

**МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В. Ломоносова**

БИОЛОГИЧЕСКИЙ ФАКУЛЬТЕТ

На правах рукописи

Хазанова Ксения Петровна

**ДИАТОМОВЫЙ МИКРОФИТОБЕНТОС РЕКИ МОСКВЫ: СТРУКТУРА
СООБЩЕСТВА И ИСПОЛЬЗОВАНИЕ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ**

Специальности: 03.02.08 – экология (биология)
03.02.10 – гидробиология

АВТОРЕФЕРАТ

диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Москва - 2015

Работа выполнена на кафедре гидробиологии Биологического факультета Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова

Научный руководитель: доктор биологических наук, профессор
главный научный сотрудник кафедры
гидробиологии биологического ф-та МГУ
имени М.В. Ломоносова
Хромов Виктор Михайлович

Официальные оппоненты: доктор географических наук
ведущий научный сотрудник ФГБУН Института
водных проблем Российской академии наук
Разумовский Лев Владимирович

кандидат биологических наук
старший научный сотрудник ФГБУН Института
озероведения Российской академии наук
Русанов Александр Геннадьевич

Ведущая организация: ФГБУН Институт биологии внутренних вод им.
И.Д. Папанина Российской академии наук

Защита состоится «16» апреля 2015 г. в 13 час. 00 мин. на заседании диссертационного совета Д 501.001.55 при Московском государственном университете имени М.В. Ломоносова по адресу: 119234, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, Биологический факультет МГУ, ауд. 389.

С диссертацией и авторефератом можно ознакомиться в Фундаментальной библиотеке Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова.

Автореферат разослан «__» февраля 2015 г.

Ученый секретарь диссертационного
совета, кандидат биологических наук

Н.В. Карташева

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность проблемы. Альгофлора рек, особенно основных водотоков мегаполисов, служит хорошим индикатором состояния экосистемы и позволяет определять допустимые уровни антропогенной нагрузки (Ector, Rimet, 2005; Biosson, Perrodin, 2006). Наиболее перспективной в этом отношении группой являются бентосные диатомовые водоросли, по сообществу которых разработан и успешно внедрен в прикладную систему мониторинга ряд индексов оценки качества вод (Dixit et al., 1992; Algal ecology ..., 1996; Kelly et al., 1998; Rimet, 2012). Альгофлора основного водотока столицы, реки Москвы, изучена достаточно подробно, но при этом исключительно по сообществам фитопланктона и фитоперифитона (Русанов, 1998; Тумбинская, 2006; Малашенков, 2009; Ростанец, 2011). Работы по диатомовому микрофитобентосу реки проводили только в начале XX века (Никитинский, 1912). Исследования диатомового микрофитобентоса реки Москвы необходимы и актуальны для изучения структуры сообщества на участках реки, испытывающих разный характер и уровень воздействия, и выявления факторов, влияющих на структуру сообщества и определяющих основные закономерности ее изменения. Проведение сравнительной оценки качества воды по сообществу диатомового микрофитобентоса с привлечением специализированных диатомовых индексов необходимо для установления возможности внедрения в прикладную систему мониторинга современных перспективных методов биоиндикации и оценки качества среды, основанных на структуре сообщества бентосных диатомовых водорослей.

Цель и задачи исследований. Цель работы – изучение структуры сообщества диатомового микрофитобентоса реки Москвы и проведение оценки качества воды в р. Москве методами биоиндикации по сообществу бентосных диатомовых водорослей с выделением наиболее перспективных методов и индексов оценки.

Для достижения поставленной цели решали следующие **задачи**:

- изучить таксономический состав и структуру сообщества диатомового микрофитобентоса р. Москвы от нижнего бьефа Можайского водохранилища до устья;
- провести сравнительную оценку структуры сообщества диатомового микрофитобентоса на разных участках реки и выделить комплексы характерных и дифференцирующих видов;
- провести гидрохимический анализ воды и гранулометрический анализ донных отложений и изучить изменчивость качественного и количественного состава микрофитобентоса в зависимости от параметров среды;

- провести оценку качества воды в реке различными методами биоиндикации, сопоставить полученные результаты с данными гидрохимического анализа и выделить для р. Москвы наиболее перспективные индексы оценки качества воды по сообществу бентосных диатомовых водорослей.

Научная новизна. Впервые проведено детальное изучение структуры сообщества диатомового микрофитобентоса р. Москвы от верховья до устья. Выявлено 233 таксона видового и внутривидового ранга, из них 107 ранее не были указаны для альгофлоры реки Москвы. Проведен эколого-географический анализ альгофлоры, выявлены фоновые виды и установлено, что фоновые таксоны диатомовых водорослей являются общими для сообществ бентоса, планктона и перифитона. Выявлены отличия видовой структуры сообщества верховья реки от нижележащих участков, установлены характерные и дифференцирующие виды диатомей. Показано обеднение видового разнообразия альгофлоры на участке реки в границах г. Москва. Установлен комплекс абиотических факторов, влияющих на структуру сообщества диатомового микрофитобентоса. Проведена оценка качества воды в р. Москве и установлено, что наиболее перспективны для оценки качества воды в р. Москве по сообществу бентосных диатомовых водорослей индексы DA_{pro} и IVD, при этом индекс IVD чувствителен к изменению гидродинамического режима в районе гидроузлов.

Практическая значимость работы. Впервые получены данные по таксономическому составу и структуре сообщества диатомового микрофитобентоса для тракта реки Москвы, которые существенно дополняют сведения по диатомовой составляющей альгофлоры р. Москвы. Результаты апробации ряда методов оценки качества воды по сообществу бентосных диатомовых водорослей могут быть использованы в системе мониторинга и оценки качества поверхностных вод.

Личный вклад соискателя. Соискатель сформулировал и обосновал тему, определил цель и задачи работы, а также методы обработки и анализа материала. Соискателем проведены полевые исследования, отобраны пробы воды для гидрохимического анализа, отобраны и обработаны пробы диатомового микрофитобентоса и донных отложений, проведена флористическая и статистическая обработка полученных результатов. Диссертант обобщил и представил полученный материал, сформулировал выводы.

Основные положения, выносимые на защиту. 1. Для альгофлоры р. Москвы характерно обеднение видового разнообразия на участке реки в границах г. Москва. 2. Фоновые виды диатомовых водорослей являются общими для сообществ бентоса, планктона и перифитона. 3. Видовая структура сообщества диатомового микрофитобентоса участка верхнего течения реки до границы г. Москва отличается от структуры сообщества нижележащих участков. 4. Индексы

DAIpo и IVD наиболее перспективны для оценки качества воды в р. Москве по сообществу бентосных диатомовых водорослей.

Апробация работы. Основные результаты работы были доложены на 6 конференциях, в том числе 4 международных (Гродно, 2013; Chicago, 2013; Гродно, 2014; Ярославль, 2014) и 2 всероссийских (Борок, 2013; Борок, 2014).

Публикации. По материалам диссертации опубликовано 11 печатных работ, из них 5 в изданиях, рекомендованных ВАК РФ.

Структура и объем диссертации. Диссертационная работа включает введение, 5 глав, заключение, выводы, список сокращений, список литературы и 2 приложения. Диссертация изложена на 171 странице машинописного текста, содержит 19 таблиц и 38 рисунков. Список литературы включает 242 источника, из которых 155 на иностранных языках.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Глава 1. Обзор литературы

Проведен анализ материалов по диатомовой флоре р. Москвы за столетний период, рассмотрены биологические методы оценки качества воды, их роль в современной системе оценки качества поверхностных вод и использование диатомовых водорослей в качестве биоиндикаторов. Дана общая характеристика р. Москвы, рассмотрены источники загрязнений, а также система оценки и контроля качества воды в реке.

Глава 2. Материалы и методы исследований

Исследования проводили в 2010 г. и 2012 г. на участке реки Москвы от нижнего бьефа Можайского водохранилища до устья у г. Коломна. Протяженность исследованного участка реки составляет порядка 371 км. В 2010 г. отбирали пробы микрофитобентоса (27 станций), в 2012 г. – пробы микрофитобентоса, воды и донных отложений (43 станции). Станции отбора проб были разделены на три участка – верховье реки (участок реки от г. Можайск до верхней границы г. Москва), участок реки в черте города Москвы (границы города считали по контуру МКАД) и низовье реки (от нижней границы г. Москва до устья). Каждой станции был присвоен шифр, заглавная буква которого определяет принадлежность к одному из трех участков (U – upstream, верховье реки; M – Moscow, в черте города; D – downstream, низовье реки), а число соответствует порядковому номеру станции внутри участка, чем оно больше, тем ниже по течению реки расположена станция. Расположение станций отбора проб приведено на Рис. 1. Пробы микрофитобентоса отбирали при помощи пластикового трубчатого пробоотборника ($d = 1,3 \text{ см}$, $S = 1,33 \text{ см}^2$), каждая проба состояла из 4-х колонок грунта, материал фиксировали этанолом.

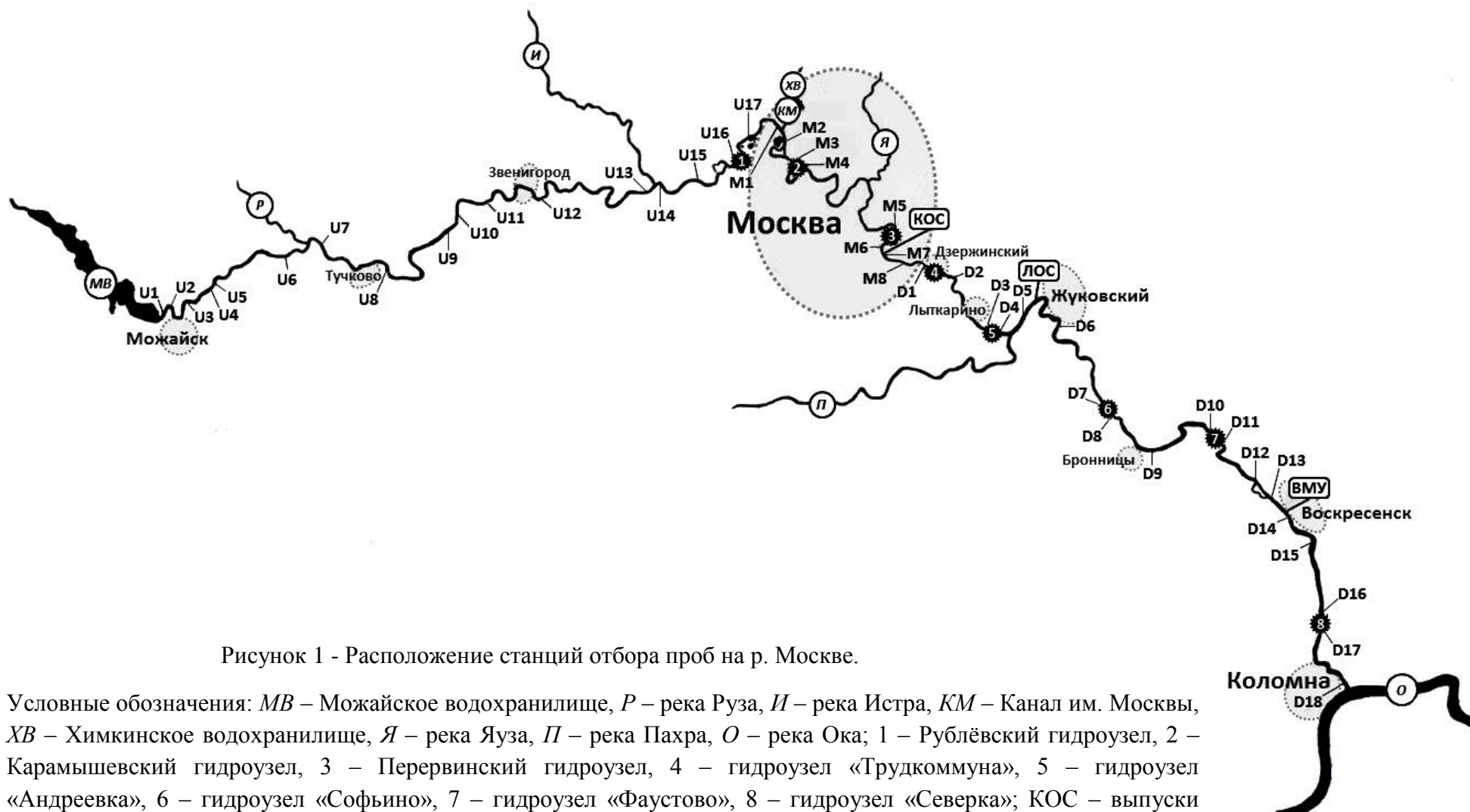


Рисунок 1 - Расположение станций отбора проб на р. Москве.

Условные обозначения: *МВ* – Можайское водохранилище, *Р* – река Руза, *И* – река Истра, *КМ* – Канал им. Москвы, *ХВ* – Химкинское водохранилище, *Я* – река Яуза, *П* – река Пахра, *О* – река Ока; 1 – Рублёвский гидроузел, 2 – Карамышевский гидроузел, 3 – Перервинский гидроузел, 4 – гидроузел «Трудкоммуна», 5 – гидроузел «Андреевка», 6 – гидроузел «Софьино», 7 – гидроузел «Фаустово», 8 – гидроузел «Северка»; КОС – выпуски Курьяновских очистных сооружений, ЛОС – выпуски Люберецких очистных сооружений, ВМУ – сброс стоков предприятия «Воскресенские минеральные удобрения».

Для отделения эпипсаммических диатомей от песчинок пробы обрабатывали ультразвуком. Диатомовых выделяли методом отмучивания, концентрировали центрифугированием. Органическое вещество удаляли с использованием хромовой смеси ($\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, экспозиция 12 часов), от остатков реактивов пробу отмывали пятикратным центрифугированием с дистиллированной водой. Идентификацию и подсчет клеток диатомовых водорослей проводили на постоянных препаратах (Asker et al., 2002), при их изготовлении использовали смолу Naphrax с высоким коэффициентом преломления (не менее 1,74 в готовом препарате). Просмотр препаратов и идентификацию водорослей проводили под световым микроскопом при увеличении $1000\times$ с использованием масляной иммерсии. В каждом препарате определяли не менее 600 клеток диатомовых водорослей, просмотренных подряд (Watanabe et al., 1986a). На месте отбора проб измеряли температуру, концентрацию кислорода, скорость течения и значение pH. Гидрохимический анализ воды проводили на базе аккредитованной лаборатории химического анализа природных вод компании «Экодар». В рамках гидрохимического анализа в пробах воды определяли концентрации органических и неорганических форм основных биогенных элементов – азота и фосфора ($N_{\text{общ}}$, $N_{\text{орг}}$, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , $P_{\text{общ}}$, $P_{\text{орг}}$, PO_4^{3-} , все в мг/л, пересчет на атомы N и P).

Определение гранулометрического состава грунтов проводили ситовым методом с промывкой водой по ГОСТ 12536-79, использовали набор сит с диаметром отверстий 10, 5, 2, 1, 0,5, 0,25 и 0,1 мм.

Для оценки качества воды р. Москвы были использованы следующие методы и индексы: Графо-аналитический метод Кнёппа (Knöpp, 1955) и индекс относительной чистоты (ИОЧ); Индекс Пантле и Букка в модификации Сладечека (Pantle, Buck, 1955; Sládeček, 1973); Индекс сапробности по Зелинке и Марвану (Zelinka, Marvan, 1961); Индекс сапробности по Ротшайну (Rothschein, 1959); DAIPo (Diatom Assemblage Index to organic water pollution) по Ватанабе (Watanabe et al., 1986a, б); EPI-D (Eutrophication/Pollution Index based on Diatoms) (Dell'Uomo, 1996); IBD (Biological Diatom Index) (Prygiel et al., 2002); TDI (The Trophic Diatom Index) (Kelly, Whitton, 1995; Kelly, 2002; Kelly et al., 2001); RPI (River Pollution Index) (Sumita, 1986).

Первичную обработку данных проводили в программном пакете Microsoft Office Excel 2010, статистическую обработку и анализ данных проводили в пакетах программ STATISTICA 10 (ver. 10.0.1011.0), PRIMER 6 (ver. 6.1.6), PAST (ver. 2.17c).

Глава 3. Общая характеристика диатомового микрофитобентоса р. Москвы

В ходе работ на исследованном участке р. Москвы от нижнего бьефа Можайского водохранилища до устья у г. Коломны обнаружено и

идентифицировано 233 таксона диатомовых водорослей видового и внутривидового ранга, из них 107 ранее не были указаны для альгофлоры р. Москвы. Бентосная диатомовая флора реки Москвы представлена 66 родами, 28 семействами, 14 порядками. По числу таксонов в фитобентосе р. Москвы наиболее представлен порядок Naviculales (99 видов и вариантов диатомей), сравнительно обильно представлены порядки Cymbellales (36 видов и вариантов), Fragilariales (29 видов и вариантов) и Bacillariales (22 вида и варианта), а наименее представлены в сообществе порядки Melosirales и Tabellariales (по 1 виду). Диаграмма, отражающая процентную долю каждого порядка в таксономическом составе диатомового фитобентоса р. Москвы приведена на Рис. 2.

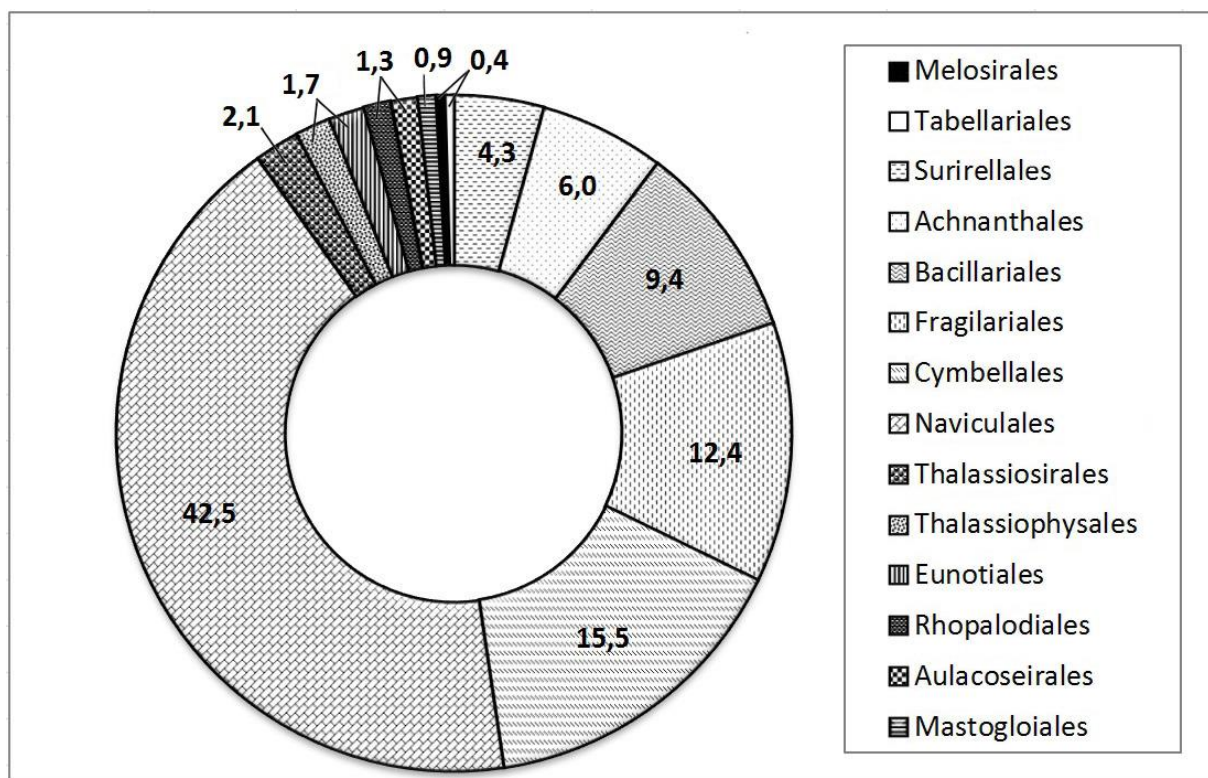


Рисунок 2 – Таксономический состав диатомового микрофитобентоса р. Москвы (для каждого порядка указана процентная доля).

При изучении видового состава сообщества число обнаруженных видов возрастает с числом отобранных и обработанных проб и количеством посчитанных особей, то есть с ростом «усилия сбора» (sampling effort). Чтобы оценить уровень ожидаемого видового богатства были использованы алгоритмы Chao1, Chao2, Jackknife1, Jackknife2, Bootstrap, а также ММ (Michaelis–Menton). Кумулятивные кривые реально выявленного и ожидаемого числа видов диатомовых водорослей в зависимости от количества обработанных проб, построенные на основе перестановочного теста, приведены на Рис. 3. Алгоритмы ММ и bootstrap имеют ход кривой, наиболее сходный с кривой реально обнаруженного числа видов. При малом числе проб для ММ характерно превышение над числом реально обнаруженных видов (в среднем на 2,4%,

максимум на 4%), %), в случае единичных проб (1-2 пробы) и при большой выборке ММ занижает ожидаемое число видов по сравнению с реально обнаруженным (на 6% и 1,4% соответственно). Алгоритм bootstrap при малых выборках занижает ожидаемое число видов, выдавая значения, практически совпадающие с реально обнаруженными, что не противоречит результатам других авторов (Foggo et al., 2003). При увеличении объема выборки ожидаемое число видов, рассчитанное по алгоритму bootstrap, выше реально обнаруженного и монотонно возрастает с увеличением числа проб. Экстраполяция по алгоритмам Chao и Jackknife дает существенную переоценку реально обнаруженного числа видов при небольшом числе проб, с увеличением объема выборки ход кумулятивных кривых меняется, они начинают стремиться к наблюдаемому числу видов. Ожидаемое число видов, рассчитанное по алгоритму Jackknife2 после рубежа в 40 проб монотонно снижается с увеличением объема выборки. Кривые экстраполяции по алгоритмам Chao1 Chao2 и Jackknife1 на уровне в 40-45 проб стабилизируются и дают удовлетворительный прогноз. Расчетные значения ожидаемого видового богатства в выборке из 40 и более проб превышают реально обнаруженное число видов на 3-7% для алгоритма Chao1, на 2-6% для алгоритма Chao2 и на 5-9% для алгоритма Jackknife1.

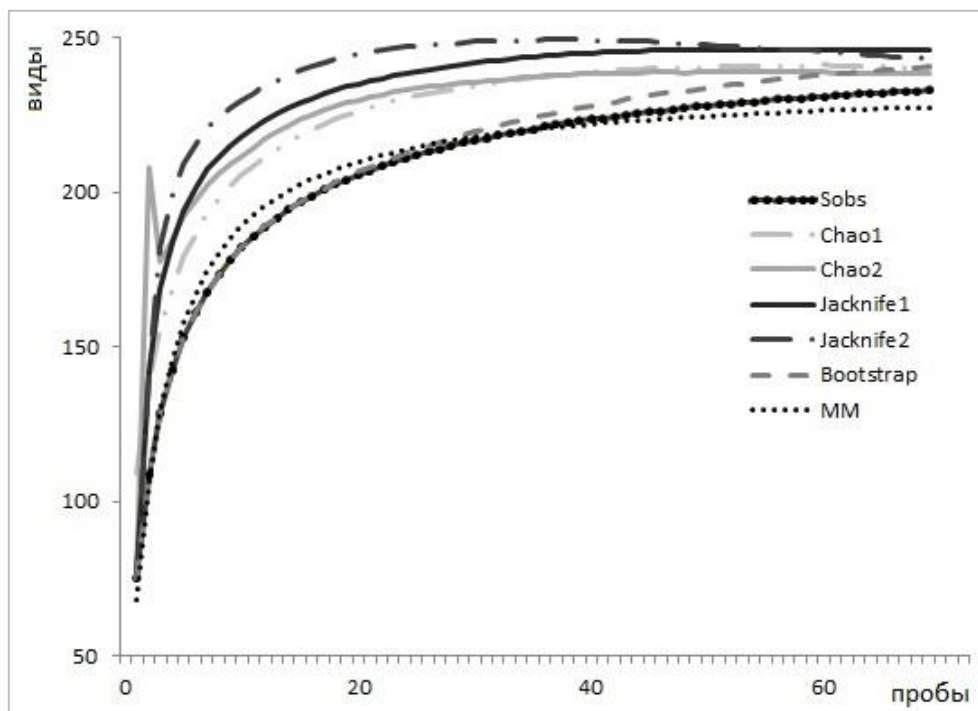


Рисунок 3 – Кумулятивная кривая экстраполяции числа видов по алгоритмам оценки ожидаемого видового богатства (Sobs – фактически обнаруженное число видов).

При допущении вероятности, что любой вид может быть обнаружен в любой из проб, на основании анализа кумулятивной кривой прироста числа видов, полученной в ходе перестановочного теста, выявлено, что при обработке 10 проб можно выявить до 80% от всех реально обнаруженных видов, при обработке 20

проб – до 90%. Чтобы проверить полученную зависимость, нами был проведен анализ, при котором из общего числа обработанных проб случайно формировали выборки по 10 и 20 проб (50 повторностей для каждого), и подсчитывали процент видов, обнаруженных в каждой выборке, от общего числа видов, идентифицированных в реке. Согласно полученным результатам, в выборке из 10 проб можно выявить в среднем 78% от общего числа видов и вариететов диатомей в реке ($182,5 \pm 4,45$ (Min 176, Max 189) из 233), в выборке из 20 проб – 87,6% ($204,2 \pm 5,53$ (Min 193, Max 211) из 233).

Эколого-географический анализ бентосной диатомовой флоры р. Москвы проводили по 6 критериям: географической приуроченности, приуроченности к местообитанию, видовых предпочтений к таким факторам среды как скорость течения, температура, соленость и рН. Сведения по эколого-географическим характеристикам видов были взяты из литературных данных (Барина и др., 2006). Сводные результаты эколого-географического анализа приведены в Табл. 1.

Таблица 1 - Эколого-географический анализ бентосной диатомовой флоры р. Москвы.

Критерий, число таксонов-индикаторов и их % от общего числа таксонов	Группы	Число таксонов	%
Географическая приуроченность (201 таксон, 86,3%)	Космополиты	170	84,6
	Бореальные	20	9,95
	Голарктические	9	4,5
	Аркто-альпийские	2	1
Приуроченность к местообитанию (224 таксона, 96,1%)	Бентосные	163	72,8
	Бенто-планктонные	49	21,9
	Планктонные	11	4,9
	Эпифитные	1	0,4
Реофильность (152 таксона, 65,2%)	Стояче-текучие и/или индифференты	89	58,6
	Текучие	32	21
	Стоячие	29	19,1
	Аэрофилы	2	1,3
Температурная приуроченность (47 таксонов, 20,2%)	Умеренные и/или индифференты	35	74,5
	Тепловодные	5	10,6
	Холодноводные	4	8,5
	Эвритермные	3	6,4
Галобность (217 таксонов, 93,1%)	Олигогалобы-индифференты	154	71
	Олигогалобы-галофилы	32	14,7
	Мезогалобы	14	6,5
	Олигогалобы-галофобы	13	6
	Олигогалобы	4	1,8
Ацидификация (211 таксонов, 90,6%)	Алкалифилы	127	60,2
	Индифференты и/или нейтрофилы	66	31,3
	Ацидофилы	10	4,7
	Алкалибионты	8	3,8

В целом, бентосную диатомовую флору р. Москвы можно охарактеризовать как пресноводную, представленную в основном космополитными бентосными и бенто-планктонными видами, предпочитающими стояче-текучие воды и имеющими оптимумы развития при умеренных температурах и щелочной или нейтральной реакции воды.

Соотношение планктонных и бентосных видов (коэффициент Pl./Ben.) для диатомового микрофитобентоса р. Москвы составляло 0,067. По данным литературы аналогичный Pl./Ben. коэффициент для диатомовой составляющей фитопланктона верхнего течения реки был равен 0,26 при значении Pl./Ben. коэффициента для всего фитопланктона верхнего течения 1,42 (Малашенков, 2009), для диатомового планктона на участке реки в черте города и ниже – 0,32 (для всего сообщества – 1,28) (Ростанец, 2011). Таким образом, примесь бентосных форм в диатомовой составляющей сообщества фитопланктона очень высока и увеличивается на участках реки с большей скоростью течения. При анализе бентосной диатомовой флоры по участкам, аналогичным тем, что были изучены в упомянутых работах, значения Pl./Ben. коэффициента составляли 0,068 и 0,072 соответственно, то есть на участке с более низкими скоростями течения доля планктонных видов несколько больше (в абсолютных значениях – на 1 вид). Из результатов анализа видно, что процент планктонных видов, занесенных из сообщества фитопланктона в сообщество микрофитобентоса невелик и в целом не должен оказывать влияния на достоверность проводимого в дальнейшем анализа структуры сообщества микрофитобентоса.

Глава 4. Пространственная структура сообщества диатомового микрофитобентоса р. Москвы

Пространственная изменчивость видового состава диатомового микрофитобентоса р. Москвы

Данные по числу обследованных створов для участков реки и по числу идентифицированных таксонов приведены в Табл. 2. Наименьшее видовое богатство было характерно для участка реки в черте г. Москва (159 видов и вариететов), видовое богатство сообщества в верховье было несколько выше, чем на участке реки ниже черты г. Москва (215 и 204 вида и вариетета соответственно). Поскольку число станций на разных участках реки было неодинаковым, отличалось и число створок диатомей, просчитанных в пробах для каждого участка. Поэтому, чтобы сравнивать по видовому богатству участки реки, было рассчитано ожидаемое число видов (ES) на 5400 створок (минимальное число створок, просчитанное в пробах с участка реки в черте г. Москва). Анализ значений ожидаемого числа видов по участкам реки (Табл. 2) показал, что в черте города действительно наблюдается обеднение таксономического разнообразия

сообщества бентосных диатомей, в то время как выявленные различия в видовом богатстве для верхнего и нижнего участков течения р. Москвы вызваны различиями в количестве просчитанных створок водорослей для каждого участка.

Таблица 2 - Число видов диатомей, идентифицированных на разных участках р. Москвы (U – «верховье» реки от Можайского водохранилища до верхней границы г. Москвы, M – участок реки в границах г. Москва, D – «низовье» реки от нижней границы г. Москвы до устья, S – число таксонов видового и внутривидового ранга, ES – ожидаемое число видов).

	U	M	D	ВСЯ РЕКА
2010 г.				
Число станций	16	1	10	27
S	185	64	169	202
2012 г.				
Число станций	17	8	18	43
S	191	154	185	219
ВСЕГО				
S	215	159	204	233
ES₅₄₀₀				
	196	159	197	-

Для того, чтобы установить, является ли обеднение в черте города общим для всей альгофлоры реки, или же характерным только для диатомового микрофитобентоса, мы проанализировали данные по пространственному распределению фитопланктона по тракту реки в 2010 г (исходные данные получены совместно с Ростанцом Д.В. и отражены в совместных публикациях (Ростанец и др., 2011 а, в)). Пробы фитопланктона отбирали на тех же створах, что и пробы микрофитобентоса, число станций в черте города составляло три (Строгино, Котельническая набережная и Братеево). Ожидаемое число видов рассчитывали на минимальное число клеток с участка - на число клеток, просчитанных в пробах со станций в черте г. Москва. В Табл. 3 приведено реально обнаруженное и ожидаемое число видов фитопланктона и отдельно диатомовых водорослей фитопланктона на участках р. Москвы в 2010 г. Как для сообщества фитопланктона, так и для его диатомовой составляющей ожидаемое число видов в черте города ниже, чем на участках верхнего и нижнего течения, что подтверждает обеднение альгофлоры реки в границах г. Москва. Также при расчете по сообществу фитопланктона и отдельно по его диатомовой составляющей выявлено обеднение видового богатства в низовье реки (от границы г. Москва до устья) по сравнению с верхним течением. Одной из причин этого может быть негативное воздействие антропогенных стоков Москвы и других городов и населенных пунктов, расположенных на водосборной площади, что подтверждается данными гидрохимического анализа (глава 5).

Таблица 3 – Число реально обнаруженных (S) и ожидаемое число видов (ES) фитопланктона и диатомовых фитопланктона для участков р. Москвы в 2010 г.

	У	М	Д
<i>ВСЬ ФИТОПЛАНКТОН</i>			
S	168	70	132
ES₁₂₇₀	110	70	88
<i>ДИАТОМОВЫЕ</i>			
S	74	36	52
ES₇₂₀	57	36	45

Для выявления степени сходства видового состава между станциями был рассчитан индекс Серенсена-Чекановского, на основании матрицы сходства были проведены кластерный и ординационный анализ. На Рис. 4А приведена ординационная диаграмма проб 2010 г в трехмерном пространстве и пунктирной линией показана проекция плоскости, разделяющей пробы верхнего и нижнего участков реки. Наблюдаемые отличия были достоверными, однако незначительными (результаты ANOSIM-теста: $R = 0,23$; $p = 0,5\%$). В 2012 г. пробы верхнего участка реки были более сходны между собой по видовому составу, чем с пробами с других участков. Также выделилась группа проб с части станций нижнего течения реки (Рис. 4Б). При проверке достоверности ординации методом ANOSIM величина R составляла 0,375 (уровень значимости 0,1%). При попарном сравнении участков достоверно отличались между собой верхний и нижний участки ($R = 0,393$, $p = 0,1\%$) и верхний участок и город ($R = 0,62$, $p = 0,1\%$). Отличия между нижним участком реки Москвы и участком в черте города были недостоверны ($R = 0,124$, $p = 10,6\%$).

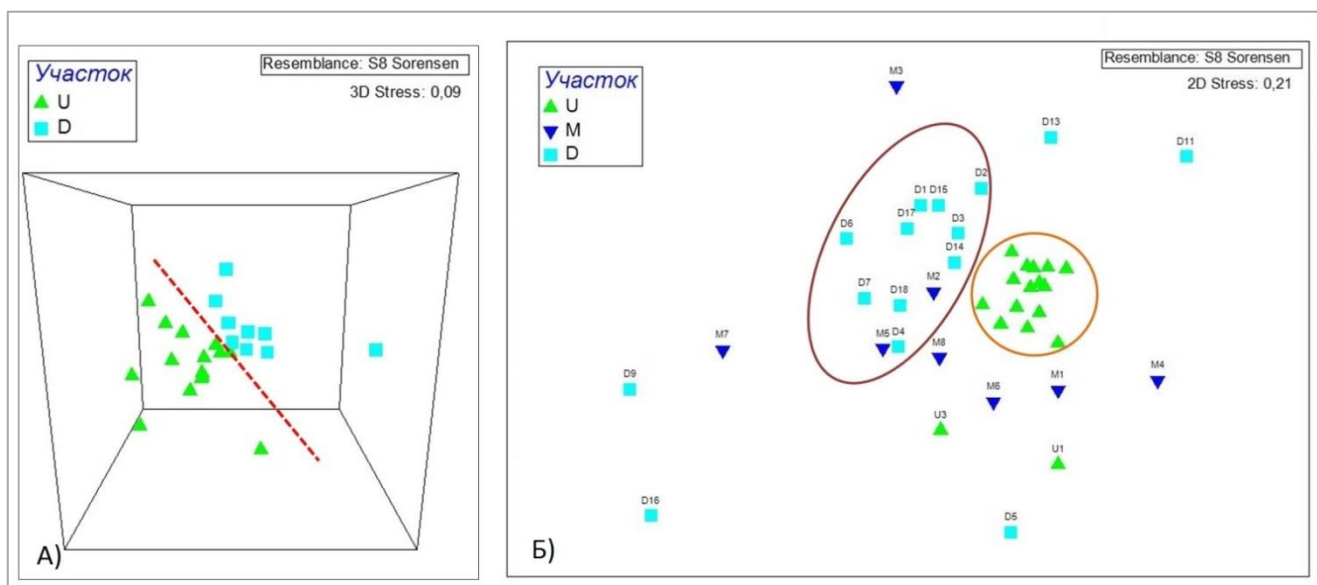


Рисунок 4 – Ординация проб методом MDS по качественному составу диатомового микрофитобентоса в 2010 г. (А) и 2012 г. (Б).

При совместном анализе проб микрофитобентоса верхнего и нижнего участков реки за обе съемки пробы достоверно группировались по участкам реки

($R = 0,41$, $p = 0,1\%$), группировок по годам выявлено не было ($R = 0,152$, $p = 0,1\%$). Таким образом, видовой состав верхнего течения р. Москвы специфичен и отличается от участков реки в черте г. Москва и ниже города. Участки реки в черте города и от нижней границы города до устья реки достоверно не отличаются друг от друга по видовому составу.

С целью выявить, за счет какой размерной группы диатомей обеспечивается сходство проб по таксономическому составу внутри участка и отличие от других участков был дополнительно проведен ординационный анализ проб микрофитобентоса разных участков реки отдельно по каждой из трех размерных групп водорослей. Группы выделяли в соответствии с линейными размерами створок – мелкие - S_{size} (до 20 мкм), средние - M_{size} (от 20 до 60 мкм) и крупные - L_{size} (свыше 60 мкм). Ни для одной из размерных групп диатомей не было выявлено временной специфики по годам съемок. По участкам реки достоверно отличался от других только верхний участок, при этом его отличия от участка реки в черте города формируются за счет всех трех размерных групп диатомей, но в большей степени за счет средней размерной категории ($R = 0,522$, $p = 0,1\%$). Отличия видového состава бентосных диатомей верховья и низовья реки в основном обусловлены видами средней размерной группы ($R = 0,317$, $p = 0,1\%$).

По анализу видовых списков диатомового микрофитобентоса были выявлены фоновые виды, представленные на максимальном количестве станций и общие для всей реки (фоновыми считали виды, представленные более чем на 80% станций). В список фоновых вошли 17 видов диатомовых водорослей (перечислены в порядке убывания процента встречаемости): *Amphora pediculus* (Kütz.) Grun., *Cocconeis placentula* Ehr., *Navicula tripunctata* (O.F. Müller) Bory, *Fragilaria capucina* Desm., *Hippodonta capitata* (Ehr.) L.-B., *Ulnaria ulna* (Nitzsch) P. Compère, *Gomphonema olivaceum* (Hornemann) Bréb., *N. reinhardtii* (Grun.) Grun., *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith, *Planothidium lanceolatum* (Bréb.) L.-B., *A. copulata* (Kütz.) Schoeman, *P. frequentissimum* (L.-B.) L.-B., *N. slesvicensis* Grun., *P. rostratum* (Oestrup) L.-B., *N. capitatoradiata* Germ., *A. ovalis* (Kütz.) Kütz. и *Diatoma vulgare* Bory. Большинство из этих видов ранее упоминались в качестве фоновых в альгологических работах по планктону и перифитону р. Москвы (Русанов, 2002; Тумбинская, 2006; Малашенков, 2009; Ростанец, 2011). Таким образом большинство фоновых таксонов диатомовых водорослей являются общими для всей альгофлоры реки.

Пространственная изменчивость видовой структуры диатомового микрофитобентоса р. Москвы

В целом, для сообщества микрофитобентоса был отмечен высокий уровень видового богатства. Значения индекса Шеннона составляли от 1,74 до 4,35 (в

среднем 3,7) при высокой степени выравненности (индекс Пиелу изменялся от 0,72 до 0,98, среднее значение – 0,87). При высоком уровне биоразнообразия для бентосной диатомовой флоры р. Москвы характерно фактическое отсутствие выраженного доминирования. Так величина индекса Симпсона в форме ($1-D$) составляла в среднем 0,96 (диапазон от 0,8 до 0,99), различий в значениях по участкам реки выявлено не было. Значения индекса Бергера-Паркера, выражающего относительную значимость наиболее обильного вида в пробе, изменялись от 0,04 до 0,25 (среднее – 0,08). Относительное обилие одного вида на уровне выше 20% за оба года съемок было отмечено в 8 пробах. Диатомея *F. capucina* var. *vaucheriae* (Kütz.) L.-В. доминировала на двух станциях верхнего течения реки в 2010 г. (U1 и U4), *C. placentula* – на одной станции в верхнем течении и одной в нижнем, обе в 2010г. *A. pediculus* и *D. vulgare* доминировали на станциях верхнего течения (U16 и U3, обе в 2010 г.), *Stenophora pulchella* (Ralfs) Williams & Round – на станции нижнего течения (D7, также в 2010 г.). На фоне отсутствия выраженного доминирования максимальная зафиксированная представленность в пробе составляла 25% и была отмечена у диатомеи *Diadесmis confervacea* Kütz в 2012 г. на станции M7 – ниже выпусков КСА. Из 8 проб, в которых было выявлено относительно обилие вида на уровне выше 20%, 7 относились к съемке 2010 г., когда в Москве и Московской области было так называемое «аномально жаркое лето», температура воздуха достигала +38,2°C, температура воды в р. Москве достигала +29°C. Вероятно именно эти аномальные условия повлияли на структуру сообщества бентосных диатомовых водорослей и привели к увеличению вклада отдельных видов в общее обилие диатомей на станциях. Единственная проба 2012 г., для которой было отмечено доминирование одного таксона на уровне 25%, была отобрана ниже выпусков Курьяновской станции аэрации, на которую поступает свыше 60% хозяйственно-бытовых стоков г. Москвы. Для данной станции характерна высокая нагрузка по биогенным элементам (глава 5), что, вероятнее всего и оказало неблагоприятное влияние на структуру сообщества, когда четверть от общего обилия диатомовых водорослей в бентосе приходилась на один вид.

По особенностям видовой структуры сильно отличалась от других станций станция D14 в 2010 г. В качестве субдоминантов с обилием от 10 до 20% от общего на ней отмечены виды *Nit. palea*, *Nit. frustulum* (Kütz.) Grun., *Nit. amphibia* Grun., а общий вклад каналшовных диатомовых водорослей (порядок Bacillariales) на данной станции составлял 52,7%. Створ D14 расположен после стоков «ВМУ» (ОАО «Воскресенские минеральные удобрения»), куда поступают не только промышленные сточные воды самого предприятия, но также и хозяйственно-бытовые стоки г. Воскресенск и г. Егорьевск. Высокий вклад каналшовных диатомей, которые, как правило, являются толерантными к

органическому загрязнению, обусловлен поступлением сточных вод и аномально жаркими погодными условиями, установившимися в Московском регионе летом 2010 г. Для сравнения, в 2012 г. процент каналошовных диатомей на станции был также высоким, но ниже, чем в 2010 г., и составлял 32,6%. Для станций верхнего течения этот показатель в среднем составляет от десятых долей процента до 2-3%, для станций в низовьях реки он выше и составляет от 4-5 до 17%. Снижение вклада каналошовных диатомовых водорослей в общее обилие диатомового микрофитобентоса у Воскресенска в 2012 г. вызвано, по всей видимости, двумя причинами – погодными условиями, которые летом 2012 г. находились в пределах климатической нормы, и работами по модернизации очистных сооружений «ВМУ», что привело к улучшению экологической ситуации на станции.

Для выявления особенностей видовой структуры диатомового микрофитобентоса на разных участках реки была проведена ординация методом MDS по процентному вкладу каждого вида в суммарную численность (на основании матрицы сходства по индексу Брея-Кертиса). В 2010 г. было выявлено отличие проб верхнего и нижнего течения реки друг от друга по видовой структуре диатомового микрофитобентоса, но по результатам проверки выявленной группировки методом однофакторного анализа сходства (ANOSIM) различия между группами оказались не очень значительными ($R=0,274$, $p=0,3\%$). При многомерном шкалировании проб 2012 г. выделены группировки проб по участкам реки, ($R = 0,491$, $p = 0,1\%$), при попарном сравнении достоверно отличались друг от друга все три участка реки, но отличия между городом и низовьем были невелики (U-M: $R = 0,611$, $p = 0,1\%$; U-D: $R = 0,566$, $p = 0,1\%$; D-M: $R = 0,3$, $p = 0,3\%$). При ординации проб за обе съемки по видовой структуре методом многомерного шкалирования была получена группировка проб как по участкам реки, так и по годам (Рис. 5, группировки проб выделены пунктирными линиями). Проверка достоверности результатов ординации (процедура ANOSIM) показала достоверные отличия в видовой структуре между 2010 г. и 2012 г. ($R = 0,394$, $p = 0,1\%$), при этом достоверных отличий по качественному составу ранее выявлено не было. Таким образом, наблюдаемые отличия обусловлены не сменой видового состава, а изменением соотношения обилия видов. Группировка проб по видовой структуре микрофитобентоса по участкам реки также была достоверной ($R = 0,303$, $p = 0,1\%$). При попарном сравнении по структуре сообщества достоверно отличался от других верхний участок реки (U-M: $R = 0,364$, $p = 0,6\%$; U-D: $R = 0,321$, $p = 0,1\%$), достоверных различий между низовьем реки и участком в черте города выявлено не было (M-D: $R = 0,141$; $p = 6,8\%$).

При дифференцированном анализе трех размерных групп диатомей ни для одной из групп не выявлено значимых отличий по структуре между участком реки в черте города и в низовье. Основной вклад в отличие верховья реки по видовой

структуре сообщества бентосных диатомей от нижележащих участков вносят виды, относящиеся к средней размерной категории с длиной створки от 20 до 60 мкм (результаты ANOSIM –теста для пары U-M: $R = 0,437$, $p = 0,2\%$, для пары U-D: $R = 0,332$, $p = 0,1\%$). Отличие по видовой структуре во временном масштабе между 2010 и 2012 годами формируется в основном за счет изменения обилия видов средней размерной категории ($R = 0,42$). Крупные виды также вносят вклад в дифференциацию станций по годам ($R = 0,308$), а вклад мелких диатомей незначительный ($R = 0,254$), уровень значимости по всем размерным группам составляет 0,1%, то есть отличия достоверны.

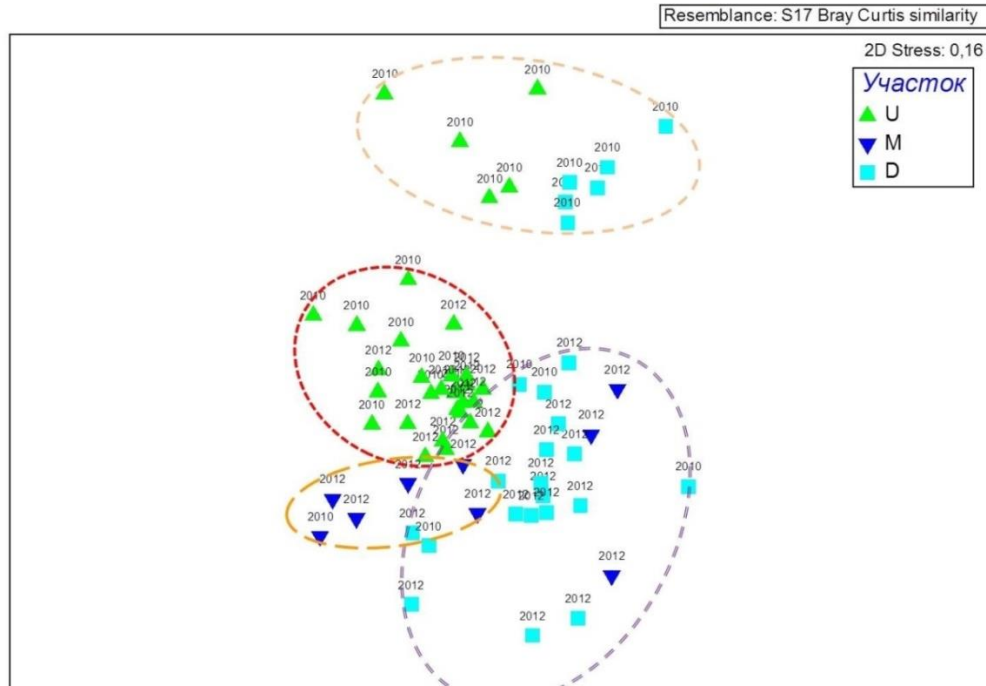


Рисунок 5 - Ординация проб диатомового микрофитобентоса разных участков р. Москвы по процентному вкладу каждого вида в суммарную численность методом MDS (2010 г. и 2012 г.).

Чтобы установить, какие таксоны характерны для верховья реки, а какие дифференцируют по видовой структуре верхний участок реки от участков в черте города и ниже границы города, была проведена процедура SIMPER.

Внутригрупповое сходство для станций верховья реки составляло 55,7%, аналогичный показатель для участка в черте города был 49%, для низовья реки – 46,2%. Совокупный вклад в общее сходство станций верховья реки по видовому составу на уровне 90% давали 72 таксона диатомовых водорослей, 20 таксонов давали в совокупности 47,6% от общей величины внутригруппового сходства. Если рассмотреть по 10 характерных для каждого участка таксонов, имеющих наибольший процентный вклад во внутригрупповое сходство, то 6 из 10 указанных видов и вариантов являются общими для верхнего течения и участка в черте города, 5 из 10 – общими для верховья и низовья реки. При этом *S. placentula*, *A. pediculus*, *N. tripunctata*, *F. capucina* и *P. frequentissimum* являются фоновыми видами для реки Москвы, поэтому их существенный вклад в сходство

между пробами с одного участка реки формируется за счет различий в обилии таксонов на станциях. Так среднее относительное обилие *A. pediculus* составляет 4,49% в верховьях, 2,61% в черте города и 2,92 в низовьях, *N. tripunctata* – 2,97%, 1,56% и 1,76%, соответственно.

Величина несходства между участком реки от нижнего бьефа Можайского водохранилища до границы города Москва и участком, расположенным в границах города, составляла 53%. Максимальный вклад на уровне 1,74% в величину несходства верхнего участка и участка реки в черте города давала диатомея *S. construens* var. *binodis*, вклад остальных видов был меньше, а для большинства таксонов не превышал 1%. В силу отсутствия выраженного доминирования в сообществе, 90% совокупного вклада в несходство между участками вносили 134 таксона диатомей видового и внутривидового рангов. В Табл. 4 приведены 20 таксонов диатомей, совокупный вклад которых в общее несходство верховья с участком в черте города составляет 25,7%. Величина несходства между верховьем и низовьем реки составляла 54,4%, совокупный вклад на уровне 90% обеспечивал 141 таксон. Максимальный вклад в величину несходства составлял 1,94% и был отмечен для диатомеи *F. capucina* var. *vaucheriae*. В Табл. 4 приведены 20 таксонов диатомовых водорослей, чей совокупный вклад в несходство станций верховья и низовья составлял 25,2%. Некоторые характерные (индикационные) для участка таксоны одновременно являлись и дискриминаторными, дифференцирующими его от других участков, при этом часть таксонов, фигурирующих в Табл. 4 являются фоновыми для р. Москвы видами и их вклад в различие между участками реки формируется за счет различий в их обилии на станциях. Так *F. capucina* var. *vaucheriae*, *A. pediculus*, *K. clevei*, *D. vulgare*, *N. tripunctata* имели большее относительное обилие на станциях верхнего течения, *S. construens* var. *binodis*, *S. venter*, *Nitz. amphibia* а также другие виды рода *Nitzschia* – на нижележащих участках тракта реки Москвы.

Процедура SIMPER также была проведена для выявления таксонов, изменение обилия которых обуславливало отличия между 2010 и 2012 годами. Для видов с самым крупным вкладом в межгрупповое различие по видовому составу среднее обилие в 2012 г. было ниже, чем в 2010 (прежде всего *F. capucina*, *C. placentula*, *P. lanceolatum*, *A. pediculus*, *Nit. frustulum*). Из 20 таксонов с наибольшим вкладом у 13 показатель среднего обилия в пробах был выше в 2010 г. В целом это согласуется с рассмотренным ранее фактом, что в 2010 г. (аномально жаркое лето) в сообществе диатомового микрофитобентоса р. Москвы доминирование отдельных видов в пробах (как правило, на уровне 10-20, реже 20-24%) встречалось значительно чаще, чем в 2012 г., при этом оно не сопровождалось существенным снижением видового разнообразия.

Таблица 4 - Таксоны диатомовых водорослей, дифференцирующие верховье р. Москвы от низовья и участка в черте г. Москва (Av. Diss и % – средний абсолютный и относительный вклад вида в общее несходство, Diss/SD – функция различия, равная отношению среднего вклада к величине стандартного отклонения, U – верховье реки, M – участок реки в границах г. Москва, D – низовье реки).

U - M	Av. Diss	Diss/SD	%	U - D	Av. Diss	Diss/SD	%
<i>Staurosira construens</i> var. <i>binodis</i>	0,92	1,09	1,74	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	1,06	1,4	1,94
<i>Cocconeis placentula</i>	0,86	1,18	1,63	<i>Cocconeis placentula</i>	0,88	1,17	1,62
<i>Fragilaria capucina</i>	0,84	0,93	1,58	<i>Fragilaria capucina</i>	0,88	1,07	1,61
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	0,79	1,27	1,49	<i>Amphora pediculus</i>	0,85	1,03	1,56
<i>Amphora pediculus</i>	0,78	0,96	1,47	<i>Nitzschia frustulum</i>	0,79	1,07	1,45
<i>Fragilaria brevistriata</i>	0,76	1,4	1,43	<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,76	1,11	1,41
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,73	1,12	1,38	<i>Staurosirella pinnata</i>	0,72	1,39	1,33
<i>Pseudostaurosira elliptica</i>	0,73	1,36	1,37	<i>Pseudostaurosira elliptica</i>	0,7	1,26	1,29
<i>Staurosira venter</i>	0,71	1,18	1,34	<i>Nitzschia amphibia</i>	0,69	0,99	1,27
<i>Planothidium rostratum</i>	0,69	1,23	1,3	<i>Planothidium rostratum</i>	0,65	1,02	1,2
<i>Diatoma vulgare</i>	0,68	0,86	1,28	<i>Fragilaria brevistriata</i>	0,63	1,23	1,15
<i>Planothidium frequentissimum</i>	0,67	1,37	1,27	<i>Nitzschia palea</i>	0,62	0,98	1,14
<i>Staurosirella pinnata</i>	0,67	1,28	1,26	<i>Diatoma vulgare</i>	0,61	0,8	1,13
<i>Navicula slesvicensis</i>	0,56	1,53	1,06	<i>Karayevia clevei</i>	0,59	1,14	1,08
<i>Staurosirella leptostauron</i> var. <i>dubia</i>	0,56	1,31	1,06	<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,58	1,27	1,08
<i>Navicula tripunctata</i>	0,55	1,33	1,05	<i>Nitzschia capitellata</i>	0,58	1,18	1,06
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,54	1,27	1,01	<i>Staurosirella leptostauron</i> var. <i>dubia</i>	0,56	1,47	1,03
<i>Karayevia clevei</i>	0,53	1,09	1,01	<i>Martyana martyi</i>	0,52	1,38	0,96
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,53	1,14	1	<i>Cymbella neocistula</i>	0,52	1,67	0,95
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,51	1,13	0,97	<i>Navicula gregaria</i>	0,51	1,16	0,94

Влияние абиотических факторов на пространственную структуру сообщества диатомового микрофитобентоса

Для изучения влияния факторов среды на структуру сообщества бентосных диатомовых водорослей в качестве абиотических характеристик в работе были использованы: гранулометрический состав грунтов (выделяли 8 фракций: <0,1 мм, 0,1-0,25 мм, 0,25-0,5 мм, 0,5-1 мм, 1-2 мм, 2-5 мм, 5-10 мм, >10 мм), температура воды, скорость течения, значение pH, концентрация кислорода, концентрация органических и минеральных форм азота и фосфора ($N_{\text{общ}}$, $N_{\text{орг}}$, $N\text{-NH}_4^+$, $N\text{-NO}_2^-$, $N\text{-NO}_3^-$, $N_{\text{мин}}$, $P_{\text{общ}}$, $P_{\text{орг}}$, $P\text{-PO}_4^{3-}$). Если пара параметров была сильно скоррелирована (значения коэффициента корреляции Пирсона более 0,85) в анализ включали один параметр из пары. Влияние абиотических факторов и их

сочетаний на структуру сообщества диатомового микрофитобентоса оценивали посредством процедуры BIOENV. Для измерения согласованности между двумя наборами данных процедура BIOENV рассчитывает коэффициент ранговой корреляции Спирмана (ρ_s) между абиотической и биотической матрицами сходства.

Наибольшее значение коэффициента корреляции Спирмана имели комбинации пяти факторов: «рН; кислород; $P_{\text{орг}}$; $N_{\text{мин}}$; фракция грунта 0,1 - 0,25 мм» - 0,593; и «рН; $P\text{-PO}_4^{3-}$; $N\text{-NO}_2^-$; $N_{\text{мин}}$; скорость течения» - 0,591 (метод BIOENV, уровень значимости перестановочного теста (999 перестановок) $p < 0,1\%$). При этом для комбинации из 3 параметров среды «рН; $P\text{-PO}_4^{3-}$; $N_{\text{мин}}$ » коэффициент корреляции Спирмана был лишь немного меньше и составлял 0,588. Для лучшей комбинации факторов на Рис. 6 приведена дендрограмма сходства станций по значениям абиотических параметров. Проверку достоверности объединения проводили процедурой SIMPROF (999 перестановок, уровень значимости $p < 0,1\%$), однородные группы проб, для которых не выявлено многомерной структуры, соединены пунктирными линиями.

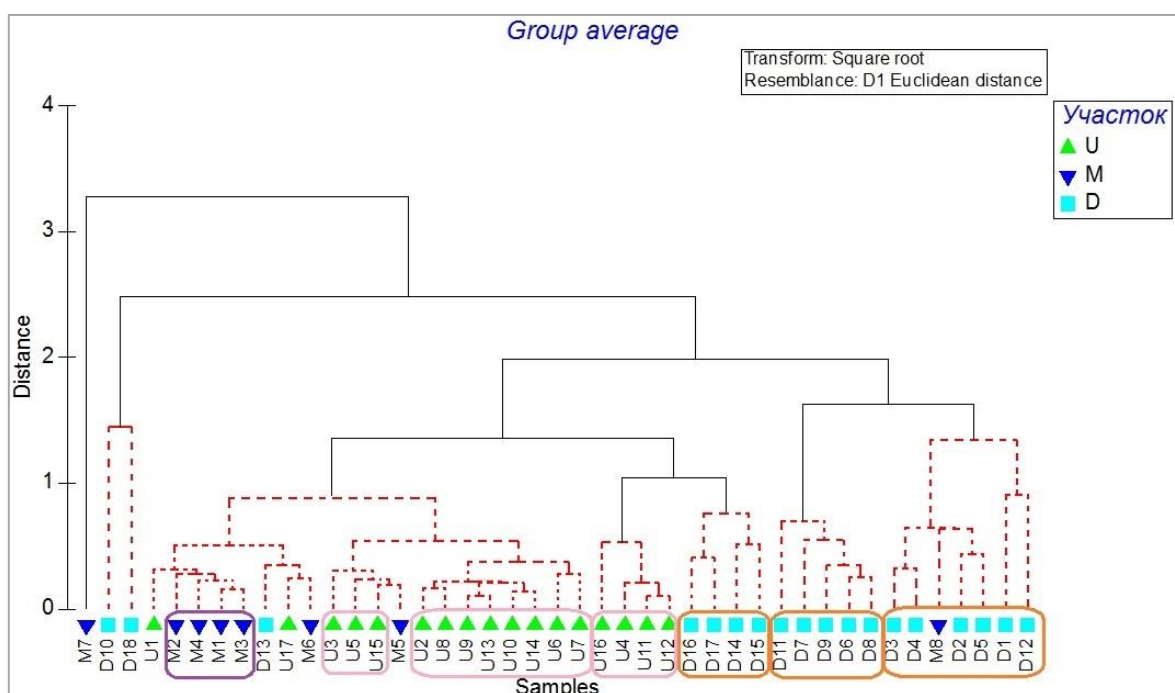


Рисунок 6 – Дендрограмма сходства станций по комбинации 5 абиотических факторов среды («рН; кислород; $P_{\text{орг}}$; $N_{\text{мин}}$; фракция грунта 0,1 - 0,25 мм»).

Как видно из дендрограммы, по 5 выделенным абиотическим характеристикам группируются между собой станции верхнего течения реки (3 подгруппы), несколько станций в черте города (1 подгруппа) и станции нижнего течения реки (3 подгруппы). При этом станции в верховьях реки достоверно отличаются от станций нижнего течения. Аналогичные результаты группировки проб по участкам реки были получены при оценке степени сходства между

станциями по качественной и количественной структуре сообщества диатомового микрофитобентоса (см. Главу 4). Это подтверждает, что рассмотренная комбинация 5 абиотических параметров отражает влияние факторов среды на структуру сообщества бентосных диатомовых водорослей. При этом, судя по значению коэффициента корреляции Спирмана ($r_s = 0,593$) между данной комбинацией факторов и видовой структурой сообщества (матрица сходства количественных данных по индексу Брея-Кертиса), имеет место некий фактор или группа факторов, оказывающих влияние на структуру сообщества диатомового микрофитобентоса и не исследованных в данной работе.

При проведении процедуры BIOENV отдельно для каждого участка реки Москвы максимальные значения коэффициента корреляции Спирмана были получены для участка в черте города Москва – 0,730 (комбинация параметров «концентрации кислорода, фосфатов и органического азота»). Для верховья наибольшее значение коэффициента корреляции Спирмана составляло 0,575 и было выявлено для комбинации параметров «концентрации кислорода, органического фосфора, минерального азота; скорость течения». Для низовья реки коэффициент корреляции Спирмана был самым низким среди всех участков и составлял 0,443, при этом наилучшая комбинация включала в себя всего 2 параметра – содержание органического азота и скорость течения. Объединение параметров и использование в процедуре BIOENV соотношений N/P и $N_{\text{мин}}/P_{\text{мин}}$ и сумм концентраций ($N+P$ и $N_{\text{мин}}+P_{\text{мин}}$), отражающих суммарную биогенную нагрузку, приводило к снижению коэффициента корреляции Спирмана для комбинаций факторов как для всей реки, так и для отдельных участков.

Глава 5. Оценка качества воды в р. Москве методами биоиндикации по сообществу микрофитобентоса

Река Москва является основным водотоком мегаполиса и испытывает на себе целый спектр разноплановых антропогенных нагрузок. Одной из наиболее значимых является сброс в реку сточных вод с очистных сооружений. Для вод реки характерны низкие концентрации органического фосфора на верхнем участке реки и в черте города до поступления сточных вод КОС (0,003 – 0,077 мг/л). Ниже стоков КОС концентрация фосфатов возрастает в среднем в 3,5 раза по сравнению с вышележащим участком реки, органического фосфора – более чем в 200 раз. Высокие концентрации общего фосфора сохраняются до д. Заозерье и затем снижаются, и вновь возрастают только после Воскресенска. При этом поступление сточных вод ЛОС не приводит к повышению содержания фосфора в воде, что свидетельствует об эффективной системе очистки стоков и глубоком удалении биогенных элементов. По азоту на участке реки от Можайского водохранилища до стоков КОС наблюдается низкое содержание неорганического азота в форме

нитритов ($0,021 \pm 0,015$ мг/л) и аммония ($0,22 \pm 0,085$ мг/л), содержание нитратов составляет в среднем $0,419 \pm 0,123$ мг/л. При этом в черте города содержание нитратов в 1,5 раза ниже, чем в верховье. Увеличение содержания неорганических форм азота наблюдается на реке как после поступления стоков КОС, так и после стоков ЛОС и очистных сооружений «ВМУ», где расположен цех по нейтрализации и очистке промышленных и сточных вод (НиОПСВ) ОАО «Минудобрения»), принимающий сточные воды двух подмосковных городов - Егорьевска и Воскресенска. Повышение концентрации нитритов после ЛОС и стоков «ВМУ» в 2-4 раза выше, чем после поступления в реку сточных вод КОС, концентрации аммония – в 5-10 раз меньше, чем после стоков КОС. Содержание органического азота в верховье реки стабильно высокое ($1,73 \pm 0,65$ мг/л), что, вероятно, связано с наличием агрокомплексов и животноводческих ферм на водосборной площади, не обладающих системами очистки должного уровня (Храменков и др., 1999; Цепкин, Соколов, 2001). В черте города до стоков КОС концентрация органического азота в воде в среднем в 10 раз ниже, чем в верховье. После поступления в реку вод с Курьяновской станции аэрации концентрация органического азота возрастает до 1,63 мг/л, затем существенно снижается после Заозерья, при этом стоки ЛОС не приводят к значительному возрастанию концентрации органического азота в водах реки, и повышается в районе Бронниц и Фаустовского гидроузла.

Согласно методу Кнёппа вода р. Москвы в целом относилась к β -мезосапробной зоне, но на нескольких станциях в низовье реки соответствовала олигосапробной зоне. Рассчитанный по сообществу бентосных диатомовых водорослей индекс относительной чистоты (ИОЧ) реки был высоким и составлял от 87,4 до 97,6 в 2010 г. и от 68,9 до 100 в 2012 г. По индексу Зелинке и Марвана, рассчитанному по сообществу бентосных диатомей, тракт р. Москвы также относится в целом к β -мезосапробной зоне, при этом некоторые станции соответствуют олигосапробной зоне, например створ D14, в районе которого в реку поступают хозяйственно-бытовые стоки Воскресенска и Егорьевска и промышленные стоки предприятия «ВМУ». При анализе видовой структуры диатомового микрофитобентоса на станции D14 выявлено, что ведущая роль в сообществе принадлежит видам, относящимся к сем. Bacillariaceae, то есть в основном подвижным каналовым бентосным диатомеям. При этом один из массовых в пробе видов (около 14% от общего обилия) - *Nitzschia amphibia* – по табличным данным является индикатором олигосапробных условий (6 баллов его сапробной валентности из 10 относятся к олигосапробной зоне (Баринаева и др., 2006)), в то же время, при расчете индекса DA_{pro} *Nit. amphibia* учитывается как сапрофил, в системе мониторинга в Нидерландах – как α -мезосапроб, а во Франции и в Австрии – как вид, толерантный к очень сильному органическому

загрязнению (Common Freshwater Diatoms ..., 2015). При отсутствии данных по сапробным валентностям диатомовых водорослей, корректных для бассейна реки Москвы, применение индекса Зелинке и Марвана для оценки качества воды по сообществу диатомового микрофитобентоса приводит к возникновению явных несоответствий в результатах анализа. При расчете индекса Ротшайна учитываются сапробные валентности и индикаторный вес показательных организмов по Зелинке и Марвану, поэтому ряд станций также соответствовал олигосапробной зоне. Значимых корреляций между изменениями значений ИОЧ и индекса Ротшайна с изменением содержания биогенных элементов выявлено не было.

Значения индекса Пантле-Букка в модификации Сладечека изменялись от 1,58 до 1,97 в 2010 г. ($1,85 \pm 0,09$) и от 1,75 до 2,19 в 2012 г. ($1,89 \pm 0,09$). Согласно градации качества вод, принятой в действующей редакции РД 52.24.309-2011, воды р. Москвы по значению индекса Пантле-Букка относятся ко II классу качества вод – слабо-загрязненные воды. Изменение значений индекса Пантле-Букка в модификации Сладечека по тракту реки не коррелировало с изменениями концентраций органических и минеральных форм биогенных элементов. Средние значения индекса для участков реки отличались не более чем на две сотые доли, индекс не выявлял ухудшения качества воды в реке ниже выпусков станций аэрации.

Значения индекса DA_{pro} для р. Москвы изменялись в широком диапазоне и составляли от 11,2 до 74,2. Изменения значений индекса DA_{pro} по тракту реки скоррелированы с изменениями концентрации биогенных элементов: фосфатами ($r = -0,336$, $p = 0,028$), органическим фосфором ($r = -0,424$, $p = 0,005$), концентрацией общего фосфора ($r = -0,469$, $p = 0,0015$), концентрацией суммарного минерального азота ($r = -0,610$, $p = 0,0001$), общего азота ($r = -0,559$, $p = 0,0001$). Также изменения значений индекса коррелировали с изменениями показателей суммарной биогенной нагрузки по азоту и фосфору – N+P ($r = -0,599$, $p = 0,0001$), суммарной биогенной нагрузки по минеральному азоту и фосфору $N_{\text{мин}}+P_{\text{мин}}$ ($r = -0,633$, $p = 0,0001$), и с соотношением минеральных форм азота и фосфора $N_{\text{мин}}/P_{\text{мин}}$ ($r = -0,596$, $p = 0,0001$). При увеличении содержания биогенных элементов, то есть при эвтрофировании вод, значения индекса снижаются, что свидетельствует об ухудшении качества вод. Индекс DA_{pro} адекватно реагирует на изменения качества воды и позволяет их выявлять и оценивать. Для участка р. Москвы от створа М7 до створа Д6, на котором в реку поступают сточные воды с Курьяновских и Люберецких очистных сооружений, корреляции изменения значений индекса DA_{pro} и концентраций биогенных элементов были еще выше (DA_{pro}-P-PO₄: $r = -0,709$, $p = 0,049$; DA_{pro}-P_{орг}: $r = -0,741$, $p = 0,035$; DA_{pro}-P_{общ}: $r = -0,752$, $p = 0,031$; DA_{pro}-N-NH₄: $r = -0,871$, $p = 0,005$; DA_{pro}-N-N_{мин}: $r = -0,772$, p

= 0,025; DA_{про-N-N_{общ}}: $r = -0,808$, $p = 0,015$; DA_{про-(N+P)}: $r = -0,879$, $p = 0,004$). Для участков р. Москвы средние значения индекса DA_{про} отличались как в 2010 г. (U – 63,2; M – 59,4; D – 51,5), так и в 2012 г. (U – 63,9; M – 59,6; D – 48,2). При этом во всех случаях индекс DA_{про} выявлял ухудшение воды в черте города и на участке реки от нижней границы города до устья по сравнению с верховьями реки, что также подтверждается результатами гидрохимического анализа.

Согласно значениям индекса EPI-D вода в р. Москве являлась преимущественно слабозагрязненной и умеренно загрязненной. На нескольких станциях класс воды был выше и соответствовал водам удовлетворительного качества (U1, M1), на 5 станциях за оба года класс качества воды был ниже и соответствовал сильно загрязненным водам, в т.ч. на станции перед Рублевским водозабором, что не подтверждается другими данными. При расчете индекса EPI-D из-за низкого числа показательных таксонов (90 таксонов) до 75% таксонов и просчитанных в препаратах створок диатомовых водорослей не учитывается в анализе, вследствие чего данный индекс дает некорректные результаты.

Значения индекса IBD по тракту р. Москвы изменялись от 9,4 до 14,9, индекс выявляет различия в качестве воды между участками реки (2010 г.: U – 13,6; M – 13,8; D – 11,7; 2012 г.: U – 13,4; M – 12,8; D – 12,4), что согласуется с данными гидрохимического анализа. Значения индекса резко снижались на станции M7, после поступления стоков Курьяновской станции аэрации, приводящих к резкому увеличению концентрации органических и минеральных форм азота и фосфора в реке. Резкие колебания значений индекса IBD, не сопряженные при этом с резкими изменениями концентрации биогенных элементов, наблюдались в районах гидроузлов - увеличивались после гидроузлов «Андреевка», «Софьино» и «Фаустово» и снижались после гидроузла «Северка». Каждый комплексный гидроузел имеет собственный режим работы, поэтому разовый замер скоростей течения в ходе отбора проб не позволил выявить влияние скорости течения на значения индекса IBD. В данном случае показателем, отражающим длительное воздействие комплексных гидроузлов, может служить размерная структура сообщества бентосных диатомовых водорослей на станциях до и после гидроузлов. Известно, что крупные диатомеи чувствительны к нарушению стабильности донных грунтов, в том числе и под антропогенным воздействием, вызывающем интенсификацию гидродинамических процессов (Оксиюк и др., 2010). Размерная структура сообщества изменялась сходным со значениями индекса IBD образом - после гидроузлов «Андреевка», «Софьино» и «Фаустово» процентный вклад крупных видов (длина створки более 60 мкм) в общее обилие увеличивался, после гидроузла «Северка» - снижался. Были выявлены значимые корреляции в изменении значений индекса IBD с изменениями концентраций основных биогенных элементов по тракту реки:

органического фосфора ($r = -0,636$, $p = 0,0001$), общего фосфора ($r = -0,645$, $p = 0,0001$), минерального азота ($r = -0,458$, $p = 0,002$), общего азота ($r = -0,451$, $p = 0,002$), а также с суммарной биогенной нагрузкой по азоту и фосфору – (N+P): $r = -0,573$, $p = 0,0001$, по минеральным формам азота и фосфора ($N_{\text{мин}}+P_{\text{мин}}$): $r = -0,478$, $p = 0,001$.

Значения индекса TDI для р. Москвы изменялись от 55 до 86,9. Большинство станций отбора проб по значениям индекса можно классифицировать как эвтрофные, две станции в нижнем течении как мезотрофные, и еще ряд станций по всему тракту реки как гипертрофные. Была выявлена незначительная отрицательная корреляция между изменением значений индекса TDI по тракту реки и концентрацией нитратов ($r = -0,351$, $p = 0,021$), то есть при увеличении концентрации нитратов, что, как правило, сопряжено с ухудшением качества воды, индекс выявлял улучшение качества воды. Для станций на р. Москве был характерен большой диапазон изменения значений PTV (% pollution tolerant valves) (от 13,3% до 68,4%), что негативно сказывается на корректности получаемых по индексу TDI оценок (Kelly et al., 2001).

Воды реки Москвы характеризуются от слабо загрязненных до загрязненных, с высоким содержанием биогенных элементов. Для верховья реки характерны повышенные концентрации органического азота, для участка реки от стоков КОС и до Заозерья и от Воскресенска до устья – органического и минерального фосфора. После поступления в реку стоков ЛОС, КОС и ВМУ наблюдается существенное повышение концентрации минеральных форм азота, в том числе нитритов и аммония.

Сравнительная оценка методов биоиндикации по сообществу бентосных диатомовых водорослей показала, что наиболее перспективны для оценки качества воды в р. Москве индексы DA_{pro} и IBD, при этом индекс IBD чувствителен к изменению гидродинамического режима в районе гидроузлов, зачастую не сопряженного с резкими изменениями концентраций биогенных элементов.

ВЫВОДЫ

1. В диатомовом микрофитобентосе р. Москвы обнаружено 233 таксона видового и внутривидового ранга, из них 107 ранее не упоминались для альгофлоры р. Москвы.

2. Бентосную диатомовую флору р. Москвы можно охарактеризовать как пресноводную, представленную в основном космополитными бентосными и бенто-планктонными видами, предпочитающими стояче-текучие воды и имеющими оптимумы развития при умеренных температурах и щелочной или нейтральной реакции воды.

3. Для альгофлоры р. Москвы характерно обеднение видового разнообразия на участке реки в границах города Москва.

4. Для выявления 80% от общего видового богатства диатомового микрофитобентоса необходима выборка не менее чем из 10 станций по тракту реки, 90% - не менее чем из 20 станций.

5. Видовая структура диатомового микрофитобентоса верховья реки (до границы г. Москва) отличается от структуры сообщества нижележащих участков. Отличия в основном обусловлены изменением обилия видов с длиной створки от 20 до 60 мкм.

6. Из учтенных абиотических характеристик (температура, скорость течения, рН, концентрации кислорода, минеральных и органических форм азота и фосфора) влияние факторов среды на структуру сообщества бентосных диатомовых водорослей для всего тракта реки наилучшим образом отражает комбинация параметров «рН; кислород; $P_{орг}$; $N_{мин}$; фракция грунта 0,1 - 0,25 мм», для верховья - «кислород, $P_{орг}$; $N_{мин}$; скорость течения», для участка реки в черте города – «кислород; $P-PO_4^{3-}$; $N_{орг}$ », для низовья – « $N_{орг}$; скорость течения».

7. По результатам биоиндикационного анализа различными методами воды реки Москвы изменяются от слабозагрязненных до загрязненных.

8. Для оценки качества воды в р. Москве по сообществу бентосных диатомовых водорослей наиболее перспективны индексы DA_{Иро} и IBD, при этом индекс IBD чувствителен к изменению гидродинамического режима в районе гидроузлов.

Список работ, опубликованных по теме диссертации

В изданиях, рекомендованных ВАК РФ:

1. Ростанец Д.В., Хромов В.М. Хазанова К.П. Состав и таксономическая структура фитопланктона нижнего течения реки Москвы // Естественные и технические науки. М.: «Компания Спутник+», 2011. № 5 (55). С. 151-153.
2. Ростанец Д.В., Хромов В.М., Недосекин А.Г., Хазанова К.П. Пространственное распределение фитопланктона в реке Москве ниже города Москвы // Вестник Российской академии естественных наук. М., 2011. Т. 11. № 4. С. 81-84.
3. Зиядуллаев Н.С., Ростанец Д.В., Хазанова К.П. Экологический мониторинг водных объектов «Большой Москвы»: возможные направления оптимизации затрат // Вестник Российской академии естественных наук. М., 2013. Т. 13. № 2. С. 90-95.
4. Ростанец Д.В., Хазанова К.П., Хромов В.М. Проблемы использования фитопланктона в гидробиологическом мониторинге рек высокоурбанизированных

территорий (на примере реки Москвы) // Известия Самарского научного центра РАН. 2013. Т. 15. № 3 (2). С. 677-684.

5. Хазанова К.П. Биологический мониторинг и оценка качества вод реки Москвы по сообществу бентосных диатомовых водорослей // Известия Самарского научного центра РАН. 2014. Т. 16, № 1 (4). С. 1039-1042.

В других изданиях:

1. Хазанова К.П. Диатомовый микрофитобентос реки Москвы // Материалы IV Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы» и школы-семинара «Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки» (пос. Борок, 24 – 29 сентября 2011 г.). Борок, 2011. Ч. 2. С. 90-93.

2. Хазанова К.П. Оценка состояния Москвы-реки методами биоиндикации по сообществу бентосных диатомовых водорослей // Материалы IX Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы экологии» (г. Гродно, 23 – 25 октября 2013 г.). Гродно: ГрГУ, 2013. Ч. 1. С. 50-52.

3. Khazanova K.P., Rostanets D.V. Possibility of application benthic diatoms for assessment of water quality and anthropogenic influence on aquatic ecosystems in Central Russia // Materials of the I International Scientific Conference "Global Science and Innovation" (Chicago, USA, December 17 – 18th, 2013). Chicago, 2013. Vol. 2. P. 82-89.

4. Хазанова К.П. Оценка качества воды реки Москвы выше и ниже г. Москвы по сообществу бентосных диатомовых водорослей // Материалы докладов III Международной научной конференции «Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге» (п. Борок, 24 – 29 августа 2014 г.). Ярославль, 2014. С. 243-245.

5. Хазанова К.П. Опыт использования диатомовых индексов в мониторинге и оценке качества вод реки Москвы // Материалы X Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы экологии» (г. Гродно, 1 – 3 октября 2014 г.). Гродно: ГрГУ, 2014. Ч. 2. С. 65-67.

6. Хазанова К.П. Оценка антропогенного эвтрофирования реки Москвы по индексу TDI (The Trophic Diatom Index) // Материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы» и школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов «Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки» (пос. Борок, 28 октября – 1 ноября 2014 г.). Ярославль: Филигрань, 2014. Т. 1. С. 200-205.