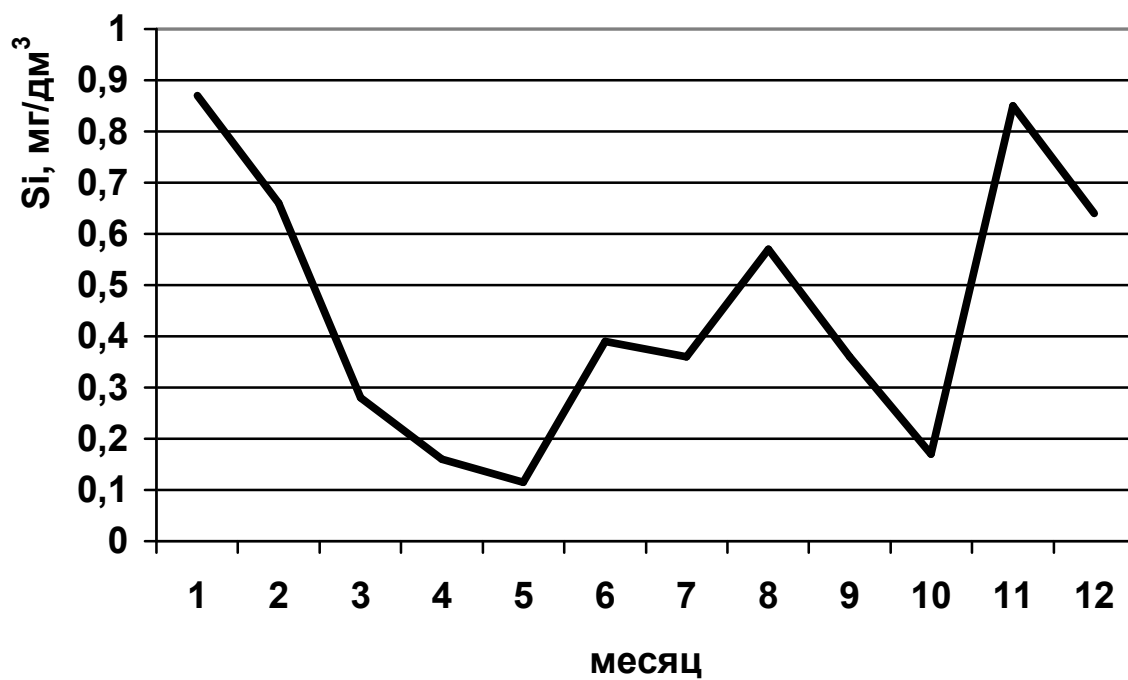


Рисунок 5.25. - Внутригодовая динамика содержания кремния в озере Тайху в 1995 г.

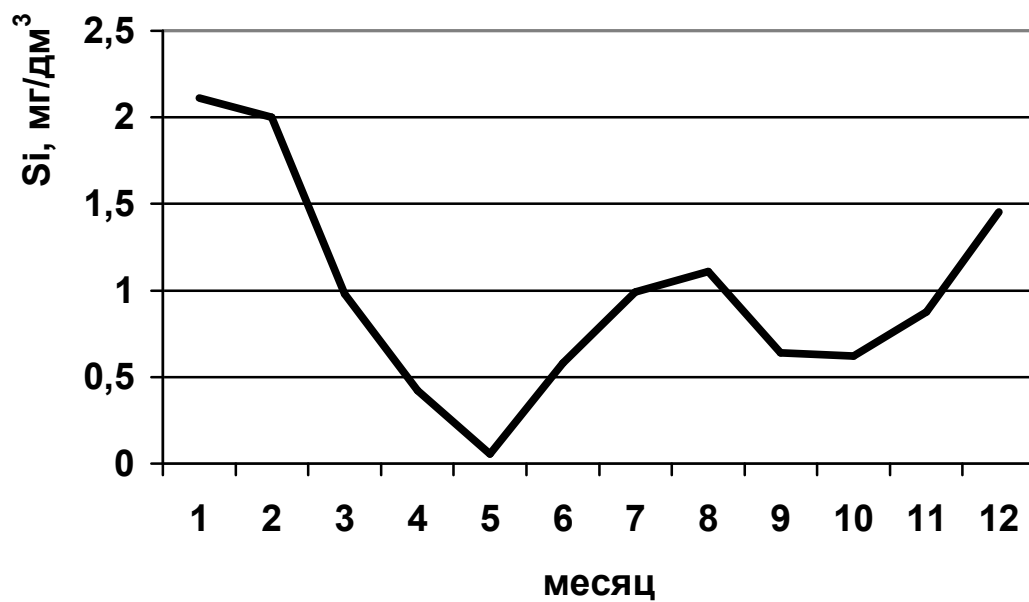


Рисунок 5.26. - Внутригодовая динамика содержания кремния в озере Тайху в 2000 г.

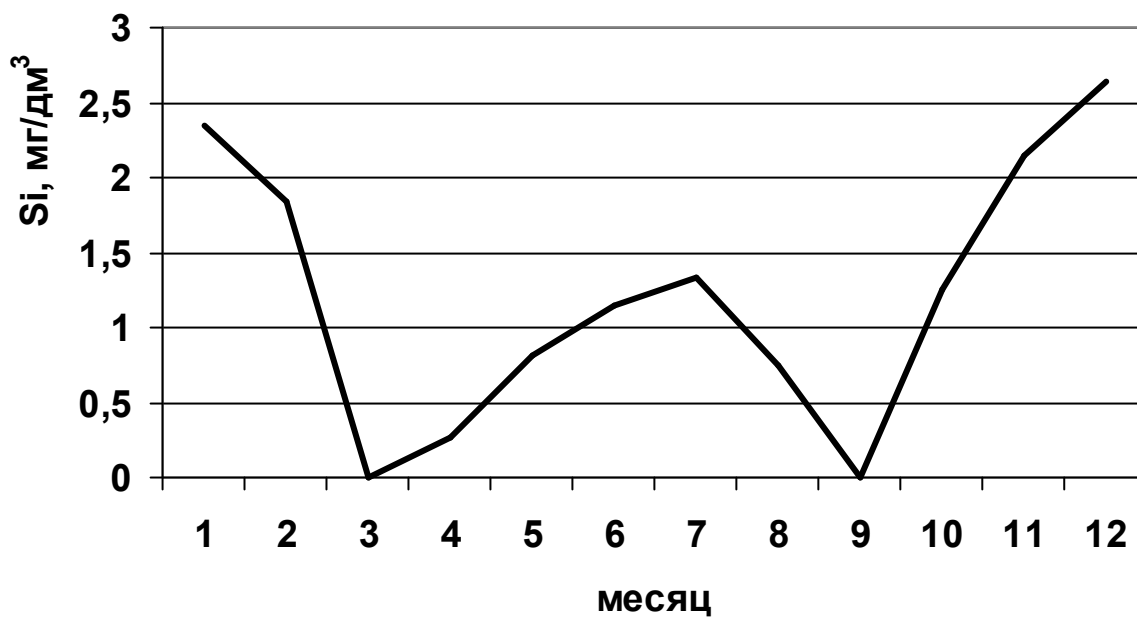


Рисунок 5.27. - Внутригодовая динамика содержания кремния в озере Тайху в 2005 г.

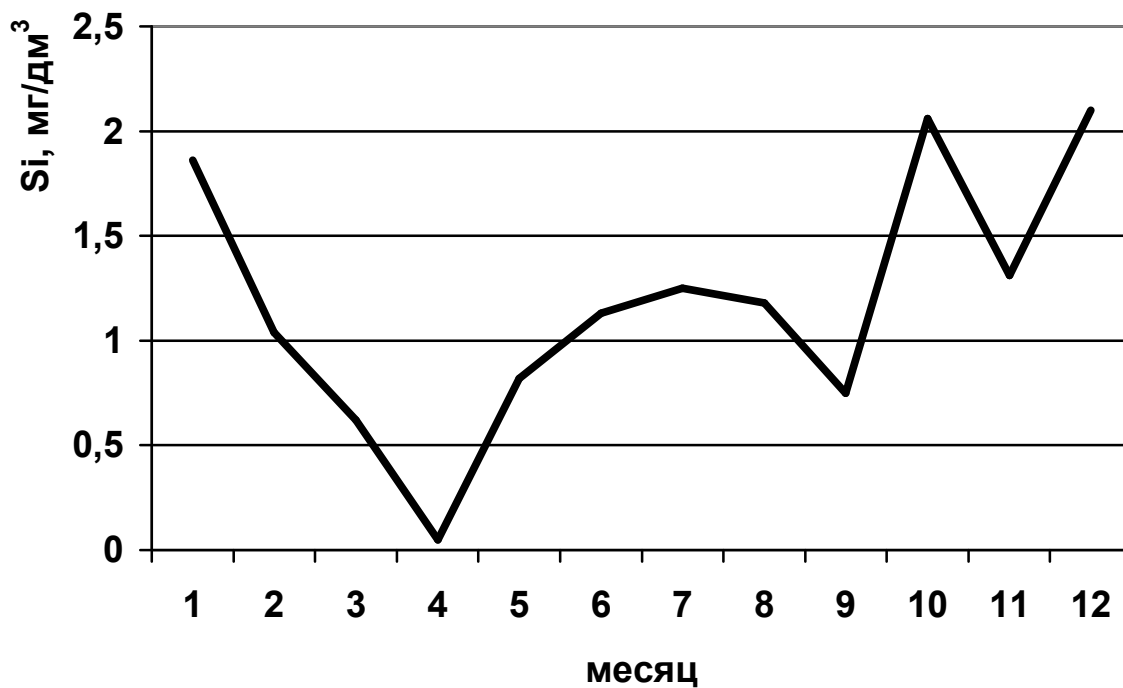


Рисунок 5.28. - Внутригодовая динамика содержания кремния в озере Тайху в 2010 г.

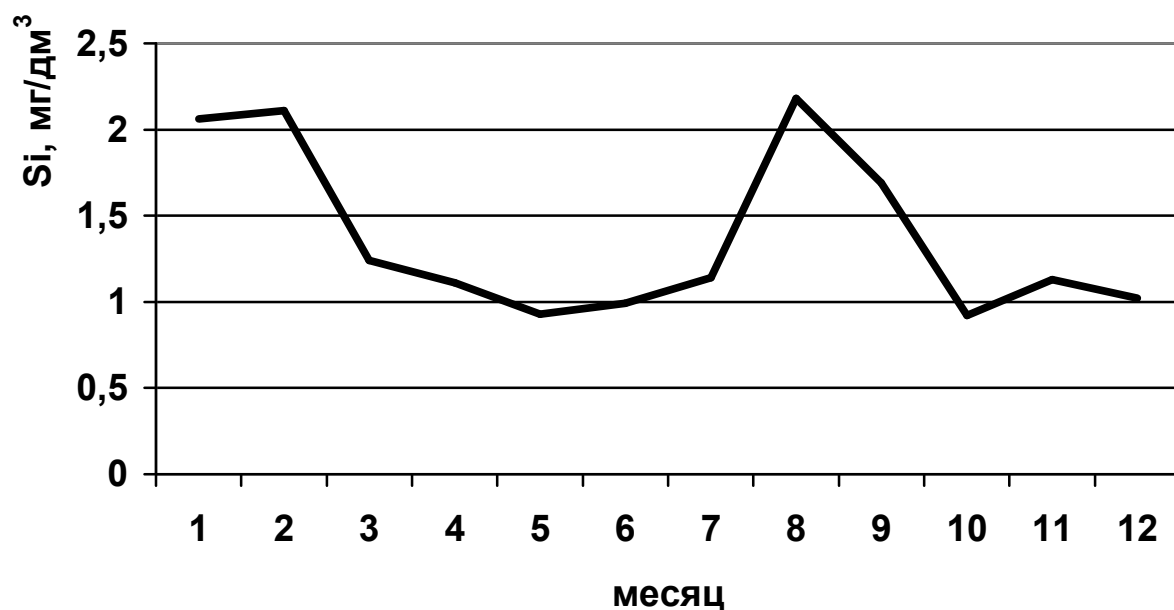


Рисунок 5.29. - Внутригодовая динамика содержания кремния в озере Тайху в 2012 г.

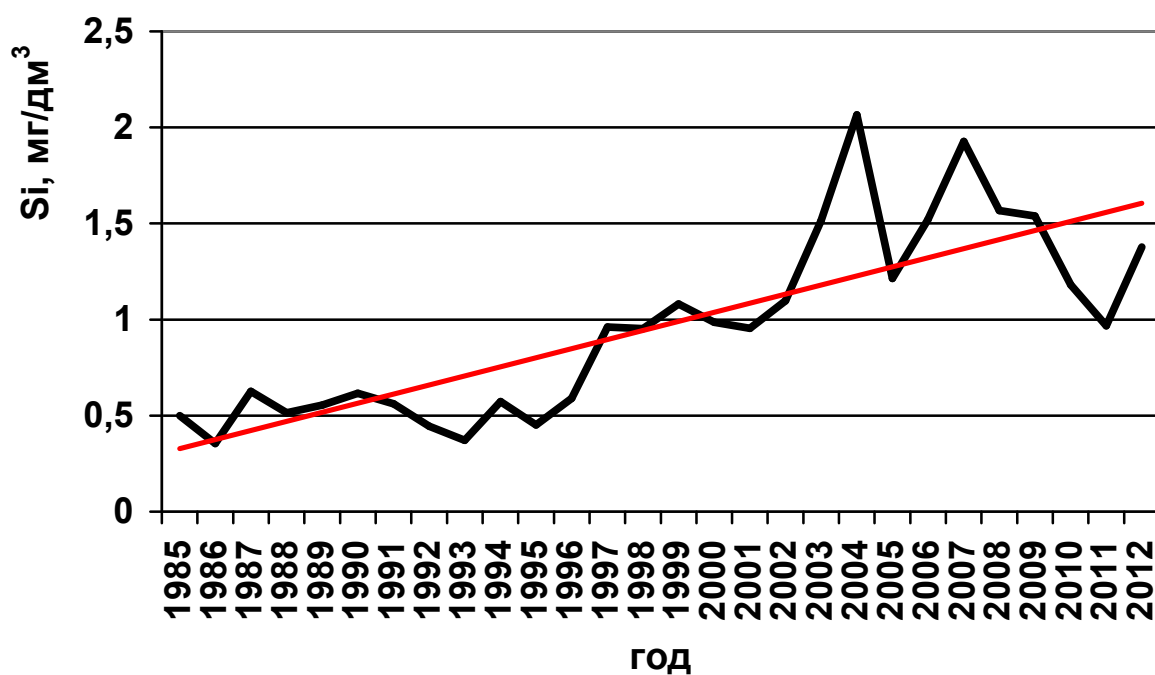


Рисунок 5.30. - Межгодовая динамика содержания кремния в озере Тайху

Линия тренда, приведенная на рисунке 5.30., свидетельствует о повышении содержания кремния в озере Тайху с 1985 г. по 2012 г. Дополнительный анализ показал, что минимальное содержание кремния в

озере Тайху обнаружено, как правило, в марте, апреле и мае, то есть в период интенсивного роста диатомовых водорослей (таблица 5.20.).

Таблица 5.20. - Внутригодовые минимальные концентрации кремния в озере Тайху, мкг/дм³

Год	Si	месяц	Год	Si	месяц	Год	Si	месяц
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1985	8	май	1995	115	май	2005	6	март, сентябрь
1986	4	апрель	1996	72	март	2006	660	апрель
1987	90	март	1997	250	март	2007	840	апрель
1988	8,5	май	1998	82	май	2008	690	июль
1989	3,6	сентябрь	1999	440	март, апрель	2009	70	май
1990	69	апрель	2000	56	май	2010	50	апрель
1991	66	май	2001	91	май	2011	620	июль
1992	93	март	2002	72	май	2012	920	октябрь
1993	92	сентябрь	2003	80	сентябрь	-	-	-
1994	64	апрель	2004	1790	май	-	-	-

5.7.2. Содержание соединений азота

Азот относится к биогенным веществам в природных водах. Этот элемент является составной частью всех тканей живых организмов, и поэтому ему принадлежит ведущая роль в развитии жизни в водоемах. В свою очередь концентрация этого биогенного элемента и его режим целиком зависят от интенсивности биохимических и биологических процессов, происходящих в водоемах.

Азот присутствует в природных водах в виде разнообразных неорганических и органических соединений. К числу неорганических соединений относятся аммонийные NH_4^+ , нитритные NO_2^- и нитратные NO_3^- ионы. Названные ионы генетически взаимосвязаны, могут переходить друг в друга и поэтому рассматриваются совместно.

Поведение соединений азота вызывает повышенный интерес, так как они служат одним из показателей загрязнения вод и, кроме того, обладают токсичностью. По словам Фюрона, если вода содержит 150 мг/л нитратов, то пьющие ее маленькие дети заболевают так называемой синей болезнью. Врачи называют эту болезнь метгемоглобинемией (токсический цианоз).

В органических соединениях азот присутствует главным образом в составе аминокислот и белков тканей организмов и продуктов их распада. Последние возникают в процессе отмирания организмов, а также в результате распада продуктов их жизнедеятельности. Азотсодержащие органические соединения находятся в воде в самых различных формах - взвесей (остатки организмов), коллоидов, растворенных молекул, которые образуются при биологических процессах и биохимическом распаде взвесей.

Переход сложных органических форм азота в более простые неорганические (минеральные) формы называется *процессом регенерации биогенных элементов*. Этот переход может совершаться при биохимическом распаде азотсодержащих органических соединений, причем скорость процесса будет различной. Самой высокой она будет для веществ, выделяемых животными (фекалии, полупереваренная пища водных животных и пр.), более низкой — для сложных белковых соединений [Никаноров, 2001].

Конечным результатом процесса превращения сложных органических азотсодержащих веществ в неорганические является образование аммиака. Однако в окислительных условиях аммиак неустойчив, в присутствии кислорода под действием бактерий он окисляется в нитриты и нитраты.

Главным источником поступления нитратов в поверхностные воды следует считать почвенный покров; атмосферные осадки имеют второстепенное значение. Однако в пресных водоемах нитраты активно используются растениями. Их содержание в водоемах, очевидно, будет определяться соотношением между поступлением и потреблением растительными организмами.

Кроме естественных источников неорганических соединений азота в природных водах, существует еще источник, приобретающий все большее значение: промышленные и особенно бытовые сточные воды. Высокие концентрации нитратов в природных водах часто создаются в результате их загрязнения неорганическими удобрениями.

Как правило, концентрация NO_3^- в поверхностных незагрязненных водах составляет примерно 1 мг/дм^3 , поскольку только незначительная часть нитратов попадает в воду из почвы. Концентрация NO_3^- сильно колеблется в одном и том же пункте. В период энергичного развития водных растений она может падать практически до нуля, но под влиянием загрязнения резко возрастает.

16 марта 2010 г. в Российской Федерации вступил в силу Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 № 20 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

К водным объектам рыбохозяйственного значения относятся водные объекты, которые используются или могут быть использованы для добычи (вылова) водных биоресурсов, отнесенных к объектам рыболовства.

Предельно допустимая концентрация (ПДК) вещества в воде рыбохозяйственного водного объекта - экспериментально установленный рыбохозяйственный норматив максимально допустимого содержания загрязняющего вещества в воде водного объекта, при котором в нем не возникают последствия, снижающие его рыбохозяйственную ценность.

В таблице 5.21. приведены величины ПДК для различных форм азота.
Таблица 5.21. - Предельно допустимые концентрации различных форм азота в водах водных объектов рыбохозяйственного значения

Вещество	Формула	ПДК, мг/дм ³
Азот нитратов	N-NO_3^-	9
Азот аммонийный	N-NH_4^+	0,4

Азот нитритов	$N-NO_2^-$	0,02
---------------	------------	------

Результаты мониторинга озера Тайху показали, что за весь период наблюдений с 1985 г. по 2012 г. не зафиксированы концентрации азота нитратов, превысившие ПДК (рисунок 5.31.).

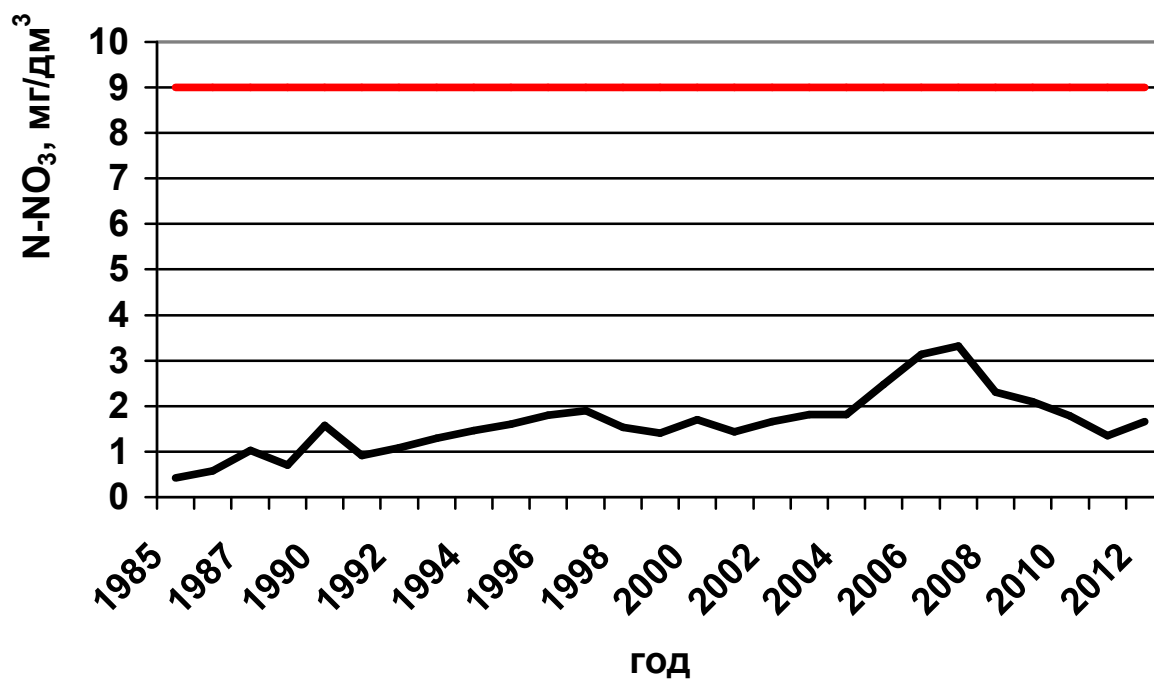


Рисунок 5.31. - Межгодовая динамика содержания азота нитратов в озере Тайху

С 1985 г. по 2011 г. содержание азота аммонийного не превышало ПДК. В 2012 г. содержание азота аммонийного было выше ПДК и составило $0,78 \text{ мг/дм}^3$, что почти в два раза выше ПДК (рисунок 5.32.).

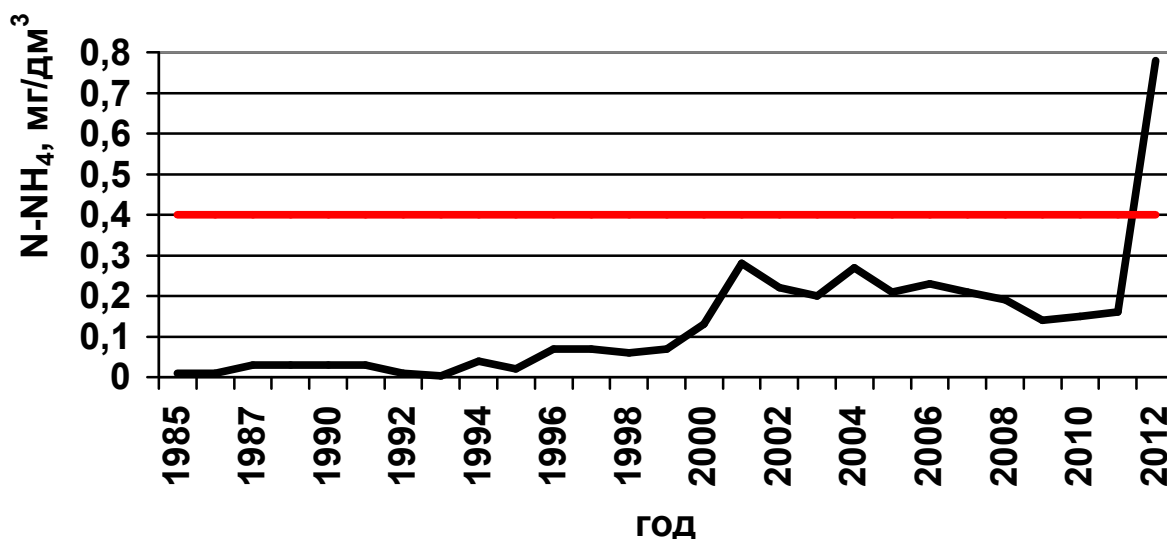


Рисунок 5.32. - Межгодовая динамика содержания азота аммонийного в озере Тайху

За весь период наблюдений с 1985 г. по 2012 г. было зафиксировано существенное превышение концентраций азота нитритов над их ПДК (ПДК = 0,02 мг/дм³) (рисунок 5.33.). Особенно высокие концентрации азота нитритов были зафиксированы в 2012 г. (рисунок 5.34.).

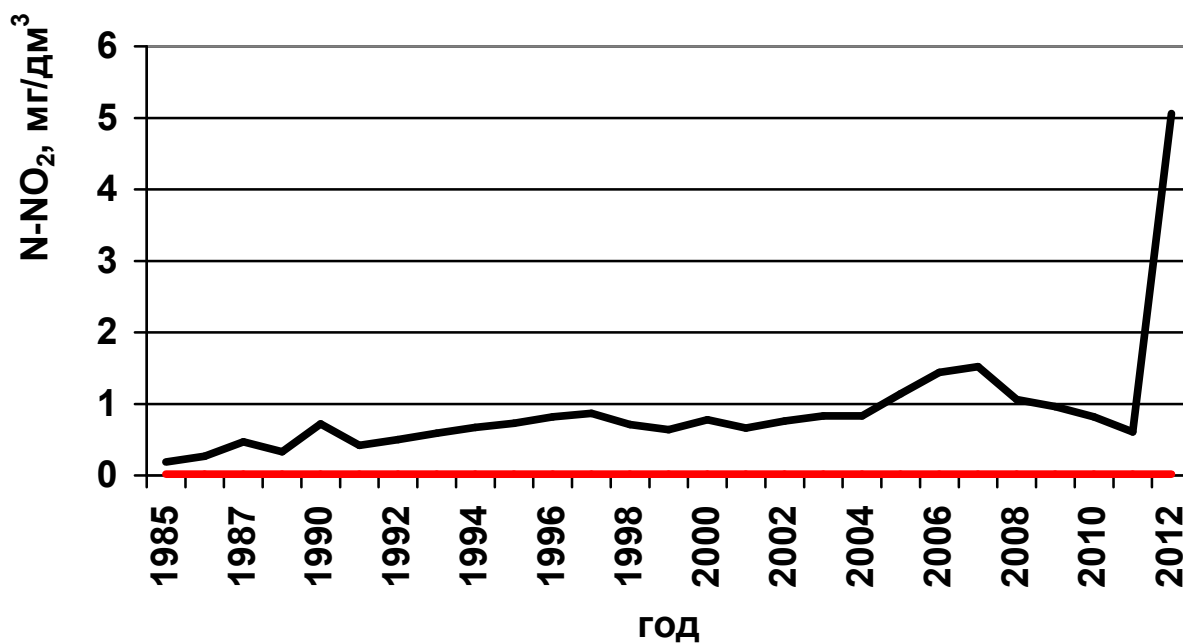


Рисунок 5.33. - Межгодовая динамика содержания азота нитритов в озере Тайху

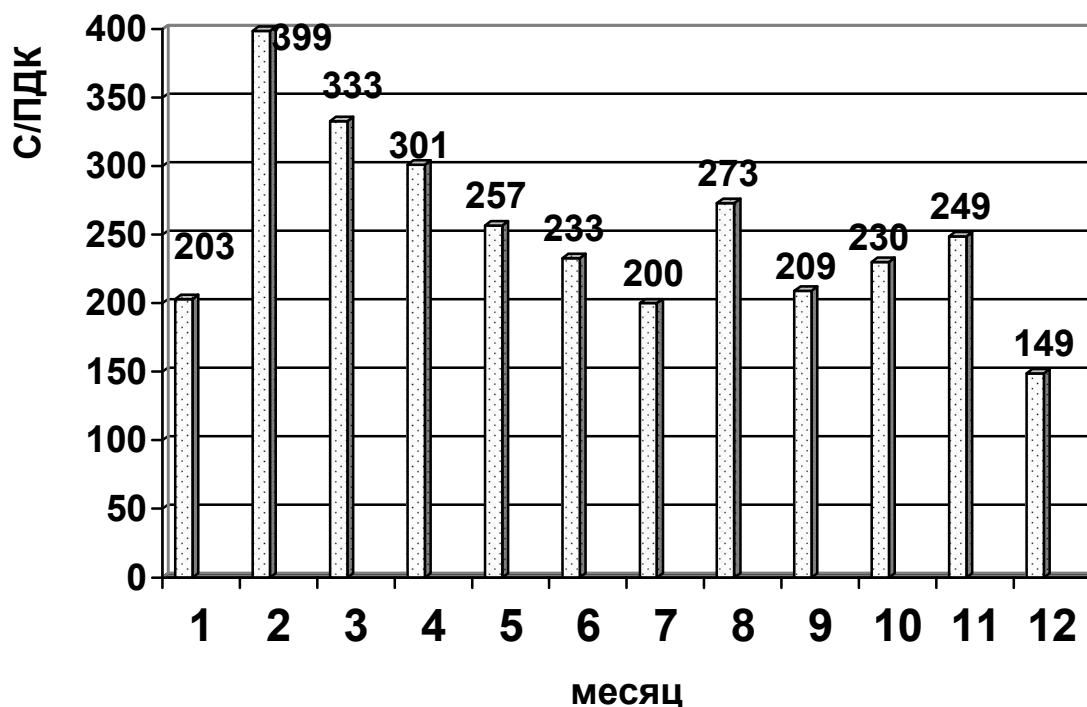


Рисунок 5.34. - Внутригодовая динамика содержания азота нитритов в озере Тайху в 2012 г. (в долях ПДК)

Как следует из приведенных данных в феврале 2012 г. концентрация азота нитритов в озере Тайху превышала ПДК в 399 раз, в марте – в 333 раза, в апреле – в 301 раз. Наименьшее, но также достаточно высокое превышение ПДК зафиксировано в декабре (в 149 раз).

Содержание азота общего в озере Тайху в 1985 г. составляло $0,653 \text{ мг/дм}^3$, а в 2012 г. – $3,324 \text{ мг/дм}^3$, то есть возросло в пять раз. Межгодовая динамика концентраций азота общего приведена на рисунке 5.35. За период с 1985 г. по 2012 г. линия тренда имеет тенденцию к возрастанию.

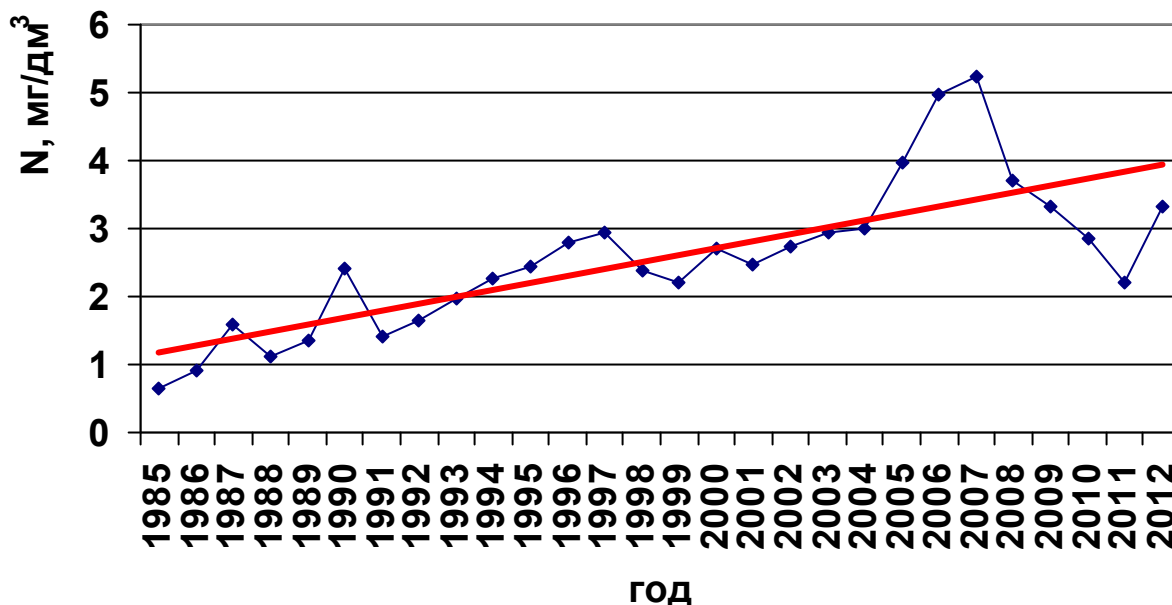


Рисунок 5.35. - Межгодовая динамика содержания азота общего в озере Тайху

5.7.3. Содержание соединений фосфора

Фосфор является одним из главных *биогенных элементов*, определяющих продуктивность водного объекта. Концентрация общего растворенного фосфора (минерального и органического) в незагрязненных природных водах изменяется от 5 до 200 мкг/дм³ и зависит от многих факторов: процессов выветривания почв и пород, скорости распада органических веществ, гидробиологических процессов и др.

Соединения фосфора поступают в природные воды в результате процессов жизнедеятельности и посмертного распада водных организмов, выветривания и растворения пород, содержащих ортофосфаты, обмена с донными отложениями, поступления с поверхности водосбора. Важным фактором повышения содержания фосфора в природных водах, нередко приводящим к значительному эвтрофированию водных объектов, является хозяйственная деятельность человека. Загрязнению природных вод фосфором способствует широкое применение фосфорных удобрений, полифосфатов как моющих средств, флотореагентов и умягчителей воды.

Органические и минеральные соединения фосфора образуются при биологической переработке остатков животных и растительных организмов, а также в процессах биологической очистки хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод.

Фосфор в природных водах присутствует в виде неорганических и органических соединений (органический фосфор), причем последний находится как в растворенном, так и в коллоидном состоянии. Кроме того, фосфор находится в воде в виде взвесей неорганического и органического происхождения.

Так же как и для азота, обмен фосфора между его неорганическими формами, с одной стороны, и живыми организмами - с другой, является основным фактором, определяющим его концентрации. Он осуществляется при двух противоположно направленных процессах - фотосинтезе и разложении органического вещества.

Фосфаты активно потребляются фитопланктоном, фитобентосом и высшими водными растениями, поэтому при резком снижении концентрации фосфатов в период интенсивного фотосинтеза рост и развитие растений падают. В процессе жизнедеятельности биоты и деструкции органического вещества большая часть фосфатов, использованных растениями и животными, возвращается обратно в воду.

Основным источником неорганического фосфора в природных водах являются различные формы фосфата кальция (апатита) $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ и $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$, которые широко распространены как в изверженных, так и в осадочных породах. В природных водах фосфор содержится в ничтожных количествах вследствие низкой растворимости его соединений и их интенсивного поглощения гидробионтами. Содержание соединений фосфора составляет обычно сотые и десятые доли миллиграмма на литр и лишь в некоторых минеральных водах достигает единиц и даже десятков миллиграммов на литр. Повышенные концентрации фосфора в водах иногда

указывают на их загрязнение, так как соединения фосфора относятся к числу продуктов разложения сложных органических веществ [Никаноров, 2001].

Содержание соединений фосфора подвержено значительным сезонным колебаниям, поскольку оно зависит от соотношения интенсивности процессов *фотосинтеза* и *биохимического окисления органических веществ*. Минимальные концентрации фосфатов в поверхностных водах наблюдаются обычно весной и летом, максимальные - осенью и зимой. ПДК фосфатов 200 мкгР/дм³.

За весь период мониторинга озера Тайху содержание минерального фосфора (фосфатов) было существенно ниже ПДК (рисунок 5.36.).

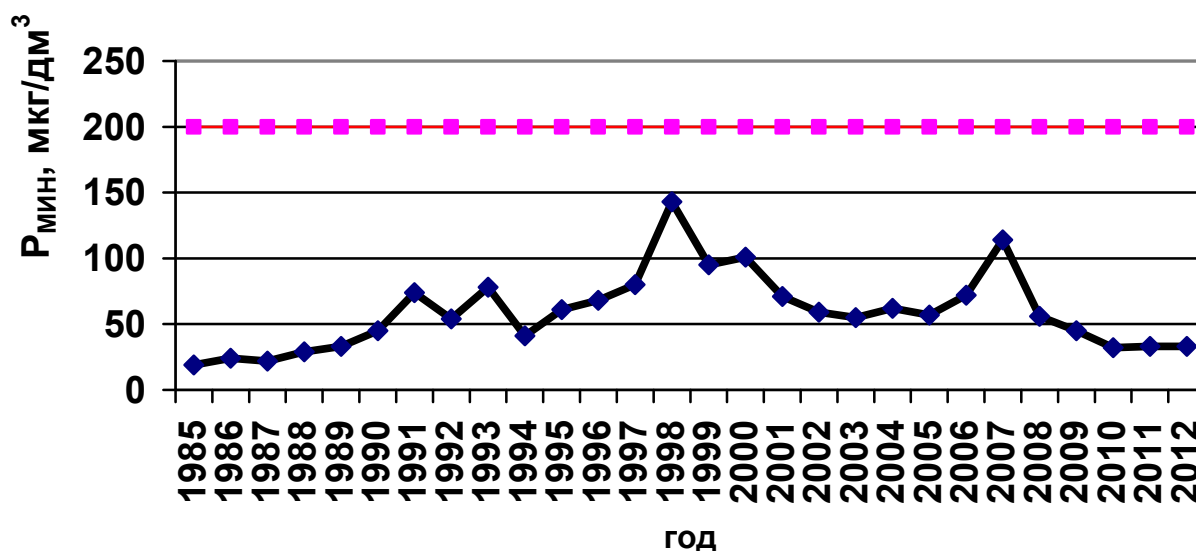


Рисунок 5.36. - Межгодовая динамика содержания минерального фосфора в озере Тайху

Для фосфора общего норматив отсутствует (ПДК не установлена).

За период мониторинга с 1985 г. по 2012 г. максимальная средняя за год концентрация фосфора общего в озере Тайху определена в 2007 г. (150 мкг/дм³), а минимальная – в 1985 г. (26 мкг/дм³) (рисунок 5.37.) [Хуан, Фруммин, 2012].

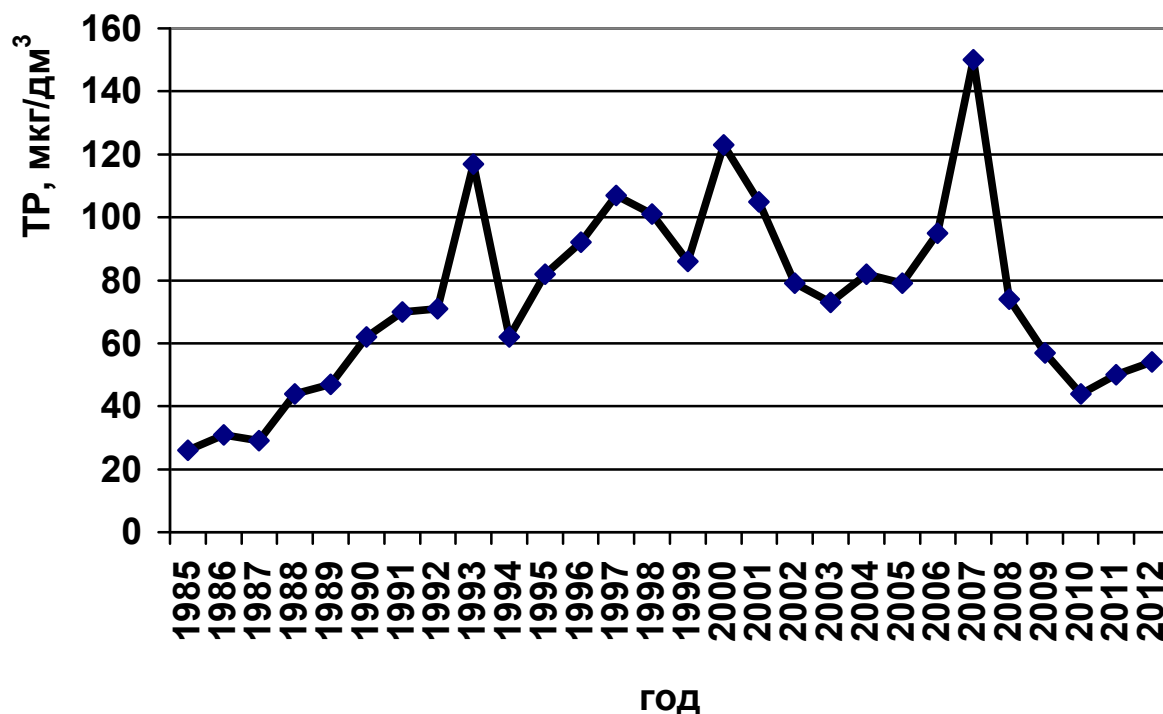


Рисунок 5.37. - Межгодовая динамика содержания фосфора общего в озере Тайху

Согласно Диллону [Dillon, 1975] уравнение средней концентрации фосфора в озере $[P_o]$ имеет вид

$$[P]_{O3} = L_P(1 - R_P)/Z\rho, \quad (5.3.)$$

где L_P – фосфорная нагрузка на озеро, $\text{мгP}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$; ρ – коэффициент условного водообмена, год^{-1} ; R_P – коэффициент удержания фосфора в озере; Z – средняя глубина, м.

Для расчетов R_P может быть использована эмпирическая формула, предложенная Кирхером и Диллоном [Kircher, Dillon, 1975].

$$R_P = 0,426\exp(-0,271q) + 0,574\exp(-0,00949q), \quad (5.4.)$$

где q – водная нагрузка, рассчитываемая по формуле

$$q = Z/\tau, \quad (5.5.)$$

где τ – время полного водообмена, год.

Для озера Тайху $Z = 2,12$ м; $\tau = 0,89$ год; $q = 2,12/0,89 = 2,38$; $R_P = 0,78$.

Тогда формула 5.3. преобразуется к виду

$$L_P = 11,1 \cdot [P]_{O3} \quad (5.6.)$$

По формуле 5.6. были проведены расчеты динамики фосфорной нагрузки на озеро Тайху за период с 1985 г. по 2012 г. Результаты расчетов были сопоставлены с критической (максимальной) фосфорной нагрузкой на это озеро $L_P^{МАК} = 39 \text{ мгР/м}^2 \cdot \text{год}$ (таблица 5.22. и рисунок 5.38.).

Таблица 5.22. - Динамика фосфорной нагрузки на озеро Тайху

Год	[P] _{оз} , мкг/дм ³	L _P , мгР/м ² ·год	L _P / L _P ^{МАК}	Год	[P] _{оз} , мкг/дм ³	L _P , мгР/м ² ·год	L _P / L _P ^{МАК}
1	2	3	4	5	6	7	8
1985	26	289	7,4	1999	86	955	24,5
1986	31	344	8,8	2000	123	1365	35,0
1987	29	322	8,3	2001	105	1166	29,9
1988	44	488	12,5	2002	79	877	22,5
1989	47	522	13,4	2003	73	810	20,8
1990	62	688	17,6	2004	82	910	23,3
1991	70	777	19,9	2005	79	877	22,5
1992	71	788	20,2	2006	95	1055	27,1
1993	117	1299	33,3	2007	150	1665	42,7
1994	62	688	17,6	2008	74	821	21,1
1995	82	910	23,3	2009	57	633	16,2
1996	92	1021	26,2	2010	44	488	12,5
1997	107	1188	30,5	2011	50	555	14,2
1998	101	1121	28,7	2012	54	599	15,4

Как следует из таблицы 5.22., за весь период наблюдений фосфорная нагрузка на озеро Тайху существенно превышала максимальную нагрузку. В среднем за период с 1985 г. по 2012 г. фактическая нагрузка фосфором общим на озеро была в 21,3 раза выше максимально допустимой нагрузки [Хуан, Фруммин, 2012].

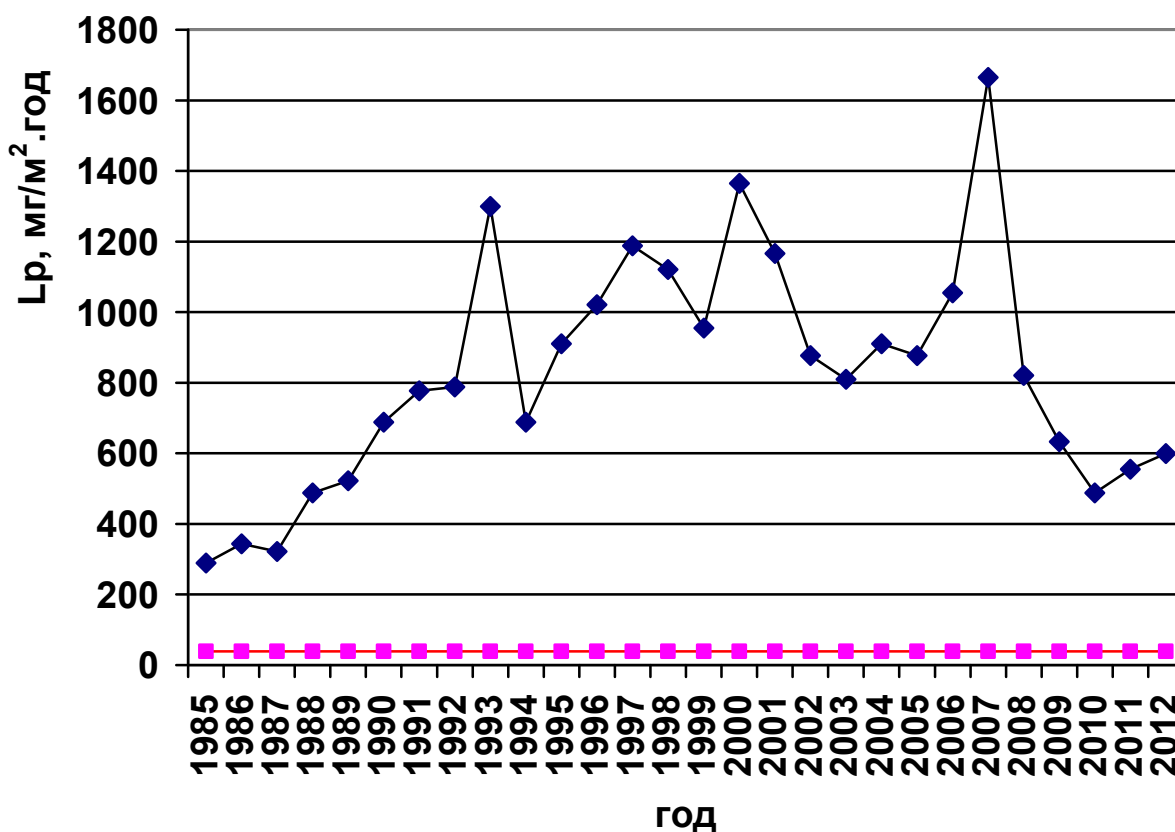


Рисунок 5.38. - Межгодовая динамика нагрузки фосфором общим на озеро Тайху (линия, параллельная оси абсцисс, – предельно допустимая нагрузка)

5.8. Содержание хлорофилла

Хлорофилл - зелёный пигмент, обуславливающий окраску хлоропластов растений в зелёный цвет. При его участии осуществляется процесс фотосинтеза. По химическому строению хлорофиллы - магниевые комплексы различных тетрапирролов.

Хлорофилл присутствует во всех фотосинтезирующих организмах - высших растениях, водорослях, сине-зелёных водорослях (цианобактериях), фотоавтотрофных простейших (протистах) и бактериях.

Определение степени загрязнения водоемов можно проводить с помощью нескольких методов. Биологический метод анализа качества воды по содержанию фотосинтетических пигментов широко используется при оценке состояния водотоков и водоемов и контроля качества воды в них. Незаменимая роль фотопигментов в мониторинге обусловлена

непосредственным участием в фотосинтетическом процессе новообразования органического вещества, а также глобальной значимостью этих веществ как экологических маркеров при изучении продукции и деструкции.

Роль автотрофных организмов в функционировании водных и наземных экосистем общеизвестна. К сообществам организмов, создающим первичную продукцию в водных объектах, относятся фитопланктон, перифитон и высшая водная растительность. Синтез органических веществ хлорофиллсодержащими организмами является энергетической основой для всех последующих звеньев трофической цепи. Количественные характеристики первичной продукции отражают эффективность продукционных процессов и уровень трофии водоемов, составляют основу их трофической и рыбохозяйственной классификации, входят в число показателей эколого-санитарной оценки качества вод [Винберг, 1960; Бульон, 1987]. Среди показателей продуктивности автотрофных организмов важное место занимает хлорофилл *a*.

По хлорофиллу оценивают степень развития водорослей, их биомассу, ассимиляционную активность, косвенно первичную продукцию, судят об уровне нагрузки биогенными элементами водных объектов в целом. Определение фотосинтетических пигментов входит в программы по мониторингу пресноводных и морских экосистем.

Количественные данные по первичной продукции лежат в основе трофической классификации водоемов, которая, в свою очередь, служит для рыбохозяйственной типологии водных ресурсов. Благодаря широкому кругу вопросов, решаемых с помощью исследований первичной продукции, эта тематика стала центральным звеном, как лимнологии, так и океанологии, и к настоящему времени достигла уровня особой гидробиологической дисциплины [Бульон, 1987].

По международным нормам оценки трофического статуса и классов качества вод по концентрации хлорофилла *a* для водной толщи, согласно «Единым критериям качества природных вод», принятым странами СЭВ в

1982 г., принято выделять шесть классов качества вод в соответствии с трофическим статусом водных объектов [Сиренко, 1988].

Для оценки трофности используется множество показателей. Так в работе [Дмитриев, Фрумин, 2004] приведено 48 «критериев распознавания трофности водных экосистем» (валовая или чистая продукция, биомасса или численность фитопланктона, прозрачность и мн. др.). Чаще для количественной оценки трофности используют концентрацию хлорофилла «а». Но его численные значения для одних и тех же типов вод у разных авторов резко отличаются. Так, для эвтрофных водоемов эти колебания составляют от 6 мкг/л до 100 мкг/л [Винберг, 1960; Дмитриев, Фрумин, 2004; Неверова-Дзюпак и др., 2012].

Первичные данные для анализа динамики содержания хлорофилла «а» в озере Тайху представлены в таблице 5.23.

Таблице 5.23. - Содержание хлорофилла «а» в озере Тайху, мкг/дм³

Год	Chl «а»	Год	Chl «а»	Год	Chl «а»
1985	19,5	1995	20,4	2005	21,3
1986	19,0	1996	24,1	2006	37,7
1987	22,6	1997	23,7	2007	36,7
1988	23,5	1998	27,2	2008	36,0
1989	20,0	1999	22,6	2009	33,3
1990	34,1	2000	35,6	2010	28,7
1991	18,2	2001	31,7	2011	24,6
1992	19,6	2002	24,8	2012	27,6
1993	23,5	2003	19,9	-	-
1994	29,6	2004	29,9	-	-

Анализ данных, приведенных в таблице 5.23. и на рисунке 5.39., свидетельствует о наличии тренда повышения содержания хлорофилла «а» в озере Тайху за период с 1985 г. по 2012 г. При этом максимальные значения

концентраций хлорофилла «a» были зафиксированы в 1990 г. (34,1 мкг/дм³), 2000 г. (35,6 мкг/дм³) и 2006 г. (37,7 мкг/дм³).

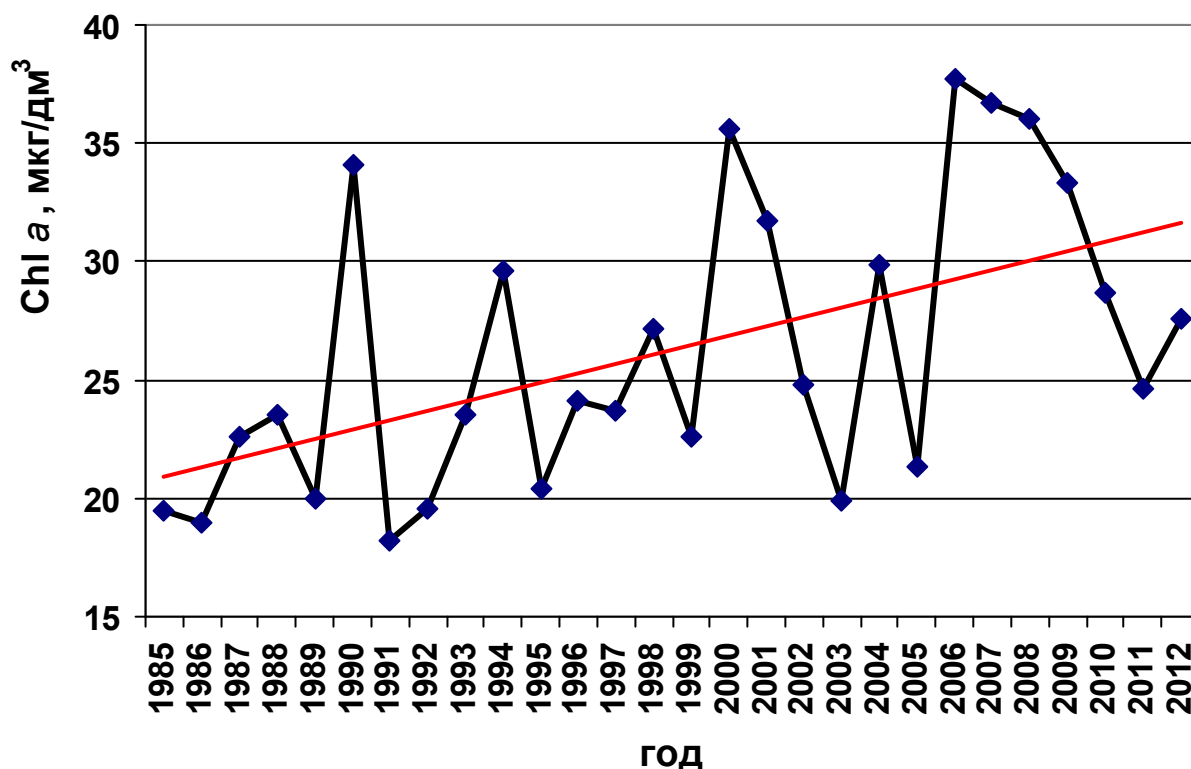


Рисунок 5.39. - Межгодовая динамика содержания хлорофилла «a» в озере Тайху

Для внутригодового распределения хлорофилла «a» в озере Тайху характерно наличие экстремального (максимального) значения в определенный сезон года (таблица 5.24. и рисунки 5.40. – 5. 47).

За период с 1985 г. по 2012 г. максимальные значения содержания хлорофилла «a» были обнаружены 12 раз в августе, 9 раз – в июле, 5 раз – в сентябре, 3 раза – в октябре и один раз – в июне [Фруммин, Хуан, 2012].

Таблица 5.24. - Внутригодовые максимальные концентрации хлорофилла «a» в озере Тайху, мкг/дм³

Год	Chl «a»	месяц	Год	Chl «a»	месяц	Год	Chl «a»	месяц
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1985	31,1	сентябрь	1995	32,2	сентябрь	2005	28,0	август

продолжение таблицы 5.24.								
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1986	32,2	сентябрь	1996	41,6	август	2006	70,3	июль
1987	45,6	август	1997	40,1	октябрь	2007	63,9	июнь
1988	34,7	июль	1998	56,2	июль, август	2008	62,3	август
1989	30,4	август	1999	48,4	октябрь	2009	60,4	июль
1990	61,2	июль	2000	68,3	июль	2010	58,2	июль
1991	24,7	август, сентябрь	2001	50,8	август	2011	42,4	июль
1992	27,6	август	2002	44,4	октябрь	2012	40,1	август
1993	33,3	август	2003	31,9	сентябрь	-	-	-
1994	52,2	август	2004	52,5	июль	-	-	-

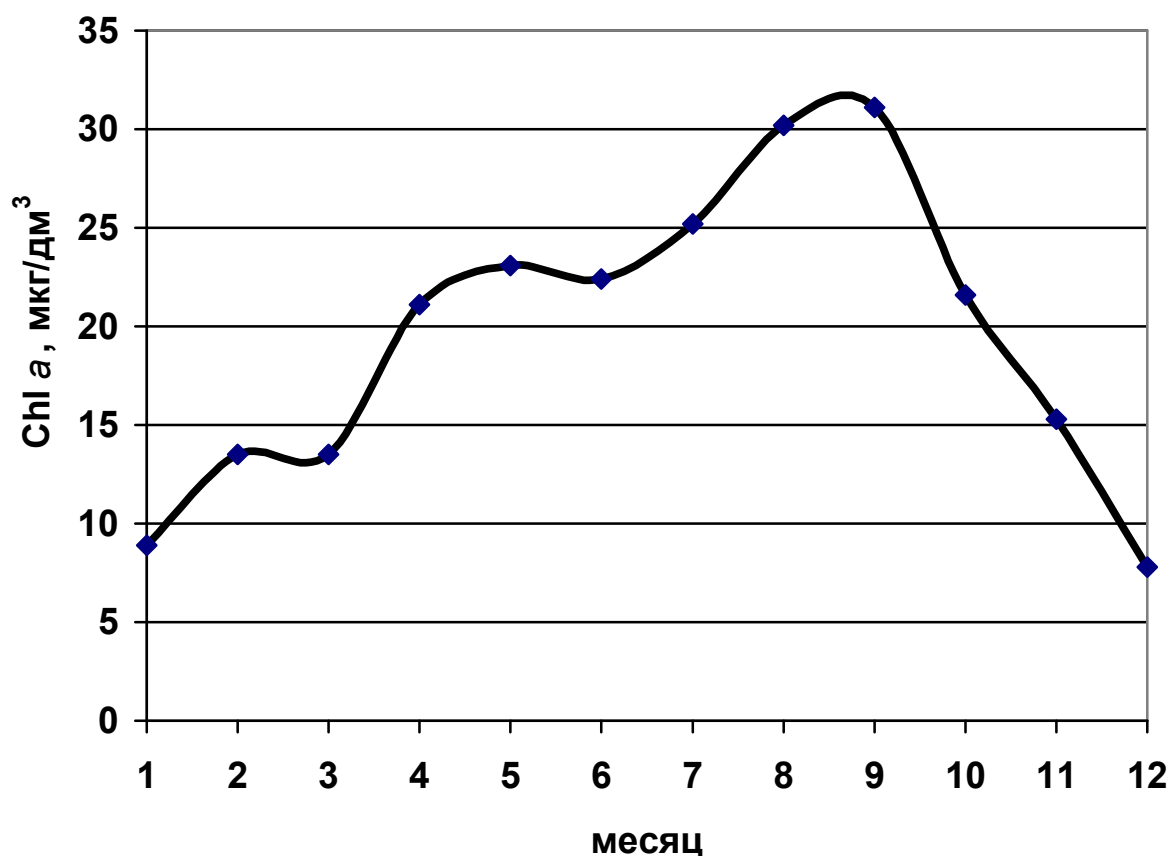


Рисунок 5.40. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «а» в озере Тайху в 1985 г.

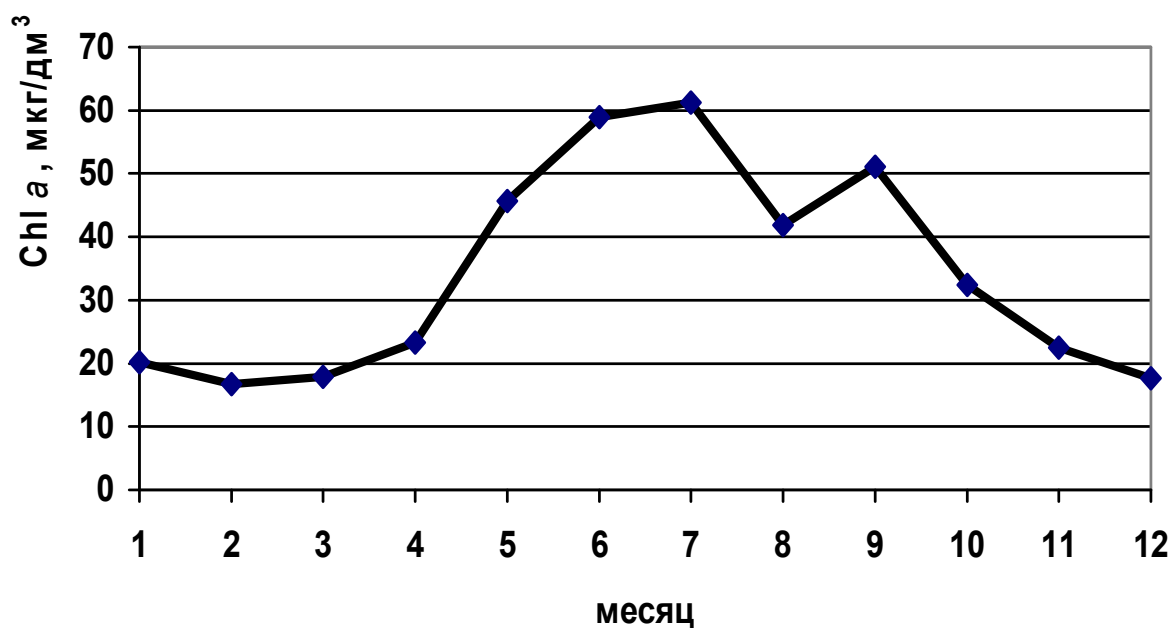


Рисунок 5.41. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «a» в озере Тайху в 1990 г.

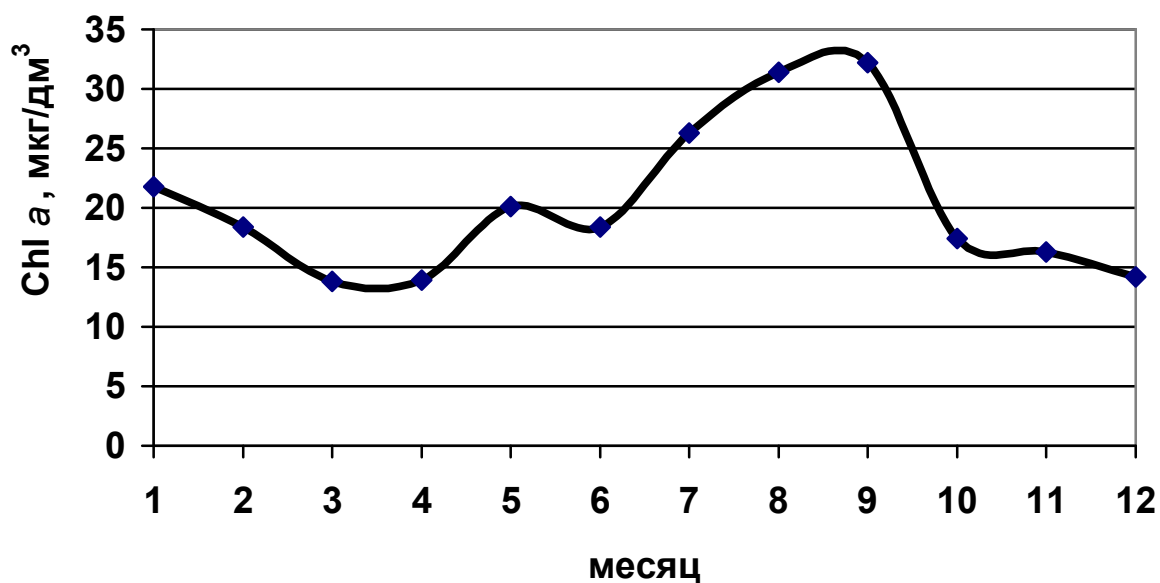


Рисунок 5.42. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «a» в озере Тайху в 1995 г.

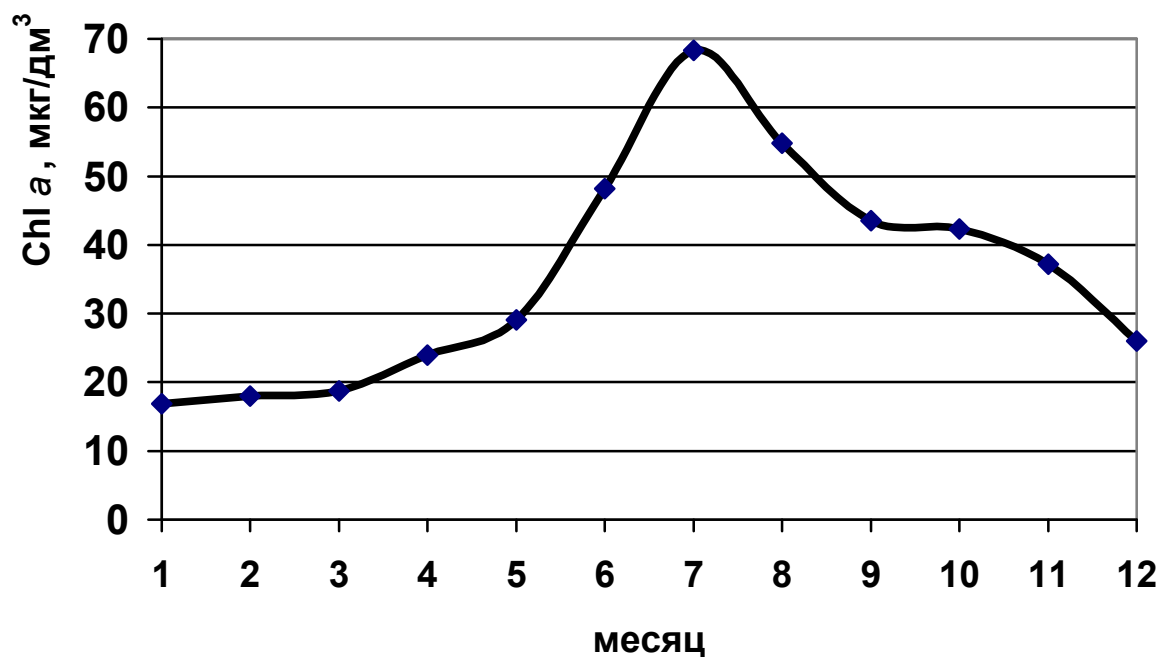


Рисунок 5.43. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «a» в озере Тайху в 2000 г.

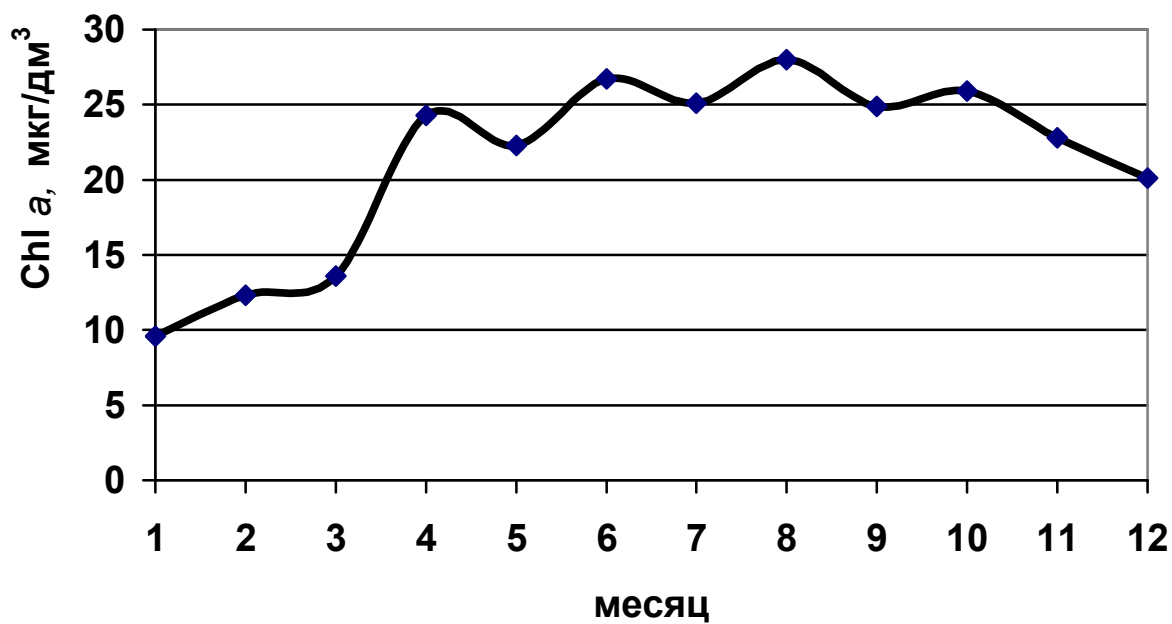


Рисунок 5.44. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «a» в озере Тайху в 2005 г.

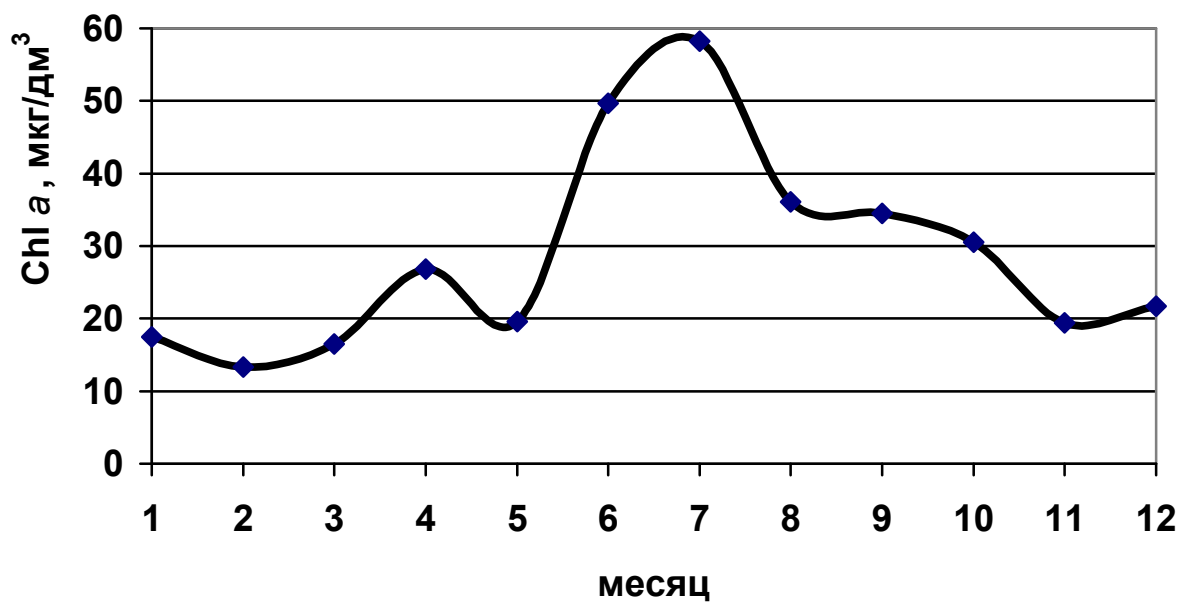


Рисунок 5.45. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «а» в озере Тайху в 2010 г.

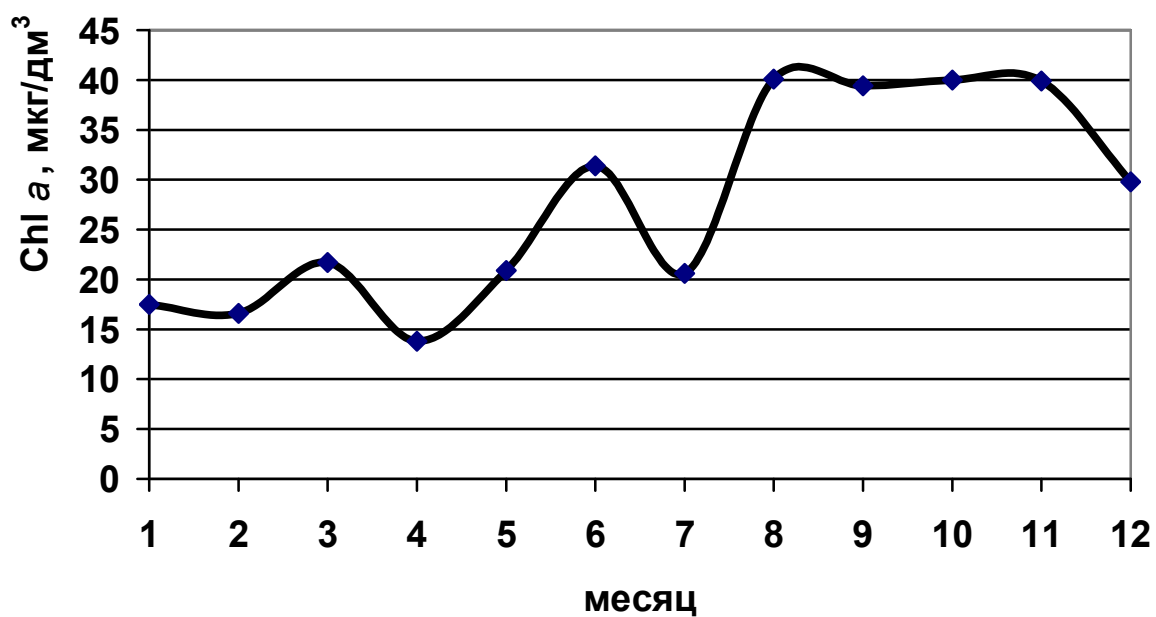


Рисунок 5.46. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «а» в озере Тайху в 2012 г.

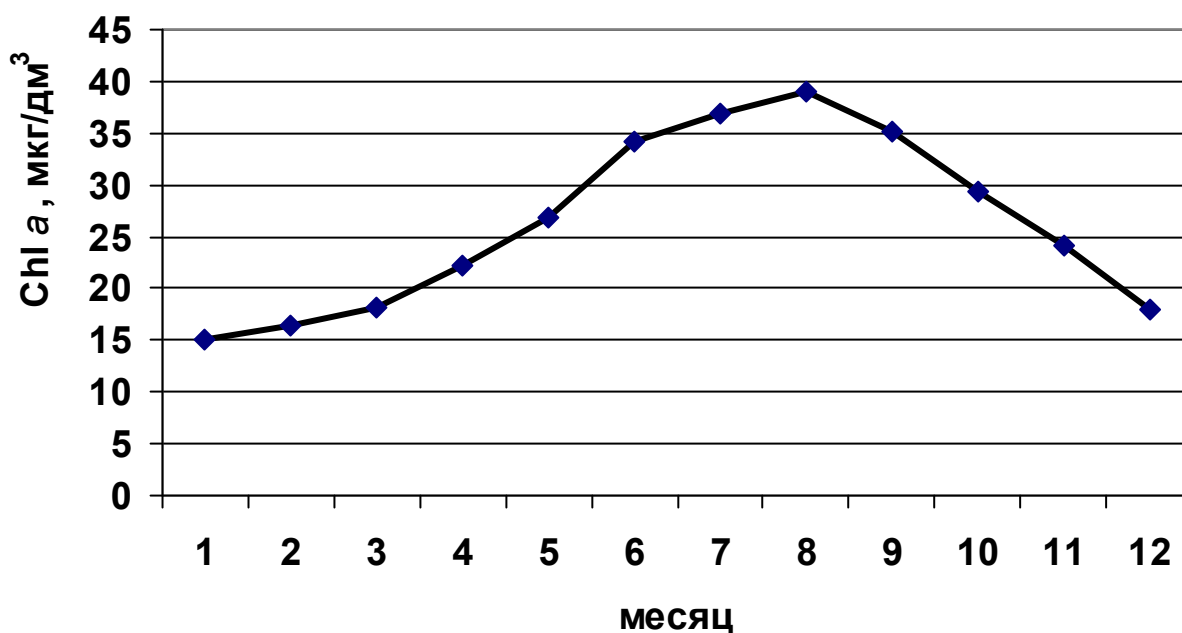


Рисунок 5.47. - Динамика внутригодового содержания хлорофилла «а» в озере Тайху (усредненные даны за период с 1985 г. по 2012 г.)

Распределение хлорофилла «а» по акватории озера Тайху имеет неравномерный характер. На рисунке 5.48. приведено условное распределение степеней эвтрофирования различных субакваторий озера Тайху.

С этой целью были проведены расчеты средних концентраций хлорофилла «а» в различных субакваториях за период с 1998 г. по 2004 г. (таблица 5.25.).

Таблица 5.25. - Распределение средних концентраций хлорофилла «а» по субакваториям озера Тайху за период с 1998 г. по 2004 г.

Субакватория	I	II	III	IV	V
Chl «а», мкг/дм ³	11,1	13,9	19,5	37,1	55,3

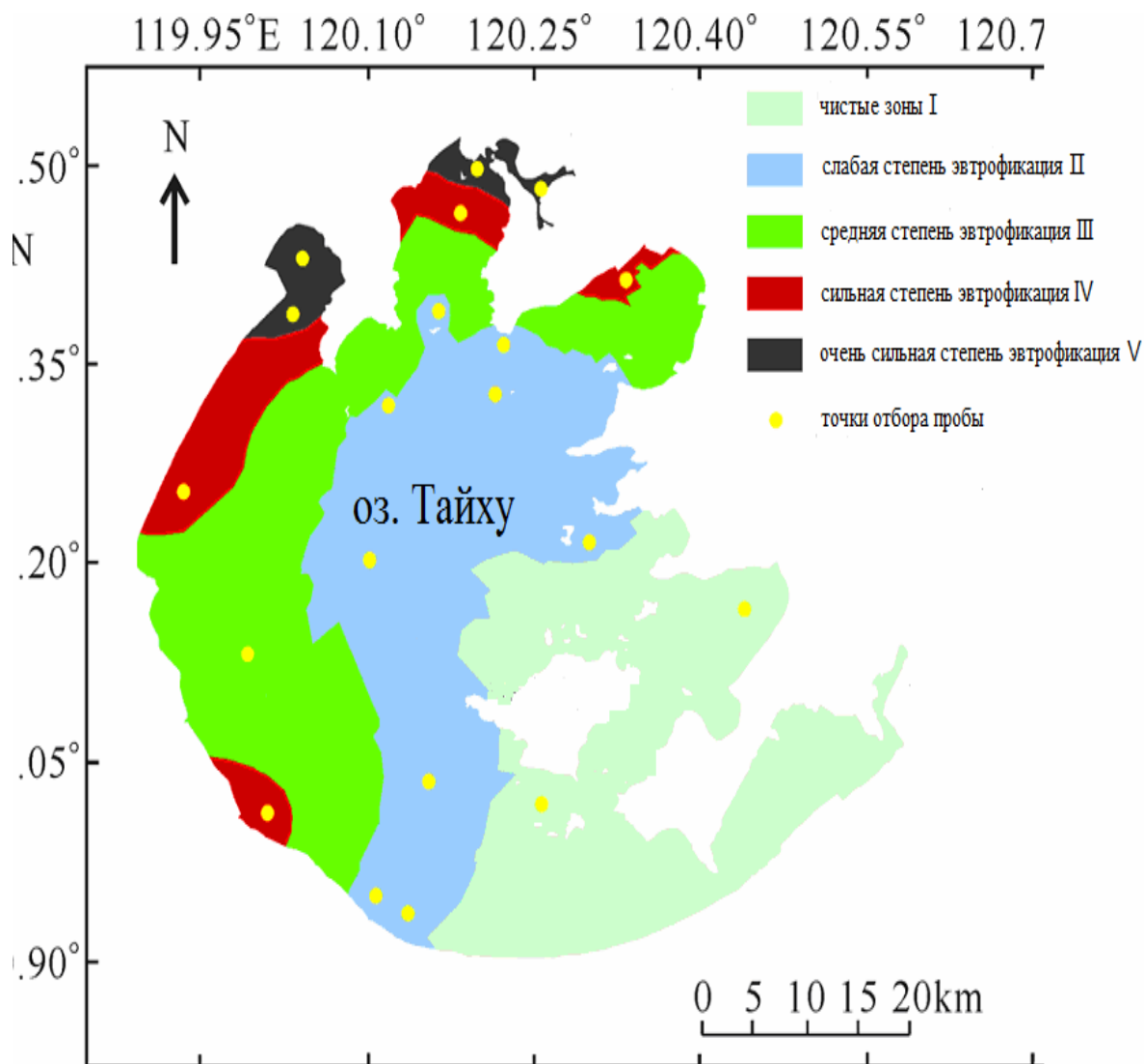


Рисунок 5.48. - Распределение уровней эвтрофирования субэкваторий озера Тайху по содержанию хлорофилла «а» (усредненные данные за период 1998-2004 гг.)

Используя формулы, приведенные в таблице 3.18., были рассчитаны вероятности трофического статуса озера Тайху за период с 1985 г. по 2012 г. (таблица 5.26.).

Результаты анализа таблицы 5.26. показывают, что за период с 1985 г. по 2012 г. 16 раз озеро Тайху характеризуется как гипертрофно-эвтрофное (57,1%) и 12 раз (42,9%) – как эвтрофно-гипертрофное.

Таким образом, озеро Тайху чрезвычайно эвтрофировано, что требует принятия незамедлительных управленческих решений, направленных на деэвтрофирование озера.

Таблица 5.26. - Вероятности трофического статуса озера Тайху по содержанию хлорофилла «а»

Год	*Chl «а», мг/м ³	μ ₀	μ _м	μ _э	μ _{гт}	Трофический статус
1	2	3	4	5	6	7
1985	19,5	0,00	0,09	0,58	0,33	гипертрофно-эвтрофный
1986	19,0	0,00	0,09	0,59	0,32	гипертрофно-эвтрофный
1987	22,6	0,00	0,06	0,53	0,41	гипертрофно-эвтрофный
1988	23,5	0,00	0,05	0,52	0,43	гипертрофно-эвтрофный
1989	20,0	0,00	0,08	0,58	0,34	гипертрофно-эвтрофный
1990	34,1	0,00	0,01	0,34	0,65	эвтрофно-гипертрофный
1991	18,2	0,01	0,10	0,60	0,29	гипертрофно-эвтрофный
1992	19,6	0,00	0,08	0,58	0,34	гипертрофно-эвтрофный
1993	23,5	0,00	0,05	0,52	0,43	гипертрофно-эвтрофный
1994	29,6	0,00	0,02	0,41	0,57	эвтрофно-гипертрофный
1995	20,4	0,00	0,08	0,57	0,35	гипертрофно-эвтрофный
1996	24,1	0,00	0,05	0,51	0,44	гипертрофно-эвтрофный
1997	23,7	0,00	0,05	0,51	0,44	гипертрофно-эвтрофный
1998	27,2	0,00	0,03	0,45	0,52	эвтрофно-гипертрофный
1999	22,6	0,00	0,06	0,53	0,41	гипертрофно-эвтрофный
2000	35,6	0,00	0,01	0,32	0,67	эвтрофно-гипертрофный
2001	31,7	0,00	0,02	0,37	0,61	эвтрофно-гипертрофный
2002	24,8	0,00	0,04	0,49	0,47	гипертрофно-эвтрофный
2003	19,9	0,00	0,08	0,58	0,34	гипертрофно-эвтрофный
2004	29,9	0,00	0,02	0,40	0,58	эвтрофно-гипертрофный
2005	21,3	0,00	0,07	0,55	0,38	гипертрофно-эвтрофный
2006	37,7	0,00	0,01	0,33	0,66	эвтрофно-гипертрофный
2007	36,7	0,00	0,01	0,30	0,69	эвтрофно-гипертрофный

продолжение таблицы 5.26.						
1	2	3	4	5	6	7
2008	36,0	0,00	0,01	0,31	0,68	эвтрофно-гипертрофный
2009	33,3	0,00	0,01	0,35	0,64	эвтрофно-гипертрофный
2010	28,7	0,00	0,02	0,42	0,56	эвтрофно-гипертрофный
2011	24,6	0,00	0,04	0,50	0,46	гипертрофно-эвтрофный
2012	27,6	0,00	0,03	0,44	0,53	эвтрофно-гипертрофный

Примечание. *средние за год концентрации хлорофилла «а».

5.9. Мероприятия по деэвтрофированию экосистемы озера Тайху

За период с 1985 г. по 2012 г. нагрузка фосфором общим на озеро Тайху в среднем составила $L_p = 829 \text{ мгР/м}^2 \cdot \text{год}$ при максимально допустимой нагрузке $L_p^{\text{МАК}} = 39 \text{ мгР/м}^2 \cdot \text{год}$.

Таким образом, для деэвтрофирования озера Тайху до статуса олиготрофного озера необходимо существенно снизить фосфорную нагрузку с $829 \text{ мгР/м}^2 \cdot \text{год}$ до $39 \text{ мгР/м}^2 \cdot \text{год}$.

К настоящему времени разработаны различные методы деэвтрофирования озер, которые могут быть сведены к двум основным вариантам: мероприятия на водосборе и мероприятия в водоеме (рисунок 5.49.) [Даценко, 1991; Прыткова, 2002; Теория и практика..., 2007; Измайлова, 2007].

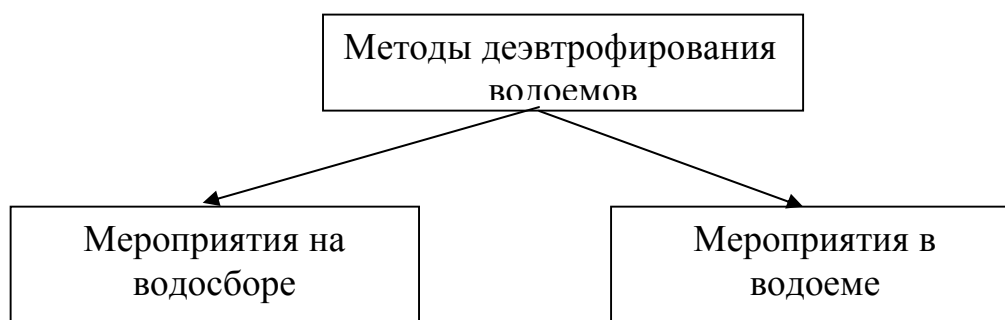


Рисунок 5.49. - Основные варианты деэвтрофирования водоемов

Основная цель комплекса мероприятий на водосборе – контроль и ограничение поступления минеральных биогенных и органических веществ из точечных и рассеянных (диффузных) антропогенных источников. Проблема ликвидации или ограничения точечных источников решается в основном экономико-административными и технологическими мерами – жестким контролем за сбросом неочищенных сточных вод, внедрением передовых технологий очистки сточных вод от фосфора. Значительно сложнее контролировать и регулировать рассеянные источники, связанные, главным образом, с развитием сельского хозяйства на водосборе водоема. По современным оценкам из отраслей сельского хозяйства наибольший вклад в загрязнение поверхностных и подземных вод азотом и фосфором вносит животноводство. В современных животноводческих хозяйствах не утилизируется и в конечном итоге попадает в водные объекты 15-30% фосфора, содержащегося в экскрементах, а в экстремальных условиях эта величина может превышать и 50%.

Для регулирования мероприятий на водосборе могут быть использованы следующие природоохранные мероприятия:

- Замена пахотных земель пастбищами и сенокосами.
- Уменьшение норм внесения минеральных удобрений.
- Лесопосадки в прибрежной зоне.
- Вынос за пределы водосбора сельскохозяйственных ферм.

Особо следует отметить, что как бы ни были эффективны мероприятия по снижению внешней биогенной нагрузки на водоем, во многих случаях они оказываются явно недостаточными, и восстановление качества воды в водоеме не наблюдается или происходит крайне медленно. Можно выделить две главные причины такой неэффективности. Во-первых, в тех водоемах, где существенным источником биогенных элементов служат донные отложения, снижение на водосборе биогенной нагрузки увеличивает диффузионный градиент концентраций этих элементов между водой и донными отложениями, ускоряя таким образом поступление содержащих их

веществ из донных отложений в воду. Эта буферная способность эвтрофных и гиперэвтрофных водоемов не даст ощутимых результатов мероприятий на водосборе до тех пор, пока не исчерпается запас биогенных веществ в донных отложениях.

Поэтому, наряду с контролем внешней биогенной нагрузки необходимы при управлении процессом эвтрофирования водоема мероприятия, направленные на регулирование внутриводоемных процессов с целью снижения продуктивности экосистемы.

Для регулирования мероприятий в водоеме могут быть использованы следующие природоохранные мероприятия:

- * Удаление верхнего слоя донных отложений.
- * Дестратификация водоема.
- * Механическое удаление высшей водной растительности.
- * Направленное воздействие на структуру трофических цепей.

Удаление верхнего слоя донных отложений направлено на ликвидацию или ограничение одного из важнейших внутриводоемых источников биогенных элементов. Несомненные преимущества метода в том, что вместе с донными отложениями удаляются и накопленные в них токсические вещества, а также несколько увеличивается глубина водоема. Однако, этот метод технически осуществим только на мелководных водоемах. Кроме того, неизбежен ущерб донной фауне водоема, а следовательно, и его экосистеме. Это один из самых дорогих методов, применяемый в исключительных случаях.

Добиться снижения концентрации биогенных веществ в водоеме можно также путем дестратификации - регулирования его водного режима. Наиболее распространенный метод улучшения экологического состояния водоемов - аэрация гипolimниона. Повышение содержания кислорода в глубинных слоях водоема изменяет условия среды в гипolimнионе с восстановительных на окислительные. Это, в свою очередь, снижает интенсивность потока биогенных элементов из донных отложений,

прекращается образование сероводорода. Однако, при использовании метода аэрации гипolimниона, нередко возникает проблема появления обратного эффекта – увеличения продуктивности водоема в результате выноса биогенов из гипolimниона в теплый и освещенный эпилимнион.

Для механического удаления высшей водной растительности широко применяется метод скашивания макрофитов на мелководьях водоемов специально разработанными косилками. Опыт использования косилок имеется как в России, так и в других странах. Однако, в глубоких водоемах с небольшими площадями, занятыми высшей водной растительностью, эффективность этого метода невысока.

Среди попыток направленного воздействия на экосистемы водоема особое место занимают методы, называемые **биоманипуляцией**. При изменении структуры экосистемы наиболее серьезного внимания заслуживают попытки искусственного регулирования пищевых взаимоотношений в экосистеме. Этот способ регулирования процессов в экосистеме уже давно привлекает внимание лимнологов. Еще в 60-х годах было показано, что в небольших прудах возможно влиять на уровень развития фитопланктона путем регулирования численности планктоноядного зоопланктона посредством контроля прудовой ихтиофауны. Регулирование популяции фитопланктона производится при этом путем увеличения давления на него со стороны зоопланктона. При этом более интенсивное развитие растительноядного зоопланктона предполагается поддерживать путем активного удаления планктоноядных видов рыб. Однако, случаи реализации этого пути регулирования эвтрофирования показали, что в каскадной трофической цепочке нередко наблюдается разобщение в паре дафнии-фитопланктон, вызванное неспособностью дафний потреблять виды колониальных или нитчатых синезеленых водорослей. Более того, выедая конкурентов этих водорослей дафнии способствуют их массовому развитию.

Альтернативой этому методу, затрагивающему очень тонкие механизмы пищевых взаимоотношений и потому далеко не всегда

успешному, представляется вселение фитопланктоноядных рыб с целью усиления прямого выедания фитопланктона ихтиофауной.

В наиболее полных обзорах методов биорегулирования подчеркивается, что достаточно успешным эти методы могут быть при следующих условиях: водоем должен быть мезотрофным или находиться в начале стадии эвтрофирования; водоем должен быть относительно мелким; регулирование численности ихтиофауны должно строго контролироваться специалистами; методы и характер регулирования могут постоянно изменяться.

Вселение растительноядных, в частности планктоноядных, рыб широко практикуется в водоемах теплого климата, в частности на водохранилищах юга России и странах Средней Азии бывшего СССР. Разведением растительноядного толстолобика широко занимались в бывшей ГДР, где создавались специальные бассейны для разведения мальков в подогретых водах.

Значительное увеличение массива сине-зеленых водорослей в озере Тайху с апреля 2007 г. вызвало массовый падеж рыбы и ухудшение качества питьевой воды. Для выправления ситуации местные правительства приняли ряд мер, в том числе закрытие прибрежных промышленных предприятий и увеличение поголовья рыбы в озере. С 2009 г. прибрежные города Сучжоу, Уси, Чанчжоу и Хучжоу совместно инициировали проведение «Праздника выпуска рыбы». Более 20 миллионов мальков рыбы разных пород были выпущены в озеро Тайху для борьбы с сине-зелеными водорослями, поставившими водоем на грань выживания.

В работе [Левич, 2000] на основе метода регулирования состава альгоценозов предложен биотический подход к деэвтрофированию «цветущих» водоемов. Новизна метода заключена в замене трудноосуществимого пути по снижению биогенной нагрузки на высокотехнологичный прием дополнительного удобрения эвтрофированных вод с последующей утилизацией избыточной первичной продукции высшими

звеньями трофической цепи. Изменяя отношение ресурсов в среде (например, N/P), можно изменить видовой состав фитопланктона в «цветущем» водоеме таким образом, что избыточная биомасса будет представлена видами, доступными для потребления первичными консументами, то есть будет выведена из «трофического тупика». При этом вместо технологически сложных приемов снижения биогенной нагрузки на водоем можно применить более простые способы, основанные на добавлении в водоем биогенных элементов (удобрении водоема), необходимых для «более съедобных» видов микроводорослей.

Предлагаемый экологический путь избавления от избыточной (вследствие фосфорного обогащения) продукции трофически неиспользуемых цианобактерий включает два шага экосистемного управления. Первый шаг — биогенное манипулирование - состоит в увеличении в воде отношения количеств азота и фосфора. Нетрадиционность метода заключается в том, что необходимое увеличение достигается не за счет снижения количества фосфора, а за счет добавления в уже эвтрофированный водоем соединений азота. Как показывают экспериментальные и модельные исследования, такая биогенная манипуляция приводит к подавлению цветения цианобактерий и доминированию хлорококковых микроводорослей. Вторым шагом управления - биоманипулирование - заключается в интродукции в водоем потребителей фитопланктона - мирного зоопланктона или фитопланктоядных рыб, переводящих избыточную первичную продукцию активно потребляемых ими хлорококковых во вторичную продукцию консументов. Именно поэтому вслед за пиком «цветения» водорослей следуют пики численности зоопланктона и т. д. Таким образом, парадоксальное добавление азотных форм в обогащенный фосфором водоем приводит не к усугублению, а к ликвидации нежелательных последствий эвтрофирования [Левич, 1995].

По нашему мнению, для существенного снижения антропогенной биогенной нагрузки на мелководное пресноводное озеро Тайху необходимо:

проводить полную очистку коммунально-бытовых и промышленных сточных вод, используя современные технологии; снизить нормы внесения минеральных фосфорсодержащих удобрений; создать лесопосадки в прибрежной зоне; вынести за пределы водосбора сельскохозяйственные фермы; удалить верхний слой донных отложений и регулярно проводить скашивание макрофитов.

ВЫВОДЫ

1. Пресноводные озера Китая испытывают существенную антропогенную биогенную нагрузку, обусловленную поступлением в них коммунально-бытовых, сельскохозяйственных и промышленных сточных вод. Главная проблема пресноводных озер Китая – эвтрофирование. По глубине видимости диска Секки 69,5% озер характеризуются как гипертрофные, 18,9% - как эвтрофные, 4,9% - как мезотрофные, 4,9% - как олиготрофные и 1,8% - как ультраолиготрофные (объем выборки 164 озера). По величинам индекса Карлсона 12,9% озер характеризуются как мезотрофные, 54,8% - как эвтрофные и 32,3% - как гипертрофные (объем выборки 31 озеро).
2. Существующие классификации трофического статуса водных объектов ориентированы на разные фиксированные показатели и их комплексы. Наиболее надежный метод определения трофического статуса водоемов состоит в отказе от использования фиксированных категорий. Разработанный по заказу ОЭРК (Организация экономического развития и кооперации) графический метод вероятностной оценки трофического статуса водных объектов не позволяет давать точные оценки трофического статуса, так как кривые распределения содержания фосфора общего, концентраций хлорофилла «а» и глубины видимости диска Секки варьируют в весьма широких пределах (от 1 мг/м³ до 1000 мг/м³ для фосфора общего, от ≤1,0 мг/м³ до >100 мг/м³ для хлорофилла «а» и от 0 м до >50 м для глубины видимости диска Секки). Разработанная методика аналитической вероятностной оценки трофического статуса водных объектов позволяет повысить точность проводимых расчетов.

3. По шкале Чеддока теснота связи между средними и максимальными глубинами пресноводных озер Китая характеризуется как «высокая» (коэффициент корреляции $r = 0,85$ при объеме выборки 300 озер).
4. Величины максимально допустимых фосфорных нагрузок на пресноводные озера Китая, позволяющих им оставаться в олиготрофном статусе, варьируют в широком интервале от $0,015 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$ (озеро Jiaogang) до $0,442 \text{ гР/м}^2 \cdot \text{год}$ (озеро Nanasi), то есть почти в 30 раз в зависимости от глубины озера (объем выборки 145 озер). Предельно допустимые модули стока фосфора общего в пресноводные озера Китая варьирует от $0,1 \text{ кгР/км}^2$ (озеро Gasikulei) до $43,6 \text{ кгР/км}^2$ (озеро Namu Co) (объем выборки 65 озер).
5. В среднем за период с 1985 г. по 2012 г. максимальное значение температуры воды озера Тайху характерно для июля ($31,83^{\circ}\text{C}$), а минимальное – для января ($4,15^{\circ}\text{C}$).
6. За весь период наблюдений с 1985 г. по 2012 г. процент насыщения воды кислородом был, как правило, не менее 75%. Степень загрязненности озера Тайху легкоокисляемыми органическими соединениями (по БПК₅) варьировала от «чистого» в 1990 г. до «грязного» в 2006 г. и 2009 г. В остальные годы озеро Тайху характеризуется как «умеренно загрязненное». За период с 1990 г. по 2012 г. зафиксирован тренд увеличения загрязненности озера Тайху легкоокисляемыми органическими соединениями. В наибольшей степени загрязнение озера Тайху легкоокисляющимися органическими соединениями характерно для зимнего периода с декабря по февраль.
7. Основными источниками поступления биогенных элементов в озеро Тайху являются коммунально-бытовые сточные воды, неточечные (диффузные) источники и сточные воды промышленных предприятий. Наибольшее количество фосфора общего (60%) поступает в озеро Тайху с коммунально-бытовыми сточными водами. Это обусловлено большим количеством населения, проживающего на водосборе озера (в 2010 г. – 41920000 человек). Наибольшее количество азота общего (55%) поступает в озеро Тайху от диффузных источников, то есть с сельскохозяйственных полей, что

обусловлено использованием азотсодержащих удобрений и азотсодержащих пестицидов.

8. За весь период наблюдений с 1985 г. по 2012 г. содержание кремния в озере было значительно меньше ПДК, то есть меньше 10 мг/дм^3 . За весь период наблюдений с 1985 г. по 2012 г. не зафиксированы концентрации азота нитратов, превысившие ПДК. С 1985 г. по 2011 г. содержание азота аммонийного не превышало ПДК. В 2012 г. содержание азота аммонийного было выше ПДК и составило $0,78 \text{ мг/дм}^3$, что почти в два раза выше ПДК. С 1985 г. по 2012 г. было зафиксировано существенное превышение концентраций азота нитритов над их ПДК (ПДК = $0,02 \text{ мг/дм}^3$). Особенно высокие концентрации азота нитритов были зафиксированы в 2012 г. В феврале 2012 г. концентрация азота нитритов в озере Тайху превышала ПДК в 399 раз, в марте – в 333 раза, в апреле – в 301 раз. Наименьшее, но также достаточно высокое превышение ПДК зафиксировано в декабре (в 149 раз).

Содержание азота общего в озере Тайху в 1985 г. составляло $0,653 \text{ мг/дм}^3$, а в 2012 г. – $3,324 \text{ мг/дм}^3$, то есть возросло в пять раз. За период с 1985 г. по 2012 г. линия тренда имеет тенденцию к возрастанию.

9. В озере Тайху лимитирующим биогенным элементом является фосфор. За весь период мониторинга озера Тайху содержание минерального фосфора (фосфатов) было существенно ниже ПДК. За период мониторинга с 1985 г. по 2012 г. максимальная средняя за год концентрация фосфора общего в озере Тайху определена в 2007 г. (150 мкг/дм^3), а минимальная – в 1985 г. (26 мкг/дм^3). За весь период наблюдений фосфорная нагрузка на озеро Тайху существенно превышала максимальную нагрузку. В среднем за период с 1985 г. по 2012 г. фактическая нагрузка фосфором общим на озеро была в 21,3 раза выше максимально допустимой нагрузки.

10. За период с 1985 г. по 2012 г. зафиксирован тренд повышения содержания хлорофилла «a» в озере Тайху. При этом максимальные значения концентраций хлорофилла «a» были зафиксированы в 1990 г. ($34,1 \text{ мкг/дм}^3$), 2000 г. ($35,6 \text{ мкг/дм}^3$) и 2006 г. ($37,7 \text{ мкг/дм}^3$). Для внутригодового

распределения хлорофилла «а» в озере Тайху характерно наличие экстремального (максимального) значения в определенный сезон года. За период с 1985 г. по 2012 г. максимальные значения содержания хлорофилла «а» были обнаружены 12 раз в августе, 9 раз – в июле, 5 раз – в сентябре, 3 раза – в октябре и один раз – в июне. За период с 1985 г. по 2012 г. 16 раз озеро Тайху характеризуется как гипертрофно-эвтрофное (57,1%) и 12 раз (42,9%) – как эвтрофно-гипертрофное. Таким образом, озеро Тайху чрезвычайно эвтрофировано, что требует принятия незамедлительных управленческих решений, направленных на деэвтрофирование озера.

11. Для деэвтрофирования озера Тайху до статуса олиготрофного озера необходимо существенно снизить фосфорную нагрузку с $829 \text{ мгР/м}^2\cdot\text{год}$ до $39 \text{ мгР/м}^2\cdot\text{год}$. Для существенного снижения антропогенной биогенной нагрузки на мелководное пресноводное озеро Тайху необходимо: проводить полную очистку коммунально-бытовых и промышленных сточных вод от фосфора, используя современные технологии; снизить нормы внесения минеральных фосфорсодержащих удобрений; создать лесопосадки в прибрежной зоне; вынести за пределы водосбора сельскохозяйственные фермы; удалить верхний слой донных отложений и регулярно проводить скашивание макрофитов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А.* Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 270 с.
2. *Андроникова И.Н.* Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов: Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Л., 1989.
3. *Батян А.Н., Фруммин Г.Т., Базылев В.Н.* Основы общей и экологической токсикологии. Учебное пособие. СПб.: СпецЛит, 2009. – 352 с.
4. *Богословский Б.Б.* Озероведение. М.: Издательство Московского университета, 1960. – 336 с.
5. *Бульон В.В.* Первичная продукция планктона и классификация озер // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. Л.: Наука, 1987. - С. 45–51.
6. *Бульон В. В.* Эвтрофирование и деэвтрофирование озер как реакция на изменение фосфорной нагрузки с водосборной площади // Теория и практика восстановления внутренних водоемов / Под ред. Румянцева В. А., Кондратьева С. А. – СПб: Лема, 2007. - С. 44-54.
7. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР. 1960. - 329 с.
8. *Винберг Г.Г., Бауэр О.И.* Биологическая продуктивность континентальных водоемов СССР // Бюллетень МОИП. Отделение биологии. Т. 26, 1971.
9. *Зенин А.А., Белоусова Н.В.* Гидрохимический словарь. Под ред. А.М. Никанорова. Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 240 с.
10. *Гальцова В.В., Дмитриев В.В.* Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем. Учебное пособие. СПб.: СПбГУ, РГГМУ, 2007. – 364 с.
11. *Даценко Ю.С.* Некоторые особенности эвтрофирования водохранилищ // Антропогенные изменения экосистем малых озер (причины, последствия, возможности управления). СПб., 1991. Кн. 1.
12. *Дмитриев В.В.* Диагностика и моделирование водных экосистем. СПб.: СПбГУ, 1995. – 215 с.
13. *Догановский А.М., Малинин В.Н.* Гидросфера Земли. Учебное пособие. СПб.: Гидрометеиздат, 2004. – 631 с.
14. *Дмитриев, В.В., Фруммин Г.Т.* Экологическое нормирование и устойчивость развитие природных систем. СПб.: Наука, 2004. - 291с.
15. *Дрейпер Н. Р., Смит Г.* Прикладной регрессионный анализ. – М.: Финансы и статистика, 1986. 366 с.
16. *Дружинин В.С., Сикан А.В.* Методы статистической обработки гидрометеорологической информации. СПб.: РГГМУ, 2001. – 168 с.
17. *Закс Л.* Статистическое оценивание. М.: Статистика, 1976. – 598 с.
18. *Измайлова А.В.* Зарубежный опыт восстановления внутренних водоемов (по материалам электронной базы данных «Озера Земли») // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. СПб.: Изд-во «Лема», 2007. – С. 153-162.

19. *Исаченко А. Г.* Основные вопросы физической географии. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1953. - 391 с.
20. *Киселев И.А.* Планктон морей и континентальных водоемов. Т. 2. Распределение, сезонная динамика питания и значение. Л.: Наука, 1980 – 440 с.
21. Конвенция ЕЭК ООН по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер 1992 года.
22. *Косов В.И., Иванов В.Н.* Охрана и рациональное использование водных ресурсов. Ч.1 Охрана поверхностных вод: уч. пособие.- Твер. гос. техн. ун-т, 1995.
23. *Котляков В.М., Лосев К.С., И.А. Суетова.* Взаимодействие природы и общества // Известия АН СССР, №3, 1995. – С. 70 -75.
24. *Китаев С.П.* Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. – 395 с.
25. *Красовский Г.И., Филаретов Г.Ф.* Планирование эксперимента. Минск: Изд-во БГУ, 1982. - 302 с.
26. *Кузнецов С.И.* Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л.: Наука, 1970. – 440 с.
27. Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2000. – 490 с.
28. Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее / Под. ред. Румянцева В. А., Драбковой В. Г. – СПб.: Наука, 2002. - 327 с.
29. *Ландау М.А.* Молекулярные механизмы действия физиологически активных соединений. М.: Наука, 1981. – 262 с.
30. *Левич А.П.* Управление структурой фитопланктонных сообществ (эксперимент и моделирование). Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. М: МГУ, 2000. – 37 с.
31. *Левич А.П.* Экологические подходы к регулированию типов цветения эвтрофных водоемов // Доклады Академии наук. 1995. Т.341. №1. С.130-133.
32. *Лит Х.* Моделирование первичной продуктивности Земного шара // Экология. 1974. - № 2. - С. 13-23.
33. *Макарова Н.В., Трофимец В.Я.* Статистика в Excel. М.: Финансы и статистика, 2002. – 368 с.
34. *Мамчур Е.А.* Проблема выбора теории. М., Наука, 1971. – 287 с.
35. *Мартынова М.В.* Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. М.: Наука, 1984.
36. *Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А.* Формирование химического состава вод озер в условиях изменения окружающей среды. М.: Наука, 2010. – 268 с.
37. *Науменко М.А.* Эвтрофирование озер и водохранилищ. Учебное пособие. СПб.: РГГМУ, 2007. – 100 с.
38. *Неверова-Дзионак Е.В., Цветкова Л.И., Макарова С.В., Киселев А.В.* Об экологической безопасности водных объектов // Современные проблемы науки и образования. №3. – 2012.

39. *Никаноров А.М.* Гидрохимия: Учебник. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
40. *Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н.* Методы исследования качества воды водоемов. Под ред. А.П. Шицковой. М.: Медицина, 1990. – 400 с.
41. *Остроумов С.А.* Синэкологические основы решения проблемы эвтрофирования // ДАН. 2001, том 381. №5. - С.709-712.
42. *Прыткова М.Я.* Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия. СПб: Наука, 2002. – 147 с.
43. РД 52.24.622-2001. Методические указания «Проведение расчетов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков».
44. *Россолимо Л.Л.* Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977. – 205 с.
45. *Рянжин С.В.* Много ли на Земле озер? // Природа, № 4, 2005 г. – С. 17-25.
46. *Сиренко Л.А.* Проблемы эвтрофирования водоемов // Экологическая химия водной среды: материалы I Всесоюзн. школы, Кишинев, 24–26 октября 1985 г. М. 1988. - С. 125–147.
47. Современное состояние экосистемы Ладожского озера / Под. ред. Петровой Н. А., Расплетинной Г. Ф. – Л.: Наука, 1987. 213 с.
48. *Степанова Е. В., Фруммин 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. – Великий Новгород, 2009. - С. 357-361.
49. Теория и практика восстановления внутренних водоемов. СПб.: Изд-во «Лема», 2007. – 394 с.
50. Трансграничное водное сотрудничество в новых независимых государствах. Москва, 31 марта – 1 апреля 2003. Научно-методический центр профсоюза работников АПК, поселок «Московский».
51. *Фруммин Г.Т., Басова С.Л.* Новый подход к оценке состояния водных объектов // Экологическая химия. Т.16. Выпуск 1. 2007. – С. 1-8.
52. *Фруммин Г.Т.* Экологическая химия и экологическая токсикология. Учебное пособие. СПб.: РГГМУ, 2002. – 204 с.
53. *Фруммин Г.Т., Хуан Жань-Жань.* Вероятностная оценка трофического состояния озер Китая // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: тез. докл. IV Международной науч. конф., 12-17 сент. 2011 г., Минск – Нарочь / Белорусский государственный университет. Минск: Изд. центр БГУ, 2011. – С. 189-190.
54. *Фруммин Г.Т., Хуан Жань-Жань.* Оценка трофического состояния некоторых озер Китая. Вузовская наука – региону. Материалы девятой всероссийской научно-технической конференции 25 февраля 2011 г. I том. Вологда: Вологодский государственный технический университет, С. 327-329.

55. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Межгодовая концентрация хлорофилла «а» в озере Тайху. Материалы международной конференции, посвященной 90-летию почетного профессора СПбГУ, доктора географических наук, профессора А.Г. Исаченко. СПб: ВВМ, 2012 – С. 214 -219.
56. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. Материалы Международной научно-практической конференцимм «ГЕОРИСК-2012». Том II. М.: РУДН, 2012. – С. 280-284.
57. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Динамика содержания биогенных элементов в озере Тайху // Экологическая химия. Том 21, выпуск 2, 2012. – С. 74-80.
58. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Динамика содержания биогенных элементов и легкоокисляемых органических веществ в озере Тайху. Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах. Материалы V Всероссийского симпозиума с международным участием. 10-14 сентября 2012 г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2012. – С. 104-106.
59. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Трофическое состояние пресноводных озер Китая // Экологическая химия. Том 20, выпуск 1, 2011г., С. 11-16.
60. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Динамика трофического состояния озера Тайху // Ученые записки РГГМУ, №21, 2011, С.32-37.
61. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Трофический статус пресноводных озер Китая. Материалы VI международной научной конференции «Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон». 2-4 июля 2012 г. СПб.: РГГМУ, 2012. – С.54-55.
62. Фрумин Г.Т., Хуан Жань-Жань. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. Методическое пособие. СПб.: РГГМУ, 2012. – 28 с.
63. Хатчинсон Д. Лимнология. Географические, физические и химические характеристики озер. М.: Прогресс, 1969. – 592 с.
64. Хендерсое-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеоиздат, 1990. – 280 с.
65. Хуан Жань-Жань, Фрумин Г.Т. Трофическое состояние пяти наибольших озер Китая. География: проблемы науки и образования. LXIV Герценовские чтения. Материалы ежегодной Международной научно-практической конференции. СПб.: РГПУ им. А.И.Герцена, 2011. – С. 248-250.
66. Хуан Жань-Жань, Фрумин Г.Т. Трофическое состояние пресноводных озер Китая // Ученые записки РГГМУ №19. СПб.: РГГМУ, 2011. – С. 14-20.
67. Хуан Жань-Жань, Фрумин Г.Т. Критическая фосфорная нагрузка на озеро Тайху. География в системе наук о Земле: современные проблемы науки и образования. Материалы международной конференции, посвященной 165-летию создания Русского Географического Общества и 85-летию организации географического факультета в Санкт-Петербургском (Ленинградском) государственном университете. СПб.: ВВМ, 2012. – С.257-262.

68. Хуан Жань-Жань, Фруммин Г.Т. Динамика содержания фосфора общего в озере Тайху. География: проблемы науки и образования. Материалы ежегодной Международной научно-практической конференции LXV Герценовские чтения, посвященной 215-летию Герценовского университета и 80-летию факультета географии. СПб., 19-21 апреля 2012 г. СПб.: Астерион, 2012. – С. 176-178.
69. Хрисанов Н.И., Осипов Г.К. Управление эвтрофированием водоемов. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. – С.36.
70. Цыцарин Г.В. Введение в гидрохимию. М.: Изд-во МГУ, 1988. - 103 с.
71. Шелутко В.А. Методы обработки и анализа гидрологической информации. Учебно-методическое пособие. СПб.: СПбГУ, 2007. – 192 с.
72. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод / Под ред. Кондратьева К. Я., Коплан-Дикса И. С. – Л.: Наука, 1988. - 204 с.
73. Brylinsky M., Mann K. H. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs // *Limnol. Oceanogr.* 1973. Vol. 18. No. 1. P. 411-453.
74. Carlson, R.E., 1977, A trophic state index for lakes, *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 361-369. Ch. 8.
75. Craig P.N. // *J. Med. Chem.*, 1972, 15, 144-149 (цитировано по Ландау, 1981).
76. Dillon P.J. The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: the importance of flushing rate to the degree of eutrophy in lakes // *Limnol. Oceanogr.*, 1975. Vol. 20. P. 28-29.
77. Dillon P.J. and Rigler F.H. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Department of Zoology, University of Toronto, Toronto, Ontario. 1974, Issue 5, P. 767-773.
78. Forsberg C. Die physiologischen Grundlagen der Gewassereutrophierung // *Z. Wasser- und Abwasser Forsch.* 1979. Bd.2, H.2.
79. Frumin G.T., Khuan Zhan-Zhan. Trophic Status of Fresh-Water Lakes in China // *Russian Journal of General Chemistry.* 2011. Vol. 81. No. 13. pp. 2653-2657.
80. Frumin G.T., Khuan Zhan-Zhan. Probability Estimation of the Trophic Status of freshwater Lakes in China. Abstract Book of the V International Conference – Symposium Ecological Chemistry 2012, pp. 39-40.
81. Frumin G.T., Khuan Zhan-Zhan. Trophic Status of Lakes in China. Материалы Международной молодежной конференции «Науки о Земле и цивилизация». Том. 1. Науки о Земле. СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2012. – С. 153-158.
82. Frumin G.T., Khuan Zhan-Zhan. Trophic Status of Lakes in China. PROCEEDINGS BOOK of INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL HEALTH 2012. 29th May - 1st June 2012, Lisbon, Portugal, Lisbon College of Health Technology. Polytechnical Institute of Lisbon. PP. 62 - 63.
83. Frumin Grigory and Zhan-zhan Khuan Zhan-zhan. Probability Estimation of the Trophic Status of Lakes // *Journal of Environmental Science and Engineering A* 1 (2012) 1083 - 1087.

84. *Frumin G.T., Khuan Zhan-Zhan*. Trophic Status of Fresh-Water Lakes in China. Materials of the VI International conference «Ecological and Hydrometeorological Problems of the Large Cities and Industrial Areas»/ 2-4 July 2012/Saint-Petersburg: RSHU, 2012, pp. 55-56.
85. *Galvez-Cloutier R., Sanchez M*. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada. Monitoring and Recommendations // Water Qual. Res. J. Canada, 2007. Volume 42, No. 4, 252-268.
86. *Håkanson L., Boulion V. V*. The Lake Foodweb – modeling predation and abiotic/biotic interactions. – Leiden: Backhuys Publishers, 2002. - 344 p.
87. *Håkanson L., Bryhn A.C., Blenckner T*. Operational Effect Variables and Functional Ecosystem Classifications – a Review on Empirical Models for Aquatic Systems along a Salinity Gradient // Internat. Rev. Hydrobiol. 92, 2007, 3, 326 - 357.
88. *Lund G.W*. Primary production // Water Treat. Exam. 1970. N 19. P. 332-358 (Цитировано по Китаев, 2007).
89. *Jin Xiangcan*. Lakes in China - Research of their Environment. Volume one. China Ocean Press. 1995, 585 p.
90. *Jones, R.A., W. Rast, G.F. Lee*. 1979. Relationship between summer mean and maximum chlorophyll a concentration in lakes // Environ. Sci. And Tech. 13(7): 869-870.
91. *Kircher W.B., Dillon P.J*. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes // Water Resour. Res. 1975. Vol. 11. N 1. P. 182-183.
92. *Meybeck M*. Global distribution of lakes // Physics and Chemistry of Lakes / Eds A.Lerman, D.Imboden, J.Gat.Berlin_Heidelberg, 1995. - P.1-36.
93. *Nürnberg G.K*. Trophic state of clear and colored soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish // J. Lake and Reservoir Management. 1996. 12. P. 432-447.
94. OECD, 1982, Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control, OECD, Paris, 154 pp. Ch. 7, 8, 9.
95. *Popper K*. The logic of scientific discovery. New York, Science Editions, 1961.
96. *Rosenzweig M. L*. Net primary production of terrestrial communities, prediction from climatological data // Amer. Nat. 1968. Vol. 102. P. 67-74.
97. *Sakamoto, M*. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62: 1-28.
98. *Schindler D. W*. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwater // Limnol. Oceanogr. 1978. Vol. 23. No. 3. P. 478-486.
99. *Schuur A. G*. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation // Ecology. 2003. Vol. 84. No. 5. P. 1165-1170.
100. *Thamm R., Schernewski G., Wasmund N. & Neumann T*. Spatial phytoplankton pattern in the Baltic Sea. Baltic Sea Typology Coastline Reports 4(2004), 85-109.

101. *Topliss J.C., Costello R.J.* // J. Med. Chem., 1972, 15, 1065-1068 (цитировано по Ландау, 1981).
102. *Vollenweider R.A.* Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication // Tech. Rep. Organiz. Econom. Cooper. Devel. 1968. Vol. 27. 159 p.
103. *Vollenweider R.A.*, 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz. Z. Hydrol., 37, 53-84, Ch.8,9.
104. *Vollenweider R.A.* Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophications. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33, 53-83, 1976.
105. *Walker K.F. and Yang H.Z.* Fish and fisheries in western Cina // Fish and fisheries at higher altitudes: Asia by T. Petr. FAO fisheries technical paper No. 385, Rome, a999. – 304 p.
106. *Wallin, M.*, 1990. Eutrophication of coastal waters – load models for nutrients (in Swedish). Uppsala university, UNGI Report. 225 p.
107. *Wang Songbo, Xie Ping, Wu Shikai, Wang Haijun.* Crustacean zooplankton size structure in aquaculture lakes: is larger size structure always associated with hihger grazing pressure // Hydrobiologia (2007) 575: 203-209.
108. *Xiangcan Jin.* Lakes in China/ Research of their Environment. Volume one. China Ocean Press. 2003. - 585 p.