

**Атлантическое отделение  
Федерального государственного бюджетного учреждения науки  
Института океанологии им. П.П. Ширшова Российской академии наук**

На правах рукописи

**КРЕК  
Александр Владимирович**

**Геоэкологические особенности распределения тяжелых металлов  
в донных осадках юго-восточной части Балтийского моря**

Специальность 1.6.21 – Геоэкология (географические науки)

Диссертация на соискание ученой степени  
кандидата географических наук

Научный руководитель:  
канд. геол.-минерал. наук  
Сивков Вадим Валерьевич

Калининград  
2022

СОДЕРЖАНИЕ	
ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1 ИЗУЧЕННОСТЬ ГЕОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ДОННЫХ ОСАДКОВ .....	12
1.1 Физико-географическая характеристика района исследования.....	12
1.2 Потенциальные источники загрязнения и хозяйственное использование акватории.....	18
1.3 Мировая практика оценки и нормативы качества донных осадков .....	23
1.4 Роль металлов в донных осадках Балтийского моря.....	32
ГЛАВА 2 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ .....	44
2.1 Отбор проб .....	47
2.2 Аналитические (лабораторные) методы .....	54
2.3 Статистические методы.....	57
ГЛАВА 3 ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АНОМАЛИИ В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ.....	64
3.1 Фоновое содержание тяжелых металлов в донных осадках (природно- антропогенный фон акватории) .....	64
3.2 Геохимическая аномалия в прибрежной зоне (Полигон 1) .....	74
3.3 Локальные геохимические аномалии в открытой части акватории района исследований (Полигон 2).....	84
3.4 Роль сброса вскрышных пород карьера в геохимический фон прибрежной зоны западного побережья Калининградской области (Полигон 3) .	95
ГЛАВА 4 ПРОИСХОЖДЕНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ АНОМАЛИЙ .....	104
4.1 Роль вдольберегового переноса в образовании аномалий на подводном береговом склоне Балтийской и Куршской кос .....	104
4.2 Образование геохимической аномалии в илах Гданьской впадины .....	115
ГЛАВА 5 РЕГИОНАЛЬНАЯ ШКАЛА ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОСАДКОВ .....	120
ЗАКЛЮЧЕНИЕ .....	124

ЛИТЕРАТУРА .....	127
Приложение 1 – Содержание тяжелых металлов в поверхностных донных осадках в российского сектора за период 2013-2020 гг.....	152
Приложение 2 – Содержание Cu, Cr, Cd, Pb и Hg в поверхностных донных осадках на нефтегазоносных структурах.....	155
Приложение 3 – Содержание тяжелых металлов в прибрежной зоне Калининградского полуострова и Куршской косы (2014 г.) .....	157
Приложение 4 – Гранулометрический состав донных отложений в прибрежной зоне Калининградского полуострова и Куршской косы (2014 г.).....	159
Приложение 5 – Результаты расчетов экологических индексов для осадков прибрежной зоны Калининградского полуострова и Куршской косы (2014 г.)....	163
Приложение 6 – Содержание тяжелых металлов в донных осадках прибрежной зоны Калининградской области (2017 г.).....	165
Приложение 7 – Результаты нормализации тяжелых металлов в прибрежной зоне Калининградской области (2017 г.).....	168
Приложение 8 – Экологические индексы загрязнения донных осадков тяжелыми металлами в прибрежной зоне Калининградской области (2017 г.)....	171
Приложение 9 – Результаты нормализации содержания Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As к Fe для российского сектора юго-восточной части Балтийского моря .....	174
Приложение 10 – Экологические индексы загрязнения донных осадков тяжелыми металлами для российского сектора юго-восточной части Балтийского моря.....	177

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность.** Наиболее опасными для устойчивого развития морских экосистем являются тяжелые металлы (ТМ) (Gerlach, 1981; Nemerow, 1991; Leivuori, 2000; Swedish EPA, 2000; Трофимов, Зилинг, 2002; De Mora et al., 2004; HELCOM, 2010; Uścińowicz et al., 2011), а их повышенное содержание в донных осадках может приводить к вторичному загрязнению вод (Sokolowski et al., 2001) и вызывать существенные изменения в живых организмах и пищевых цепях (Kersten et al., 1994; HELCOM, 2007). Проблема загрязнения ТМ существует во всем Мировом океане, например, в Северо-Восточной Атлантике (Rodrigues et al., 2009), Восточно-Китайском (Daoji, Daler, 2004), Каспийском (Bastami et al., 2015; Abadi et al., 2019), Гренландском (Neff, 2002), Северном, Средиземном, Черном и Балтийском морях (Tornero, Hanke, 2016; Aytakin et al., 2019).

Возрастание антропогенной нагрузки приводит к увеличению поступления потенциально опасных веществ (ПОВ) и закономерным изменениям окружающей среды (Cox and Preda, 2005; Gonzalez-Mendoza et al., 2007; Yurkovskis and Poikane, 2008; Dias et al., 2009; HELCOM, 2010; Garnaga, 2012; Yan et al., 2015). Обладая меньшей изменчивостью, чем водная толща, донные осадки отражают интегральные изменения, происходящие в акватории (Clifton, Hamilton 1979; Brüggmann 1981; Bryan et al., 1985; Szefer Skwarzec, 1988; Szefer 1998; Szefer et al., 1998).

Балтийское море является одной из самых загрязненных акваторий в мире, а его экосистема крайне чувствительна к природным и антропогенным воздействиям (Dybern, Fonselius, 1981; Borg and Jonsson 1996; Conley et al., 2002; HELCOM, 2003, 2010, 2018; Lehtonen et al., 2006; Carstensen et al., 2014). В связи с этим Хельсинской комиссией были предприняты некоторые меры, направленные на уменьшение его загрязнения (HELCOM, 2018).

Интенсивность хозяйственной деятельности в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря также постоянно возрастает в связи с

разведкой и разработкой нефтяных месторождений, капитальным строительством, поиском песчано-гравийных полезных ископаемых и судоходством. В береговой зоне моря происходит сброс сточных вод (Емельянов и др., 2012; Ulyanova, Danchenkov, 2016; Krek et al., 2018). Все это приводит к поступлению в Балтийское море потенциально опасных веществ и появлению аномалий содержания ТМ в донных осадках, изучение которых необходимо для оценки роли хозяйственной деятельности в изменении окружающей среды и определения допустимости такого воздействия. До настоящего времени оценки загрязнения донных осадков района исследований сводились к количественному описанию содержания химических элементов и соединений в различных типах осадков (Лукашин, 1986; Емельянов, 1986, 1987, 1998; Emelyanov et al., 2002; Емельянов и др., 2012). Интегральная оценка загрязнения различных типов донных осадков юго-восточной части Балтийского моря не выполнялась.

**Степень изученности проблемы.** Загрязняющие вещества попадают в Мировой океан, в основном, с материковым стоком, абразионным материалом, атмосферным переносом и непосредственно при ведении хозяйственной деятельности на акватории. Вместе со взвешенным веществом, обладающим высокой сорбционной способностью, ПОВ поступают в донные осадки, где накапливаются (McCave, 1984; Szefer et al., 1995; Kennish, 1997; Pempkowiak et al., 1998, 1999; Rubio et al., 2000; Emelyanov et al., 2002; Beldowski and Pempkowiak, 2003; Ruiz-Fernández et al., 2004; Álvarez-Iglesias et al., 2007; Ducrotoy and Elliott, 2008; Diaz-Asencio et al., 2009; Uscinowicz et al., 2011; Zaborska et al., 2014; Nemirovskaya et al., 2014; Remeikaitė-Nikienė et al., 2017). Загрязнение донных осадков ТМ в Балтийском море является общепринятой проблемой (Anon, 1990; Glasby, Szeffer, 1998; Szeffer et al., 1995, 1996; Witkowski, Pempkowiak 1995; Belzunce et al., 2007).

В России отсутствуют утвержденные нормативы загрязнения донных осадков, что значительно затрудняет контроль воздействия хозяйствующих субъектов на акваторию. Кларковые значения ТМ не отражают специфику

регионального фона, как и шкалы загрязнения, используемые в других странах Балтийского региона, например, Швеции (Swedish EPA, 2000; WGMS, 2003). Разработка региональных нормативов (критериев), устанавливающих загрязнение осадков и учитывающих местные особенности, позволит более достоверно оценивать воздействие их источников на окружающую среду.

**Цель работы:** выявление особенностей пространственно-временной динамики накопления тяжелых металлов для научного обоснования критериев оценки загрязнения тяжелыми металлами донных осадков в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря.

**Задачи:**

1. Изучение мирового опыта оценки и анализ данных по степени загрязнения донных осадков ТМ;
2. Статистическая обработка данных по содержанию ТМ в донных осадках за период 2011-2020 гг.
3. Интегральная оценка загрязнения ТМ различных типов донных осадков, выявление геохимических аномалий, количественная оценка их связи с природными и антропогенными источниками.
4. Пространственная оценка переноса Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Hg в береговой зоне на примере анализа аномалии содержания у Куршской косы.
5. Выявление критериев региональной классификации загрязнения донных осадков.

**Объект исследования:** ТМ в донных осадках российского сектора юго-восточной части Балтийского моря.

**Предмет исследования:** пространственно-временные особенности формирования геохимических аномалий ТМ с учетом природно-антропогенного фона в донных осадках.

**Научная новизна.** Впервые для юго-восточной части Балтийского моря были выявлены геохимические аномалии и сопоставлены уровни загрязнения ТМ илистых и обломочных осадков. Применение метода нормализации (приведение

содержания ТМ к природному макроэлементу – Fe) позволило впервые достоверно количественно сопоставить уровень загрязнения илистых и обломочных осадков. Используемые методы позволили дифференцировать природные и антропогенные источники образования геохимических аномалий. Впервые для региона дана количественная оценка вклада отдельных источников в загрязнение донных осадков (морской ледостойкой стационарной платформы – МЛСП D-6, сброса вскрышных пород Янтарного комбината и др.). Отклонение содержания ТМ от региональных фоновых значений позволило выявить пять классов уровней загрязнения, которые в дальнейшем предлагается использовать в качестве региональных нормативов.

**Практическая значимость.** Оценка природного фона и вклада потенциальных источников геохимических аномалий ТМ в донных осадках российского сектора юго-восточной части Балтийского моря – важный элемент морского пространственного планирования. Полученные результаты обосновывают несовершенство существующих методов морского геоэкологического мониторинга. Предложенный автором комплексный подход по выявлению повышенных содержаний потенциально опасных веществ может быть использован для усовершенствования правил инженерных изысканий в строительстве (СП 47.13330.2016).

**Фактический материал и методы исследования.** Пробы донных осадков были отобраны в экспедициях Атлантического отделения Федерального государственного бюджетного учреждения науки Института океанологии им. П.П. Ширшова Российской академии наук (АО ИО РАН) и общества с ограниченной ответственностью «Морское венчурное бюро» (ООО «МВБ»). В работу вошли материалы, полученные в рамках выполнения государственного задания АО ИО РАН в 2014-2020 гг., а также материалы экологического мониторинга нефтяного месторождения D-6 с 2003 г. и материалы, полученные в ходе инженерных изысканий при поисково-разведочном бурении на шельфе Калининградской области за период 2011-2020 гг. Лабораторный анализ включал

определение гранулометрического, минералогического и химического составов донных осадков. Статистические методы заключались в нормализации содержания ТМ к Fe и дальнейшему расчету экологических индексов. Для установления генезиса геохимических аномалий был выполнен кластерный анализ и расчет вдольберегового движения наносов. Широко использовался картографический метод. Работа выполнена в лаборатории геоэкологии АО ИО РАН.

**Личный вклад автора.** Автором проанализирована литература по тематике исследования, спланирован и выполнен отбор проб донных осадков, проинтерпретированы результаты лабораторных исследований, предложен подход оценки степени загрязнения донных осадков по тонкодисперсной фракции осадка. В качестве обобщающего итога автором предложена адаптированная к региональным условиям методика определения уровня антропогенного воздействия на донные осадки.

**Положения, выносимые на защиту:**

1. В современных донных осадках российского сектора юго-восточной части Балтийского моря периодически формируются временные антропогенные аномалии содержания тяжелых металлов Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As вблизи объектов инфраструктуры морской нефтедобычи (нефтедобывающая платформа и подводный трубопровод), в районе Национального парка «Куршская коса» и у северного побережья Калининградского полуострова.

2. Геохимическая аномалия Pb, Cu, Ni, Zn в осадках плато Рыбачий обусловлена вдольбереговым переносом от Калининградского полуострова на северо-восток вдоль Куршской косы.

3. Ассоциация Cr, Co, Ni, Cu, Pb, Zn у западного побережья Калининградского полуострова идентична по составу вскрышным породам Приморского месторождения янтаря и соответствует природному геохимическому фону донных осадков.

4. В голоценовых илах Гданьской впадины проявляются природные

геохимические аномалии Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb, обусловленные разгрузкой подземных вод оксфорд-титонского горизонта.

5. Региональная шкала загрязнения донных осадков, включающая пять классов загрязнения тяжелыми металлами, позволяет наиболее достоверно оценивать последствия хозяйственной деятельности и учитывать геоэкологические риски.

**Соответствие паспорту специальности.** Исследование соответствует паспорту специальности 1.6.21 – Геоэкология (географические науки) по пунктам 1.8, 1.17, 1.18.

**Апробация результатов.** Результаты исследования представлены на Международных научных конференциях EMECS'11 – SeaCoasts XXVI (Санкт-Петербург, 2016), 14<sup>th</sup> Colloquium on Baltic Sea Marine Geology (Худдинге, 2018), GEONAV (Морское геологическое и биологическое картографирование местообитаний, Санкт-Петербург, 2019 г.); Международном конгрессе International Union for Quaternary Research (Дублин, 2019 г.); Международной научно-практической конференции LXXIV Герценовские чтения (Санкт-Петербург, 2021 г.); Всероссийских конференциях «Итоги экспедиционных исследований на научных судах ФАНО России» (Москва, 2018 г.), Четвертые ландшафтно-экологические чтения, посвященные Г.Е. Гришанкову «Ландшафтоведение и ландшафтная экология: коадаптация ландшафта и хозяйственной деятельности» (Симферополь, 2020 г.), «Моря России: исследования береговой и шельфовой зон» (XXVIII береговая конференция, Севастополь 2020 г.), «Итоги экспедиционных исследований в 2019 г. в Мировом океане, внутренних водах и на архипелаге Шпицберген» (Москва, 2020 г.). Результаты данной работы использовались в ходе инженерно-экологических изысканий в прибрежной зоне Юго-Восточной Балтики.

**Структура и объем работы.** Работа состоит из введения, пяти глав и заключения, содержит 179 страниц, включая 36 таблиц, 33 рисунка и 10 приложений. Список литературы включает 230 наименований, из которых 136 –

на иностранных языках.

**Публикации.** По теме диссертации всего опубликовано 7 статей, все в изданиях, рекомендованных ВАК, а также включенных в базы цитирования WoS/Scopus.

1. Крек А.В., Ульянова М.О., Бубнова Е.С., Кречик В.А., Рябчук Д.В., Данченков А.Р., Чурин Д.А., Капустина М.В., Ткачева Е.С., Хатмуллина Л.И., Сергеев А.Ю. Геоэкологические условия в Балтийском море в 2017 г. // Океанология. 2019. Т 59. № 1. С. 184–186. [https://doi.org/10.31857/S\\_0030-157459184-186](https://doi.org/10.31857/S_0030-157459184-186).

2. Krek A., Stont Zh., Ulyanova M. Alongshore bed load transport in the southeastern part of the Baltic Sea under changing hydrometeorological conditions: Recent decadal data // *Regional Studies in Marine Science*. 2016. Vol. 7. P. 81-87. doi: 10.1016/j.rsma.2016.05.011.

3. Krek A., Krechik V., Danchenkov A., Krek E. Pollution of the sediments of the coastal zone of the Sambia Peninsula and the Curonian Spit (Southeastern Baltic Sea) // *PeerJ*. 2018. 6:e4770. doi:10.7717/peerj.4770.

4. Krek A., Ulyanova M., Koschavets S. Influence of land-based Kaliningrad (Primorsky) amber mining on coastal zone // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 131. P. 1-9. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.042.

5. Krek A., Danchenkov A., Ulyanova M., Ryabchuk D. Heavy metals contamination of the sediments of the southeastern Baltic Sea: the impact of economic development // *Baltica*. 2019. Vol. 32 (1), P. 51–62. <https://doi.org/10.5200/baltica.2019.1.5>.

6. Krek A., Ulyanova M. Mineral tracers of the alongshore sediment transport (example from the South-Eastern Baltic Sea) // *Russian Journal of Earth Sciences*. 2020. 20. № 6. ES6003. doi:10.2205/2020ES000714.

7. Krek A., Krechik V., Danchenkov A., Mikhnevich G. The role of fluids in the chemical composition of the upper Holocene sediment layer in the Russian sector of the

South-East Baltic // Russian Journal of Earth Sciences. 2020. Vol. 20, № 6. ES6006.  
doi:10.2205/2020ES000719.

**Благодарности.** Автор благодарен сотрудникам АО ИО РАН и ООО «МВБ» (Калининград) за возможность выполнения исследования и предоставленные материалы, РФФИ – за поддержку грантов № 17-305-50014 мол\_нр и №19-45-390007 г\_а по теме диссертации.

# ГЛАВА 1 ИЗУЧЕННОСТЬ ГЕОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ДОННЫХ ОСАДКОВ

## 1.1 Физико-географическая характеристика района исследования

Балтийское море представляет собой мелководный внутриматериковый бассейн Атлантического океана, сообщающийся с Северным морем системой узких мелководных проливов, затрудняющих водообмен. Водная толща Балтийского моря имеет выраженную стратификацию. Перманентный галоклин (а вместе с ним и пикноклин) затрудняет вертикальное перемешивание глубинных и поверхностных вод, а аэрация придонной воды происходит за счет затоков вод из Северного моря (Соскин, 1963; Антонов, 1987; Matthäus and Franck 1992; Nehring et al., 1995; Fischer and Matthäus 1996). Примерно одна треть глубинной части Балтийского моря не имеет высших форм жизни из-за низкого содержания кислорода, поэтому периодические большие затоки насыщенной кислородом воды являются жизненно важными для поддержания и развития экосистем в глубоководных впадинах (Ojaveer, Elken, 1997; Kautsky, Kautsky, 2000).

В отличие от окраинных морей Мирового океана, где водообмен не затруднен, обновление воды в Балтийском море занимает около 25-35 лет (Matthaus, Schinke, 1999), а доминирующая циркуляция воды – циклоническая, что приводит к более длительному времени пребывания загрязнения в море, особенно поступающего в его южной и восточной его частях (Kautsky, Kautsky, 2000). Все это делает экосистему Балтийского моря особенно чувствительной к природным и антропогенным воздействиям (Dybern, Fonselius, 1981; HELCOM, 2003; Lehtonen et al., 2006; HELCOM, 2010).

Водосборная площадь Балтийского моря (1,7 млн. км<sup>2</sup>) примерно в четыре раза больше площади поверхности акватории (415 тыс. км<sup>2</sup>) (Kautsky, Kautsky, 2000; Myrberg, Andreev, 2003; HELCOM, 2003; HELCOM, 2010; Атлас..., 2010). Балтийское море окружено густонаселенными и промышленно развитыми

государствами с населением в водосборном бассейне около 85 миллионов человек, что обуславливает высокую антропогенную нагрузку на акваторию. Это приводит к повышенному поступлению ПОВ, в том числе и ТМ (План действий..., 2008).

Рельеф дна Балтийского моря сформировался под действием плейстоценовых оледенений (Геология..., 1976; Геология и геоморфология..., 1991; Гидрометеорологические условия..., 1992 и др.). Гданьская впадина представляет собой крупную отрицательную форму с максимальной глубиной около 110 м (Рисунок 1.1.1), а прибрежное мелководье – наклонную поверхность абразионно-аккумулятивного выравнивания, выработанную в морене и местами в коренных породах (Гуделис и др., 1977; Гялумбаускайте, 1982).

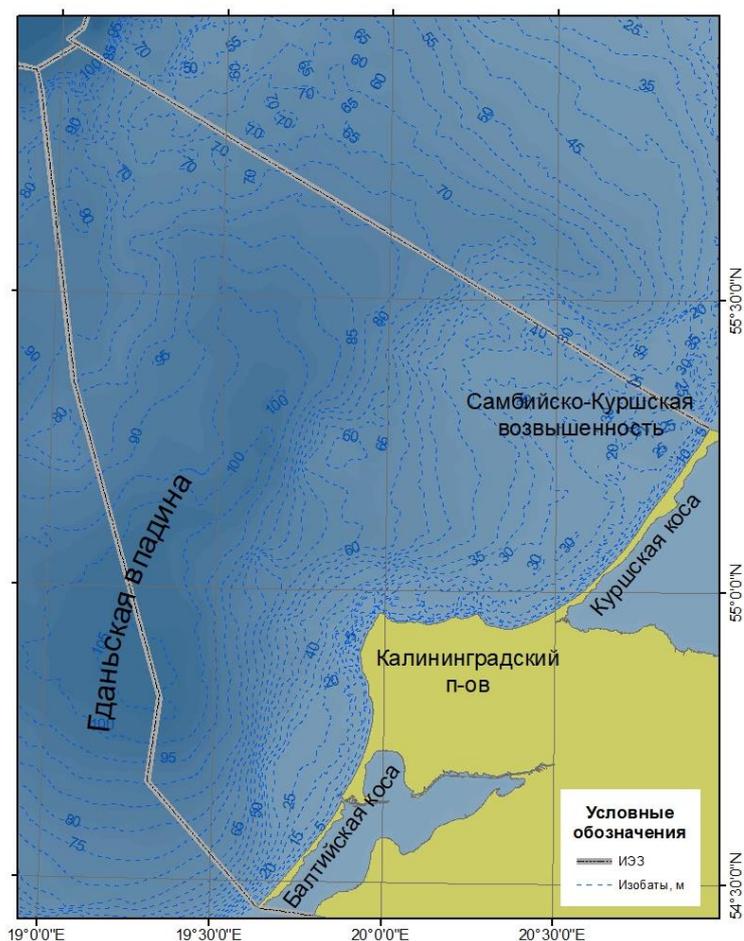


Рисунок 1.1.1 – Батиметрическая карта российской части Гданьского бассейна  
(по Гялумбаускайте, 1982)

Скорость осадконакопления в Гданьской впадине составляет 1,0-1,3 мм/год (Mažeika et al., 2004), основным источником терригенного вещества является абразия подводного берегового склона и берегов (Емельянов, 1987). Граница распространения обломочных и глинистых донных осадков совпадает с пикноклином, что обусловлено заметным снижением гидродинамической активности на глубинах 70-80 м (Емельянов, 1986).

*Грубообломочные отложения* приурочены, в основном, к подводным выходам дочетвертичных пород и морены, где преобладают современные эрозионные процессы в условиях дефицита осадочного материала (Рисунок 1.1.2). Обычно наблюдаются разреженные покровы (менее 70% площади) валунно-галечных отложений, где песчаный наполнитель представлен плохо сортированными отмытыми песками различной зернистости.

*Пески с гравием и галькой*, в составе которых песчаная размерность составляет более 50%, а грубообломочная составляющая находится в пределах 30-50%, маркируют зоны размыва моренных и ледниково-озерных отложений. Здесь часто встречаются россыпи и отдельные скопления валунов. Степень окатанности материала различна. Пески, как правило, хорошо отмыты и характеризуются плохой сортировкой. Обычно преобладают разномерные, грубо-крупнозернистые, иногда крупно-среднезернистые пески.

Песчаные отложения представляют собой как современные песчаные тела волнового генезиса, так и реликтовые образования. В северной части акватории пески генетически связаны с процессами подводного размыва, образуя покровные тела небольшой мощности. Крупно-грубозернистые пески пространственно связаны с выходами морены, фациально замещая пески с гравием и галькой. Среднезернистые пески имеют волновой генезис. У основания Куршской косы они представляют собой современные отложения волнового или флювио-волнового генезиса, формируя поля, так называемых «динамичных» песков, характеризующихся развитием крупных знаков ряби на их поверхности. Сортировка песков, как правило, довольно хорошая. Пески мелкозернистые



*Алевропелитовые (глинистые)* отложения представлены алевритами глинистыми, пелитами алевритовыми и пелитами. *Алевриты глинистые*, иногда с существенной примесью тонкозернистого песчаного материала, имеют значительное распространение, на склоне Гданьской впадины на глубинах более 70 м. *Пелиты алевритовые* развиты в зонах современной бассейновой (нефелоидной) аккумуляции Гданьской впадины, как правило, на глубинах моря от 90-95 м, что примерно соответствует батиметрическому положению нижней границы пикноклина – «слоя скачка» плотности вод. *Пелиты* слагают поверхность наиболее глубокой части Гданьской впадины. Граница между пелитами и алевропелитами проведена по изобатам 95-100 м, отражая общую тенденцию распределения тонкозернистых донных осадков.

Для донных илов Гданьской впадины характерны также повышенные концентрации метана. На поверхности дна они наблюдаются в форме покмарков (газовых кратеров) и акустических аномалий. Высачивания газов, возможно, приурочены к зонам разрывных нарушений. Флюидный поток углеводородных газов, проходя через толщу обогащенных органическим веществом голоценовых илов, инициирует микробиальные процессы метанотрофного хемосинтеза с выносом необычных продуктов химических реакций в придонную воду, что оказывает влияние на морскую экосистему (Блажчишин, Ефимов, 2002).

У корневой части Куршской косы на глубинах моря 10-15 м отмечены выходы на поверхность дна *плотных слоистых глин*. Это «листоватые» лагунные илы голоценового возраста, которые подвержены активному гидродинамическому воздействию.

*Подводные выходы коренных пород* на поверхность дна наблюдаются преимущественно по периферии Калининградского полуострова. На большей части площади они перекрыты глыбовыми развалами, валунно-галечными отложениями и несортированными песками различной зернистости. Меловые мергели и известняки подходят наиболее близко к берегу (1-1,5 км) близ корневой части Куршской косы и мыса Таран (Орленок, 2001). Их подводные обнажения

прослеживаются также в 6-10 км к северу от мыса Таран. Палеогеновые отложения, как правило, не выходят за глубины 15-20 м на расстоянии от берега 3-5 км (Орленок, 2001). Палеоценовые и эоценовые отложениями представлены горизонтально- и косослоистыми песками, алевритами, глинами, алевролитами. Отдельные участки дна на глубинах 22-32 м отличаются своеобразным пилообразным рельефом, образованным за счет избирательной денудации (превышения достигают 3 м) (Блажчишин, 1992).

Юго-восточная часть Балтийского моря является частью палеозойской петрографической провинции, которая в ледниковые периоды питалась продуктами механического истирания докембрийских гранитов и гнейсов из скандинавских и ордовикских, силурских и девонских карбонатов. Поэтому осадки в восточной части Балтийского моря состоят в основном из кварца, полевых шпатов, слюд и карбонатов. Мелкозернистые фракции также содержат глауконит и другие глинистые минералы (Блажчишин, 1976). Основными минералами песчаной размерности в донных осадках российского сектора юго-восточной части Балтийского моря являются кварц и глауконит, в качестве минералов-примесей отмечены троилит, хромит, ильменит, диопсид, циркон (Информационный бюллетень, 2014). В глинистой фракции осадков основными минералами являются: кварц, альбит, ортоклаз, иллит, кальцит. К наиболее характерным минералами-примесями относятся: пирит, гранат (гроссуляр), доломит, ильменит, апатит, амфибол (роговая обманка), авгит, глауконит (Блажчишин, 1998).

В зоне пляжей из минералов лёгкой фракции широко распространены кварц, полевой шпат, глауконит, карбонаты. Тяжелая фракция представлена, главным образом, магнетитом, ильменитом, цирконом, амфиболами, турмалином, эпидотом, дистеном, сфеном, рутилом (Итоговый отчет..., 2018).

В глубоководной части бассейна преобладающими минералами являются глинистые: группы гидрослюды (иллит), каолинита, хлорита, смектита и смешаннослойных минералов, природных карбонатов (Блажчишин, 1998;

Emelyanov et al., 2002). Минеральный состав песчаной фракции донных осадков глубоководной части бассейна представлен в основном следующими минералами. Легкая фракция: кварц – (47,1÷79,6) %, К-На полевой шпат – (5÷12) %, глауконит – до 8,6%, кальцит – до 4,1%, плагиоклаз – до 2,9%, доломит – до 1,1%, биотит – до 1%, кроме того, в заметных количествах отмечены обломки гранита, известняка и карбонатов (раковинный детрит). В тяжелой фракции преобладают гидроокислы железа ильменит (1,1-33) %, рутил (р.з. ÷ 2) %, лейкоксен до 1,7 %, магнетит (0,1÷4,8) %, силлиманит (0,3÷7,1) %, дистен (р.з. ÷1) %, циркон (р.з.÷9,7) %, амфиболы (6,1÷14,4) %, пироксены (0,2÷4,6) %, альмандин(3,8÷13,3) %, эпидот (0,2÷9,2) %, турмалин до 1,3%, апатит (р.з. ÷ 1,3) %, фосфат (р.з. ÷ 12) %, барит (р.з. ÷ 1,3) %. Отмечены также обломки гранитов и гнейсов. В незначительных количествах зафиксированы гематит, хромшпинелиды, ставролит, биотит, гидрослюды, глауконит, сфен. Размерность минералов тяжелой фракции, за исключением обломочного материала, как правило не превышает 0,63 мм (Блажчишин, 1998; Emelyanov et al., 2002; Информационный бюллетень, 2014).

Химический состав минералов весьма разнообразен. Согласно литературным данным, основными минералообразующими компонентами помимо элементов группы породообразующих, являются: Ti, Mg, Fe, Cr, Mn, Zr, Ba, P. В качестве элементов-примесей широко распространены: Fe, Mn, Mg, Cr, Ti, Zn, Cu, Ni, V, Sn, Ta, Nb, U, Th, Ba, Zr, Sr, Rb, Cs, реже F, Cl, Pb, Co, Hf, Ga, Li, редкоземельные элементы (Блажчишин, 1998; Emelyanov et al., 2002).

## **1.2 Потенциальные источники загрязнения и хозяйственное использование акватории**

Основными источниками ТМ являются реки, сточные воды промышленных и муниципальных образований и атмосферное осаждение (Kennish, 1997; HELCOM, 2007). Как правило, реки являются приемником сточных вод различной степени очистки. Наиболее крупными для Гданьского бассейна

является сток р. Висла – 29-33 км<sup>3</sup> (Гидрометеорологические условия..., 1992; Залогин, Косарев, 1999) и сток из Куршского залива, включая сток р. Неман – 22,6-22,7 км<sup>3</sup> (Dubra, 1994). Сток из Вислинского залива равен 3,5-3,7 км<sup>3</sup> (Гидрометеорологический режим..., 1971; Гидрометеорологические условия шельфовой зоны..., 1985; Chubarenko, 1999; Чубаренко, 2001; Дубра и др., 2005). Помимо крупных рек сточные воды прибрежных населенных пунктов и предприятий попадают в акваторию либо напрямую, либо со стоком малых рек, где зачастую качество сточных вод не контролируется.

Географическое положение района исследований способствует поступлению с атмосферным переносом ПОВ от промышленных выбросов развитых европейских стран. Результирующий перенос воздушных масс (перпендикуляр к барическому градиенту в северном полушарии, отклоненный вправо) в общем, направлен на восток (Дубравин, 1994; Дубравин, Навроцкая, 2007).

Помимо этого, существуют локальные источники поступления ПОВ, связанные с антропогенной деятельностью, непосредственно в районе исследований. Несмотря на то, что в юго-восточной части Балтийского моря судоходство развито намного меньше, чем в Западной Балтике или Северном море (Ulyanova, Danchenkov, 2016), морской транспорт здесь является одним из крупных источников загрязнения. Российский сектор юго-восточной части Балтийского моря имеет достаточно высокий ресурсный потенциал, включающий в себя запасы полезных ископаемых, биоресурсов, а также развитие инфраструктуры (Рисунок 1.2.1).

Каждый хозяйственный объект и объект его инфраструктуры является потенциальным источником загрязнения. В береговой зоне северного побережья Калининградской области функционирует свалка грунта дноуглубительных работ порта Пионерский и выходы системы ОКОС. В 2003 г. была введена в эксплуатацию нефтедобывающая платформа на месторождении D6 и нефтепровод, соединяющий ее с накопительным терминалом на берегу. С 2017 г.

в районе пос. Куликово ведется строительство инфраструктуры по приему, хранению и регазификации сжиженного природного газа.

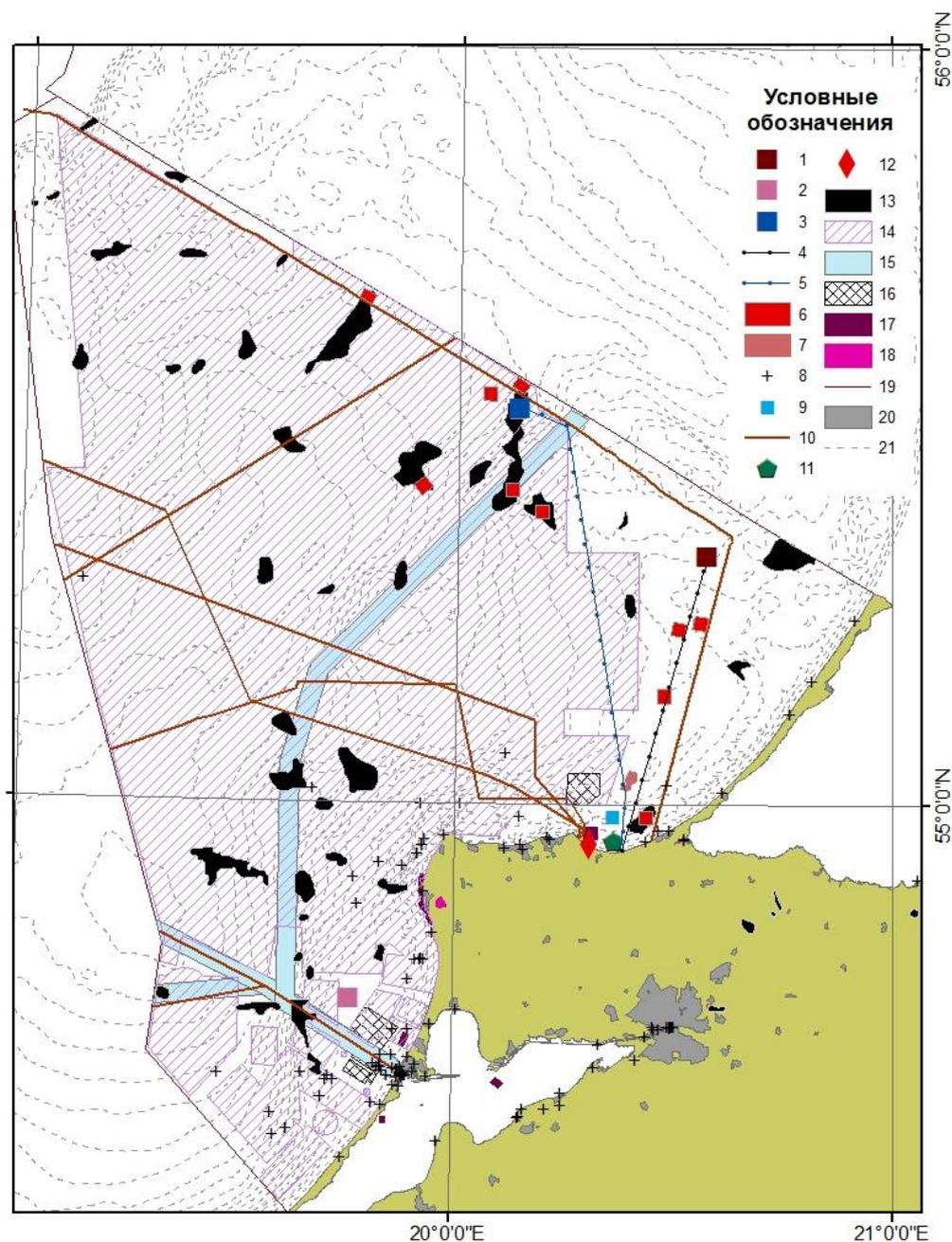


Рисунок 1.2.1 – Схема современного и перспективного хозяйственного использования акватории российского сектора юго-восточной части Балтийского моря (Атлас, 2010; Ulyanova, Danchenkov, 2016; Krek et al., 2018 а,б).  
Условные обозначения: 1 – МЛСП D6; 2 – платформа С9; 3 – место планируемого строительства нефтедобывающей платформы на месторождении нефти D33; 4 – подводный трубопровод, соединяющий МЛСП D6 с накопительным терминалом;

5 – схематическое положение проектируемого трубопровода от месторождения D33 (Технический отчет..., 2021); 6 – площадки поисково-разведочного бурения нефти; 7 – перспективный участок изъятия песчаного материала для намыва искусственных пляжей; 8 – затопленные техногенные объекты; 9 – газоналивной терминал подземного хранилища газа (ПХГ); 10 – подводные кабели; 11 – выпуск сточных вод при размыве резервуаров ПХГ; 12 – выпуск системы объединенных канализационных очистных сооружений (ОКОС); 13 – нефтеносные структуры; 14 – временно закрываемые районы; 15 – основные навигационные трассы; 16 – районы рейдовой стоянки судов; 17 – свалки грунта дноуглубительных работ; 18 – карьер по добыче янтаря; 19 – ИЭЗ; 20 – населенные пункты, 21 – изобаты, м

Еще одна свалка грунта расположена севернее молв г. Балтийска и является приемником материала дноуглубительных работ из Калининградского морского канала. На западном побережье Калининградской области в течение нескольких десятилетий в береговую зону сбрасывалась вскрышная порода карьера при разработке месторождения янтаря. Еще одним, зачастую пренебрегаемым источником поступления ПОВ в донные осадки, являются затопленные в разное время морские суда.

Населенные пункты являются дополнительными источниками нагрузки на береговую зону, сбрасывая сточные воды. Такое давление многократно повышается в курортный сезон.

Помимо внешних факторов поступления ТМ существует возможность привнесения их из недр, совместно с потоками флюидов — подземных вод, газов. Более того, поскольку подземные воды чаще всего обогащены химическими элементами, не свойственными составу морской воды, в некоторых районах их взаимодействие с донными отложениями может формировать особую экосистему и стать важнейшим компонентом ее функционирования (Szymczycha et al., 2012; 2014; 2016). Субмаринная разгрузка подземных вод давно признана важным источником пресной воды и различных химических веществ, таких как

микроэлементы, биогены, органический и неорганический углерод (Oberdorfer et al., 1990; Charette et al., 2001; Slomp and Van Cappellen, 2004; Burnett et al., 2006; Moore, 2010). Вместе с тем, роль подземных вод в формировании донных осадков чаще всего не рассматривается. Несмотря на то, что объем разгрузки может быть сравнительно незначительным, особенно в районах стока крупных рек, подземные воды являются важной частью глобального круговорота воды.

Гданьская впадина является конечным звеном подземного стока с прилегающей части суши (Uścińowicz et al., 2011). Согласно (Атлас, 2010) в осадочном чехле российского сектора юго-восточной части Балтийского моря выделяется система разломов, преимущественно девонского возраста, связанных с образованием Балтийской синеклизы. (Атлас, 2010; Комплексные сейсмологические исследования ..., 2008). Система разломов и палеоврезов способствуют высачиванию флюидов через толщу ледниковых и водно-ледниковых отложений на поверхность, где вместе с газом могут высачиваться подземные воды (Idczak. et al., 2020; Schlüter. et al., 2004; Bussmann, Suess , 1997; Whiticar, 2002). Некоторые из этих разломов затрагивают осадочную толщу вплоть до четвертичных отложений. В таких зонах разломов существует связь различных водоносных горизонтов (Трипонис, 1973). Так, на суше часто отмечаются аномалии величины минерализации подземных вод, в частности верхнемелового и межморенных плейстоценовых водоносных горизонтов из-за перетекания вод нижележащих водоносных горизонтов по разрывным нарушениям (Отмас и др., 2006, Атлас, 2010; Загородных и др., 2011). Как правило, зоны разломов связаны с распространением газонасыщенных осадков (Свиридов, 1990; Блажчишин, 1998; Свиридов, Емельянов, 2010). Взаимодействуя с голоценовыми илами в Гданьской впадине подземные воды создают геохимические аномалии в осадочной толще, связанные с перераспределением химических элементов.

### 1.3 Мировая практика оценки и нормативы качества донных осадков

В настоящее время страны члены ИКЕС сравнивают свои данные по загрязнению донных осадков с фоновыми содержаниями ТМ (WGMS, 2003). Как правило, в качестве природного фона используются образцы осадков с доиндустриальными содержаниями ТМ. Так, в Швеции фоновые значения получают из кернов донных осадков, где антропогенный след отсутствует. Эталонные образцы были взяты на горизонте керна около 55 см. Этот подход, основанный на принятии доиндустриальных значений содержания ТМ за фоновые, широко используется в научном сообществе при расчете уровня загрязнения. В случае отсутствия проб из кернов используются кларковые значения содержания ТМ для земной коры в целом (Hakanson, 1980; Hornung et al., 1989; Pempkowiak, 1991; Dickinson et al., 1996; Cheevaporn, San-Diego-McGlone, 1997; Pempkowiak et al., 1998; Anon., 2000; Rubio et al., 2000; Abraham, 2005; Abraham, Parker, 2008; Carvalho Gomes et al., 2009; Опекунов, 2012; Zahra et al., 2014). На основании различия в содержании ТМ в пробе и в природе определяется степень загрязнения, например:

**Фактор загрязнения** ( $C_f$ ) рассчитывался по формуле:  $C_f = C_{Me}/C_{Background}$ , где  $C_{Me}$  – содержание ТМ в пробе, а  $C_{Background}$  – фоновая концентрация этого ТМ (Hakanson, 1980).

Интерпретация индексов осуществляется по классификации (Hakanson, 1980), где

$C_f < 1$  – низкий коэффициент загрязнения (указывает на низкое загрязнение осадком рассматриваемого вещества);

$1 \leq C_f < 3$  – умеренный коэффициент загрязнения;

$3 \leq C_f < 6$  – значительный коэффициент загрязнения;

$C_f \geq 6$  – очень высокий коэффициент загрязнения.

**Интегральная степень загрязнения** ( $mCd$ ) рассчитывается по формуле  $mCd = (Cf_1 + Cf_2 \dots + Cf_n) / n$ , где  $n$  – количество анализируемых элементов (Abraham, 2005; Abraham, Parker, 2008).

для  $mCd$  по классификации (Abraham, 2005; Abraham and Parker, 2008), где

$mCd < 1,5$  – очень низкая степень загрязнения;

$1,5 \leq mCd < 2$  – низкая степень загрязнения;

$2 \leq mCd < 4$  – умеренная степень загрязнения;

$4 \leq mCd < 8$  – высокая степень загрязнения;

$8 \leq mCd < 16$  – очень высокая степень загрязнения;

$16 \leq mCd < 32$  – чрезвычайно высокая степень загрязнения;

$mCd \geq 32$  – сверхвысокая степень загрязнения.

**Индекс загрязнения**  $PLI$  определялся согласно (Tomlinson, 1980) по формуле  $PLI = (Cf_1 + Cf_2 \dots + Cf_n)^{1/n}$ , где  $n$  – число показателей. Если индекс  $PLI > 1$ , то загрязнение присутствует, если индекс  $< 1$ , то загрязнения нет.

**Индекс потенциального экологического риска** ( $RI$ ) вычисляется по формуле  $RI = E_{r1} + E_{r2} \dots E_{rn}$ ; где  $E_{ri} = CF_i * Tr_i$  (Hakanson, 1980), где  $E_{ri}$  **индекс потенциального экологического риска для каждого ТМ**,  $CF$  – фактор загрязнения для определенного ТМ, а  $Tr$  представляет собой фактор токсичности, который составляет 2, 5, 5, 30 и 40 для Zn, Pb, Cu, Cd и Hg, соответственно по (Hakanson, 1980).

Для оценки загрязнения индексом  $E_{ri}$  применяется шкала:

$E_{ri} < 40$  – низкий потенциальный экологический риск;

$40 \leq E_{ri} < 80$  – умеренный потенциальный экологический риск;

$80 \leq E_{ri} < 160$  – значительный потенциальный экологический риск;

$160 \leq E_{ri} < 320$  – высокий потенциальный экологический риск;

$E_{ri} > 320$  – очень высокий потенциальный экологический риск.

Для оценки загрязнения по индексу  $RI$  на основе оценки индекса  $E_{ri}$  применяется шкала:

$RI < 150$  – низкий экологический риск;

$150 \leq RI < 300$  – умеренный экологический риск;

$300 \leq RI < 600$  – значительный экологический риск;

$RI > 600$  – очень высокий экологический риск.

**Коэффициент обогащения** (EF) рассчитывается по формуле  $EF = C_{M0}/C_{MT}$ ; где  $C_{M0}$  – концентрация ТМ в поверхностном слое осадков,  $C_{MT}$  – фоновая концентрация металла (Li, 1982). Этот подход основан на оценке запасов рудных ископаемых, но также успешно применяется в экологии (Birch, Olmos, 2008; Zahra et al., 2014).

Для оценки загрязнения индексом EF применяется шкала:

$EF < 1$  – без обогащения элементом;

$1 \leq EF < 3$  – незначительное обогащение;

$3 \leq EF < 5$  – умеренное обогащение;

$5 \leq EF < 10$  – умеренно сильное обогащение;

$10 \leq EF < 25$  – сильное обогащение;

$25 \leq EF < 50$  – чрезвычайно сильное обогащение;

Индекс **геоаккумуляции** ( $I_{geo}$ ) рассчитывается по формуле:  $I_{geo} = \log_2(C_{M0}/1,5C_{MT})$ , где  $I_{geo}$  – коэффициент, предложенный (Müller, 1979), и широко применяющийся в исследованиях осадочных пород, включая оценки загрязнения донных осадков ТМ (Carvalho Gomes et al., 2009; Zahra et al., 2014).

Для оценки уровня загрязнения индексом  $I_{geo}$  применяется шкала:

$I_{geo} = 0$  – незагрязненные породы;

$0 \leq I_{geo} < 1$  – слабое загрязнение;

$1 \leq I_{geo} < 2$  – умеренное загрязнение;

$2 \leq I_{geo} < 3$  – умеренно сильное загрязнение;

$3 \leq I_{geo} < 4$  – сильное загрязнение;

$4 \leq I_{geo} < 5$  – высокое загрязнение;

$5 \leq I_{geo} < 6$  – чрезвычайно сильное загрязнение.

Такой же подход рекомендован российскими нормативными документами (использование кларковых значений) при определении загрязненности почв (МУ

2.1.7.730-99, СП 11-102-97, СанПиН 1.2.3685-21, Сагт и др., 1990; Опекунов, 2012), где *индекс загрязнения* рассчитывается по формуле:

$$Z_c = \sum K_c - (n-1)$$

где  $n$  – количество определяемых элементов.

*Коэффициент концентрации* ( $K_c$ ) определяется как отношение содержания элемента ( $C_i$ ) к фоновому его содержанию ( $C_f$ ) по следующей формуле (Методические рекомендации ..., 1982):

$$K_c = C_i / C_f$$

По степени опасности в санитарно-эпидемиологическом отношении почвы (грунты) могут быть разделены на следующие категории по уровню загрязнения (СанПиН 1.2.3685-21):

- допустимая (< 16 усл. ед.);
- умеренно опасная (16 – 32 усл. ед.);
- опасная (32 – 128 усл. ед.);
- чрезвычайно опасная (> 128 усл. ед.).

Такой подход, аналогичен с методами, применяемыми в мировой практике, однако, согласно нормативным документам, не применим к донным осадкам.

#### *Нормативы загрязнения донных осадков*

В российском законодательстве предельно допустимые концентрации (ПДК) или ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) для отдельных ТМ в донных осадках отсутствуют. В настоящее время в России наиболее токсичные химические элементы в окружающей среде разделены на 3 класса опасности (ГОСТ 17.4.1.02-83):

- 1 класс – As, Cd, Hg, Pb, Zn, F, 3,4-бенз(а)пирен;
- 2 класс – В, Со, Ni, Мо, Cu, Sb, Cr.

В некоторых зарубежных странах определены пороговые содержания ТМ в осадках, при содержании выше которых наносится необратимый вред живым организмам (Таблица 1.3.1) (Swedish EPA, 2000).

Таблица 1.3.1 – Пороговые содержания ТМ в донных осадках (мг/кг)

Элемент	Пороговый эффект, мг/кг		Безопасный уровень, мг/кг	
	США, NOAA (Long, Morgan 1990)	Канада, (Smith et al., 1996)	Конвенция по защите морской среды Северо- Восточной Атлантики (ОСПАР)	Великобри- тания, (WRC, 1993)
As	35	5,9	7,2	8
Cd	5	0,6	0,7	2
Cr	80	37	52	100
Cu	70	36	19	40
Hg	0,15	0,17	0,13	0,4
Ni	30	18	16	100
Pb	35	35	30	40
Zn	120	123	12	200

Наиболее подробная шкала оценки уровня загрязнения ТМ принята в Швеции. Эта шкала основана на фоновых значениях (Таблица 1.3.2), характерных для доиндустриального периода.

Таблица 1.3.2 – Фоновые (доиндустриальные) содержания ТМ в донных осадках Швеции (WGMS, 2003)

ТМ	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Содержание, мг/кг	10	0,2	14	80	15	0,04	33	31	85

На основе фоновых содержаний были выполнены расчеты классов опасности ТМ (Таблица 1.3.3). Граница между классами 1 и 2 соответствует фоновому значению содержания ТМ в природе, а граница между классами 4 и 5 находится на уровне, на котором точечные источники выражено влияют на концентрацию (на уровне 99-го перцентиля всех данных). Остальные границы

классов были определены путем умножения каждого значения границы на коэффициент, который определяется как кубический корень из отношения между границей между классами 4 и 5 и фоновым значением. Граница между классами 2 и 3 определяется при умножении коэффициента на значение фона. Граница между классами 3 и 4 рассчитывается из значения границы класса путем умножения этого значения на коэффициент.

Таблица 1.3.3 – Классы опасности содержания ТМ в донных отложениях (WGMS, 2003)

Элемент, мг/кг	Классы опасности				
	1	2	3	4	5
As	<10	10–16	16–26	26–40	>40
Cd	<0,2	0,2–0,5	0,5–1,2	1,2–3	>3
Co	<14	14–20	20–28	28–40	>40
Cr	<80	80–112	112–160	160–224	>224
Cu	<15	15–30	30–60	60–120	>120
Hg	<0,04	0,04–0,10	0,1–0,27	0,27–0,72	>0,72
Ni	<33	33–43	43–56	56–79	>79
Pb	<31	31–47	47–68	68–102	>102
Zn	<85	85–128	128–196	196–298	>298

В силу региональных особенностей осадконакопления в Балтийском море средние содержания химических элементов в донных осадках отличаются даже в близко расположенных акваториях, что не позволяет в полной мере использовать шведскую шкалу (WGMS, 2003) для юго-восточной части Балтийского моря. Различие в минералогическом составе коренных (абрадируемых) пород и особенностях седиментации требует регионального нормирования содержаний ТМ для седиментационных бассейнов Балтийского моря. В некоторых европейских странах установлены нормативы на проведение дноуглубительных

работ и отвалы грунта (Таблицы 1.3.4-1.3.5) и действует правило, когда каждое заявление на утилизацию грунта рассматривается индивидуально.

Таблица 1.3.4 – Классы опасности содержания ТМ в материале дноуглубления в Португалии во фракции <2 мм (WGMS, 2003)

Элемент, мг/кг	Классы опасности				
	1	2	3	4	5
As	<20	20-50	50-100	100-500	>500
Cd	<1	1-3	3-5	5-10	>10
Cr	<50	50-100	100-400	400-1000	>1000
Cu	<35	35-150	150-300	300-500	>500
Hg	<0,5	0,5-1,5	1,5-3,0	3,0-10	>10
Pb	<50	50-150	150-500	500-1000	>1000
Ni	<30	30-75	75-125	125-250	>250
Zn	<100	100-600	600-1500	1500-5000	>5000

Таблица 1.3.5 – Критерии оценки загрязнения ТМ продуктов дноуглубительных работ (WGMS, 2003)

ТМ, мг/кг	Бельгия, фракция < 2 мм		Финляндия, 25% глинистая фракция		Франция, фракция < 2 мм		Германия, фракция < 20 мкм		Норвегия, фракция < 2 мм		Испания, фракция < 63 мкм		Швеция, фракция < 2 мм	
	Уровень воздействия													
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
As	20	100	15	60	25	50	30	150	80	1000	80	200	30	100
Cd	2,5	7	0,5	2,5	1,2	2,4	2,5	12,5	1	10	1	5	0,9	3
Cr	60	220	65	270	90	180	150	750	300	5000	200	1000	60	200
Cu	20	100	50	90	45	90	40	200	150	1500	100	400	60	200

ТМ, мг/кг	Бельгия, фракция < 2 мм		Финляндия, 25% глинистая фракция		Франция, фракция < 2 мм		Германия, фракция < 20 мкм		Норвегия, фракция < 2 мм		Испания, фракция < 63 мкм		Швеция, фракция < 2 мм	
	Уровень воздействия													
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Hg	0,3	1,5	0,1	1	0,4	0,8	1	5	0,6	5	0,6	3	0,3	1
Ni	70	280	45	60	37	74	50	250	130	1500	100	400	45	150
Pb	70	350	40	200	100	200	100	500	120	1500	120	600	30	100
Zn	160	500	170	500	276	552	350	1750	700	10000	500	3000	375	1250

Дноуглубление, как правило, выполняется в портовых акваториях, где антропогенная нагрузка максимальна, поэтому данные критерии не корректно применять для оценки загрязнения открытых акваторий. Высокий разброс значений в Таблице 1.3.5 свидетельствует о значительных региональных различиях и невозможности унифицировать шкалу загрязнения ТМ для всего Балтийского моря.

Содержание ТМ в донных осадках как природного происхождения, так и антропогенных примесей зависит в основном от гранулометрического состава донных осадков (Емельянов, 1986, 1998; Emelyanov, 1995; Emelyanov et al., 2002; Атлас ..., 2010; Uścińowicz et al., 2011). Глинистые частицы содержат значительно больше ТМ, чем обломочные, поскольку помимо повышенной сорбционной способности, они связаны глинистыми минералами, органическим веществом, а также гидроксидами железа и марганца. Увеличение содержания песчаной фракции (> 0,063 мм) приводит к уменьшению абсолютного содержания ТМ (Windom et al., 1989; Din 1992; Ravichandran et al., 1995; Bresline, Sanudo-Wilhelmy, 1999; Uścińowicz et al., 2011).

Для сравнения содержания ТМ в донных осадках разного гранулометрического состава необходимо устранить эффект зависимости

содержания химического компонента от размера частиц осадка. Самый простой способ – это отделить обломочные фракции ( $<0,063$  мм) от глинистых до выполнения химического анализа. Как правило, в обломочных осадках процент содержания фракций  $<0,063$  мм обычно очень низкий, поэтому получить необходимое количество материала для анализа затруднительно (Итоговый отчет..., 2018). Для илистых осадков содержание песчаных фракций настолько невелико, что не влияет на результаты анализа. Разделение более мелких фракций, например, 0,016 мм или 0,004 мм с использованием методов осаждения является трудоемким. Поэтому для устранения эффекта различного гранулометрического состава значения ТМ в образце приводят к безразмерным величинам, путем отношения их к макроэлементам, накапливающимся нормально в природных условиях. Обычно, в качестве нормализующих агентов используются такие элементы, как Al, Fe, Li, Sc и Cs (Uścińowicz et al., 2011). Их содержание в донных осадках хорошо коррелирует с гранулометрическим составом и наличием глинистых минералов и алюмосиликатов. Основой такого типа нормализации является утверждение, что наличие макроэлемента является результатом природных процессов и того факта, что в естественных осадках существует линейная зависимость между содержанием определенного элемента и содержанием агента нормализации.

В предыдущих исследованиях в Южной Балтике и, в частности, Гданьском бассейне было показано, что результаты нормализованного содержания ТМ относительно Fe, Sc и Li хорошо коррелируют между собой (Uścińowicz et al., 2011). Нормализация по отношению к Al не дала удовлетворительного значения коэффициента корреляции (Таблица 1.3.6). Сравнивая различные методы нормализации аналитических результатов содержания микроэлементов в донных отложениях из Гданьского залива, становится очевидно, что Fe является наилучшим нормализующим агентом. Результаты сравнения различных методов нормализации, по-видимому, подтверждают ранее высказанные мнения (Bostrom et al., 1978; Loring, 1978, 1979; Loring, Rantala, 1992), что Al не является

эффективным нормализатором в тех районах, где осадки были сформированы ледниковыми отложениями.

Таблица 1.3.6 – Коэффициенты корреляции для содержания As, Ni, Pb, Zn применительно к концентрациям Al, Sc, Li, Fe в образцах донных осадков из Гданьского залива (Uściłowicz, 2011)

HF	HNO <sub>3</sub>	HClO <sub>4</sub>	HNO <sub>3</sub> 1:1
As/Al = 0,11	As/Sc = 0,94	As/Li = 0,85	As/Fe = 0,96
Ni/Al = -0,12	Ni/Sc = 0,32	Ni/Li = 0,29	Ni/Fe = 0,90
Pb/Al = 0,45	Pb/Sc = 0,89	Pb/Li = 0,69	Pb/Fe = 0,95
Zn/Al = 0,66	Zn/Sc = 0,87	Zn/Li = 0,86	Zn/Fe = 0,99

После нормализации и переходу к безразмерным величинам становится возможным выполнять сравнение различных типов осадков и определения степени их загрязнения.

#### 1.4 Роль металлов в донных осадках Балтийского моря

Одним из основных загрязнителей экосистемы Балтийского моря являются ТМ. ТМ делятся на две основные подгруппы: транзитные металлы (например, Cu, Zn), которые необходимы для метаболизма при низкой концентрации, но могут быть токсичными при более высокой концентрации, и металлоиды (например, As, Cd, Pb, Hg), которые обычно не требуются для поддержания жизненных функций и являются токсичными даже при низкой концентрации (Kennish, 1997; Garnaga, 2012).

Концентрации ТМ в водной среде Балтийского моря изменяются в зависимости от типа коренных пород и донных осадков, содержания органического вещества, гидрохимического режима и т. д. (Swedish EPA, 2000). Количество ТМ в воде напрямую связано с уменьшением содержания растворенного кислорода и степенью эвтрофирования (HELCOM, 2003).

Дополнительно ТМ поступают в море со стоком с суши или атмосферным переносом. В случае поступления из атмосферы ТМ могут поступать из источников, значительно удаленных от бассейна Балтийского моря (Kennish, 1997; HELCOM, 2007).

Большинство ПОВ, в том числе и ТМ, накапливается в донных осадках (Kennish, 1997; Ducrotoy, Elliott, 2008). Когда ТМ поступают в донные осадки, они становятся менее биологически доступными и часть металлов, которая связана с образованием минералов, может считаться биологически недоступной (Swedish EPA, 2000). Как правило, ТМ проявляют сильное генетическое родство к минералам глинистой фракции осадка (например, органическое вещество, оксиды Fe и Mn) (Beldowski, Pempkowiak, 2003; Pempkowiak et al., 1998, 1999; Szefer et al., 1995; Zaborska et al., 2014), что обусловлено сорбционной способностью тонкодисперсного осадочного вещества.

Загрязнение донных осадков ТМ в Балтийском море является общепринятой проблемой (Anon, 1990; Szeffer et al., 1995, 1996; Witkowski, Pempkowiak 1995; Glasby, Szeffer, 1998; Belzunce et al., 2007). Концентрации тяжелых металлов в воде Балтийского моря в 20 раз выше, чем в Северной Атлантике (HELCOM, 2007). В некоторых районах загрязнение может быть причиной того, что донные осадки лишены жизни (Szeffer, Glasby, 1998). Дополнительно, опасность загрязнения донных осадков связана с тем, что повышенное содержание ТМ приводит ко вторичному загрязнению придонных вод (Sokolowski et al., 2001).

Бассейны Балтийского моря различаются скоростями осадконакопления и интенсивностью влияния антропогенной деятельности. Скорость накопления пелитовой фракции (сорбирующей ТМ) в глубоководных впадинах может изменяться в относительно широком диапазоне от 0,5 до 2 мм/год. Наиболее загрязненной ТМ является Гданьская впадина (Uścińowicz, 2011). Она является естественной седиментационной ловушкой (Емельянов, 1986). Поступление ТМ в Гданьский бассейн определяется, в основном, стоком р. Вислы (Szefer et al., 1995, Belzunce et al., 2007).

Река Висла протекает по Верхнесилезскому горно-металлургическому промышленному району, поэтому в речных отложениях этого региона наблюдается значительное накопление ТМ. В отложениях верхнего течения р. Вислы 99% Cd и Pb, а также более 90% Zn имеют промышленное происхождение. В осадках Гданьского залива происходит снижение содержания ТМ по сравнению с отложениями р. Вислы: для Zn в 10 раз, Cd в 20 раз, для Pb и Cu в 5 раз (Helios-Rybicka, 1996). В 1989 г. со стоком р. Вислы в Балтику попало 2930 т Zn, 12,8 т Cd, 196 т Pb, 233 т Cu и 15,5 т Hg (Glasby, Szeffer, 1998). Так же отмечены более высокие уровни Hg в водах из стока р. Вислы (Pempkowiak et al., 1998).

Определенную сложность для оценки и сопоставления содержания ТМ в донных осадках вносит различие применяемых методов. В подавляющем большинстве случаев для определения ТМ в донных осадках используются методы атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-АЭС), масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС) и атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС).

Для возможности сопоставления данных в Таблице 1.4.1 приведены методы лабораторного анализа, используемые в работах по Балтийскому морю.

Таблица 1.4.1 – Методы определения ТМ в предыдущих исследованиях

Источник	Металл	Метод
Perttilä, 2003	Cd, As, Pb, Hg	ААС
	Cu, Zn	ИСП-АЭС
Borg, Jonsson, 1996	Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Co, Cd, Hg, As	ААС
Szeffer et al., 2008	Cr, Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb	ИСП-МС
Pempkowiak, 1991	Hg, Cd, Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Zn	ААС
Glasby et al., 2004	Co, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb	ИСП-МС
Repecka et al., 1997	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu	ААС
Belzunce et al., 2007	Co, Cr, Cu, Ni, Pb	ИСП-АЭС

Источник	Металл	Метод
Uściłowicz, 2011	As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	ИСП-АЭС
Zalewska et al., 2015	Pb, Zn	ААС
Remeikaitė-Nikienė et al., 2017	Pb, Cu, Cd, Ni, Cr, Zn	ААС
Emelyanov et al., 2002	Zn, Cu, Co, Cr, Ni	ААС

Содержание As в Каттегате, в центральной части Балтийского моря и Финском заливе не превышает 34 мг/кг (Perttilä, 2003; Uściłowicz, 2011). Более высокие уровни As от 46,22 до 84,78 мг/кг встречаются в Ботническом заливе, что связано с деятельностью тяжелой промышленности в Швеции (Borg, Jonsson, 1996; Perttilä, 2003). В южной части Балтийского моря содержание As изменяется в пределах 5–29 мг/кг, в песках около 8 мг/кг, а в поверхностном слое илистых осадков от 15 до 29 мг/кг. В Борнхольмской впадине содержание As составляет 29 мг/кг (Szefer et al., 2008). Самые низкие содержания As в южной части Балтики характерны для песчаных осадков Слупского желоба – 15 мг/кг и Гданьского залива – 12 мг/кг (Szefer et al., 2008, Uściłowicz, 2011). Для илов Гданьской впадины содержание As составляет около 27 мг/кг (Szefer et al., 2008).

Максимальное содержание Cd (от 2,05 до 4,38 мг/кг) отмечается в илах Готландской впадины, что свидетельствует о том, что этот химический элемент наиболее эффективно накапливается в зонах анаэробных условий. Источником Cd являются сточные воды промышленных предприятий, фосфорные удобрения и пестициды (Perttilä, 2003; Uściłowicz, 2011; Remeikaitė-Nikienė et al., 2017). В Борнхольмской впадине содержание Cd составляет 1,2 мг/кг (Szefer et al., 2008).

Минимальное содержание Cd отмечается в датских проливах (0,15 мг/кг) и Ботническом заливе (0,35–0,36 мг/кг). В среднем для Балтийского моря содержание Cd колеблется от 0,39 до 1,98 мг/кг. Повышенные содержания Cd могут указывать на локальные антропогенные источники, отмеченные в Любекском (1,27 мг/кг), Финском (1,98 мг/кг) и Ботническом заливах (1,98 мг/кг) (Perttilä, 2003).

Несмотря на множество потенциальных источников загрязнения, содержание Cd в поверхностном слое илистых осадков Гданьской впадины обычно не превышает 1,5 мг/кг (Perttilä, 2003). Аналогичные результаты для Cd были получены (Pempkowiak, 1991) – 1,51 мг/кг, (Glasby et al., 2004) – 1,7 мг/кг, 1,6 мг/кг по (Rzepcka et al., 1997) и около 2,0 мг/кг по (Szefer et al., 2008).

Наиболее частым антропогенным источником Cr являются промышленные сточные воды. Самое низкое содержание Cr было обнаружено в Восточно-Готландском бассейне (22,8-71,6 мг/кг), а самое высокое – в восточной части Финского залива (101 мг/кг) (Perttilä, 2003; Uścińowicz et al., 2011). Для Борнхольмского бассейна характерные значения Cr – 85 мг/кг, для Слупского желоба – 66 мг/кг и для Гданьского залива – 90 мг/кг по (Szefer et al. 2008), 89 мг/кг по (Belzunce et al., 2007) и 60 мг/кг по (Emelyanov et al., 2002). Для илов восточного склона Готландской впадины содержание Cr составляет 75,4 мг/кг, для южного склона Лиепайско-Клайпедской возвышенности – 8,2 мг/кг (Remeikaitė-Nikienė et al., 2017). В южной части Балтийского моря концентрация хрома в среднем составляет 23,5 мг/кг (Uścińowicz et al., 2011).

Содержание Cu изменяется от 18,5 мг/кг в проливе Каттегат до 98,4 мг/кг в Восточно-Готландском бассейне (Perttilä, 2003). Для илов литовской части восточного склона Готландской впадины характерное содержание Cu составляет 53,4 мг/кг, а для песков южного склона Лиепайско-Клайпедской возвышенности – 1,9 мг/кг (Remeikaitė-Nikienė et al., 2017). Содержание Cu в южной части Балтийского моря составляет в среднем 1 мг/кг в песках (Perttilä, 2003; Uścińowicz et al., 2011), до 56 мг/кг в илистых осадках Борнхольмской впадины (Szefer et al., 2008). В Гданьской впадине содержание Cu по разным данным колеблется от 45 мг/кг (Szefer et al., 2008), 48 мг/кг по (Rzepcka et al., 1997) до 50-56 мг/кг по (Uścińowicz et al., 2011) и до 71 мг/кг по (Belzunce et al., 2007). Наиболее высокие содержания Cu наблюдались в илово-глинистых отложениях – от 40 до 50 мг/кг. В основном, для песков характерно содержание Cu намного менее 20 мг/кг, с максимумом 28 мг/кг (Uścińowicz et al., 2011). В среднем, для поверхностных

осадков Гданьского бассейна содержание Cu составляет 32 мг/кг (Emelyanov et al., 2002).

Максимальные значения Hg (0,36 мг/кг) были отмечены в илах Ботнического залива и в северо-восточной части Финского залива (0,25-0,22 мг/кг). Выбросы целлюлозно-бумажных предприятий, сточных вод населенных пунктов и предприятий, производящих синтетические волокна и хлор, могут быть антропогенными источниками Hg (Wojakowska, Sokolowska, 1998).

Более низкие количества Hg были обнаружены в осадках Арконского (0,17 мг/кг) и Гданьского бассейнов (0,22 мг/кг) (Perttilä, 2003), что сопоставимо с 0,17 мг/кг по (Zalewska et al., 2015) и 0,26 мг/кг по (Rzepicka et al., 1997). В среднем, для илистых осадков Балтийского моря характерны содержания Hg ниже 0,15 мг/кг (Perttilä, 2003; Uścińowicz et al., 2011).

Содержание Hg в донных отложениях южной части Балтийского моря варьирует в диапазоне от <0,02 до 0,1 мг/кг. В песках содержание Hg, как правило, ниже <0,02 мг/кг, а в илах достигает 0,1 мг/кг. Максимальное содержание Hg (0,5 мг/кг) было локально обнаружено в местах захоронения боеприпасов времен Второй мировой войны (Uścińowicz et al., 2011).

Содержание Pb в поверхностном слое илистых осадков изменяется в пределах от 34,9 до 175,0 мг/кг. Помимо природных источников, этот элемент поступает в окружающую среду в результате промышленных выбросов и сжигания этилированного топлива транспортом. Самые низкие уровни концентрации Pb наблюдаются в западной части Финского залива (34,9 мг/кг), в северной части Прибалтики (36,8-67,3 мг/кг) и в Ботническом заливе (40,8-54,4 мг/кг). Содержание Pb достигало максимума в Борнхольмском бассейне (106 мг/кг) и в Гданьском заливе (82,4- 87,9 мг/кг) (Perttilä, 2003; Uścińowicz et al., 2011). Такое распределение повышенных концентраций Pb в поверхностных отложениях характерно для промышленных районов. Аналогичные содержания Pb для илов Гданьской впадины были отмечены в работах (Zalewska, et al., 2015) – 82 мг/кг, (Belzunce et al., 2007) – 83 мг/кг, что сопоставимо с 75 мг/кг (Szefer et al.,

2008) и немного выше, чем 56 мг/кг (Rerecka et al., 1997). На восточном склоне Готландской впадины содержание Pb достигает 46,3 мг/кг в илах и около 4 мг/кг в песках южного склона Лиепайско-Клайпедской возвышенности (Remeikaitė-Nikienė et al., 2017).

Источниками Zn в морской среде, в основном, являются металлургическая и химическая промышленности, а также сельское хозяйство. Самые высокие содержания Zn в северной части Балтийского моря, до 210 мг/кг в Восточно-Готландском бассейне и центральной части Балтики. На местном уровне повышенные уровни Zn наблюдаются в Гданьском заливе (207 мг/кг) и восточной части Финского залива (до 231-мг/кг). Максимальные локальные содержания Zn тяготеют к промышленно развитым регионам (Uścińowicz et al., 2011).

Наибольшее содержание Zn было обнаружено в Борнхольмском и Гданьском бассейнах, где обломочные отложения были покрыты наилком, содержащими соответственно от 160 до 238 мг/кг и от 160 до 259 мг/кг Zn (Uścińowicz et al., 2011), что сопоставимо с данными, полученными для Гданьской впадины другими авторами. Так, содержание Zn по (Zalewska et al., 2015) достигло 245 мг/кг, что было близко к (Pempkowiak, 1991) – 233 мг/кг, (Glasby et al., 2004) – 248 мг/кг и (Belzunce et al., 2007) – 210 мг/кг, но выше, чем указано (Szefer et al., 2008) – 148 мг/кг Немного меньшие содержания Zn были отмечены на восточном склоне Готландской впадины – 157,1 мг/кг и около 12 мг/кг для песков южного склона Лиепайско-Клайпедской возвышенности (Remeikaitė-Nikienė et al., 2017). Для всего Гданьского бассейна содержание Zn в среднем составляет 100 мг/кг (Emelyanov et al., 2002).

Песчаные осадки Южной Балтики характеризуются небольшим содержанием Co, обычно не превышающим 5 мг/кг. Заметное увеличение Co происходит на поверхности илистых осадков и обычно составляет в Гданьской впадине от 10 до 24 мг/кг по (Emelyanov et al., 2002; Perttilä, 2003; Uścińowicz et al., 2011), от 9 до 19 мг/кг по (Belzunce et al., 2007) и 9 мг/кг по (Szefer et al., 2008).

Содержание Ni колеблется от 1 мг/кг в песках и до 50 мг/кг в илах. В песках, как правило, содержание Ni варьирует от 1 до 5 мг/кг. Только 2% проб песка показали содержание Ni более 10 мг/кг (Perttilä, 2003; Uścińowicz et al., 2011). Содержание Ni в илах составляет в среднем от 30 до 40 мг/кг (47% всех образцов). Для илов Гданьского бассейна характерно содержание до 46 мг/кг (Belzunce et al., 2007), при среднем для всех типов отложений 38 мг/кг (Emelyanov et al., 2002). Для илов восточного склона Готландской впадины были зафиксированы значения 36,9 мг/кг, а для песков южного склона Лиепайско-Клайпедской возвышенности – 3,4 мг/кг (Remeikaitė-Nikienė et al., 2017).

Характерной чертой юго-восточной части Балтийского моря является широкая изменчивость содержания в донных осадках Cr, Ni, Pb, Cu, Zn и As. Аномалии Cr и Ni, отчасти и Cu тяготеют к прибрежной части акватории, распространяясь вдоль северного побережья Калининградского п-ва и Куршской косы. Аномальные концентрации Pb, Zn, As характерны для более глубоководных районов (Информационный бюллетень, 2012-2014). Наибольшее загрязнение донных осадков в пределах мелководья было характерно для Cr. Область с высоким содержанием Cr локальными участками протягивается на северо-восток от мыса Таран вдоль побережья Самбийского полуострова и Куршской косы. Наиболее вероятным источником поступления Cr в донные осадки являются породы палеогена и неогена Калининградского полуострова. Далее Cr вдольбереговым течением переносится вдоль Куршской косы (Информационный бюллетень, 2014).

Во время фонового экологического мониторинга района Кравцовского месторождения в 2003 году были получены первые оценки содержания ТМ в песчаных осадках вблизи Кравцовского месторождения (Таблица 1.4.2) (Корректировка технико-экономического обоснования..., 2000; Емельянов и др., 2012).

Таблица 1.4.2 – Фоновые содержания (мг/кг) ТМ в поверхностных осадках, характерных для восточной части Гданьского бассейна

Элемент	Тип осадков	
	Обломочные осадки	Глинистые осадки
Hg	0,02	0,23
Pb	4	23
Cd	0,1	0,5
Cr	35	89
Cu	13	45

По результатам регионального лито-геохимического мониторинга прибрежно-шельфовой зоны российского сектора Юго-Восточной Балтики было выявлено несколько локальных участков, соответствующих повышенному уровню загрязнения согласно используемой классификации (WGMS, 2003). Согласно (Емельянов и др., 1998) были отмечены повышенные содержания ТМ на свалках грунта возле портов Клайпеда и Пионерский.

Продолжающиеся исследования в рамках экологического мониторинга Кравцовского месторождения дополнили результаты предыдущих лет и позволили дополнительно обозначить проблему количественной оценки загрязнения и его источников (Обзор результатов..., 2013-2020). По результатам мониторинга максимальные содержания Cu, Cr, Cd, Pb и Hg были характерны для илистых осадков Гданьской впадины (Рисунок 1.4.1, Таблица 1.4.3, Приложение 1).

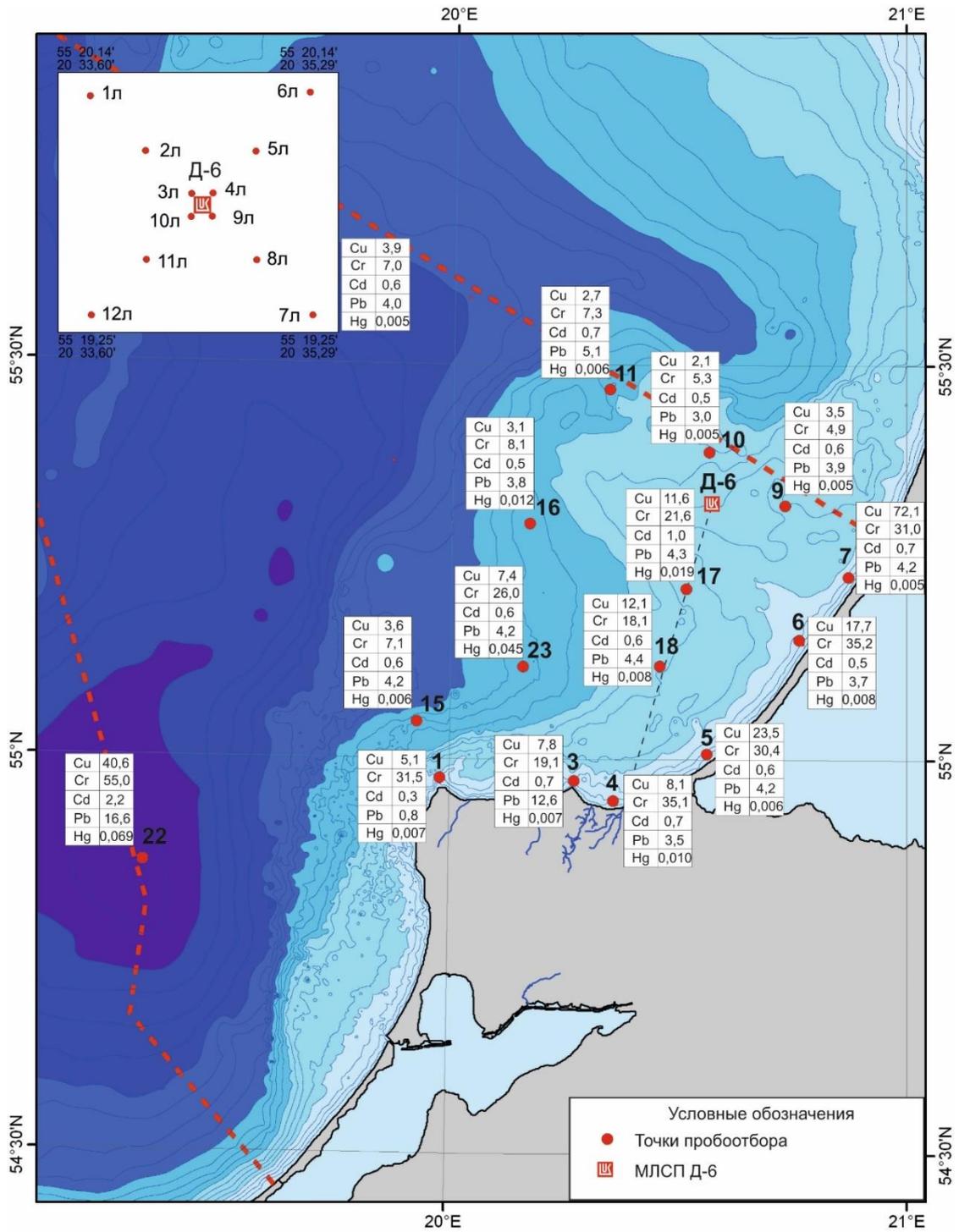


Рисунок 1.4.1 – Среднее за 2013-2020 гг. содержание (мг/кг) ТМ в поверхностных донных осадках по результатам экологического мониторинга при освоении нефтяного месторождения Кравцовское (D6). На врезке показаны станции локального мониторинга. Изобаты проведены через 10 м

Таблица 1.4.3 – Содержание (мг/кг) ТМ в илистых и обломочных осадках по результатам экологического мониторинга нефтяного месторождения Кравцовское (Обзор результатов... 2013-2020)

Станция	Кол-во измерений		Cu	Cr	Cd	Pb	Hg
Илы	7	Мин	<0,5	8,7	0,1	<0,5	<0,005
		Макс	85,0	100,0	3,5	58,0	0,160
		Среднее	40,6	55,0	2,2	16,6	0,069
		$\sigma$	31,4	38,2	1,2	24,0	0,060
Обломочные осадки	165	Мин	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	300,0	99,0	3,3	50,0	0,210
		Среднее	9,2	14,1	0,6	4,3	0,009
		$\sigma$	30,7	18,1	0,7	5,3	0,018

Значительный разброс значений содержания ТМ для обломочных осадков (см. Таблицу 1.4.3, Приложение 1) может быть обусловлен как локальным загрязнением, так и различием в гранулометрическом составе. Признаки загрязнения (повышенные содержания Cu и Cr) были отмечены на станциях 5-6 около Куршской косы и прослеживались несколько лет. В остальных случаях существенные отличия в минимальных и максимальных содержаниях ТМ, меняющихся от года в год, могут быть обусловлены различием в гранулометрическом составе проб. За исключением таких единичных экстремальных значений, практически невозможно определить изменение содержания ТМ, связанного с антропогенной деятельностью, либо его природным накоплением.

Известно, что содержание ТМ зависит от количества тонкодисперсной фракции в осадках, которая влияет на сорбционную способность осадков (Емельянов, 1998; Емельянов и др., 2012). Содержания тонкодисперсных фракций в пробах разнились во многих точках наблюдения, расположенных на мелководье

(глубины менее 50 м), гранулометрический состав осадков существенно менялся от съемки к съемке, вплоть до изменения типа осадка (Атлас, 2010; Емельянов и др., 2012; Обзор результатов..., 2013-2020). Донные осадки на мелководье могут меняться совместно с гидродинамическими и литодинамическими условиями (Miller, Zeigler, 1964; Волков, 1965; Айбулатов, 1990). В период преобладания слабых ветров на поверхности дна накапливаются более тонкие осадки, тогда как во время штормовых периодов – более грубые (Емельянов и др., 2012). Второй причиной непостоянства распределения типов осадков на мелководье является их пространственная изменчивость (мозаичность). Каждый выход судна в заданную точку пробоотбора происходит с навигационной погрешностью.

## ГЛАВА 2 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Различие в гранулометрическом составе донных осадков даже в пределах одного типа осадка не позволяют проводить объективное сравнение содержания ТМ в различных пробах. Основной подход в работе направлен на приведение содержания определенного ТМ в пробе к признаку, характеризующему эту пробу, например, к содержанию макроэлементов, накапливающихся естественным путем (Fe), или к процентному содержанию тонкодисперсной фракции в пробе ( $<0,063$  мм). Такой подход позволяет сравнить содержания ТМ в различных типах донных осадков, что необходимо для оценки загрязнения и разработки региональных критериев качества донных осадков.

Настоящая глава посвящена описанию используемых в работе методов исследования. В главе описаны методы отбора проб, методы лабораторного анализа, статистической обработки данных, а также методы сравнения донных осадков различного гранулометрического состава и литологические методы оценки вдольберегового переноса.

Район исследований условно можно разделить на три части (полигоны, Рисунок 2.1.1):

Полигон 1: прибрежная зона Калининградской области, исследование которой основывалось на материалах, полученных:

- в рамках выполнения инженерно-экологических изысканий по объекту «Строительство пляжеудерживающих сооружений в районе пос. Отрадное – г. Светлогорск, Калининградская область (2 этап. Строительство пляжеудерживающих сооружений и волногасящих пляжей) в 2014 г.» (П 1.1);

- при выполнении гранта РФФИ № 17-305-50014 мол\_нр по теме «Выявление генезиса и динамики формирования аномалий тяжелых металлов и нефтепродуктов в отложениях прибрежной зоны российского сектора Юго-Восточной Балтики на основе изучения пространственного распределения природных минеральных трассеров» (П 1.2).

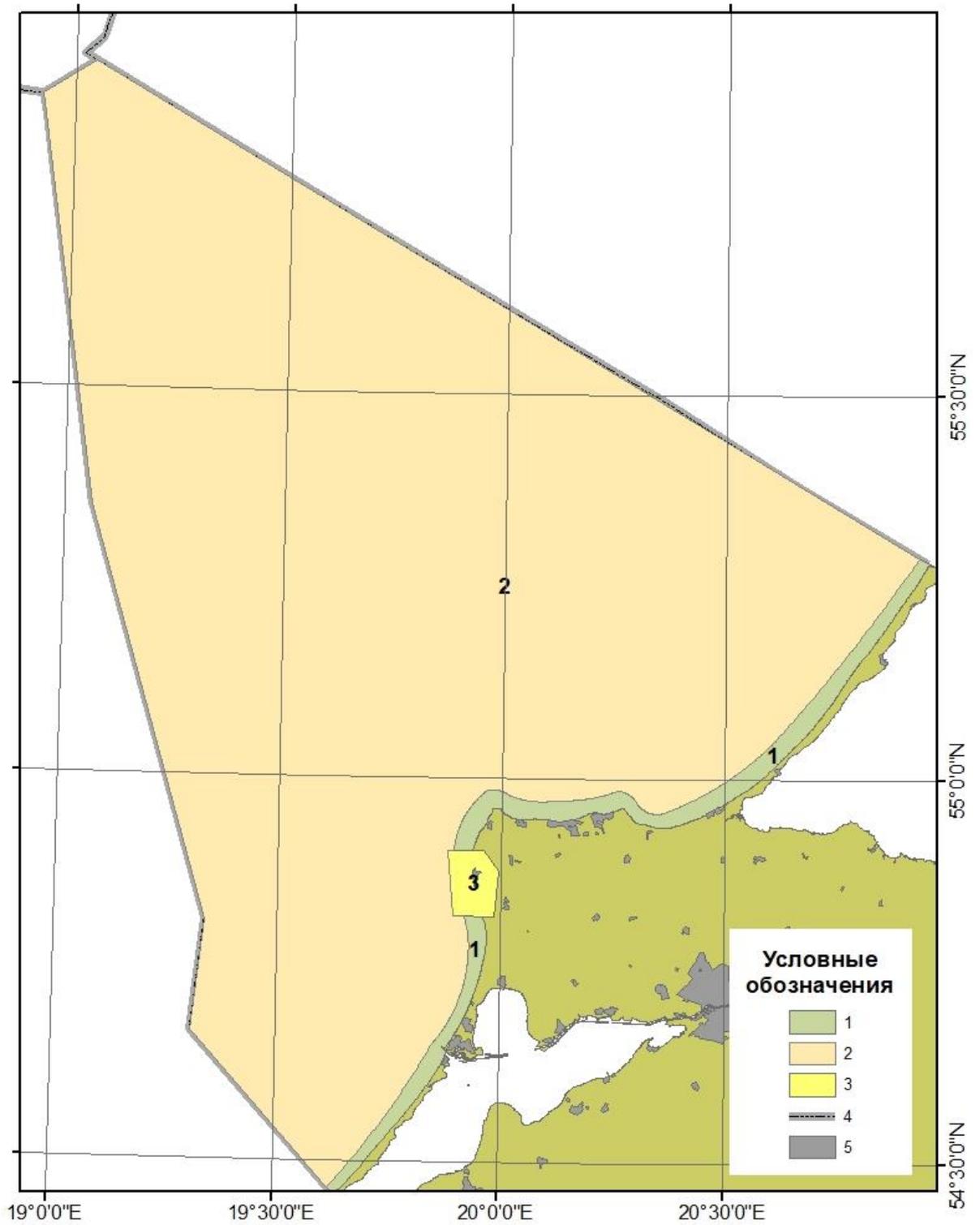


Рисунок 2.1.1 – Полигоны работ

Условные обозначения: 1-3 – полигоны; 4 – ИЭЗ; 5 – населенные пункты

Полигон 2: акватория российского сектора юго-восточной части Балтийского моря, включая прибрежную зону и глубоководную часть Гданьской впадины включает в себя материалы, полученные:

- в ходе проведения инженерно-экологических изысканий на шельфе при поисково-оценочном бурении нефтяных месторождений ООО «ЛУКОЙЛ-КМН» за период 2013-2020 гг. (П 2.1);

- в ходе выполнения государственного задания АО ИО РАН по результатам 35 и 37 рейсов НИС «Академик Николай Страхов» и 43 рейса НИС «Академик Борис Петров» (П 2.2);

- в ходе выполнения проекта РФФИ №19-45-390007 р\_а по теме «Влияние субмаринной разгрузки подземных вод на формирование донных осадков в Гданьской впадине Балтийского моря» (П 2.3).

Полигон 3 (П 3): западное побережье Калининградского полуострова в районе сброса вскрышных пород в береговую зону при разработке месторождения янтаря карьерным способом, изучался на основе материалов, полученных в рамках работы по договору между АО ИО РАН и АО «Калининградский янтарный комбинат» №18/02-12/340 от 02.09.2015 г. по теме «Оценка воздействия сброса вскрышных пород в береговую зону Балтийского моря в районе Пальменикенского и Приморского месторождений янтаря».

Выделение полигонов было выполнено с достаточной условностью в зависимости от задач каждого исследования. Так, в динамичной прибрежной зоне (1) акцент делался на изучение переноса ТМ от источников загрязнения вдольбереговым потоком. Исследование открытой акватории (2) было направлено на выявление точечных источников загрязнения и геохимических аномалий ТМ и изучения эндогенной составляющей аномалий ТМ в зонах разломов. Отдельно был рассмотрен крупный источник осадочного материала в береговой зоне – сброс янтарного комбината (3) и его значение в формировании геохимических аномалий.

## 2.1 Отбор проб

Пробы поверхностных донных осадков отбирались из верхнего слоя осадков мощностью 0-5 см дночерпателем Ван-Вина. Колонки донных отложений с ненарушенным верхним слоем отбирались герметичной геологической трубкой системы Лаури-Ниемисто. Выход в точку отбора проб производился по спутниковому навигатору GPS с точностью навигации в море около 5 м.

Отбор проб в прибрежной зоне северного побережья Калининградского полуострова и Куршской косы (П 1.1) выполнялся в период 19-31.05.2014 г. с глубины 10 м. Расстояние между точками пробоотбора составляло около 2 км, что позволило с высокой детальностью обследовать прибрежное мелководье (Рисунок 2.1.2). Всего было отобрано 40 проб для определения содержания Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Hg и выполнения гранулометрического анализа.

Повторный пробоотбор (П 1.2) в береговой зоне западного и северного побережья Калининградской области выполнялся 27.09.2017 г. и 10.10.2017 г. для изучения литолого-минералогических признаков перемещения осадочного материала (пробы для определения минералогического и гранулометрического состава). Дополнительно были отобраны пробы для определения содержания Fe, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb, As. Отбор проб был выполнен в единых гидрометеорологических условиях, что дало возможность избежать наложения разнонаправленного воздействия прибрежных гидродинамических процессов на распределение осадков. Пробы донных осадков отбирались с глубин 5, 10 и 15 м (см. Рисунок 2.1.2). Пробы пляжевых отложений отбирались в приурезовой зоне (зоне последнего заплеска), где была наименее выражена эоловая составляющая.

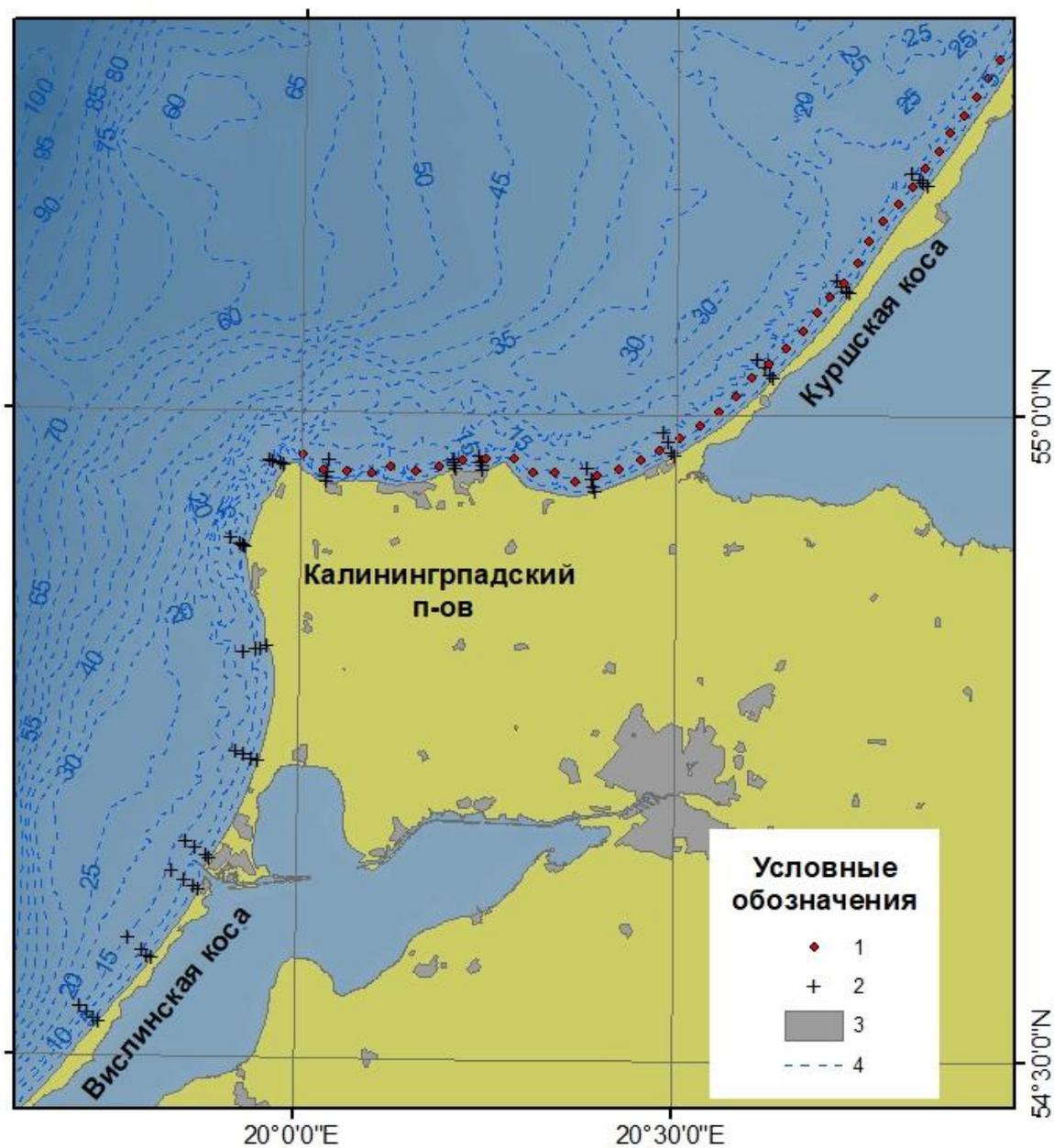


Рисунок 2.1.2 – Схема пробоотбора на Полигоне 1

Условные обозначения: 1 – точки отбора проб в рамках детального исследования северного побережья Калининградской области (2014 г.); 2 – точки отбора проб для изучения литолого-минералогических признаков перемещения осадочного материала (2017 г.); 3 – населенные пункты; 4 – изобаты, м

В пределах полигона 2 (П 2.1) выполнялись исследования на площадках бурения в ходе проведения инженерно-экологических изысканий ООО «ЛУКОЙЛ-КМН» в период с 2013 по 2020 гг. (Рисунок 2.1.3). Пробы донных

осадков отбирались на 9 станциях в пределах каждой площадки для определения Cu, Cr, Cd, Pb, Hg и гранулометрического состава (Таблица 2.1.1). Всего было собрано 170 проб донных осадков.

**II 2.2.** Пробы поверхностных донных осадков (горизонт 0-5 см) отбирались 14-28.07.2017 г., 24-26.10.2017 г. с борта НИС «Академик Николай Страхов» (35-ый и 37-ой рейсы) и 24-27.07.2018 г. с борта НИС «Академик Борис Петров» в 43 рейсе (см. Рисунок 2.1.3). Всего было отобрано и проанализировано 68 образцов для определения содержания Fe, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb, As и выполнения гранулометрического анализа.

**II 2.3.** На станциях 35084, 35097, 37056 и 37057 были отобраны колонки донных осадков герметичной геологической трубкой системы Лаури-Ниестомо (см. Рисунок 2.1.3). После подъема трубки на палубу производился разбор колонки с дискретностью 1 см. Длина колонки 35084 – 56 см, 35097 – 51 см, 37056 – 81 см, 37057 – 76 см. Колонка 37056 расположена близ тектонического разлома и покмарка, 37057 — в периферической зоне газонасыщенных осадков, осадки колонок 35084 и 35097 являются «фоновыми». Перечень химических анализов – Fe, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As.

Таблица 2.1.1 – Сводная таблица работ на площадках инженерно-экологических изысканий. Цифрами указаны месяцы, в которые выполнялись экспедиционные работы

Площадка изысканий	Глубина, м	Год, месяц						
		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2020
Д6-южная 1	24			2		3,5		
Д6-южная 2	24							2
D41	17			2	9,11			
D29	29	10			7,8			
D33 скв. 1	76	10			11	3		
D33 скв. 2	74					6		

Площадка изысканий	Глубина, м	Год, месяц						
		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2020
D33 скв. 3	75						9	2
D2	82					6		
D9	85					6		
D18	52					6		
D19	47					6		

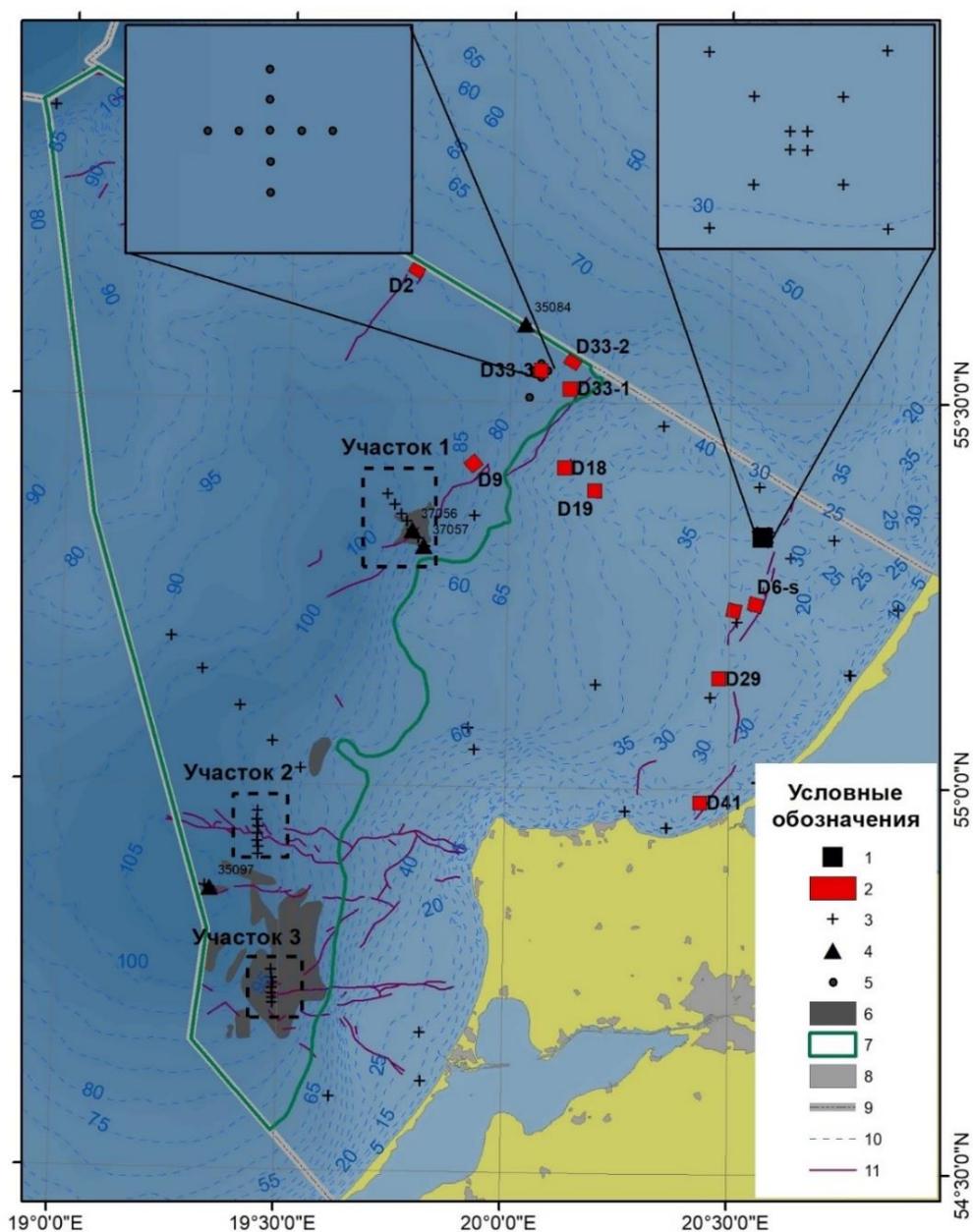


Рисунок 2.1.3 – Схема исследований на Полигоне 2

Условные обозначения к Рисунку 2.1.3: 1 – МЛСП D6; 2 – районы проведения инженерно-экологических изысканий; 3 – точки отбора проб донных осадков в 35 и 37 рейсах НИС «Академик Николай Страхов» и 43 рейсе НИС «Академик Борис Петров» (на врезке справа – станции пробоотбора около МЛСП D 6); 4 – точки отбора колонок верхнего слоя донных осадков герметичной геологической трубкой системы Лаури-Ниемисто; 5 – схематичное расположение точек отбора проб на площадках инженерно-экологических изысканий (на врезке слева); 6 – зоны распространения газонасыщенных осадков; 7 – схематическая граница распространения глинистых и обломочных типов донных осадков; 8 – населенные пункты; 9 – ИЭЗ; 10 – изобаты, м; 11 – тектонические разломы по Атлас, 2010

На полигоне 3 (**П 3**) отбор проб в районе пос. Янтарный выполнялся 12.11.2015 г. и 27.02.2016 г. (Рисунок 2.1.4) для определения содержания ТМ: Fe, Al, Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Co и As. В осеннюю (первую) съемку выполнялся отбор отложений с пляжа (точки 25-26), отложений водотоков (точки 22-24), отложений карьера (точка 30, Рисунок 2.1.5), абразионного уступа (точка 27, Рисунок 2.1.6) и донных осадков с подводного берегового склона (точки 1-21). В зимнюю (вторую) съемку отбор был повторен, за исключением отложений карьера, где отсутствует какая-либо изменчивость.

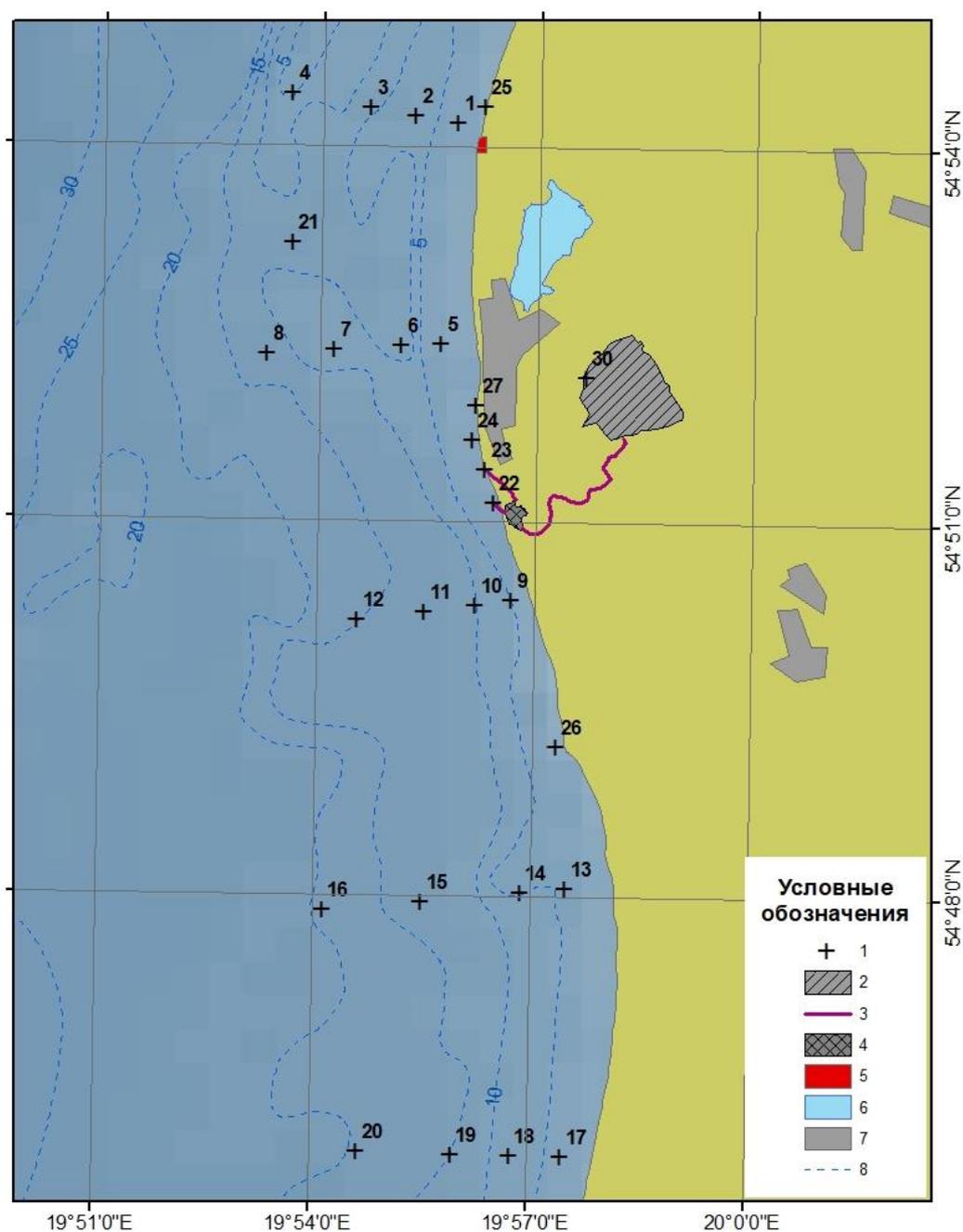


Рисунок 2.1.4 – Схема расположения точек отбора проб на Полигоне 3

Условные обозначения: 1 – точки отбора проб; 2- карьер Приморский (действующий); 3 – схематичное положение пульпопровода, служащего для сброса вскрышных пород; 4 – отстойники (хвостохранилища) для служащие для осаждения и хранения тонкодисперсного материала от вскрыши; 5 – карьер Пальменикенский (в стадии рекультивации); 6 – затопленный карьер (озеро Синявинское); 7 – населенные пункты; 8 – изобаты, м

При отборе проб в карьере и с берегового уступа, обнажения предварительно зачищались, для избегания попадания проб осыпей, не характерных для того или иного горизонта (см. Рисунок 2.1.5). В карьере Приморском пробы были отобраны следующим образом: в нижней части геологического разреза были отобраны пески мелко-тонкозернистые, морские, палеоген-неогенового возраста (пробы 3 и 4). Из верхней части разреза были отобраны четвертичные отложения (точка 1, 2) (см. Рисунок 2.1.5).



Рисунок 2.1.5 –Расположение точек пробоотбора на фотографии обнажения Приморского карьера (точка 30 на Рисунке 2.1.4)

Грунт с обнажений берегового уступа так же отбирался в 2 съемки (ноябрь и февраль) с различных горизонтов (Рисунок 2.1.6).



Рисунок 2.1.6 – Схема отбора проб с берегового уступа (точка 27 на Рисунке 2.1.4). Слева – осенняя съемка, справа – зимняя

## 2.2 Аналитические (лабораторные) методы

Гранулометрический анализ обломочных осадков проводился методом ситового рассеивания. При рассеиве использовалась шкала фи Крумбейна (Krumbein, 1934) со следующими ситами: 4,0; 2,8; 2,0; 1,4; 1,0; 0,71; 0,5; 0,355; 0,25; 0,18; 0,125; 0,09 и 0,063 мм. Гранулометрический анализ илов проводился с использованием лазерного дифракционного анализа. Подготовка проб осуществлялась следующим образом. Для удаления органики и диспергации

навеска пробы ~5-7 г заливалась 20 мл 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  и дистиллированной водой в стеклянном лабораторном стакане, перемешивалась и оставлялась на 12 часов. Перед проведением измерения к пробе добавлялось 15 мл эмульгатора триполифосфата натрия, и в течение 10 минут смесь выдерживалась в ультразвуковой ванне. Для измерения размеров частиц использовался лазерный анализатор Fritsch Analysette22 Compact с диапазоном измерений 0,3-300 мкм. Результаты измерения размеров частиц приводились к шкале с размерностями 0.20; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 15; 20; 25; 30; 35; 40; 45; 50; 63; 80; 100; 125; 150; 160; 200; 250 и 300 мкм. Классификация результатов анализа проводилась в соответствии с номенклатурой (Folk, 1954) с использованием GRADISTAT v.8 (Blott, Pye, 2001).

Химический анализ донных осадков выполнялся в период съемок на разных полигонах различными методами. В ходе проведения инженерно-экологических изысканий (П 2.1: Cu, Cr, Cd, Pb) и детального обследования северного побережья Калининградской области (П 1.1: Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) содержание (общая форма) определялись методом ИСП-АЭС с использованием эмиссионного спектрометра OPTIMA 2100 DV (PerkinElmer, США) по методике М-МВИ-80-2008 (ФР. 1.31.2013.14150), Hg – методом беспламенной атомной адсорбции с использованием анализатора ртути RA-915 + Zeeman по методике ПНДФ 16.1:2.23-2000. Анализ выполнялся в «Центре лабораторного анализа и технических измерений по Калининградской области».

В АО ИО РАН определялись Fe, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb, As (П 1.2, П 2.2 и П 2.3) методом ААС, согласно методикам количественного химического анализа (Методика НСАМ № 450-С, 2006; Методика НСАМ № 155–ХС–1). Разложение проб проводилось методом, описанным в (Хандрос, Шайдуров, 1980). Fe, Cu, Zn, Co, Ni, и Cr определялись на пламенном атомно-абсорбционном спектрометре Varian AA240FS. As, Cd и Pb определялись на атомно-абсорбционном спектрометре с электротермической атомизацией Квант-2.ЭТА. Для выявления

возможных погрешностей все результаты аппаратных измерений подлежали сверке с эталонными показателями, полученными из отложений озера Байкал.

В районе Янтарного (П 3) Fe, Al, Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Co и As определялись методом ИСП-МС на масс-спектрометре ELAN 6100 DRC (Perkin Elmer, США), Hg атомно-абсорбционным методом (способ «холодного пара»). Анализ выполнялся в Центральной лаборатории Федерального государственного бюджетного учреждения Всероссийский научно-исследовательский геологический институт имени А.П. Карпинского.

Минералогический анализ для донных осадков прибрежной зоны (П 1.2, см. Рисунок 2.1.2) был выполнен в АО ИО РАН с использованием бинокулярной лупы МБС-2 и поляризационного микроскопа LEICA DM 2500 P. Подготовка проб включала в себя следующие этапы: высушивание, отбор навесок, отсева фракции 0,09-0,063 мм, в которой находится глауконит, взвешивание фракций на электронных весах. При анализе проб было подсчитано количество зерен глауконита на 250-300 вмещающих зерен. После подсчета вычислялось весовое процентное содержание глауконита во фракции 0,09-0,063 мм, а также выход фракции 0,09-0,063 мм. Так же была выполнена оценка процентного распределения глауконита по более крупным фракциям (0,5-0,063 мм) аналогичным методом с использованием бинокулярной лупы.

Для дальнейшего минералогического анализа навеска делилась на две части: легкую и тяжелую. Разделение было произведено путем погружения обломочных зерен изучаемой фракции в бромформ. Минералы, плотность которых меньше, чем плотность бромформа, всплывали; более тяжелые минералы тонули и собирались у спускного крана воронки. В дальнейшем минералы промывались растворителем и высушивались. Путем статистического подсчета (от 300 до 500 зерен) определялся минеральный состав тяжелой фракции.

Выбор вмещающей фракции был подтвержден подсчетом процентного содержания минералов в валовых пробах без гранулометрического разделения и

аналогичным подсчетом для вмещающей фракции. Основной вмещающей фракцией была принята фракция 0,063 мм (Skiba, 2014).

Для тяжелой подфракции использовались иммерсионные жидкости с коэффициентом преломления 1,73, для легкой подфракции – с коэффициентом преломления 1,53. Диагностические особенности минералов принимались по (Преображенский, Саркисян, 1954; Бетехтин, 1956; Даминова, 1974).

### 2.3 Статистические методы

При статистической обработке данных кластерный анализ был выполнен на основе полного правила объединения (Ward, 1963). Для проведения статистического анализа использовалась программа Microsoft Excel 2007.

Для сравнения содержания металлов в осадках разного гранулометрического состава была применена нормализация значений каждого конкретного ТМ к Fe (Uściniowicz et al., 2011). Такой подход применялся для исследования П 1.2, П 2.2, П 2.3 и П 3.

Учитывая, что большинство ТМ тяготеют к тонкодисперсной фракции осадка (Szefer et al., 1995; Емельянов, 1998, Pempkowiak et al., 1998, 1999; Трофимов, Зилинг, 2002; Beldowski, Pempkowiak, 2003; Zaborska et al., 2014) для оценки загрязнения береговой зоны северного побережья Калининградской области (П 1.1) был предложен подход, основанный на том, что Pb, Cd, Cu, Ni, Zn и Hg являются антропогенными и, в основном, приурочены к глинистой фракции осадка ( $< 0,063$  мм). В минералогический состав донных отложений данные ТМ входят в следовых количествах, и не могут создать природные аномалии. Процент содержания глинистой фракции в каждой пробе существенно отличается, как отличались и значения ТМ в пробах. Чтобы привести полученные результаты к единому знаменателю все результаты исследований были приведены к данной фракции, путем соотношения загрязнителя в общей пробе к процентному содержанию частиц, диаметром  $< 0,063$  мм. Такой подход был применен ввиду

ограниченного числа определяемых показателей где не был определен нормирующий макроэлемент.

Для определения загрязнения донных осадков необходимо знать фоновые содержания каждого ТМ. В последние десятилетия в исследуемой акватории сложился устойчивый природно-антропогенный фон, который уже является геохимической аномалией по сравнению с природными значениями. Поэтому в данном исследовании не используются в качестве фоновых значений доиндустриальные содержания ТМ в колонках илистых осадков (Carvalho Gomes et al., 2009; Uścińowicz et al., 2011; Zahra et al., 2014; Zalewska et al., 2015) или их кларковые значения для земной коры в целом. Такой подход не до конца отражает региональные особенности района исследований. Для решения задачи определения вклада какого-либо потенциального источника ТМ достаточно знать изменения содержания по сравнению со сложившимся фоном. Для расчета фоновых значений ТМ после нормирования использовалось среднее значение, полученное для всей выборки. Такой подход не противоречит методике, примененной в работе (Tomlinson, 1980), и применялся в работе (Krek et al., 2018 б).

После определения региональных фоновых значений были рассчитаны фактор загрязнения ( $C_f$ ) по (Hakanson, 1980) и степень загрязнения  $mCd$  (Abraham, 2005; Abraham and Parker, 2008). Подробное описание расчетов приведено в Главе 1. Выбор индексов обусловлен тем, что именно  $C_f$  и  $mCd$  могут детально отображать интегральные изменения, происходящие на установившемся природно-антропогенном геохимическом фоне.

Поскольку ключевую роль в развитии береговой зоны играют вдольбереговые потоки наносов (Зенкович, 1962) на полигоне 1 (П 1.1 и П 1.2) была определена структура вдольберегового потока наносов. Определение перемещения песчаных наносов выполнялось на основе гидрометеорологических и литологических исследований.

Расчеты были выполнены гидрометеорологическим методом на основе метеоданных, полученных в 2006-2014 гг. автоматической гидрометеорологической станцией (АГМС), установленной на нефтедобывающей платформе (МЛСП D6). Использование данных с МЛСП D6, расположенной в открытом море на внешней границе береговой зоны, даёт более точное представление о ветрах открытого моря в последнее десятилетие, когда наблюдается изменение ветровых условий в юго-восточной части Балтийского моря (Стонт и др., 2012; Стонт, 2014; Бобыкина, Стонт, 2015).

Для расчетов режима наносов были определены соответствующие характеристики действия активных факторов по отдельным пунктам побережья. Вдоль северного побережья Калининградской области и морского побережья Литвы были выбраны опорные точки для проведения расчетов с интервалом 5 км на побережье Калининградского полуострова и Куршской косы и с интервалом 10 км в районе материковой части Литвы (Рисунок 2.3.1).

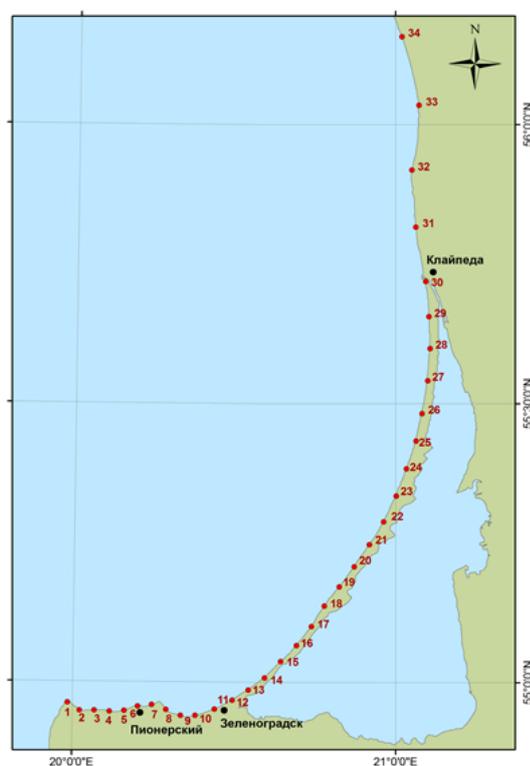


Рисунок 2.3.1 – Схема расположения точек расчета наносодвижущих составляющих

В каждой точке получены характеристики режима волнения: вдольбереговая наносодвижущая сила  $T$  и лобовое воздействие волнения  $B$ , на основе ежечасных метеорологических данных, по формулам (Кнапс, 1968):

$$T = T_1 + T_2 = \Sigma t = \Sigma e \zeta \beta = p V^3 \sqrt[3]{D \zeta \beta}$$

$$B = \Sigma b = \Sigma e \eta \beta = p V^3 \sqrt[3]{D \eta \beta}$$

где  $t$  и  $b$  – румбовые наносодвижущая сила и сила прибоя;

$e$  – приведенная величина румбовой энергии;

$\zeta$  и  $\eta$  – коэффициенты вдольбереговой и поперечной наносодвижущей действенности энергии;

$\beta$  – коэффициент продолжительности или «ледовый» коэффициент в долях года, характеризующий продолжительность расчетного периода;

$P$  – процент повторяемости ветра по отдельным румбам;

$V$  – средняя скорость ветра по румбам (м/с);

$D$  – длина разгона по румбам (км).

АГМС установлена на высоте 27 м, поэтому скорость ветра приведена к стандартному уровню измерений 10 м (Руководство, 1988). Рассчитаны повторяемость (%), средняя скорость ветра (м/с) по активным морским румбам (были использованы 16 румбов с румбовым сектором  $22,5^\circ$ ) и длина разгона ветра (км). Учитывая отсутствие или минимальное проявление литодинамических процессов при слабых ветрах и волнении расчеты выполнены для скорости ветра более 5 м/с.

При определении параметра средневзвешенной величины длины разгона, угла подхода румба к берегу и коэффициента полноты румбового сектора использовалась программа ArcGIS 10.0.

По подсчитанным румбовым величинам  $t$  и  $b$  определялась наносодвижущая сила  $T$  и сила прибоя  $B$ . Путем сложения всех положительных и всех отрицательных  $t$  определялись направленные вправо и влево от нормали составляющие наносодвижущей силы  $T_1$  и  $T_2$ . Алгебраическая сумма обеих составляющих дает результирующую наносодвижущую силу  $T = T_1 + T_2$ , а

абсолютная сумма  $A=|T_1|+|T_2|$  показывает размах миграции. За положительное направление принималось перемещение наносов вправо.

Знак при  $T$  обозначает направление вдольберегового генерального потока наносов, а численная величина дает условную мощность этого потока. Сила прибоя  $B=\Sigma b$  характеризует лобовое воздействие волнения на берег.

Величина вектора энергии общего наносодвижущего действия  $E=(T^2+B^2)^{1/2}$  характеризует общее воздействие активных факторов на берег. Относительная наносодвижущая сила  $\tau = \frac{T}{B} = \operatorname{tg} \gamma$  характеризует совместное действие вдольбереговой и поперечной наносодвижущих сил.

Направление вектора энергии определяется углом между ним и нормалью к направлению линии берега  $\gamma = \operatorname{arctg} \frac{T}{B}$ .

Наносодвижущая сила  $\tau$  и угол отклонения вектора энергии от нормали  $\gamma$ , являются величинами относительными.

Следует отметить, что гидрометеорологический метод показывает соотношение вдольбереговой и поперечной составляющей наносодвижущей силы, а также направление действия вдольбереговой составляющей, не учитывая особенности придонной циркуляции, осложненной донным рельефом.

Дополнительно, для подтверждения расчетов, был применен минералогический метод определения направления транспорта наносов. Неоспоримым индикатором генерального направления транспорта прибрежных наносов являются природные минералы-трассеры (в данном случае глауконит), присутствующие в локализованных выходах коренных пород Калининградского полуострова. Распределение глауконита на поверхности дна (в поверхностном слое осадков) маркирует направление и интенсивность переноса взвешенных наносов, а, следовательно, определяет границу функционирования прибрежных литодинамических систем (Блажчишин, Усонис 1970; Емельянов, 1998).

Морфометрические характеристики зерен глауконита изучались для определения изменения формы зерен при удалении от источника их поступления.

Поскольку глауконит является неустойчивым минералом (Бергер, 1986), было выдвинуто предположение, что именно морфология зерен глауконита и будет изменяться в первую очередь при истирании. Форма зерна отражает время его нахождения в динамически активной зоне. Было выполнено измерение продольного и поперечного сечения зерен глауконита (Рисунок 2.3.2) и визуальная оценка окатанности зерен (всего оценено 166 зерен с разных морфогенетических элементов морского дна).

Для тяжелых минералов была произведена оценка окатанности зерен по (Рухин, 1969).

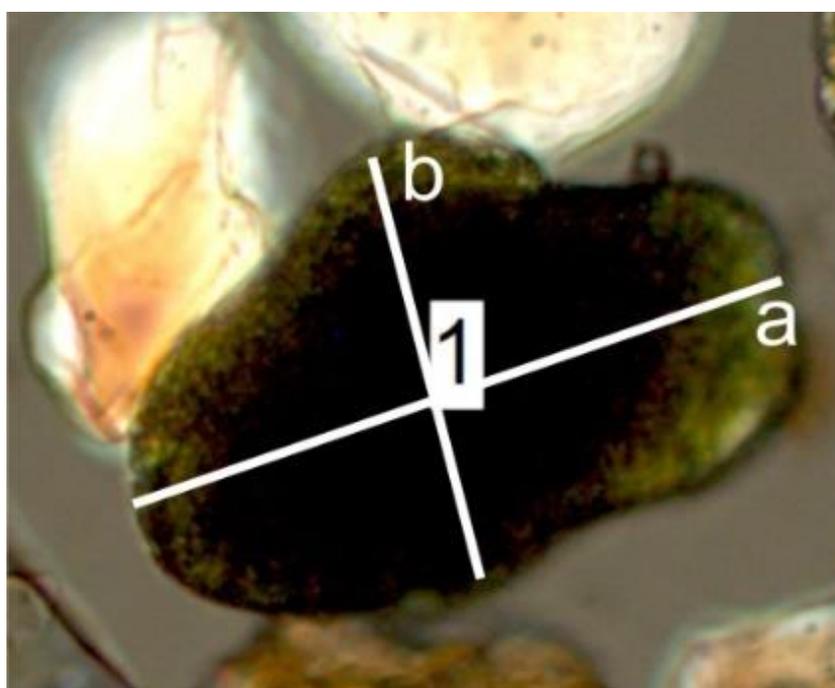


Рисунок 2.3.2 – Морфометрические характеристики зерна глауконита: а – продольное сечение, б – поперечное сечение

Для подтверждения последнего значимого направления перемещения наносов на линейно вытянутом участке подводного берегового склона Куршской косы был использован метод, основанный на определении изменений гранулометрических коэффициентов (MacLaren, Bowles, 1985).

В зависимости от характеристик потока выделяются 2 случая изменения гранулометрических показателей, при которых возможен перенос осадочного материала: случай 1 – доминирующая фракция отложений становится более мелкой, коэффициент сортировки уменьшается, показатель асимметрии становится меньше, и случай 2 – доминирующая фракция отложений становится более крупной, коэффициент сортировки уменьшается, а показатель асимметрии увеличивается. Оценка процесса переноса отложений производилась по формуле:

$$Z = (x - Np) / (Npq)^{1/2},$$

где  $Z$  – показатель уровня значимости, представляющий собой допустимую для данной задачи вероятность ошибки. При  $Z > 2,33$  уровень значимости равен 0,01, что говорит о наиболее вероятном направлении вдольберегового перемещения наносов; при  $Z > 1,645$  уровень значимости равен 0,05, что говорит о менее вероятном направлении движения наносов (MacLaren, Bowles, 1985).

$N$  – максимальное число пар, удовлетворяющих условиям случая 1 или случая 2 в предполагаемом направлении переноса материала,  $N = (n_2 - n) / 2$ , где  $n$  – количество проб отложений, используемых для расчетов;

$x$  – число пар, которое определяется путем перебора рядов гранулометрических коэффициентов и определения соответствия заданным условиям случая 1 или случая 2 в предполагаемом направлении переноса материала;

$p = 0,125$  и показывает вероятность возникновения переноса именно в предполагаемом направлении;

$$q = 1 - p = 0,875.$$

## ГЛАВА 3 ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АНОМАЛИИ В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

### 3.1 Фоновое содержание тяжелых металлов в донных осадках (природно-антропогенный фон акватории)

Результаты, полученные в ходе инженерно-экологических изысканий и мониторинга при поисково-оценочном бурении перспективных нефтяных структур (П. 2.1, см. Рисунок 2.1.3), позволили уточнить региональные фоновые значения содержания Cu, Cr, Cd, Pb и Hg для поверхностных обломочных и глинистых осадков (Таблица 3.1.1, Приложение 2). Особенностью обломочных донных осадков являлась высокая изменчивость содержания ТМ, связанная с мозаичностью распространения донных осадков и различным количеством тонкодисперсной фракции.

Таблица 3.1.1 – Содержание Cu, Cr, Cd, Pb и Hg в поверхностных донных осадках в мг/кг (метод ИСП-АЭС)

Тип осадка/количество значений		Cu	Cr	Cd	Pb	Hg	% фракции <0,1 мм
Обломочные осадки в целом/98	Мин.	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005	0
	Макс.	28,0	38,0	6,80	13,0	0,070	31,7
	Среднее	4,5	6,8	0,44	2,7	0,006	3,4
	$\sigma$	5,6	7,2	0,78	3,2	0,007	7,1
Глинистые осадки в целом/72	Мин.	1,8	12,0	0,07	0,8	0,017	87,9
	Макс.	88,0	130,0	2,40	129,0	0,320	100,0
	Среднее	28,5	56,9	0,99	31,7	0,177	97,9
	$\sigma$	15,1	28,2	0,61	27,9	0,073	3,1

Схожие значения Cu, Cr, Cd и Pb были получены в съемках АО ИО РАН (Таблица 3.1.2, см. Рисунок 2.1.3), что определяет характерные абсолютные значения для региона. Полученные фоновые значения ТМ (диапазон характерных значений) в поверхностных осадках отражают не только природные процессы, но и наложение на них влияния антропогенной деятельности.

Таблица 3.1.2 – Усредненные значения ТМ (мг/кг), полученные по результатам 35 и 37 рейсов НИС «Академик Николай Страхов» и 43 рейса НИС «Академик Борис Петров» (метод ААС)

Тип осадка/ количество проб		Fe	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As
		%	мг/кг							
Обломочные осадки/33	Мин.	0,03	1	8	1	2	4	0,1	4	10
	Макс.	2,38	20	72	14	26	100	1,8	66	42
	Среднее	0,70	7	19	5	8	23	0,2	12	18
	$\sigma$	0,67	4	14	3	5	21	0,3	11	8
Глинистые осадки/34	Мин.	3,35	20	61	1	34	10	0,1	15	16
	Макс.	5,36	85	213	25	60	125	1,9	96	68
	Среднее	4,32	44	134	8	49	91	0,6	66	29
	$\sigma$	0,59	11	32	5	6	22	0,4	22	9

Различие методов лабораторного анализа и различный гранулометрический состав образцов позволяет определить абсолютное фоновое значение с высокой долей допущения. Так, например, диапазон средних содержаний Cu для обломочных осадков находится в пределах 4,5-7,0 мг/кг, для илистых 28,5-44 мг/кг (см. Таблицы 3.1.1-3.1.2, Приложение 2).

Чтобы определить уровень антропогенного давления на акваторию, необходимо получить образцы, на которые антропогенное влияние отсутствует. Это возможно сделать для илистых осадков Гданьской впадины, которые

накапливаются благодаря вертикальной седиментации и не переотлагаются под действием гидродинамических факторов или биотурбации. В отсутствие такого перемешивания на нижние слои осадков не распространяется современное воздействие. Для обводненных песков такая процедура практически невозможна. Статистические данные, характеризующие донные осадки в илах Гданьской впадины, приведены в Таблице 3.1.3.

Таблица 3.1.3 – Усредненное содержание химических элементов в колонках донных осадков (метод ААС)

	Fe	Mn	K	Na	Ca	Mg	Ti	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As
	%						мг/кг								
0-56 см	Колонка 35084														
Мин.	3,74	0,01	1,05	0,73	0,58	0,4	0,2	34	66	6	30	74	0,1	14	10
Макс.	5,93	0,04	2,84	2,80	1,36	1,3	0,3	80	185	20	69	160	0,7	68	27
Среднее	4,67	0,02	1,67	1,25	0,90	0,7	0,3	47	111	12	46	113	0,2	36	16
σ	0,55	0,01	0,30	0,41	0,19	0,2	0,0	9	29	3	9	17	0,2	14	3
0-51 см	Колонка 35097														
Мин.	3,50	0,03	1,21	1,00	0,71	0,6	0,2	36	80	13	36	85	0,1	17	16
Макс.	5,78	0,14	2,40	2,55	2,12	1,3	0,4	70	189	23	69	163	0,7	86	30
Среднее	4,83	0,07	1,64	1,65	1,05	0,8	0,3	47	124	18	53	129	0,3	50	24
σ	0,46	0,03	0,26	0,43	0,22	0,2	0,0	8	28	2	8	17	0,2	22	3
0-81 см	Колонка 37056														
Мин.	3,58	0,01	1,54	1,21	1,00	0,9	0,3	38	81	7	34	78	0,1	14	10
Макс.	6,36	0,06	3,13	4,82	3,02	1,6	0,4	86	153	27	55	121	0,7	91	68
Среднее	4,81	0,02	2,03	1,91	1,48	1,2	0,3	46	113	13	42	97	0,2	36	23
σ	0,78	0,01	0,32	0,54	0,44	0,2	0,0	9	20	4	5	8	0,2	17	7
0-76 см	Колонка 37057														
Мин.	3,44	0,01	1,43	1,00	0,80	0,7	0,2	30	77	9	36	70	0,1	7	13

	Fe	Mn	K	Na	Ca	Mg	Ti	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As	
	%						мг/кг									
Макс.	6,17	0,10	3,18	3,39	2,71	1,7	0,4	65	146	23	72	135	0,4	40	30	
Среднее	4,54	0,05	1,95	1,65	1,37	1,0	0,3	41	103	14	49	100	0,2	22	22	
$\sigma$	0,71	0,02	0,27	0,55	0,50	0,2	0,1	6	15	3	9	14	0,1	6	4	

Кластерный анализ содержания Fe, Mn, K, Na, Ca, Mg, Ti, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb, As в колонках донных осадках показал, что в колонке 35097 (Рисунок 3.1.1) выделяется верхний слой 1-28 см и нижний, 29-51 см, с разделением на длине связей 39 единиц. В верхнем слое дополнительно, на длине связей 22 ед., прослеживается тонкий поверхностный слой 1-5 см, который характеризует современное воздействие на границе вода-дно, и, непосредственно от основного верхнего слоя 6-28 см на длине связей 15 ед. выделяется переходный слой 22-29 см (см. Рисунок 3.1.1).

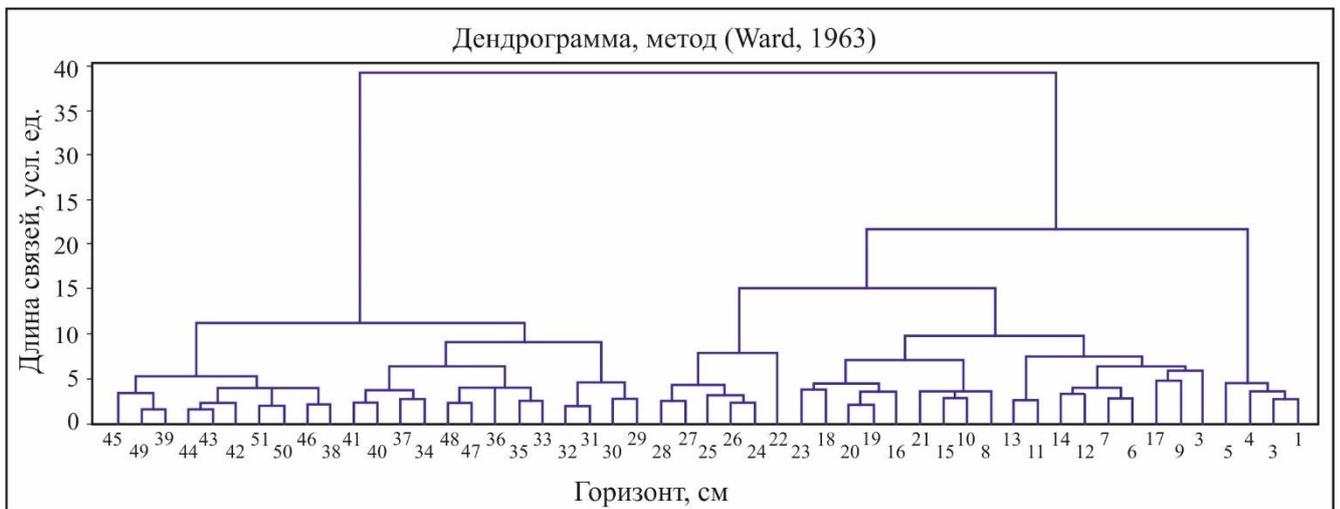


Рисунок 3.1.1 – Результаты кластерного анализа донных осадков в колонке 35097

В колонке 37056 верхний и нижний слои разделяются на длине связей 58 ед. Границы верхнего 1-22 см, нижнего 23-81 см. В верхнем слое, аналогично, как и в колонке 35097 выделяется тонкий поверхностный слой мощностью 1-8 см на длине связей 22 ед. и достаточно мощный основной верхний слой на глубинах 9-

21 см (Рисунок 3.1.2). Особенностью нижнего слоя 22-81 см является его разделение на группы с длинами связей 34 ед., что отражает эндогенный процесс, поступления флюида в осадочную толщу (Krek et al., 2020 a).

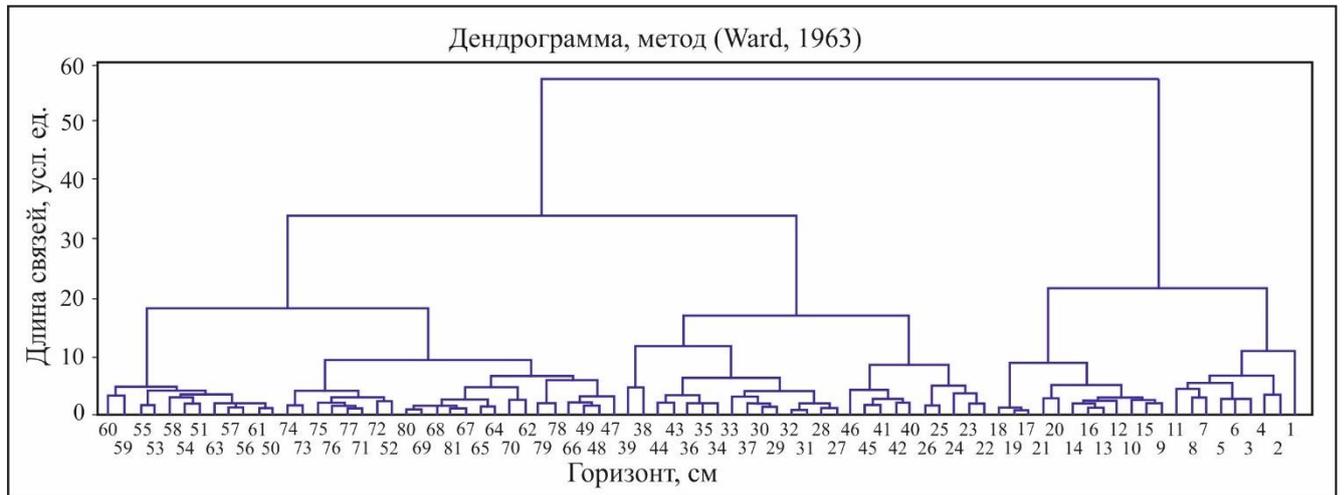


Рисунок 3.1.2 – Результаты кластерного анализа донных осадков в колонке 37056

В колонке 35084 в верхний и нижний слои разделяются на длине связей 39 ед. В верхнем слое (1-23 см) аналогично выделяется тонкий поверхностный слой 1-4 см на длине связей 20 ед. (Рисунок 1.3.3).

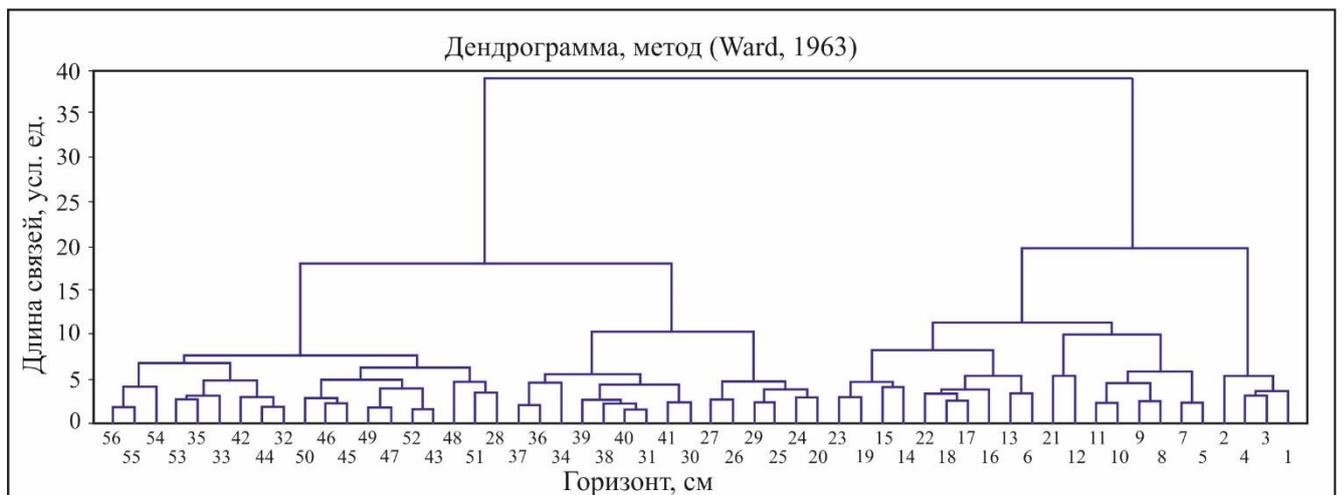


Рисунок 3.1.3 – Результаты кластерного анализа донных осадков в колонке 35084

В колонке 37057 верхний слой (1-20 см) отделяется на длине связей 48 ед. В нем также выделяется поверхностный слой, мощностью до 10 см на длине связей 19 ед (Рисунок 3.1.4). Как и в колонке 37056 особенностью нижнего слоя 21-76 см является его разделение на группы с длинами связей 44 ед., что является очень высоким значением по сравнению с другими колонками. Как и в колонке 37056 такая структура кластерных связей отражает эндогенный процесс поступления флюида в осадочную толщу (Krek et al., 2020 a).

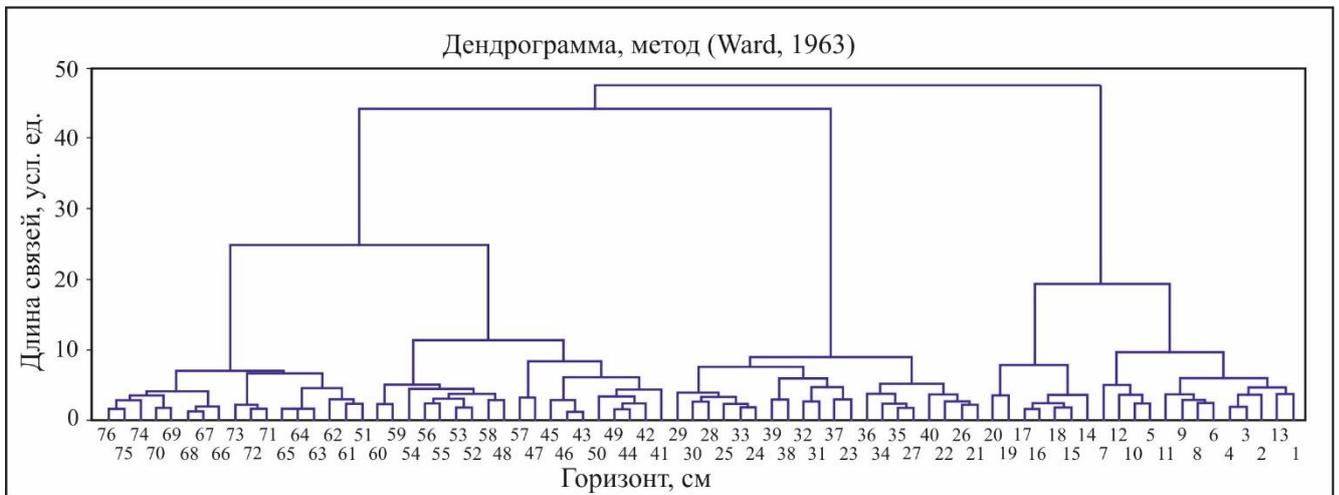


Рисунок 3.1.4 – Результаты кластерного анализа донных осадков в колонке 37057

Таким образом, во всех изученных колонках обнаруживается статистическое разделение верхнего слоя, мощностью около 20-23 см, и нижних слоев. Как правило, дополнительно в верхнем слое донных осадков статистически выделяется тонкий поверхностный слой (наиллок), по-видимому, маркирующий современные биогеохимические процессы на границе вода –дно (Емельянов, 1998).

В предыдущих исследованиях для илов Гданьской впадины были установлены датировки осадка по  $Pb^{210}$ . На глубине 21 см осадка активность  $Pb^{210}$  значительно снижалось и глубже оставалось неизменным (около 5 Бк/кг), что предполагает границу антропогенного воздействия на осадки соответствующую 1850 г. (Рисунок 3.1.5) (Pempkowiak, 1991; Boer et al., 2006; Zalewska et al., 2015).

Начиная с этого периода содержания Cd, Hg, Pb и Zn в донных осадках Гданьской впадины начали увеличиваться, что связано с развитием промышленности в бассейне р. Висла (Belzunce et al., 2007).

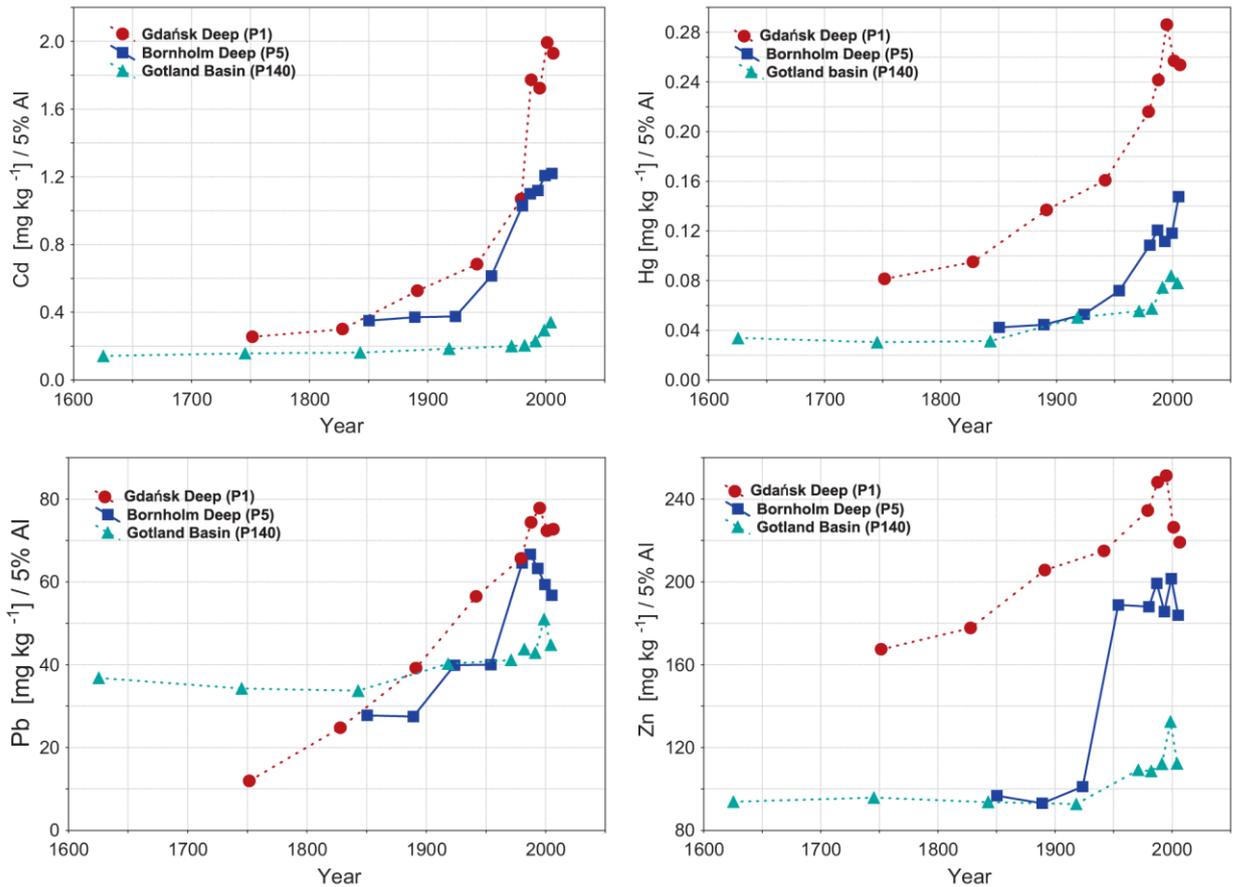


Рисунок 3.1.5 – Изменение содержаний Cd, Hg, Pb и Zn, приведенных к Al по (Zalewska et al., 2015)

Таким образом, значения мощности верхнего слоя, полученные по результатам кластерного анализа, совпадают с результатами датировок, приведенными в работах (Pempkowiak, 1991; Zalewska et al., 2015). При статистическом анализе всей выборки для верхнего слоя по элементам четко выделилась группа антропогенного происхождения Pb, Zn, Cd и Cu (Рисунок 3.1.6). Образование этого слоя совпадает со временем индустриализации (Uscinowicz et al., 2011; Krek et al., 2019).

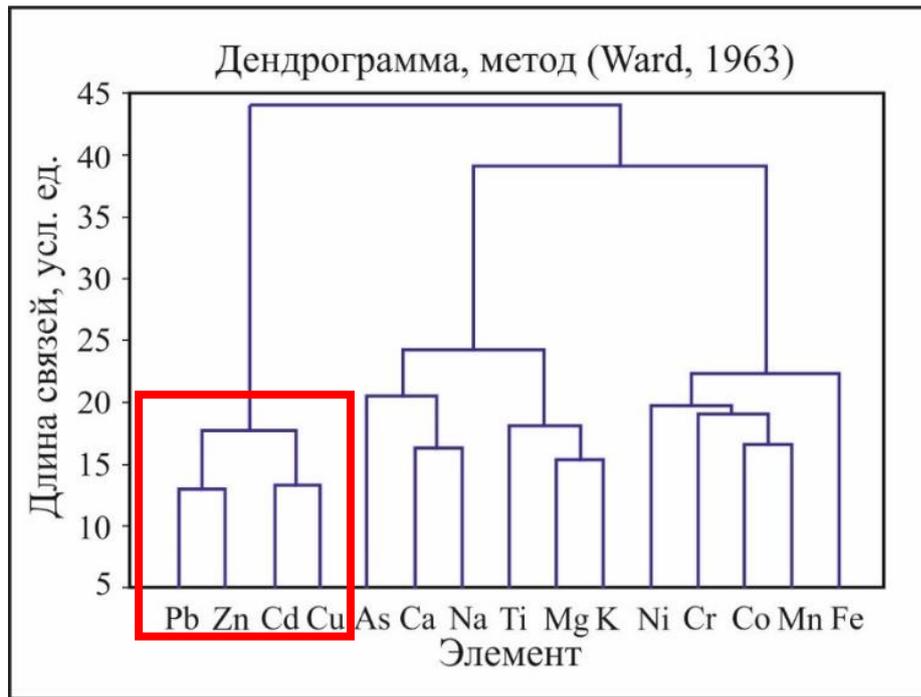


Рисунок 3.1.6 – Результаты кластерного анализа всей выборки данных для верхнего слоя по колонкам 35097 (1-28 см), 37056 (1-21 см), 35084 (1-23 см) и 37057 (1-20 см). Красным прямоугольником выделены укороченные связи в группе антропогенного происхождения

В нижнем слое распределение элементов отражало природные процессы. Группа из Pb, Zn, Cd и Cu имела родство с Fe, что указывает на их природное происхождение. Закономерно близкие связи имели Na, Mg, K и были близки к Ca, As и Ti. Ввиду отсутствия воздействия с поверхности укорачиваются связи между Ca и Ti (Рисунок 3.1.7).

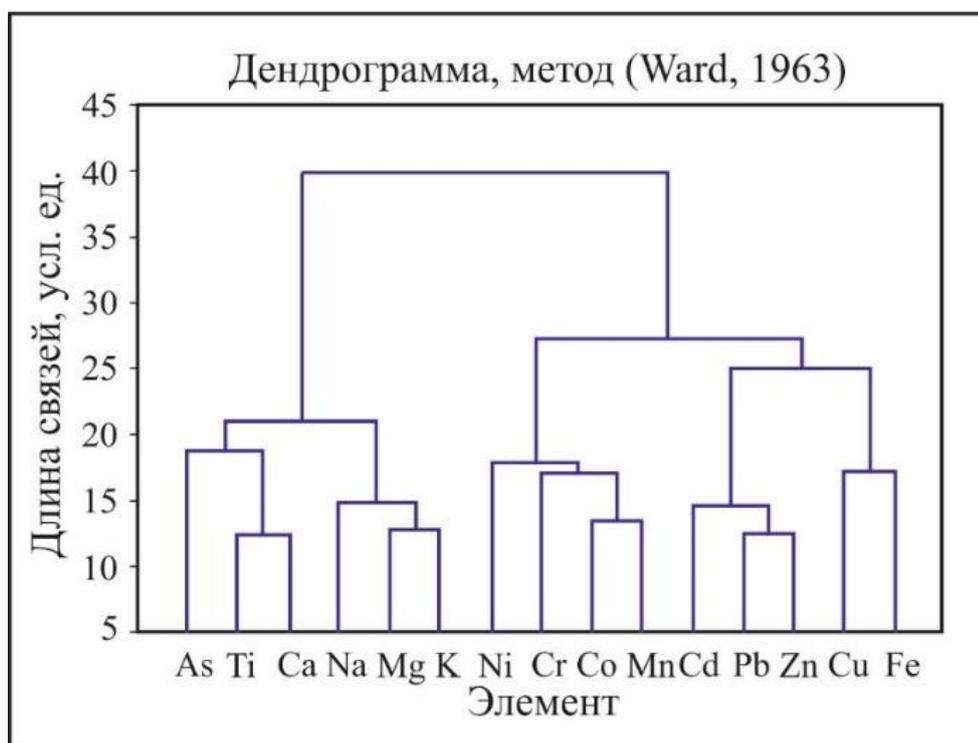


Рисунок 3.1.7 – Результаты кластерного анализа всей выборки данных для нижнего слоя по колонкам 35097 (29-51 см), 37056 (22-81 см), 35084 (24-56 см) и 37057 (21-76 см)

Таким образом, в колонках донных осадков отчетливо прослеживался верхний (22 см в среднем) слой, сформированный под антропогенной нагрузкой и нижний, сформированный с минимальным вмешательством, который и может являться природным фоном (Hakanson, 1980; Hornung et al. 1989; Pempkowiak, 1991; Dickinson et al., 1996; Cheevaporn, San-Diego-McGlone, 1997; Pempkowiak et al., 1998; Anon., 2000; Rubio et al., 2000; Abraham, 2005; Abraham, Parker, 2008; Carvalho Gomes et al., 2009; Zahra et al., 2014). В Таблице 3.1.4 приведены усредненные содержания Fe, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As как во всей выборке, так и в верхнем (антропогенном) и нижнем (доиндустриальном) слое.

Таблица 3.1.4 – Усредненные по слоям (результатам кластерного анализа) содержания Fe, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As в колонках донных осадков Гданьской впадины (метод ААС)

Выборка		Fe	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As
		%	мг/кг							
35097 (29-51 см), 37056 (22-81 см), 35084 (24-56 см) и 37057 (21-76 см)	Мин.	3,45	30	66	7	30	82	0,10	11	10
	Макс.	6,36	57	153	23	72	163	0,40	67	37
	Среднее	<b>4,84</b>	41	99	14	<b>48</b>	<b>111</b>	0,17	28	<b>22</b>
	$\sigma$	0,64	5	15	4	9	17	0,08	12	5
35097 (1-28 см), 37056 (1-21 см), 35084 (1-23 см) и 37057 (1-20 см)	Мин.	3,44	37	97	6	35	70	0,10	7	10
	Макс.	6,17	86	189	27	64	146	0,70	91	68
	Среднее	4,44	<b>52</b>	<b>135</b>	<b>15</b>	45	102	<b>0,38</b>	<b>46</b>	21
	$\sigma$	0,63	10	19	4	7	18	0,17	21	8
35097 (1-51 см), 37056 (1-81 см), 35084 (1-56 см) и 37057 (1-76 см)	Мин.	3,44	30	66	6	30	70	0,10	7	10
	Макс.	6,36	86	189	27	72	163	0,70	91	68
	Среднее	4,71	45	112	14	47	108	0,24	35	21
	$\sigma$	0,67	8	24	4	8	18	0,15	18	6

\*полу жирным шрифтом выделены максимальные средние значения

Вся верхняя часть осадочного чехла, сформированная под антропогенной нагрузкой, по сути является одной геохимической аномалией, в которой взаимосвязи между элементами значительно перестроены по сравнению с природными распределениями. В верхнем слое отмечено значительное увеличение содержания Pb, Zn, Cd и Cu, что свидетельствует об антропогенном источнике этих элементов. Группа из Pb, Zn, Cd и Cu также отдельно выделялась при кластерном анализе (см. Рисунок 3.1.7). Co, Ni, Cr и As, по-видимому, имеют природное происхождение, так как их содержание практически не изменяется по колонке и значительно связано с накоплением природных элементов, таких как Fe, Mn, K, Na, Ca, Mg и Ti (см. Рисунок 3.1.6).

### 3.2 Геохимическая аномалия в прибрежной зоне (Полигон 1)

По результатам обследования северного побережья Калининградской области (см. Рисунок 2.2) в 2014 г. на подводном береговом склоне Куршской косы были обнаружены повышенные содержания Hg, Pb, Cu, Ni и Zn относительно подводного берегового склона северного побережья Калининградского полуострова (Таблица 3.2.1, Рисунок 3.2.1, Приложение 3). По результатам исследования была околтурена геохимическая аномалия, где содержания Pb, Cu, Ni, Zn и Cd значительно превышали фоновые значения, установленные в ходе многолетнего экологического мониторинга при нефтедобыче на Кравцовском месторождении и в ходе инженерных изысканий (см. Таблицу 3.2.1 и Приложение 3).

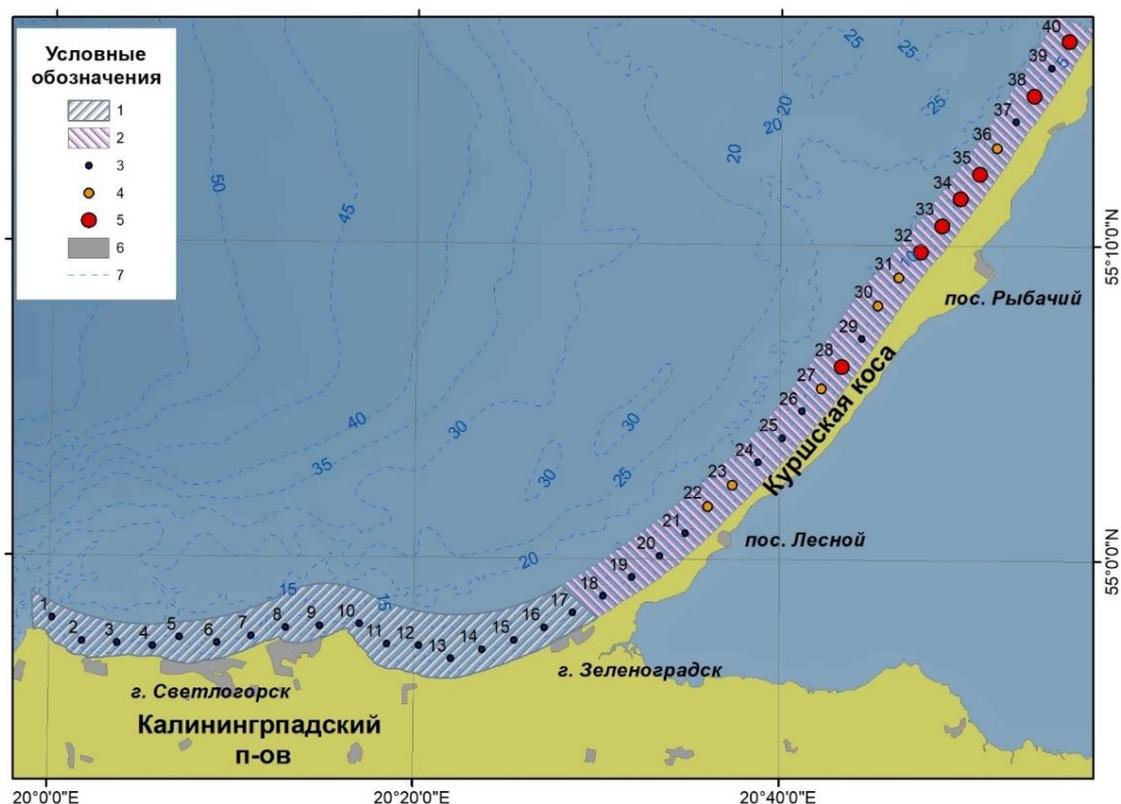


Рисунок 3.2.1 – Схематическое распределение загрязнения подводного берегового склона северной части Калининградского полуострова и Куршской Косы

Условные обозначения к рисунку 3.2.1: 1 – район исследования на подводном береговом склоне Калининградского полуострова; 2 – район исследования на подводном береговом склоне Куршской косы; 3 – 1-3 классы загрязнения донных осадков; 4 – 4 класс загрязнения донных осадков; 5 – 5 класс загрязнения донных осадков; 6 – населенные пункты; 7 – изобаты, м. Классы загрязнения приняты по WGMS 2003

Для оценки абсолютного уровня загрязнения донных осадков была использована шведская шкала (WGMS 2003, см. Приложение 3, Таблицу 1.2.3). В районе пос. Рыбачий содержание Cu соответствовало 5 классу загрязнения. Здесь в ходе экологического мониторинга так же отмечались концентрации Cu, относящиеся к 4 и 5 классу загрязнения (в 2013 г. – 110 и 200 мг/кг, в 2014 г. – 110 и 300 мг/кг, в фоновых точках 7 и 6, соответственно, см. Рисунок 1.3.1). Содержания Ni и Pb соответствовали 5 классу загрязнения в единичных случаях в точке 32 (Ni – 120 мг/кг) и точке 33 (Pb – 130 мг/кг), Zn – 4 классу только в точке 33 (230 мг/кг). Распространение Cd было достаточно однородно (см. Приложение 3, Таблицу 3.2.1).

Таблица 3.2.1 – Соотношение содержания ТМ в донных отложениях подводного берегового склона Калининградского полуострова и Куршской косы

Элемент	Калининградский полуостров				Куршская коса			
	Мин.	Макс.	Среднее	σ	Мин.	Макс.	Среднее	σ
	мг/кг				мг/кг			
Hg	<0,005	0,007	<0,005	-	<0,005	0,01	0,005	0,002
Cd	<0,05	0,96	0,46	0,26	<0,05	0,86	0,40	0,23
Cu	0,98	56	25,3	18,6	20	340	98,7	84,7
Ni	0,67	12	5,41	4,02	<0,5	120	8,41	25,24
Pb	<0,5	19	1,71	4,64	<0,5	130	8,03	27,34
Zn	5,7	24	14,7	4,6	4	230	26,1	48,7

На самой Куршской косе, которая является природоохранной территорией, неизвестны сколь-либо заметные источники загрязнения. Калининградский полуостров, напротив, является значительно более населенным и используемым в различных целях, и, поэтому, может рассматриваться в качестве вероятного источника загрязнений. Происхождение выявленной аномалии связано с влиянием вдольберегового потока взвешенных наносов, направленного от абразионного побережья Калининградского полуострова вдоль Куршской косы, до ее срединной части, где начинает преобладать аккумуляция осадочного вещества. В 2015-2020 гг. в ходе мониторинга такой аномалии отмечено не было, что связано с ее постепенной локализацией и исчезновением.

При сравнении с соседними акваториями оказалось, что среднее содержание Си было значительно выше, чем в донных отложениях Южной Балтике. Содержания Cd, Zn, Ni, Pb были на уровне их содержаний в прибрежной части польской акватории и выше содержания в территориальных водах Литвы (Таблица 3.2.2). Следует учитывать, что на береговую зону Южной Балтики оказывает значительное влияние речной сток Вислы и Одера, выносящий большое количество ТМ из сильно загрязненных промышленных районов Польши, Чехии и Германии (Szefer et al., 2008). Прибрежная зона Литвы в этом плане более показательна.

Таблица 3.2.2 – Среднее содержание токсичных металлов в донных отложениях подводного берегового склона и их значения в соседних акваториях

Элемент	Содержание токсичных металлов в прибрежной зоне				Прибрежная зона Польши	Прибрежная зона Литвы
	Мин.	Макс.	Среднее	$\sigma$		
	мг/кг					
Cd	<0,05	0,96	0,42	0,25	3,3*	0,04***
Cu	0,98	340	67,8	74,6	19,5**	1,4***
Ni	<0,5	120	7,1	19,2	27**	3,0

Элемент	Содержание токсичных металлов в прибрежной зоне				Прибрежная зона Польши	Прибрежная зона Литвы
	Мин.	Макс.	Среднее	$\sigma$		
	мг/кг					
Pb	<0,5	130	5,4	21,0	37,5**	3,6***
Zn	4	230	13,7	13,5	87**	11,9***
Hg	<0,005	0,01	0,005	0,002	<0,02****	

\* Szefer et al., 2008 (среднее по точкам 10,13,14,15,25,26,28)

\*\*Belzunce et al., 2007 (по точке К-6)

\*\*\*Remeikaitė-Nikienė et al., 2017 (среднее для мелководного района по 7 точкам)

\*\*\*\*Uścinowicz., 2011 (среднее для песков)

Минералогический состав песков характеризуется преобладанием кварца и глауконита, в качестве минералов-примесей зафиксированы троилит FeS, хромит  $\text{Fe}(\text{AlCr})_2\text{O}_4$ , ильменит  $\text{FeO} \cdot \text{TiO}_2$  или  $\text{FeTiO}_3$ , диопсид  $\text{CaMg}(\text{Si}_2\text{O}_6)$  и циркон  $\text{ZrSiO}_4$ . Скопления природных минералов с повышенным содержанием Pb, Cu, Ni, Zn около Куршской косы не известны, а в качестве примесей в небольшом количестве эти элементы встречаются в небольших количествах по всему побережью (Информационный бюллетень, 2013; Krek et al., 2018 a). Поэтому такое увеличение содержания ТМ около Куршской косы носит антропогенный характер. Однако различие в гранулометрическом составе образцов не позволяет корректно сравнить результаты. Основное значение в распределении ТМ имеет гранулометрический состав, а наличие фракции <0,063 мм, обладающей наибольшей сорбционной способностью (Szefer et al., 1995; Емельянов, 1998; Pempkowiak et al., 1998, 1999; Beldowski, Pempkowiak, 2003; Zaborska et al., 2014). Донные осадки вдоль северного побережья Калининградской области были представлены в основном песками от мелкозернистого до крупнозернистого со средним медианным диаметром песчаной фракции  $0,26 \pm 0,36$  мм.

Грубообломочные осадки (валуны, галька, гравий – точки 15, 16 и 18, соответственно) были обнаружены в корне Куршской косы (Приложение 4). Такое распределение характерно для прибрежной зоны, отличающейся повышенной динамической активностью осадочного вещества в волно-прибойной зоне (Атлас, 2010). Чтобы каким-либо образом привести полученные результаты для объективного сравнения содержания ТМ в каждой пробе к единому знаменателю, все результаты исследований были приведены именно к фракции <0,063 мм, путем соотношения абсолютного содержания ТМ в пробе к процентному содержанию частиц, диаметром <0,063 мм. После проведения такой процедуры нормализации к тонкодисперсной фракции относительные содержания ТМ на подводном береговом склоне Калининградского полуострова стали сопоставимы со значениями около Куршской косы (Таблица 3.2.3).

Таблица 3.2.3 – Соотношение содержания ПОВ в донных отложениях Калининградского полуострова и Куршской косы в пересчете на тонкодисперсную фракцию

Элемент	Калининградский полуостров				Куршская коса				Медиана общая для побережья
	Мин.	Макс.	Среднее	$\sigma$	Мин.	Макс.	Среднее	$\sigma$	
	10 <sup>2</sup> мг/кг				10 <sup>2</sup> мг/кг				
Hg	0,001	0,083	0,009	0,02	0,001	0,038	0,008	0,009	0,002
Cd	0,01	10,19	<b>1,38</b>	2,41	0,3	1,3	0,46	0,40	0,41
Cu	1,70	868,9	95,59	205,5	9,9	401,7	<b>113,5</b>	105,2	50,6
Ni	0,56	272,67	<b>26,47</b>	64,44	0,007	123,7	9,15	26,02	3,01
Pb	0,10	50,06	7,04	16,09	0,1	213,72	<b>11,16</b>	45,28	0,53
Zn	2,16	625,79	<b>95,89</b>	177,92	0,01	378,12	34,68	78,42	13,9

По результатам кластерного анализа в тонкодисперсной фракции наиболее тесные связи были отмечены между Pb-Zn и Cu-Ni-Cd (Рисунок 3.2.2).

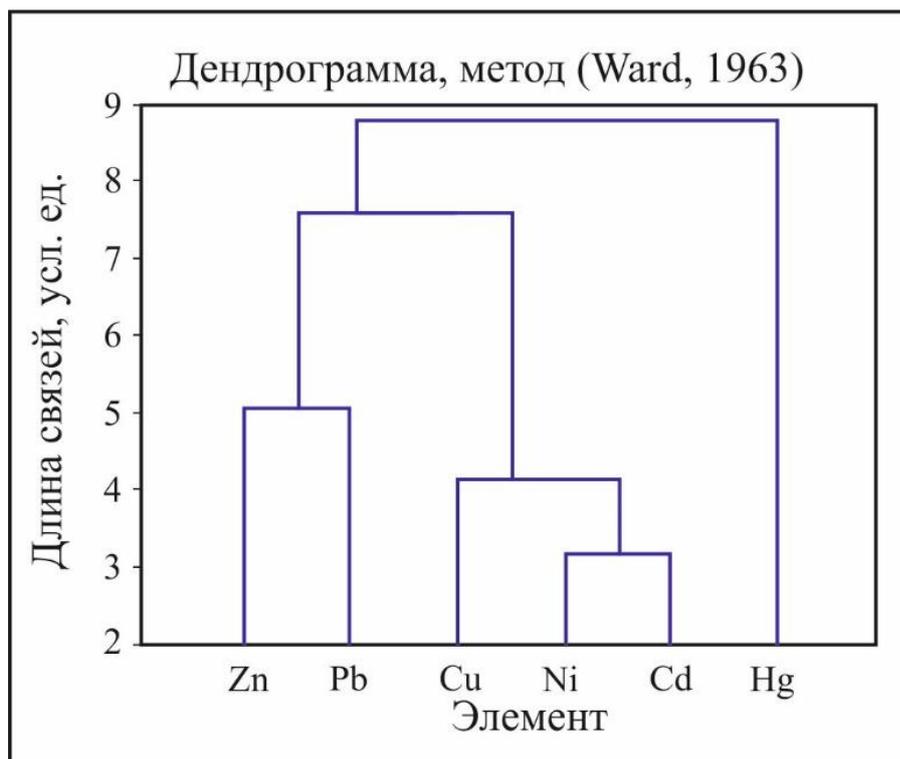


Рисунок 3.2.2 – Дендрограмма связей между ТМ в тонкодисперсной фракции

Расчет Cf и mCd показал высокую степень загрязнения по отдельным показателями, преимущественно в 3 районах на Калининградском полуострове (Приложение 5, Рисунок 3.2.3):

- 1) район съезда автотранспорта на пляж и стоков пос. Филино и пос. Приморье (точки 1 и 3-4),
- 2) район порта Пионерский и сброса очистных вод системы ОКОС (точки 8-10);
- 3) район города Зеленоградска (точки 17, 19).

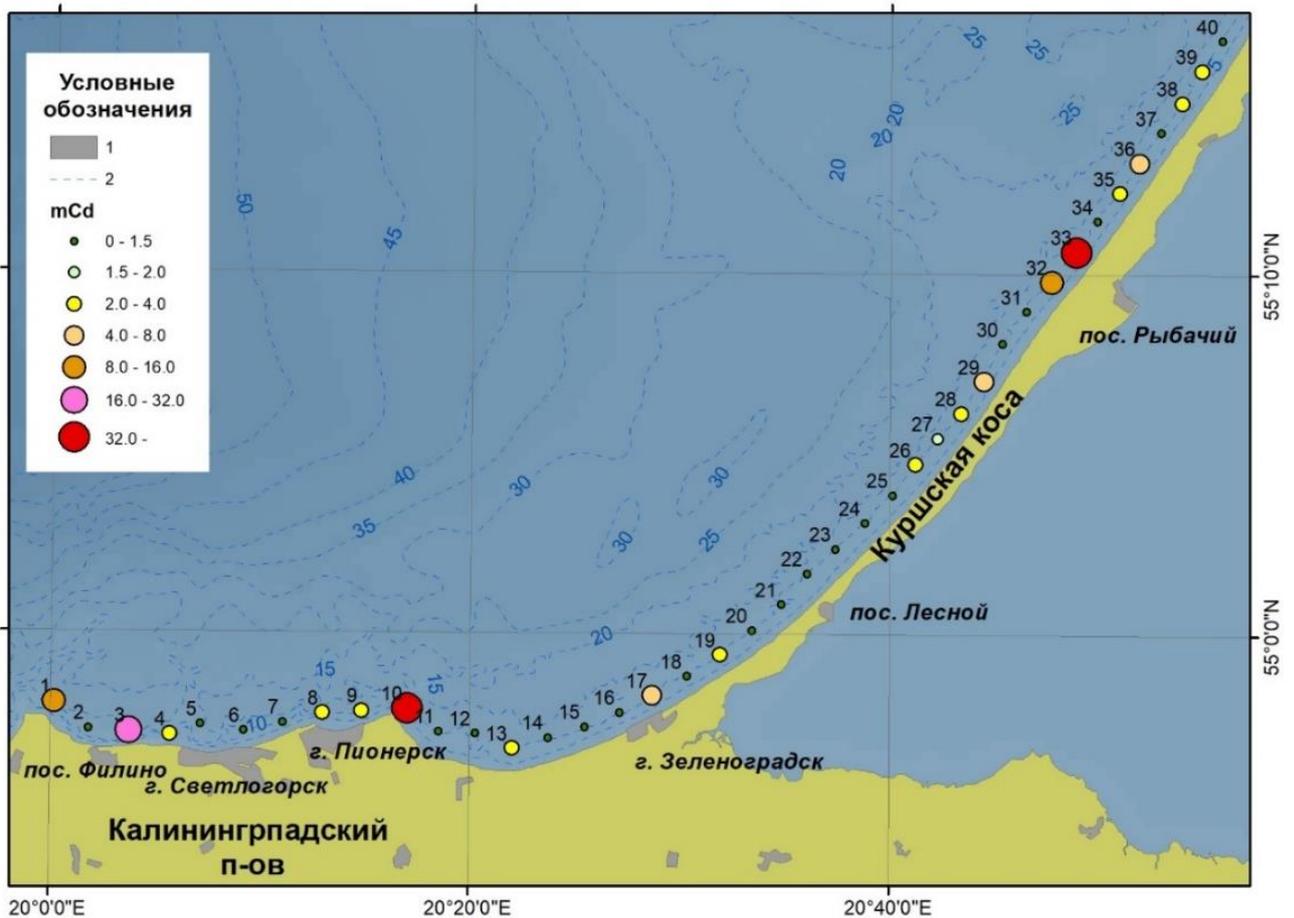


Рисунок 3.2.3 – Пространственное распределение значений интегрального индекса mCd

Тем не менее, даже после нормализации по тонкодисперсной фракции повышенными значениями выделялся аномальный район на подводном береговом склоне в срединной части Куршской косы (точки 26-29, 32-33, 35-36 и 38-39, см. Приложение 5, Рисунок 3.2.3)

Таким образом, по результатам исследования 2014 г. была околонтурена прибрежная геохимическая аномалия на подводном береговом склоне Куршской косы. Нормализация ТМ к содержанию тонкодисперсной фракции в образцах позволила выявить скрытые аномалии на северном побережье Калининградского полуострова.

По результатам исследования в 2017 г. значительного загрязнения прибрежной зоны ТМ отмечено не было (Таблица 3.2.4, Приложение 6).

Содержание Cu соответствовало 2 классу опасности по (WGMS 2003, см. Таблицу 1.3.3) только у входа в Балтийский канал. За счет влияния канала средние значения по Балтийской косе были выше региональных фоновых, характерных для обломочных отложений (см. Таблицу 3.1.2). На остальных участках содержание Cu соответствовало 1 классу загрязнения и не превышало региональный фон.

Содержания Ni, Zn, Cr соответствовали 1 классу загрязнения, а Co только в двух точках переходил во 2 класс по (WGMS 2003, см. Таблицу 1.2.3). В сравнении с региональными фоновыми значениями (см. Таблицу 3.1.2) незначительные повышенные средние содержания были отмечены только для Co на западном побережье Калининградского полуострова и Куршской косе, что с высокой долей вероятности обусловлено природным генезисом (см. раздел 3.1).

Таблица 3.2.4 – Содержание ТМ в прибрежной зоне Калининградской области осенью 2017 года

Район		Fe	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	$\leq 0,063$ мм
		%	мг/кг					%
Балтийская коса	Мин.	0,24	6	8	1	4	7	0
	Макс.	1,67	22	21	6	11	25	10,51
	Среднее	0,70	12	14	3	8	18	2
	$\sigma$	0,44	4	4	1	2	5	3
Западное побережье Калининградского полуострова	Мин.	0,1	2	6	2	2	3	0
	Макс.	3,17	16	22	11	16	63	20,89
	Среднее	1,07	6	13	7	8	19	5
	$\sigma$	0,93	4	6	3	4	17	8
Северное побережье Калининградского	Мин.	0,14	1	7	2	1	6	0
	Макс.	2,13	9	22	7	11	36	41,12
	Среднее	0,61	5	12	4	5	17	6

Район		Fe	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	≤0,063 мм
		%	мг/кг					%
полуострова	σ	0,59	3	5	1	2	11	11
	Мин.	0,12	4	4	3	2	1	0
	Макс.	1,89	10	19	17	11	32	17,27
	Среднее	0,82	7	9	9	6	13	4
Куршская коса	σ	0,54	2	4	4	3	13	6
	Мин.	0,1	1	4	1	1	1	0
	Макс.	3,17	22	22	17	16	63	41,12
	Среднее	0,78	8	12	5	7	17	4
Вся прибрежная зона	σ	0,63	4	5	4	3	11	8

При сравнении значений содержания ТМ в образцах различие в гранулометрическом составе не позволяет получить сопоставимые результаты, причем в некоторых пробах содержание тонкодисперсной фракции было настолько мало, что невозможно выполнить нормализацию по гранулометрическому составу. В таком случае в качестве нормализующего агента использовалось Fe (Приложение 7).

Для расчета Cf и mCd в качестве фонового значения было принято отношение ТМ/Fe, согласно Таблице 3.1.2 (Таблица 3.2.5).

Таблица 3.2.5 – Нормализованные к Fe фоновые значения ТМ в донных осадках прибрежной зоны (П 1)

	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe
Среднее	10	27	8	11	32

Результаты расчета индекса mCd показывают достаточно низкий уровень загрязнения для всего побережья. На Куршской косе максимальные значения на

уровне умеренной степени загрязнения, так и единичное значение высокой степени загрязнения (Abraham, 2005; Abraham and Parker, 2008) в основном тяготели к пляжам. Высокая степень загрязнения в точке 16\_0 обусловлена аномальным содержанием  $Co$  и  $Cu$  как в абсолютных, так и в нормализованных значениях (см. Приложения 6-7, при  $Cf=14,2$  и  $Cf=6,7$ , соответственно, Приложение 8). Причем, если повышенные значения  $Co$  с большой долей вероятности могут носить природный генезис (Информационный бюллетень, 2013), то увеличение содержания  $Cu$  носит антропогенный характер (Krek et al., 2018 а).

На северном побережье Калининградского полуострова, напротив, умеренная степень загрязнения была отмечена на подводном береговом склоне, где рассчитан значительный коэффициент загрязнения для  $Cu$ ,  $Co$  и  $Ni$ . Наиболее загрязненной на северном побережье Калининградского полуострова было отмечено в бухте около п. Пионерского. На западном побережье следы загрязнения были отмечены у пляжа поселка Янтарный. Стоит отметить умеренное загрязнение подводного берегового склона Балтийской косы. Источником такого загрязнения может быть деятельность Калининградского порта и судоходного канала (Рисунок 3.2.4). По-видимому, загрязнение пляжей Куршской косы является следствием поступления загрязнения на подводный береговой склон северного побережья Калининградского полуострова совместно со стоками и интенсивной хозяйственной деятельностью.

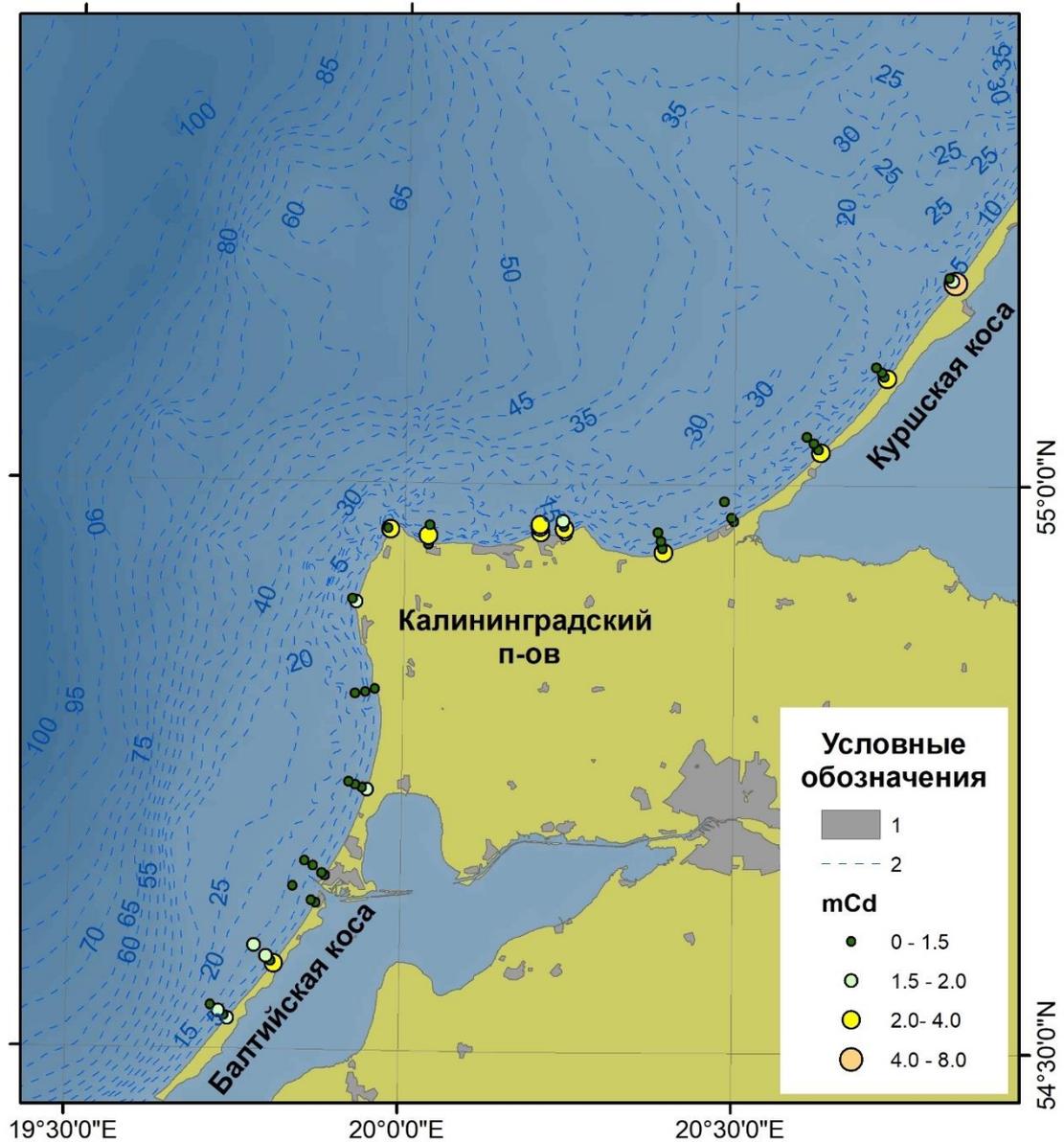


Рисунок 3.2.4 – Распределение индекса mCd в прибрежной зоне по результатам съемки 2017 г. Условные обозначения: 1 – населенные пункты; 2 – изобаты, м

### 3.3 Локальные геохимические аномалии в открытой части акватории района исследований (Полигон 2)

Абсолютные содержания Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As в илах Гданьской впадины закономерно были на порядок выше, чем в обломочных отложениях (см. Таблицы 3.1.1-3.1.2). Для сравнения уровня загрязнения донных осадков с

различным содержанием тонкодисперсной фракции была выполнена нормализация ТМ по Fe (Uscinowicz et al., 2011), что позволило впервые для района исследований оценить уровень загрязнения различных типов донных осадков и вклад отдельных потенциальных источников загрязнения (Таблица 3.3.1, Приложение 9).

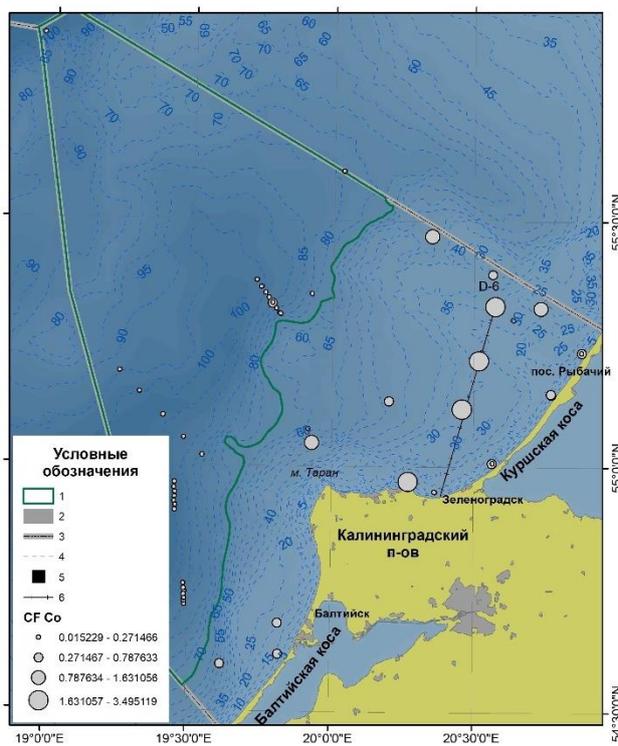
Таблица 3.3.1 – Результаты нормализации содержания Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As к Fe в донных осадках

		Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	Cd/Fe	Pb/Fe	As/Fe
Обломочные осадки	Мин.	0,7	11,9	0,7	3,7	4,0	0,0	4,2	9,7
	Макс.	91,7	100,0	61,5	109,1	136,4	1,7	92,3	180,0
	Среднее	19,3	39,9	13,9	20,2	40,1	0,4	30,3	47,8
	$\sigma$	21,1	27,8	14,6	21,3	25,5	0,4	25,0	43,9
Глинистые осадки	Мин.	4,5	13,9	0,2	7,7	1,9	0,0	3,4	3,0
	Макс.	22,3	57,0	6,6	14,0	36,7	0,6	25,9	17,8
	Среднее	10,4	31,7	1,8	11,4	21,7	0,2	15,7	6,9
	$\sigma$	3,3	9,4	1,3	1,7	6,8	0,1	6,1	2,3

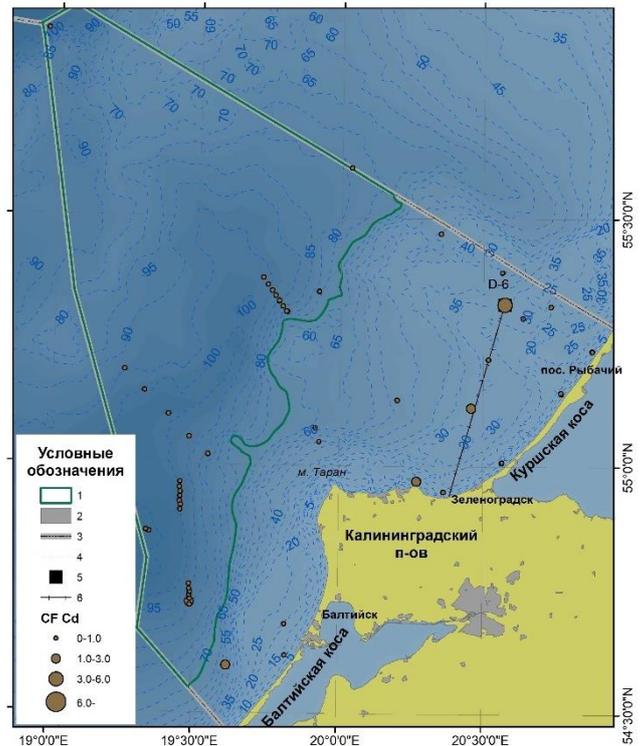
Обломочные отложения оказались значительно более загрязненными за счет высоких значений, полученных на отдельных станциях, что отражается в высоком стандартном отклонении в выборке. Точечные источники поступления ТМ, в зоне воздействия которых были отобраны образцы, значительно выделялись на общем фоне. Однако усредненные значения выборки были сопоставимы для илистых и обломочных осадков. Так, нормализованные значения Cu Ni, Cr, Cd и Pb в обломочных осадках превышали значения в илах в 1,7-2, а значения Zn были примерно на одном уровне (см. Таблицу 3.3.1, Приложение 9). Исключением были содержания в обломочных осадках нормализованного As и Co, превышающего в 7 и 8 раз значения, характерные для

илов. Такие значения As и Co, по-видимому, обусловлены минералогическим составом обломочных донных осадков.

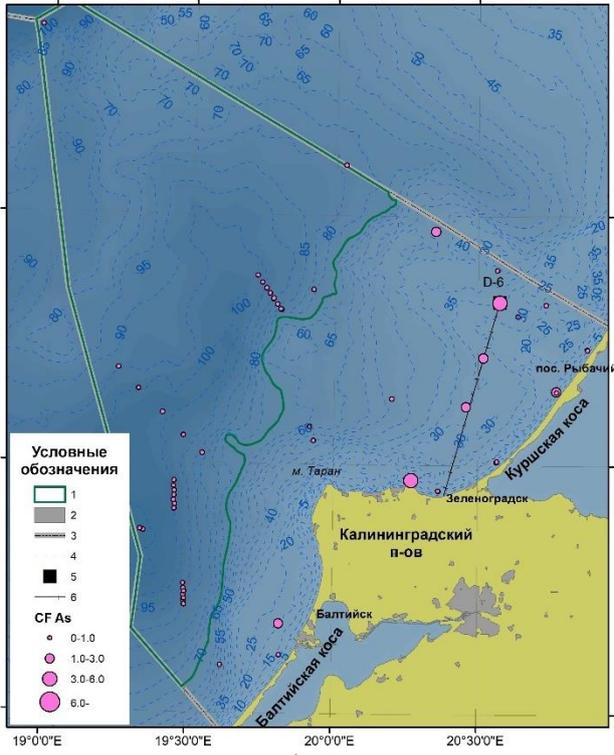
Расчет экологических индексов (Cf и mCd) позволил оценить влияние на донные осадки отдельных потенциальных источников загрязнения. Более высокие значения экологических индексов характерные для обломочных отложений обусловлены более интенсивным использованием мелководной части акватории (Рисунки 3.3.1-3.3.2, Приложение 10).



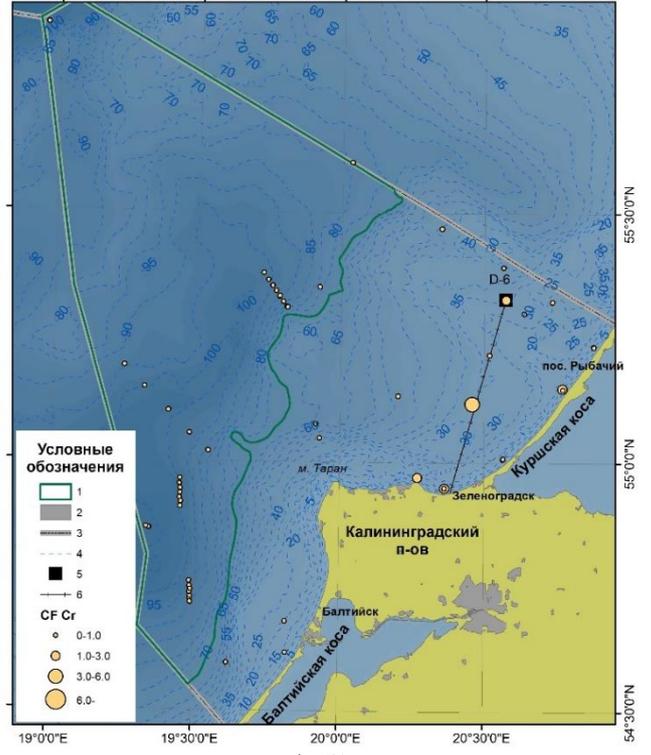
а) Co



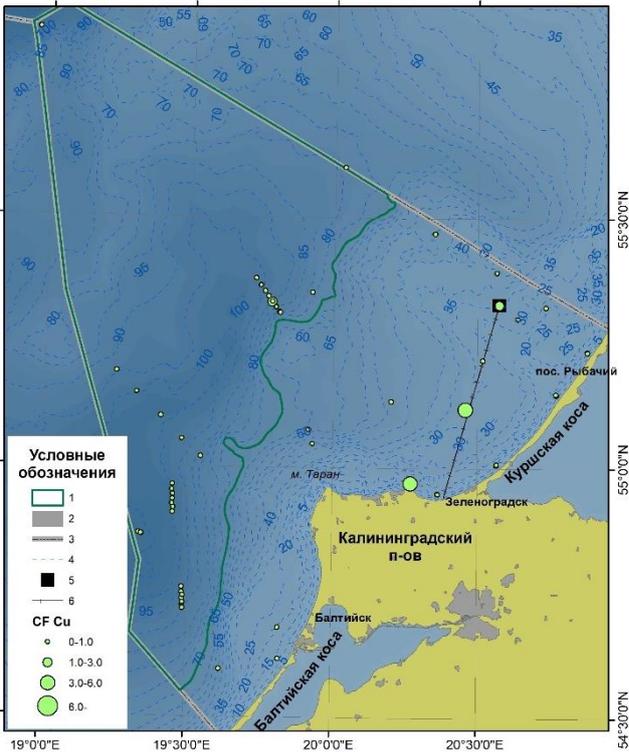
б) Cd



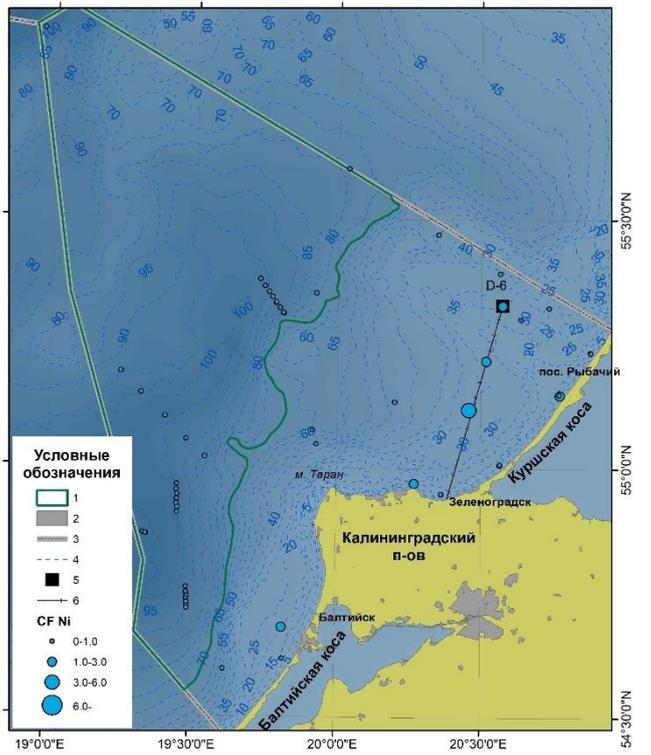
в) As



г) Cr



д) Cu



е) Ni

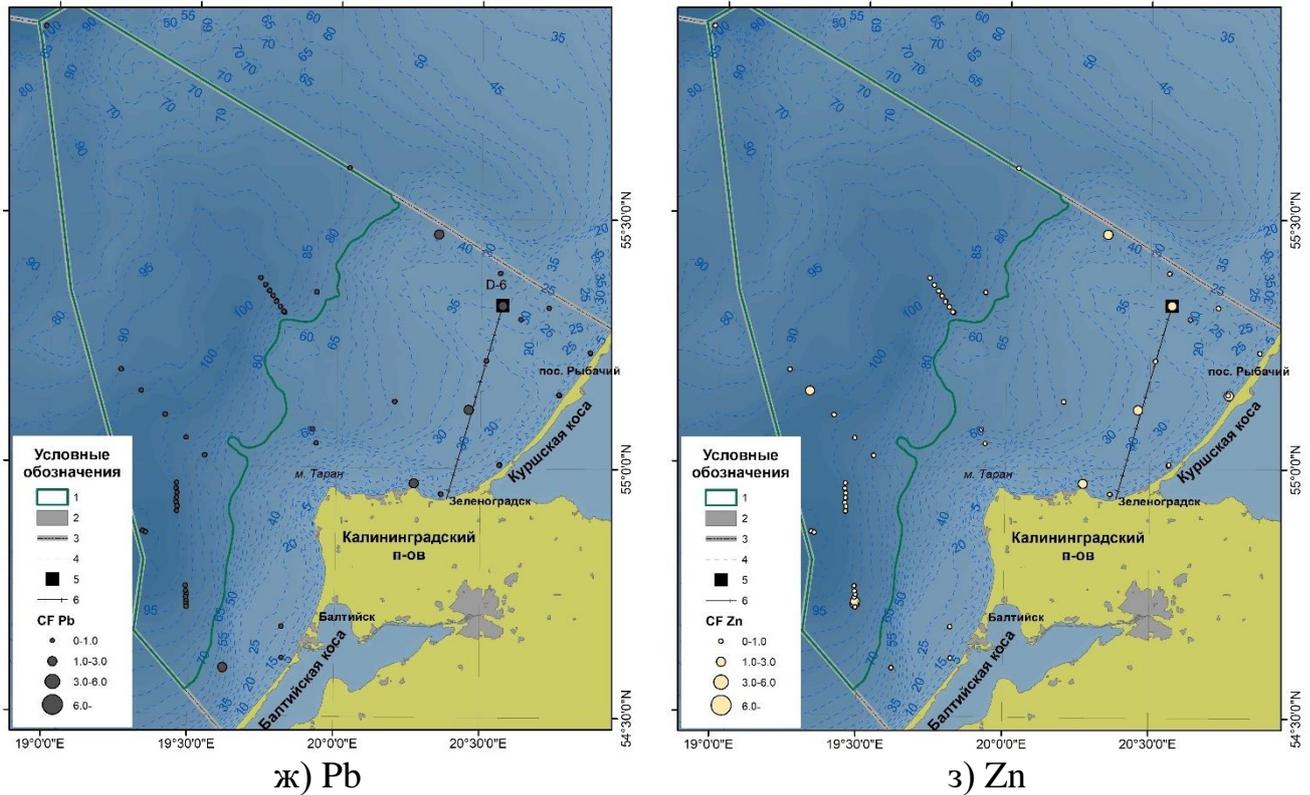


Рисунок 3.3.1 – Индекс загрязнения Cf: а) – As; б) – Cd; в) – Co; г) – Cr; д) – Cu; е) – Ni; ж) – Pb; з) – Zn. Условные обозначения: 1 – граница илов Гданьской впадины; 2 – населенные пункты; 3 – ИЭЗ РФ; 5 – МЛСП D6; 6 – подводный трубопровод

При интегральной оценке уровня загрязнения (mCd) умеренным уровнем загрязнения по (Abraham, 2005; Abraham, Parker, 2008) выделяются МЛСП D 6, подводный трубопровод и выпуск системы ОКОС. Отдельные признаки загрязнения (умеренный коэффициент по Nakanson, 1980) Zn, Ni, Co, Cr и As отмечены на подводном береговом склоне Куршской косы, где значительная геохимическая аномалия была отмечена в 2014 г. Cf для Co был повышен для обломочных осадков, и в среднем, на одну ступень шкалы превышал Cf для других ТМ. As и Ni соответствовали умеренному коэффициенту загрязнения возле Балтийского пролива. Pb и Cd соответствовали умеренному коэффициенту загрязнения на юге района исследований. По-видимому, это результат

трансграничного вдольберегового переноса от побережья Польши (см. Раздел 1.3).

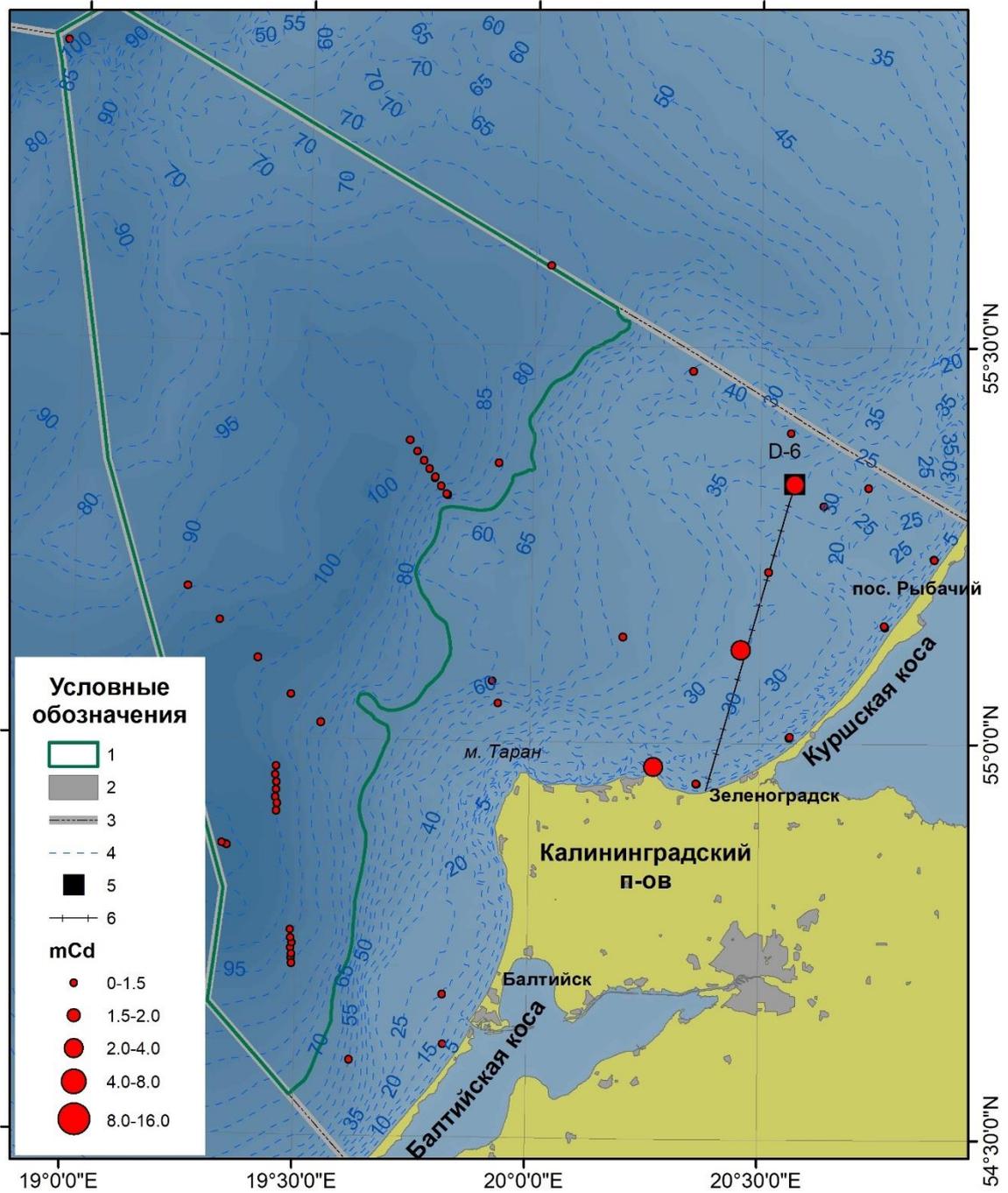


Рисунок 3.3.2 – Интегральный индекс загрязнения mCd. Условные обозначения: 1 – граница илов Гданьской впадины; 2 – населенные пункты; 3 – ИЭЗ РФ; 5 – МЛСП D 6; 6 – подводный трубопровод

По результатам детального исследования поверхностных донных осадков в зонах разломов и акустических аномалий (Участки 1-3, см. Рисунок 2.1.3) были обнаружены признаки выхода на поверхность подземных вод. Исследования зон разломов показали повышенные содержания элементов маркеров разгрузки подземных вод (К, Na, Ca, Mg) на участке 1. Причем более высокие средние значения здесь были зафиксированы для Na и Ca (Таблица 3.3.3, Рисунок 3.3.2). Таким образом, повышенное содержание элементов маркеров и морфологические признаки выходов флюидов (покмарки) делают участок 1 наиболее перспективным для поиска эндогенной геохимической аномалии.

Таблица 3.3.3 – Усредненные содержания К, Na, Ca, Mg в поверхностных осадках Гданьской впадины

Станции	Участок		Содержание, %			
			К	Na	Ca	Mg
37030-37033, 37035-37036, 37056-37057	1	Мин.	1,54	1,69	0,84	1,00
		Макс.	<b>2,50</b>	<b>2,73</b>	<b>3,02</b>	<b>1,43</b>
		Среднее	2,26	<b>2,24</b>	<b>1,38</b>	1,25
		$\sigma$	0,35	0,35	0,70	0,15
37042-37048	2	Мин.	2,26	1,88	1,00	1,17
		Макс.	2,44	2,21	1,31	1,50
		Среднее	<b>2,37</b>	2,08	1,19	<b>1,36</b>
		$\sigma$	0,07	0,12	0,13	0,11
37049-37055	3	Мин.	2,03	1,7	0,92	1
		Макс.	2,43	2,33	1,21	1,4
		Среднее	2,27	2,03	1,09	1,23
		$\sigma$	0,15	0,23	0,10	0,13

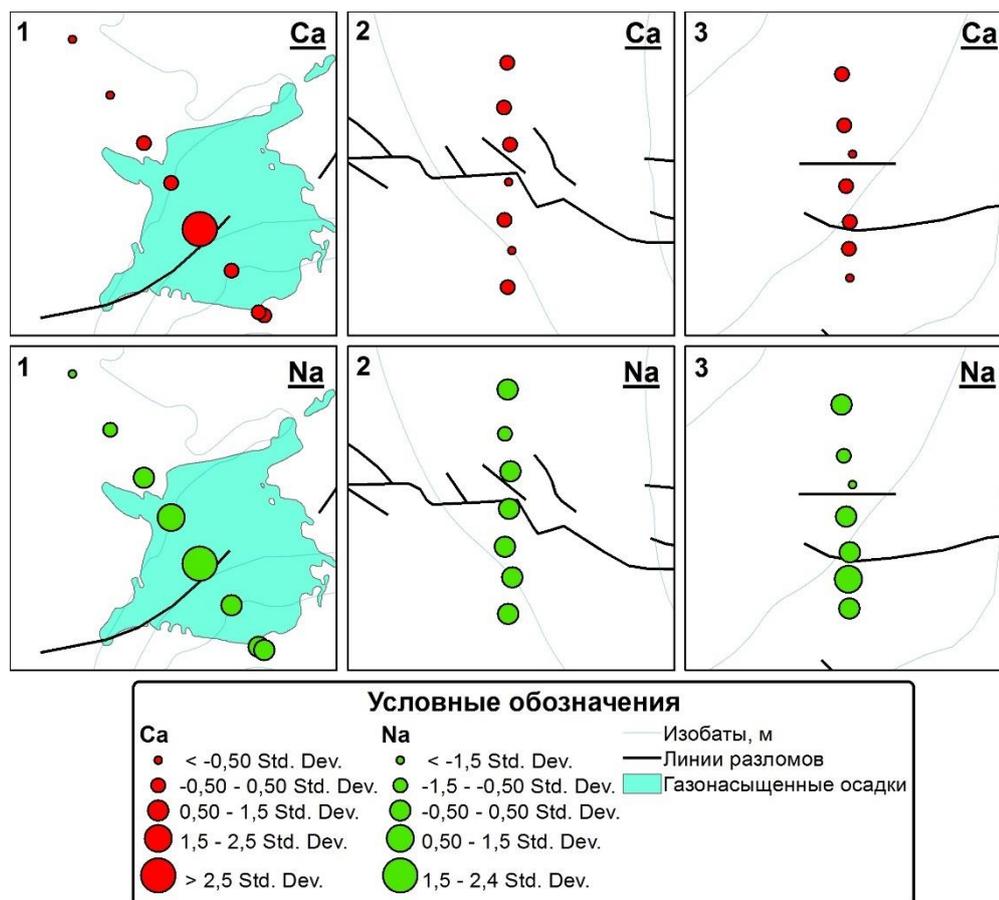


Рисунок 3.3.2 – Распространение Ca и Na в донных осадках на участках исследований в Гданьской впадине

На участке 1 согласно карте дочетвертичных отложений (Атлас, 2010) подземные воды могут быть представлены юрскими водоносными горизонтами (Рисунок 3.3.3). Оксфорд-титонский водоносный горизонт приурочен к верхней части разреза юры. Воды соленые, относятся к хлоридному натриевому типу, их минерализация изменяется в пределах от 12 до 17 г/дм<sup>3</sup> (Таблица 3.3.4) (Гидрогеология СССР, 1970; Государственная геологическая карта, 1983). Повышенные содержания Ca и Na в донных осадках и высокие концентрации ионов Ca<sup>2+</sup> и Na<sup>+</sup> в придонной воде свидетельствуют о привнесении этих элементов в осадочный чехол совместно с разгрузкой подземных вод.

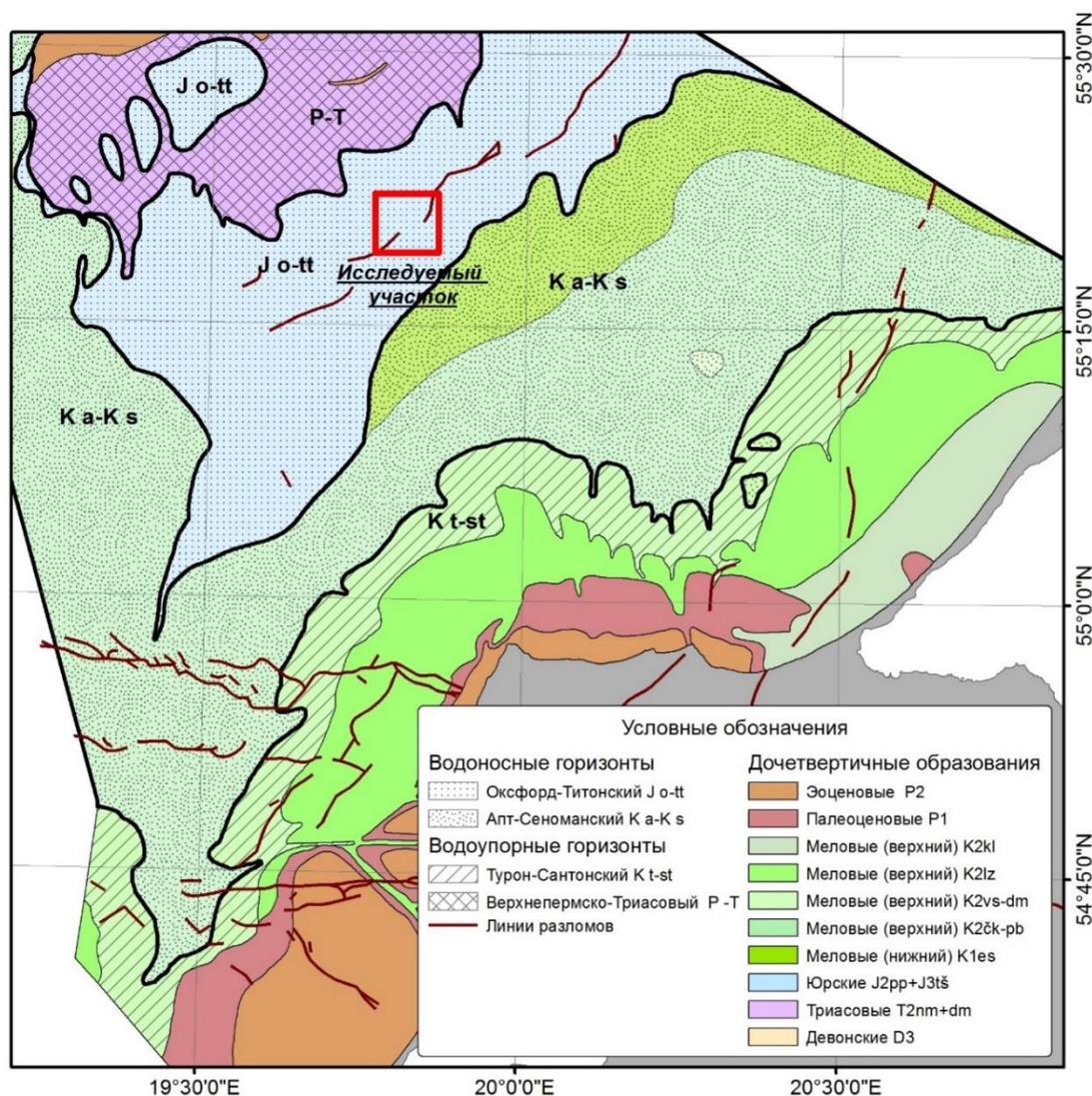


Рисунок 3.3.3 – Геологические условия и гидрогеологические подразделения района исследований по (Государственная геологическая карта, 1983)

Таблица 3.3.4 – Содержание (мг/л) основных ионов в морской воде и подземных водах

Ионы	Морская вода, мг/л	Подземные воды верхнеюрских отложений, (Государственная геологическая карта, 1983)
Na <sup>+</sup>	2261,25	4492,9
K <sup>+</sup>	81,75	
Ca <sup>2+</sup>	108,00	569,2
Mg <sup>2+</sup>	284,25	266,1

Колонки верхнего слоя осадочного чехла были отобраны в голоценовых илах (см. Рисунок 2.1.3).

#### Колонка 35084

0-1 см: однородные рыхлые оливковые илы (5Y 5/4) с черным наилком (5Y 2.5/1);

1-2 см: слоистые илы оливкового (5Y 5/4) и светло-серого цвета (5Y 7/1);

2-4 см: илы темно-оливково-серые (5Y 3/2);

5-41 см: гомогенные илы с плавным изменением цвета от (5Y 4/1) до (5Y 3/1);

12-13 см: косая граница оливково-серого (5Y 4/2) ила пересекает темно-серые илы (5Y 4/1);

42-49 см: илы оливково-серого цвета, постепенно светлеют с глубиной (от 5Y 4/2 до 5Y 5/2);

49-56 см: илы плотные серо-голубого цвета (GLEY 2 6/10B).

#### Колонка 35097

0-26 см: рыхлые черные алеврито-пелитовые илы, на которых наблюдался оливково-серый (5Y 4/2) 2-3 мм наилок;

26-51 см: плотность отложений увеличивается, уменьшается содержание алевритовой фракции, цвет меняется на однородно серый (5Y 5/1).

#### Колонка 37056

0-9 см: рыхлые обводненные илы темного желто-коричневого (10YR 3/4) цвета, на поверхности присутствует желто-коричневый наилок (10YR 4/5);

10-23 см: серые (10YR 3/1) илы с присутствием черных (10YR 2/1) включений;

23-61 см: однородные, темно-серые илы (10YR 3/1-4/1);

62-81 см: гомогенные черные илы.

#### Колонка 37057

0-1 см: разжиженные алеврито-пелитовые илы темного желто-коричневого (10YR 4/4) цвета;

1-6 см: темные серо-коричневые (10YR 3/4-4/4) рыхлые илы;

7-18 см: в темных серо-коричневых (10YR 3/4-4/4) алевроито-пелитовых илах наблюдаются черные включения (10YR 2/1);

18 до 56 см: отложения сложены однородными темно-серыми (10YR 3/1-4/1) алевроито-пелитовыми илами, плавно светлеющими к 71 см до серых оттенков (10YR 4/1-5/1).

По результатам химического анализа (метод ААС) было установлено, что содержание основных макроэлементов (К, Na, Ca, Mg) в зоне разлома на Участке 1 было выше, чем в фоновых участках. Так, для колонок 37056 и 37057 содержание К было на 20% выше, чем в колонках 35084 и 35097, Na на 23% Ca и Mg на 46 % (см. Таблицу 3.1.3, Рисунок 3.3.4). При этом содержание Fe (нормирующий элемент, по Uścińowicz et al., 2011) было сходным и в среднем отличалось на 2%, что лежит в пределах погрешности метода определения. Cu, Zn, Cd, Pb, Cr (Таблица 3.3.5) наоборот, в зоне разломов показали отрицательную динамику, что возможно связано с поступлением недонасыщенными этими элементами подземными водами. Co, Ni и As были на сопоставимом уровне и, по-видимому, соответствуют природным значениям для региона.

Таблица 3.3.5 – Содержание ТМ в верхнем слое осадочного чехла Гданьской впадины (мг/кг)

Колонка		Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As
35097 (1-28 см), 37056 (1-21 см), 35084 (1-23 см)	Мин.	37	101	6	35	74	0,2	17	10
	Макс.	86	189	27	64	146	0,7	91	68
	Среднее	53	139	16	45	106	0,4	52	21
	$\sigma$	10	18	4	7	18	0,2	19	8
37057 (1-22 см)	Мин.	35	97	10	37	70	0,1	7	13
	Макс.	65	146	18	56	105	0,4	37	26
	Среднее	47	120	14	45	88	0,2	24	20
	$\sigma$	45	122	15	43	87	0,2	23	19

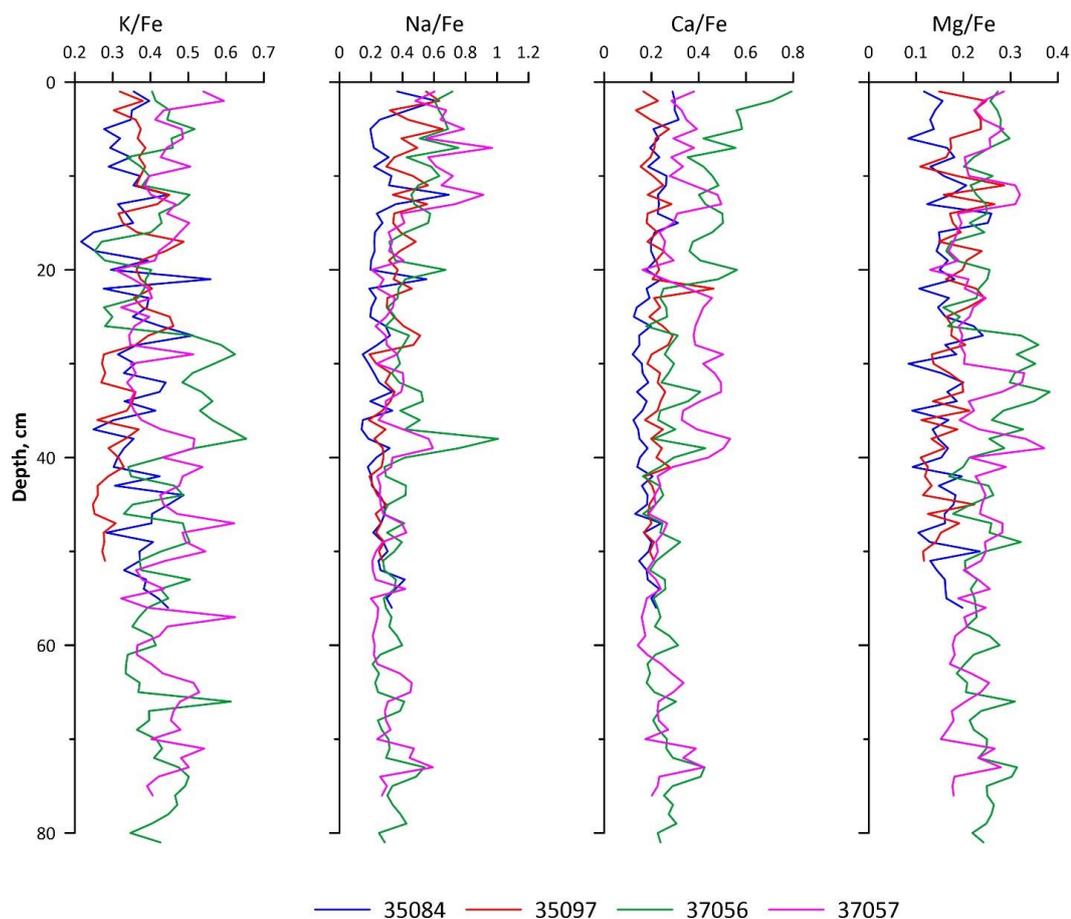


Рисунок 3.3.4 – Вертикальное распределение соотношений макроэлементов к Fe в колонках донных осадках Гданьской впадины

### 3.4 Роль сброса вскрышных пород карьера в геохимический фон прибрежной зоны западного побережья Калининградской области (Полигон 3)

Одним из основных факторов формирования береговой линии на всем западном побережье Калининградского полуострова является деятельность АО «Калининградский янтарный комбинат». Широкие пляжи западного побережья обязаны своим происхождением сбросу пульпы вскрышных пород в береговую зону при разработке месторождений янтаря (Болдырев, Зенкович, 1982; Рябкова, 1987; Болдырев, 1992). Разработка месторождения янтаря ведется открытым способом с 1976 г. В конце XX века из янтарных карьеров ежегодно сбрасывалось в среднем более 2 млн т пустой породы. Затем сбросы уменьшились почти на

порядок, а с 2007 г. снова увеличились до 0,6–0,9 млн т в год (Бурнашов, 2011). В настоящее время янтарь добывается на Приморском месторождении, а на Пальменикенском месторождении разрабатывается проект консервации запасов.

Вскрышные породы размываются морской водой, забираемой из Балтийского моря. Морская вода после размыва вскрышных пород (пульпа) частично направляется в хвостохранилище (4000-4550 тыс. м<sup>3</sup>/год) и частично выводится на пляж (объем морской воды 6000-7500 тыс. м<sup>3</sup>/год) (Рисунок 3.4.1). Сточные воды пос. Янтарный сбрасываются в море без очистки. Вследствие разрушения берега и трубопровода глубоководного выпуска стоки поступают непосредственно на пляж (Басс, 2012).

В результате сброса твердого материала (пульпы с внешней стороны дамбы хвостохранилища) прирастает пляж по высоте и по ширине, а осветлённая вода (до этого несущая пульпу) самотёком попадает в море. За счёт сброса пульпы и осаждения частиц грунта происходит намыв искусственного морского пляжа. Твёрдая составляющая сброса составляет 1300 тыс. м<sup>3</sup> в год (Бурнашов, 2011).

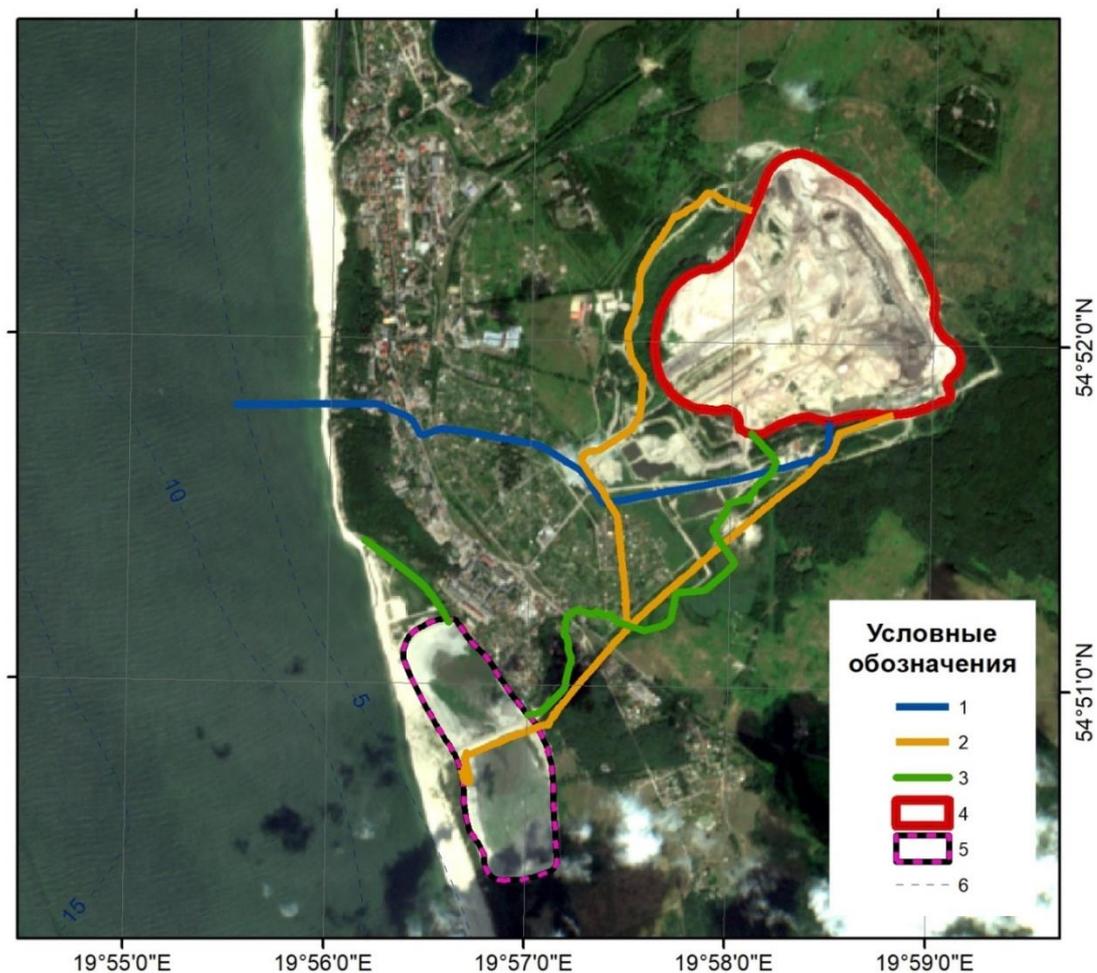


Рисунок 3.4.1 – Схема водозабора и водоотведения при добыче янтаря карьерным способом. Условные обозначения: 1 – пути подачи морской воды в карьер; 2 – выпуск пульпы в хвостохранилище (пульпопровод); 3 – нагорная канава, водоотвод дренажных и дождевых вод; 4 – Приморский карьер; 5 – отстойник пульпы на пляже, хвостохранилище; 6 – изобаты через 5 м

Поскольку пульпа представляет собой отложения карьера, доведенные до взвешенного состояния путем подачи морской воды для транспорта по трубе (пульпопроводу), гранулометрический состав (Таблица 3.4.1) и содержание в твердой составляющей ТМ (Таблица 3.4.2) принимается как усредненные значения, характерные для отложений карьера (схема отбора проб см. на Рисунках 2.1.4-2.1.5).

Таблица 3.4.1 – Гранулометрический состав обнажения Приморского карьера (фракции – в мм)

Точка	>10	10-2	2-1	1-0,5	0,5-0,25	0,25-0,1	0,1-0,05	0,05-0,01	<0,01
30/1	0	0	0	0	5,41	48,48	31,59	14,5	0
30/2	0	0	0	0,94	6,95	57,67	29,05	5,38	0
30/3	0	0	3,3	4,20	12,50	26,80	19,40	16,4	17,4
30/4	0	0	3,9	3,70	10,20	20,30	17,60	25,4	18,9

Таблица 3.4.2 – Концентрация химических элементов в обнажениях Приморского карьера (ИСП-МС метод)

Точка	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd
	мг/кг							
30/1	2,88	8,29	4,27	21,2	7,47	3,56	0,011	<0,1
30/2	2,13	5,68	5,13	20,2	7,91	1,98	0,068	<0,1
30/4	5,88	28,9	12,3	46,8	12,2	4,85	0,0064	0,16
Среднее	3,63	14,29	7,23	29,4	9,19	3,46	0,028	0,1
Среднее для Q4	2,51	6,99	4,7	20,7	7,69	2,77	0,040	0,1
$\sigma$	1,98	12,72	4,41	15,1	2,61	1,44	0,034	-

Из этого следует, что общее поступление загрязнителей в береговую зону с твердым стоком из выпуска на пляж составляет: Co – 6 т, Ni – 24 т, Cu – 12 т, Zn – 49 т, Pb – 15,5 т, As – 5,8, Hg – 0,04 и Cd – 0,3 т. В результате такой деятельности было ожидаемо обнаружение геохимической аномалии в районе сброса пульпы. Естественным образом ТМ поступают в акваторию при абразии берега. Для оценки объемов поступления ТМ с абразионным материалом были использованы усредненные содержания ТМ в естественном абразионном уступе (Таблицы 3.4.3-3.4.4). Различия в содержании ТМ в карьере и в естественном абразионном уступе, что скорее всего является следствием геологического строения и

присутствием отложений неоген-палеогенового возраста, о чем свидетельствует значительное увеличение содержания ТМ в нижней части геологического разреза.

Таблица 3.4.3 – Результаты гранулометрического анализа проб отложений абразионного уступа западного побережья Калининградского полуострова (фракции – в мм)

Точка	>10	10-2	2-1	1-0,5	0,5-0,25	0,25-0,1	0,1-0,05	0,05-0,01	<0,01
27/1	0	0	2,35	1,65	43,17	22,98	8,405	6,95	11,6
27/2	5,82	9,815	6,815	11	16,2	13,28	10,37	11,1	15,6
27/3	0	0,965	2,49	14,175	45,56	33,06	3,76	0	0

Таблица 3.4.4 – Средние концентрации химических элементов в отложениях абразионного уступа западного побережья Калининградского полуострова в период осенней (12.11.2015 г.) и зимней (27.02.2016 г.) съемок

Элемент	Ед. измерения	Среднее значение	Стандартное отклонение
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	6,2	5,0
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>		1,97	1,25
Co	мг/кг	4,7	3,7
Ni		9,3	6,1
Cu		7,3	6,0
Pb		7,9	2,7
Zn		41	-

Наибольшее количество осадочного материала в районе Калининградского полуострова мобилизуется при абразии берегового уступа и подводного берегового склона. Учитывая современные темпы абразии песчаных берегов на западном побережье, было оценено количество поступающего загрязнения с естественными процессами. Процесс размыва искусственного пляжа является естественным для побережий с дефицитом песчаных наносов и, в отсутствие

искусственного тела, тенденция размыва берега, приостановленная ведением гидровскрышных работ, продолжилась бы в схожих объемах. Полученные результаты поступления загрязнителей в акваторию в результате действия сброса пульпы и абразионных процессов достаточно схожи. Количество твердого материала, поступающего с 1 км коренного побережья, оценивается в 75 000 м<sup>3</sup> (Атлас, 2010; Krek et al., 2018 б). Длина участка отмершего клифа может превышать 20 км. Количество поступающих загрязнителей можно оценить как Co – 0,5 т, Ni – 0,9 т, Cu – 0,7 т, Pb – 0,7 т, Zn – 4 т, что в общих чертах является сопоставимым с поступлением при сбросах. Материал, поступающий при сбросе пульпы, распространяется на север до мыса Бакалинский и на юг вплоть до г. Балтийска.

Концентрации Hg и Cd в донных осадках поверхностных водотоков были ниже порога чувствительности метода определения. Максимальные концентрации Co, Ni, Cu, Pb, Al<sub>2</sub>O и Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> тяготели к точке 24 (канавы нагорной), уменьшаясь в точках 23 и 22 (точки сбросы пульпы). Так же в точке 24 были зафиксированы максимальные концентрации As и Zn (Таблица 3.4.5). По-видимому, такое увеличение содержание ТМ в стоке канавы нагорной по сравнению с пульпопроводами, уложенными в трубы, может свидетельствовать о привнесении загрязнения с прилегающих селитебных территорий.

Таблица 3.4.5 – Содержание ТМ в донных осадках сточных вод, полученное методом ИСП-МС

Точка	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd
	мг/кг							
22	0,78	1,48	1,19	10,5	2,4	2,03	<0,005	<0,1
23	0,98	1,9	1,53	6,54	3,22	1,22	<0,005	<0,1
24	2,14	3,87	2,21	9,74	3,72	3,23	<0,000	<0,1
Ср.	1,30	2,42	1,64	8,93	3,11	2,16	-	-
σ	0,73	1,28	0,52	2,10	0,67	1,01	-	

Содержание Cd на пляжах было ниже порога чувствительности метода определения во всех точках. В период зимней съемки также ниже порога чувствительности метода определения оставались концентрации Zn. Средние концентрации химических элементов по точкам 25 и 26 по результатам осенней съемки приведены в Таблице 3.4.6. В общем, в транзитной зоне пляжей и поверхностных водотоков содержания ТМ были значительно ниже, чем в отложениях карьера и абразионного уступа.

Таблица 3.4.6 – Средние концентрации химических элементов в пляжевых отложениях (ИСП-МС метод)

Элемент	Единица измерения	Среднее значение	Стандартное отклонение
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	2	0,3
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sub>общ</sub>		0,85	0,75
Cr	мг/кг	22	13
Co		3,6	0,2
Ni		5,3	0,9
Cu		3,45	1,9
Pb		4,65	0,4
Zn		13	4

Донные осадки подводного берегового склона оставались более чистыми, чем отложения карьеров (Таблица 3.4.7, см. Таблицы 3.4.2, 3.4.4-3.4.6). Содержание ТМ определялось следующей последовательностью (мг/кг): Zn (8,2) > Pb (4,2) > Ni (2,2) > As (1,6) > Cu (1,45) > Co (1,4) > Cd (<0,1) > Hg (<0,005).

Таблица 3.4.7 – Концентрация химических элементов в донных осадках, полученная методом ИСП-МС

Точка	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd
	мг/кг							
1	0,86	1,74	1,33	6,29	3,17	1,65	<,005	<0,1
9	0,86	1,9	1,61	8,13	5,6	1,41	<,005	<0,1
17	2,44	3,01	1,41	10,2	3,94	1,62	<,005	<0,1
Среднее	1,39	2,22	1,45	8,21	4,24	1,56	-	-
$\sigma$	0,91	0,69	0,14	1,96	1,24	0,13	-	-

Для сравнения содержания ТМ в донных осадках с отложениями поверхностных водотоков и пляжей была применена нормализация по Fe. Содержания ТМ в морских осадках были на уровне или ниже фоновых значений. (Таблица 3.4.8).

Таблица 3.4.8 – Содержание ТМ, приведенных к Fe

ТМ	Морские донные осадки			Осадки поверхностных водотоков			Отложения карьера
	1	9	17	22	23	24	
Точка	1	9	17	22	23	24	30
Cu	3,3	4,6	1,1	2,1	2,3	2,2	2,8
Zn	15,8	23,2	8,2	18,3	9,9	9,8	11,5
Cd	0,13	0,14	0,04	0,09	0,07	0,05	0,03
Pb	7,9	16,0	3,2	4,2	4,9	3,7	3,6
Hg	0,006	0,007	0,002	0,004	0,004	0,003	0,011
Ni	4,4	5,4	2,4	2,6	2,9	3,9	5,6
Co	2,2	2,5	2,0	1,4	1,5	2,1	1,4
As	3,2	4,6	1,6	3,5	1,8	3,2	1,35

Расчет экологических индексов для донных отложений показал – низкий коэффициент загрязнения – намного ниже 1 (Таблица 3.4.9). По-видимому, значительный сброс пульпы приводит к тому, что природная составляющая за счет объемов сброса значительно перекрывает антропогенную.

Таблица 3.4.9 – Экологические индексы Cf для донных осадков (фоновые значения для Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Co, As приняты по Таблице 3.3.1, для Hg по Рерёска et al., 1997)

Точка	Коэффициент загрязнения Cf							
	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	Ni	Co	As
1	0,2	0,4	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1
9	0,2	0,6	0,4	0,5	0,3	0,3	0,2	0,1
17	0,1	0,2	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1

## **ГЛАВА 4 ПРОИСХОЖДЕНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ АНОМАЛИЙ**

Очевидное положение геохимических аномалий вблизи потенциальных источников загрязнения (трубопровод, МЛСП Д6, порт Пионерский, выпуск системы ОКОС и т.д.) является следствием их многолетнего локального воздействия на донные осадки. Это воздействие, как правило, не распространяется на значительные расстояния (Krek et al., 2019). Совсем иначе ситуация складывается в том случае, если антропогенное воздействие осложняется природными процессами, например, мобилизацией загрязнения, его переносом и отложением на значительном расстоянии от источника. Такой процесс повсеместно распространен в береговой зоне, где зачастую отмечаются лишь последствия такого переноса, а выделение источника загрязнения затруднительно из-за сложности гидродинамических процессов. В глубоководной части бассейна, наоборот, к образованию геохимических аномалий причастны медленно проходящие эндогенные процессы.

### **4.1 Роль вдольберегового переноса в образовании аномалий на подводном берегу Балтийской и Куршской кос**

Прибрежная часть акватории благодаря воздействию активных гидродинамических факторов является наиболее динамичной по сравнению с другими районами моря (Айбулатов и др., 1987; Долотов, 1989; Айбулатов, 1990). При косом подходе волн к берегу за счет вдольберегового потока энергии волн возникают вдольбереговые течения (Сафьянов, 1978). Вдольбереговой поток наносов представляет собой итоговое однозначное перемещение некоторых масс наносов. Ключевую роль в развитии береговой зоны Калининградского полуострова, Куршской и Балтийской кос играют вдольбереговые потоки наносов (Зенкович, 1962; Болдырев и др., 1979; Бабаков, 2003).

Совместно с наносами происходит миграция и переотложение ПОВ. Наиболее вероятно, что влияние на содержание ПОВ оказывает смена литодинамических условий на подводном береговом склоне. Поскольку в исследованиях (2013-2015 гг.) в ходе экологического мониторинга повышенные содержания загрязнителей ежегодно отмечались у побережья Куршской косы в различных точках наблюдения (станции 4-7, см. Рисунок 1.3.1) (плавающая аномалия), то вероятнее всего природа таких аномалий связана с миграцией наносов в зависимости от предшествующей гидродинамической ситуации.

На Рисунке 4.1.1 и в Таблице 4.1.1 представлены результаты современных вычислений основных параметров вдольберегового потока наносов гидрометеорологическим методом. Роль продольных ( $T_1$  и  $T_2$ ), поперечных движений ( $B$ ) наносов и вектора энергии общего наносодвижущего действия ( $E$ ) в районе исследования, в общем, возрастает с удалением от Калининградского полуострова, что, в первую очередь, связано с особенностями экспозиции береговой линии и возрастающего действия ветров ЮВ румбов около Куршской косы. Поперечные движения наносов ( $B$ ), практически повсеместно превышают величину размаха вдольбереговых миграций ( $A$ ). Исключение составляет теневой участок северного побережья Калининградского полуострова, расположенный за мысом Гвардейский, и участок у центральной части Куршской косы (точки 20-22 и 24), где преобладают вдольбереговые перемещения материала. При этом поперечная составляющая ( $B$ ) всегда заметно выше суммарной продольной составляющей ( $T$ ).

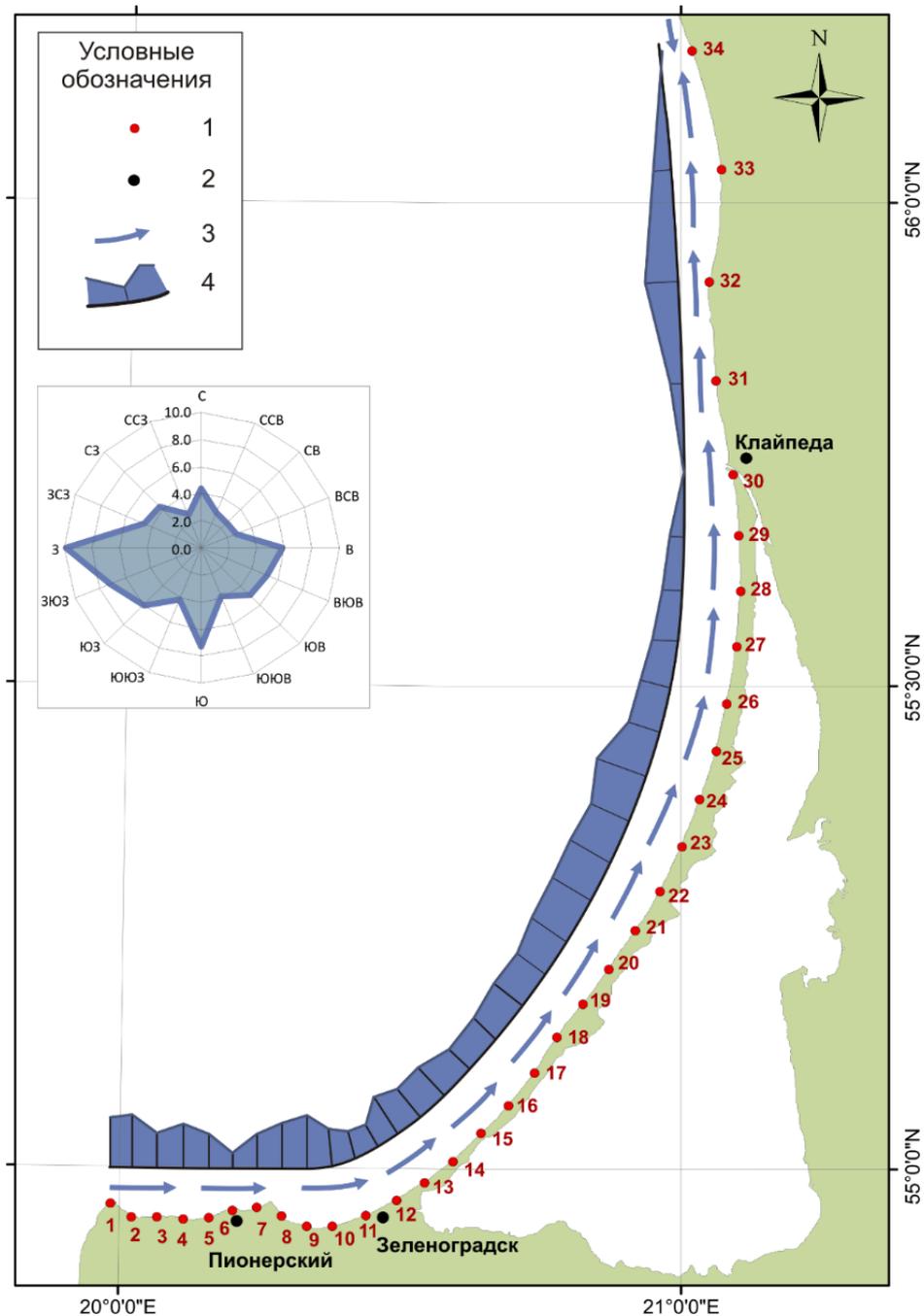


Рисунок 4.1.1 – Распределение наносодвижущей силы  $\tau$  на северном побережье Калининградской области и Литвы, рассчитанной по метеоданным с МЛСП за 2006-2014 гг. (методика Кнапса, 1952). Условные обозначения: 1 – точки расчетов; 2 – населенные пункты; 3 – направление действия относительной наносодвижущей силы  $\tau$ ; 4 – сила воздействия относительной наносодвижущей силы в масштабе. На врезке роза ветров скоростью более 5 м/с за 2006-2014 гг.

Таблица 4.1.1 – Результаты расчетов составляющих наносодвижущей силы  $T_1$  и  $T_2$ , размаха миграции наносов  $A$ , результирующей наносодвижущей силы  $T$ , силы прибоя  $B$ , величины вектора энергии общего наносодвижущего действия  $E$ , относительной наносодвижущей силы  $\tau$ , и направления вектора энергии  $\gamma$  (все в условных килоединицах)

Точка	$T_1$	$T_2$	$A$	$T$	$B$	$E$	$\tau$	$\gamma$
1	39,1	-12,4	51,5	26,7	54,3	60,5	0,49	26
2	27,1	-8,2	35,3	18,9	36,7	41,3	0,52	27
3	27,0	-11,8	38,8	15,3	45,2	47,7	0,34	19
4	30,0	-10,3	40,4	19,7	46,2	50,2	0,43	23
5	28,2	-12,7	40,9	15,5	47,3	49,8	0,33	18
6	27,3	-20,4	47,7	7,0	48,0	48,5	0,15	8
7	33,8	-16,0	49,7	17,8	53,9	56,7	0,33	18
8	22,4	-9,4	31,8	13,0	29,2	32,0	0,45	24
9	29,2	-8,3	37,6	20,9	40,5	45,6	0,52	27
10	31,2	-12,6	43,8	18,6	50,0	53,4	0,37	20
11	29,8	-15,0	44,9	14,8	52,9	54,9	0,28	16
12	34,9	-19,9	54,8	15,0	61,0	62,8	0,25	14
13	50,2	-19,3	69,6	30,9	71,3	77,7	0,43	23
14	48,8	-21,9	70,7	26,9	74,1	78,8	0,36	20
15	51,6	-21,9	73,4	29,7	76,0	81,6	0,39	21
16	49,8	-28,1	77,9	21,8	81,8	84,7	0,27	15
17	53,6	-28,0	81,6	25,6	84,2	88,0	0,30	17
18	58,0	-28,0	86,0	30,0	87,6	92,6	0,34	19
19	58,6	-27,7	86,3	30,9	87,8	93,1	0,35	19
20	66,6	-27,5	94,1	39,1	93,2	101,0	0,42	23
21	68,2	-27,0	95,2	41,2	94,0	102,7	0,44	24
22	68,8	-26,6	95,4	42,2	94,2	103,2	0,45	24

Точка	$T_1$	$T_2$	A	T	B	E	$\tau$	$\gamma$
23	65,0	-26,8	91,9	38,2	94,2	101,7	0,41	22
24	67,5	-25,6	93,1	46,4	91,7	102,8	0,51	27
25	63,2	-29,1	92,3	34,2	103,4	108,9	0,33	18
26	61,7	-29,6	91,4	32,1	102,8	107,7	0,31	17
27	55,5	-29,3	84,8	26,2	102,0	105,3	0,26	14
28	50,9	-30,1	81,0	20,8	106,2	108,2	0,20	11
29	50,4	-35,4	85,9	15,0	110,1	111,1	0,14	8
30	44,8	-43,6	88,4	1,2	116,4	116,4	0,01	1
31	55,3	-41,3	96,6	14,0	123,0	123,8	0,11	7
32	68,2	-30,1	98,3	38,2	121,0	126,8	0,32	18
33	57,2	-35,0	92,2	22,2	119,0	121,0	0,19	11
34	41,5	-42,2	83,7	-0,7	121,5	121,5	-0,01	0

В условиях господства ветров западных румбов основное (генеральное) направление вдольберегового потока наносов от Калининградского полуострова вдоль Куршской косы на север было отмечено в предыдущих исследованиях. Существующие подходы в оценке направления вдольберегового потока наносов или миграций наносов (Зенкович, 1962) основаны, как правило, на расчете характеристик активных гидродинамических факторов на фоне морфологии береговой зоны (Кнапс, 1952; Кирлис, 1971; Рябкова, 1987, Богданов и др., 1989; Леонтьев и др., 1989; Шуйский, 1969; Шуйский и др., 1970; Бойнагрян, 1966 а,б; Soomere, Viska 2013; Леонтьев, 2015; Krek et al., 2016). В большинстве случаев расчеты выполняются на основе метеорологических данных или смоделированных полей ветра за различные временные отрезки (периоды), что приводит к существенному расхождению результатов, но все они показывают итоговое направление переноса от Калининградского полуострова к центральной части Куршской косы. В многолетней перспективе выделение таких зон конвергенции в указанных работах происходит намного севернее обнаруженной

геохимической аномалии и, как правило, эти зоны расположены около пос. Нида. Все эти подходы отражают среднюю многолетнюю тенденцию и не рассматривают конкретные случаи штормовой активности.

Подход, основанный на гранулометрических распределениях в песчаных отложениях (MacLaren, Bowles, 1985), как правило, показывает только последнее значимое направление перемещения осадочного материала и не могут говорить о генеральном направлении такого транспорта (Krek et al., 2016; Kovaleva et al., 2016). По результатам подсчета гранулометрических характеристик было установлено, что перенос наносов был направлен от корня Куршской косы вдоль ее берега в северо-восточном направлении (Таблица 4.1.2). Направление такого переноса позволяет говорить о привнесении загрязнения от северного побережья Калининградского полуострова.

Таблица 4.1.2 – Вероятность направления последнего значимого переноса

Направление потока наносов по точкам	Количество пар, удовлетворяющих заданным условиям		Z		Уровень значимости	
	Случай 1	Случай 2	Случай 1	Случай 2	Случай 1	Случай 2
19 → 40 Северо-восточное	69	11	7,98	-3,56	0,01	-
40 → 19 Юго-западное	4	26	-4,95	-0,57	-	-

Неоспоримым индикатором генерального направления транспорта наносов являются природные минералы-трассеры (в данном случае глауконит), присутствующие в локализованных выходах коренных пород Калининградского полуострова. Распределения глауконита на поверхности дна (в поверхностном слое осадков) маркирует направление и интенсивность переноса взвешенных

наносов, а, следовательно, определяет границу функционирования прибрежных литодинамических систем.

Минералогический анализ показал, что в составе песков представлены минералы, происходящие из кристаллических пород Скандинавского полуострова и местных дочетвертичных осадочных пород, переработанных в результате размыва берега и подводного берегового склона (Атлас, 2010). В пробах донных осадков преобладали легкие минералы: кварц (73%), полевые шпаты (7,1%), глауконит (6,4%), из тяжелых – черные рудные (6,3%). В качестве примесей встречались гранат, циркон, карбонаты, амфибол, эпидот, цоизит, лейкоксен, рутил, дистен, пироксен, апатит глинистые агрегаты и слюда (все менее 2% указаны в порядке убывания). Сфен был обнаружен единично. Глауконит присутствовал практически во всех пробах и тяготел к легкой подфракции, реже встречался и в тяжелой (Krek, Ulyanova, 2020).

Максимальное валовое содержание глауконита для западного побережья было отмечено южнее пос. Янтарный (21,8%) (Рисунок 4.1.2). Здесь была характерна резкая смена литодинамических условий, где песчаный материал, минуя глубины 5-10 м, откладывается в районе 15 м изобаты. Также не исключено вдольбереговое поступление материала техногенного происхождения от места сброса пульпы. Наличие валунной отмостки в вершине подводного берегового склона маркирует активное развитие эрозии. Аналогичные зоны интенсивного развития донной эрозии были отмечены к северу от пос. Янтарный (глубины 5 и 15 м) и около мыса Таран (глубины 10-15 м). В общем, содержание глауконита снижалось при удалении от источника, достигая минимума на глубине 15 м на юге Балтийской косы (профиль 1, 1,6%).

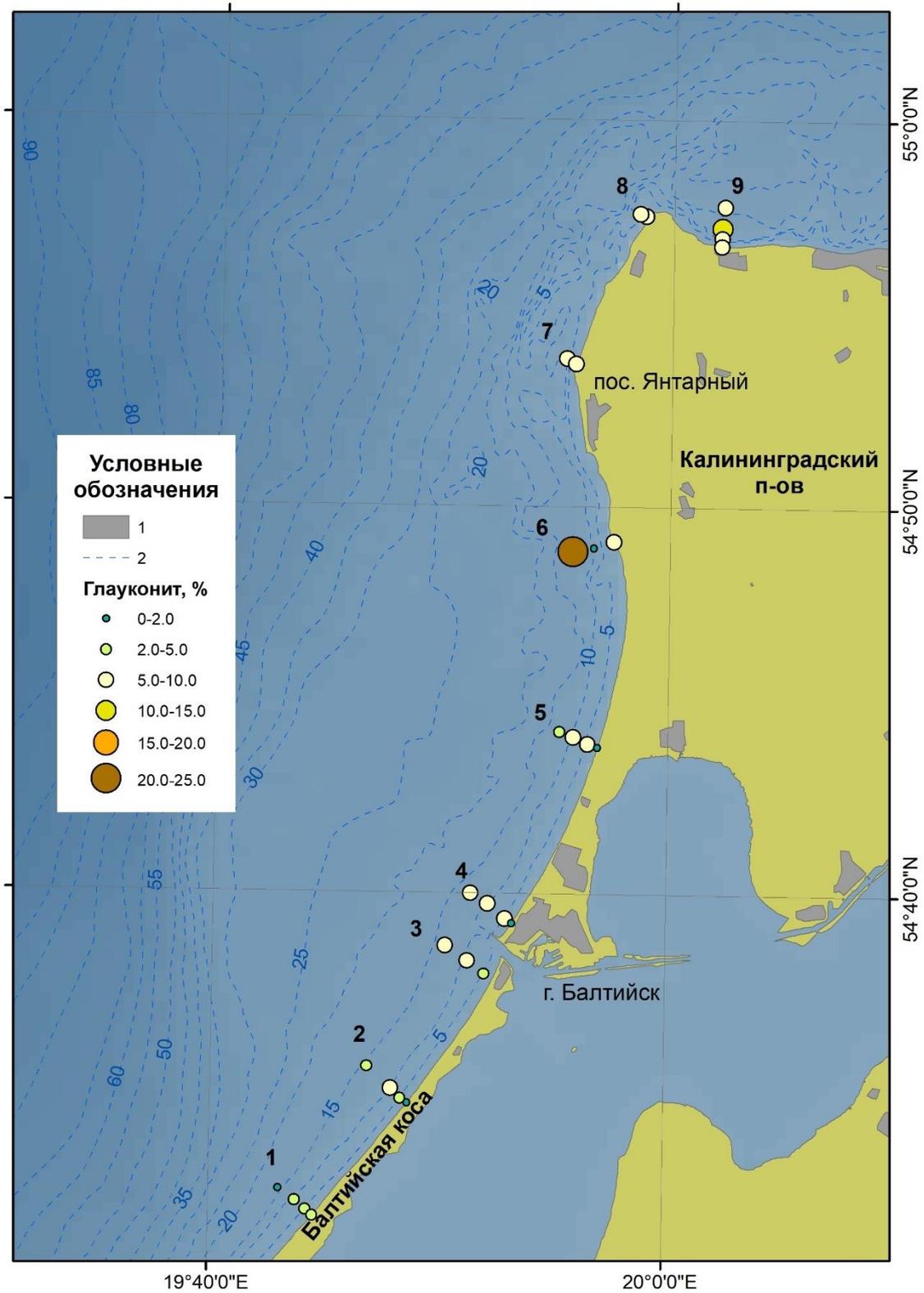


Рисунок 4.1.2 – Процентное содержание глауконита в донных осадках на западном побережье Калининградской области. Условные обозначения: 1 – населенные пункты; 2 – изобаты, м

Донные осадки с содержанием глауконита более 5% простираются вдоль побережья западного Калининградского полуострова, прижимаясь к берегу. В срединной части Балтийской косы содержание трассера заметно уменьшается и не превышает значения 3,4 % (профиль 1, глубина 5 м). Судя по всему, вдольбереговой поток наносов истощается, и здесь проявляются лишь следы преобладающего вдольберегового перемещения материала.

Особого внимания заслуживает изменчивость распространения глауконита возле г. Балтийск, где перпендикулярно берегу расположены молы. Поперечные берегу портовые сооружения обычно создают особые гидродинамические условия (вихри) и прерывают единый вдольбереговой поток наносов (Purienis et al., 2013), выводя осадочный материал на глубину (Žaromskis, Gulbinskas, 2010). Однако как со стороны источника, так и с «подветренной» стороны молов различие содержаний глауконита не превышало 1,5 % (6-7,5% севернее и 5-6% южнее молов). Снижение содержания глауконита южнее мола было характерно для участка, находящегося в ветро-волновой тени (до 3,7 % на глубине 5 м). Похожая ситуация наблюдается на теневых участках в районе портовых сооружений в Литве (Žaromskis, Gulbinskas, 2010; Jarmalavičius et al., 2012; Kriauciuniene et al., 2013).

Максимальное содержание глауконита на северном побережье Калининградской области было обнаружено вблизи его источника на профиле 9 в Филинской бухте. Так же высокие содержания были получены в бухтах, примыкающих к наиболее крупному мысу северного побережья – мысу Гвардейскому. Здесь происходит частичная разгрузка вдольберегового потока. Выступам берега соответствовали заметно более низкие содержания. В общем, содержание глауконита убывало в направлении середины Куршской косы (Рисунок 4.1.3).

Увеличение содержания глауконита в бухте, примыкающей с запада к мысу Гвардейский обусловлено отклонением вдольберегового потока непосредственно от берега. Этому процессу способствует конфигурация бухтового берега и

портовых сооружений г. Пионерский. Направленность северного мола создает дефицит наносов на пляжах срединной части бухты, где развиваются интенсивные абразионные процессы. Напротив, мористее 5 м изобаты развивается крупная подводная песчаная форма. Специфичная ситуация складывается в районе пос. Лесной, где на фоне возникает аномалия содержания глауконита на глубине 10 м. Возможно, это обусловлено выносом песчаного материала на глубину, в результате возникновения локальной зоны конвергенции двух встречных потоков наносов (Krek et al., 2016). Далее в сторону литовской границы вновь преобладает вдольбереговая составляющая, вплоть до истощения потока. В прибрежной зоне 16 профиля заметно изменяется минералогический состав и на первое место выходят рудные черные минералы (40,8%), кварц 28%, циркон (9%), гранат (7,5%) и появляется сфен (1,1%). Для косы характерно увеличение содержания тяжелой подфракции до 22% (при среднем для побережья 10%). Для побережья Куршской косы в предыдущих исследованиях (Бойнагрян, 1966а) были выявлены участки образования россыпей тяжелых минералов как результат длительной волновой переработки наносов в местах аккумуляции.

Отсутствие значимых изменений формы, отсутствие обломков и идентичная окатанность зерен глауконита вдоль побережья вероятно объясняется схожим временем нахождения зерна в соответствующей гидродинамической обстановке. Миграция зерен вдоль берега может быть разнонаправленной и многофазной, а наличие в удаленных участках глауконита свидетельствует об генеральном перемещении наносов. Увеличение содержания зерен глауконита с глубиной свидетельствует о зонах развития условий для оттока материала на глубину.

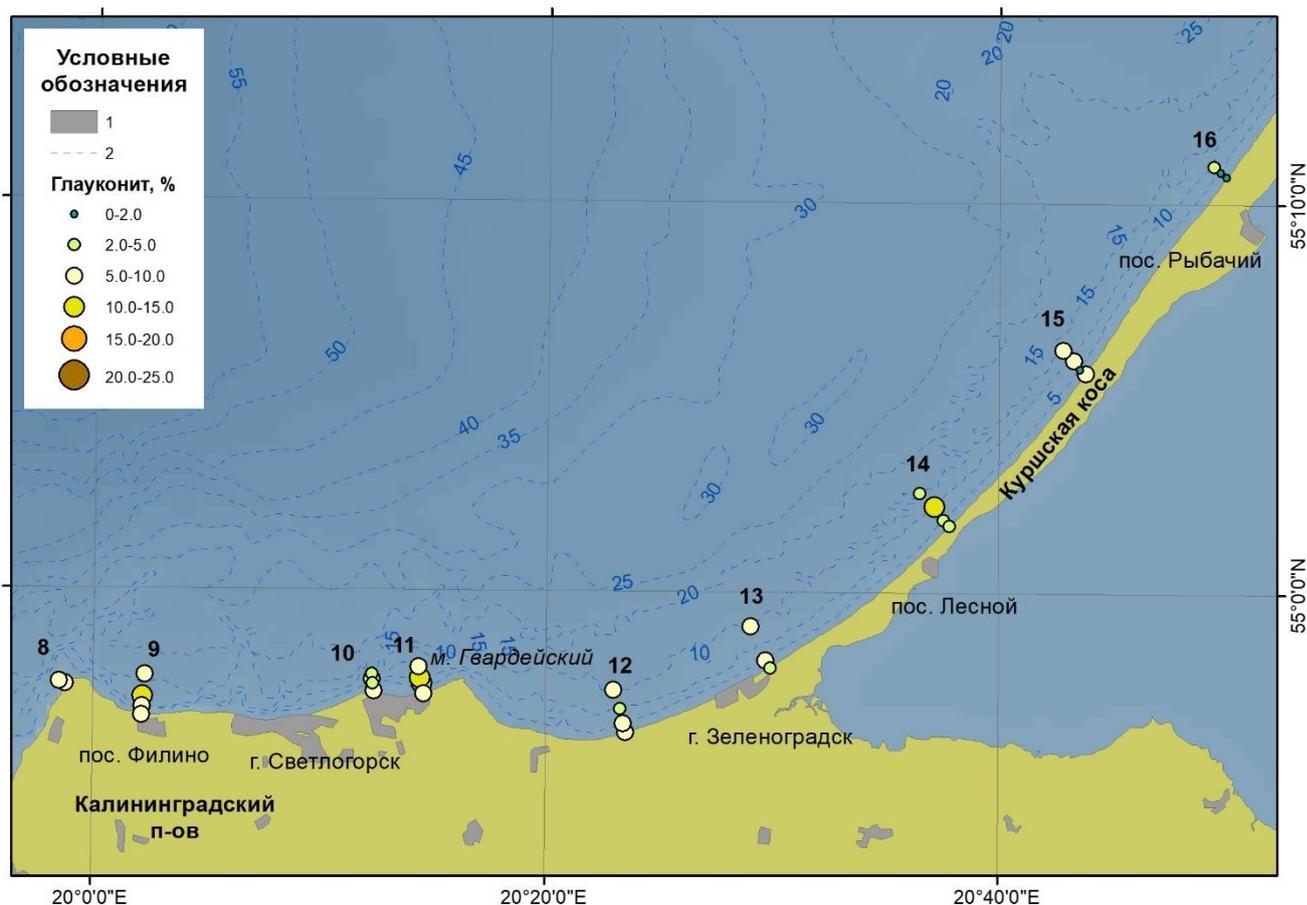


Рисунок 4.1.3 – Процентное содержание глауконита в донных осадках на северном побережье Калининградской области. Условные обозначения: 1 – населенные пункты; 2 – изобаты, м

Минералогический анализ подтвердил ослабление вдольберегового потока около пос. Рыбачий на Куршской косе, что согласуется результатами, полученными другими методами, и предположением о появлении геохимической аномалии благодаря вдольбереговому переносу загрязнения. Аналогично аномалия на подводном береговом склоне Балтийской косы является следствием вдольберегового переноса от Балтийска. Транспорт загрязнения совместно с вдольбереговым потоком наносов и зонами его разгрузки является ключевым фактором в загрязнении Куршской и Балтийской кос.

## 4.2 Образование геохимической аномалии в илах Гданьской впадины

По результатам кластерного анализа в фоновых колонках и колонки в зоне покмарков были выделены существенные различия в группировке слоев. В фоновых колонках взаимосвязи между слоями выделяют несколько основных групп. Поверхностный слой – группа А (1-5 см для колонки 35097 и 1-4 см для колонки 35084, Рисунок 4.2.1), подповерхностная группа В, отражающая взаимодействие водной толщи с поровыми водами (6-28 см для колонки 35097 и 5-23 см для колонки 35084) и группы С, D – нижние слои. Колонка 35084 имеет более сжатые слои, вероятно, обусловленные иной скоростью осадконакопления. Таким образом, большая длина колонки при более низкой скорости осадконакопления позволила вскрыть (выделить) группу D.

### *Колонка 35084*

Разделение поверхностных и нижних слоев происходит на длине связей 39 ед. Выделяется 2 группы около поверхности: группа А и группа В разделяются на длине связей в 20 ед. По-видимому, на горизонты глубже 23 см современное влияние придонной морской воды становится незначительным. В подповерхностной группе В выделяется две подгруппы с длиной связей около 12 ед. (В1 и В2). Группы С и D имеют длину связей около 16 ед. В группе С длина связей между слоями С1 и С2 немного уменьшается по сравнению с группой В, и составляет 10 ед. Слои в группах А, В, С и D группируются согласно залеганию (см. Рисунок 4.2.1).

### *Колонка 35097*

Разделение между группами А и В происходит на длине связей 22. Отдельно выделяется группа С с длиной связей 39 ед. Здесь современное влияние придонной морской воды не распространяется глубже 28 см. В подповерхностной группе В и группе С выделяется две подгруппы с длиной связей около 10 ед. (В1 – В2 и С1 – С2). Слои группируются согласно залеганию (см. Рисунок 4.2.1).

В зоне разлома отдельно не выделяется тонкий подповерхностный слой в отдельную группу и представлен более низким рангом. В районе покмарка обнаружено несогласованное (чередующееся группирование) залегания слоев по распределению элементов.

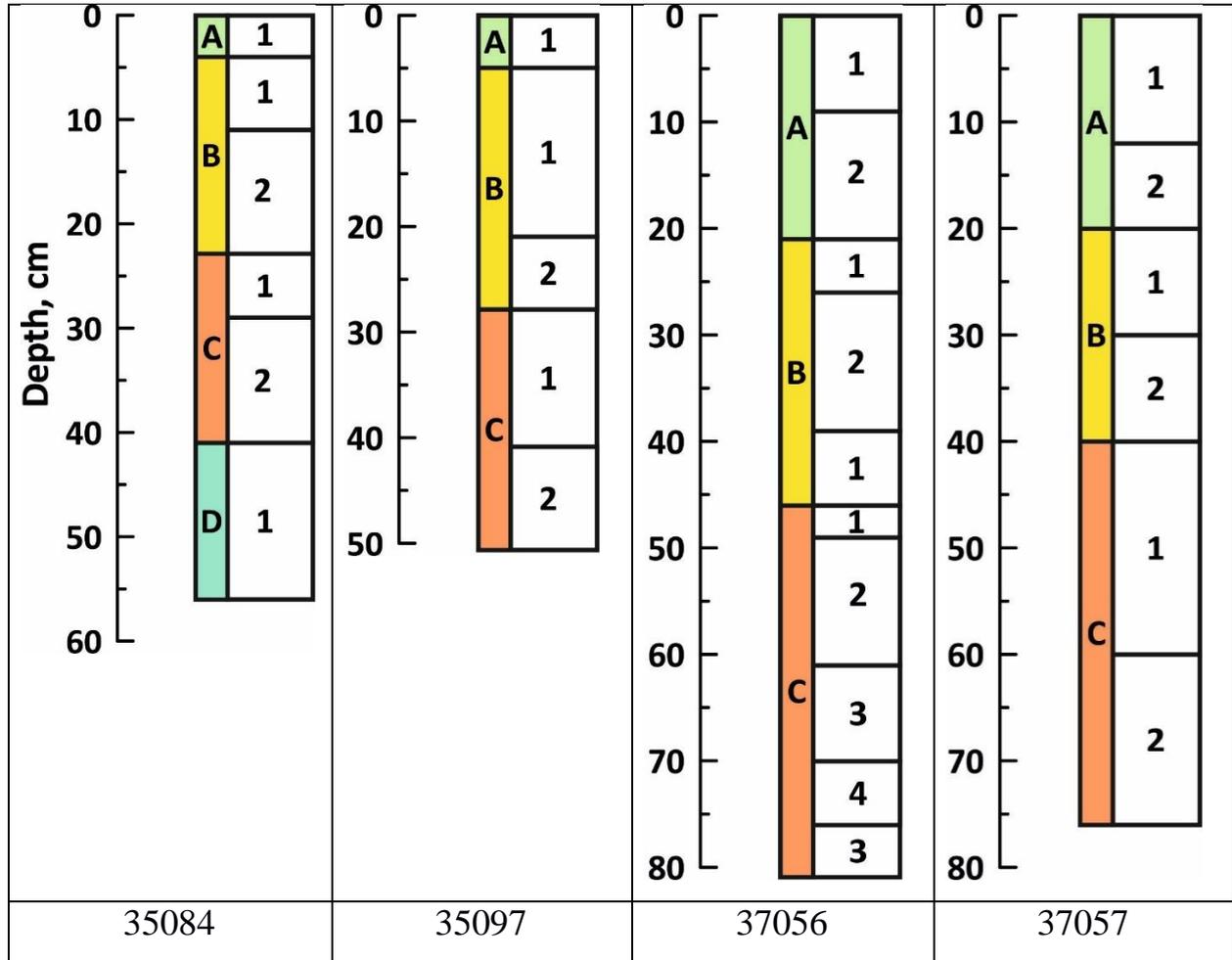


Рисунок 4.2.1 – Группировка слоев в колонках донных отложений по результатам кластерного анализа

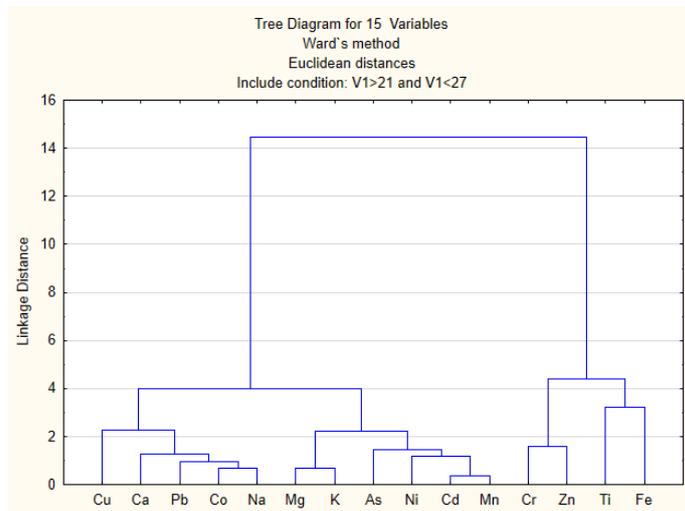
#### *Колонка 37056*

На длине связей 57 ед. в отдельную группу А выделяется поверхностный слой, мощностью 21 см, разделяющийся на подгруппы А1 и А2 на 22 ед. Согласованное залегание осадка в группах А1 и А2 хоть и показывает стратификацию, но более размытую, чем в фоновых участках. Отсутствие тонкого

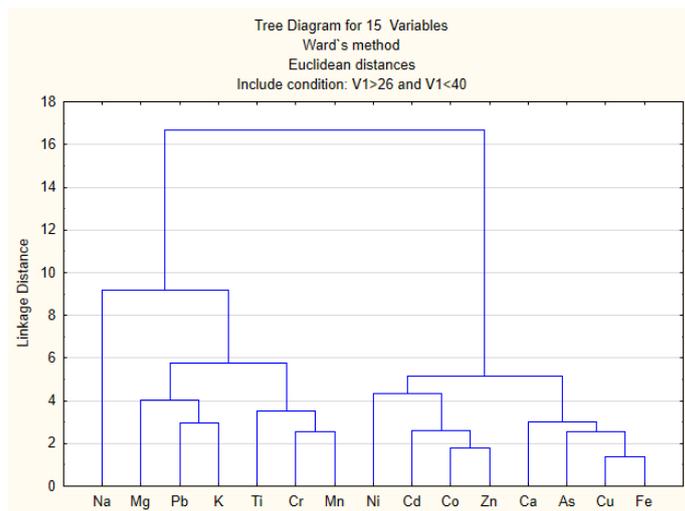
граничного поверхностного слоя, обнаруженного в фоновых колонках, с большой долей вероятности свидетельствует о перемешивании осадка потоками флюида.

Разделение групп В и С происходит на 34 ед. В группе В (длина связей 16 ед.) выделяются две подгруппы В1 (12 ед.) и В2 (8 ед.). Причем в подгруппу В1 попадают слои 22-26 см и 40-46 см, а промежуточный для них слой 27-39 см в группу В2. Для верхнего слоя В1 связи между маркерными элементами не превышают 4 ед. Для В2 удлиняются до 16 ед., а для нижнего слоя В1 снова укорачиваются до 5 ед. (Рисунок 4.2.2).

### В1 (верхний)



### В2



## В1 (нижний)

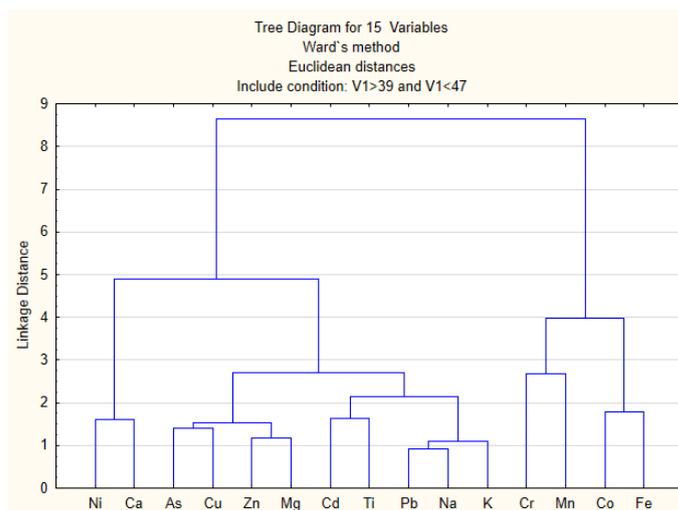


Рисунок 4.2.2 – Кластерный анализ по элементам для слоев В согласно залеганию (см. Рисунок 4.2.1)

Аналогичным образом распределяются взаимосвязи в группе С (длина связей для всей группы – 18 ед.), а к подгруппе С3 относятся чередующиеся горизонты, со слоями 62-70 см и 77-81 см (см. Рисунок 4.2.1). В С3 связи между маркерными элементами укорачиваются до 6-7 ед., при среднем для группы С – 20 ед. Такая несогласованность в колонке является признаком эндогенного воздействия, наиболее вероятно связанного с поступлением флюида.

*Колонка 37057*

Разделение поверхностной группы А с группами В и С происходит на длине связей 48 ед. Как и в колонке 37056 здесь не выделяется в отдельную группу тонкий поверхностный слой, по-видимому, размывтый из-за внутреннего воздействия. Группа А, мощностью 20 см, разделяется по слоям на подгруппы А1 и А2 на длине связей 20 ед.

Группы В (21-40 см) и С (41-76 см) разделяются на 45 ед. В1 и В2 разделяются на 10 ед. и представлены упорядоченным залеганием слоев, граница между В1 и В2 достаточно условна. Длина связей между маркерными элементами в В1 и В2 составляет 13 и 15 ед., соответственно. В группе С разделение на С1 и С2 происходит на значении 25 ед. Длина связей между слоями в С1 и С2 не

превышает 10 ед. С увеличением глубины у маркерных элементов укорачиваются связи с 16 до 9 ед. (см. Рисунок 4.2.2).

Такая структура взаимосвязей между элементами в зоне акустической аномалии свидетельствует о значительном влиянии из недр, за счет разгрузки оксфорд-титонского водоносного горизонта. В данном случае такая разгрузка подземных вод привела к размыванию природно-антропогенного фона и уменьшению содержания Cu, Zn, Cd, Pb и Cr. Однако, возрастающее использование недр при водопользовании, нарушение технологии добычи углеводородов может привести к загрязнению подземных вод и, как следствие, привести к загрязнению илов Гданьской впадины.

## ГЛАВА 5 РЕГИОНАЛЬНАЯ ШКАЛА ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОСАДКОВ

Отсутствие утвержденных нормативов и различие методов и подходов определения уровня изменения донных осадков требуют разработки и внедрения регионального стандарта. Собранный в ходе исследования объем данных позволяет не только определить значения природного фона и выделить антропогенный вклад как отдельных источников, так и антропогенный след в целом, но и позволяет провести адаптацию шведской шкалы загрязнения донных осадков к региональным особенностям. Так, наиболее близкая географически к Калининградской области шведская шкала (WGMS, 2003) основывается на абсолютных содержаниях ТМ в кернах донных осадках в доиндустриальный период. Эта шкала имеет точные градации классов загрязнения и наиболее подходит для региональной адаптации. Однако эта шкала не различает загрязнение в различных типах донных осадков, тем самым, не учитывая сорбционную способность частиц. Поэтому при адаптации шкалы будут использованы значения, нормализованные по Fe. Допускается использовать Al вместо Fe, коэффициент корреляции между ними в ненарушенных слоях Приморского карьера составил 0,98.

В шведской шкале (WGMS, 2003) граница **первого класса** загрязнения соответствует фоновому значению содержанию ТМ в природе (см. Таблица 1.2.2), т.е. при адаптации будет соответствовать средним доиндустриальным значениям, полученным в колонках 35097 (29-51 см), 37056 (22-81 см), 35084 (24-56 см) и 37057 (21-76 см) (см. Таблицу 3.1.4). Чтобы избежать влияния гранулометрического состава на содержание ТМ, значения нормализованы к Fe (Таблица 5.1). Значения ниже природных фоновых, в первую очередь свидетельствуют не об отсутствии загрязнения ТМ, а о развитии процесса вымывания тех или иных ТМ либо за счет поступления в район взятия образца не

характерно большего объема необогащенной породы, либо за счет развития эрозии.

В условиях природопользования за последние десятилетия сложился устоявшийся природно-антропогенный фон, содержание ТМ, в котором значительно превышает природные значения. **Второй класс** загрязнения донных осадков должен соответствовать региональному природно-антропогенному фону для поверхностных осадков, которые не испытывают воздействия точечных источников. В качестве характеристики класса были взяты значения, характерные для поверхностных илистых осадков Гданьской впадины (см. Таблицу 5.1).

Интерпретация результатов, попадающих во 2 класс, должна свидетельствовать об отсутствии загрязнения донных осадков. Значения, попавшие в диапазон между 1 и 2 классом, не превышают природно-антропогенный фон, складывающийся вдали от крупных источников загрязнения. Такие соотношения ТМ будут формироваться в естественных устоявшихся условиях. Классы 1-2 свидетельствуют об отсутствии загрязнения донных осадков.

**Третий класс** загрязнения предполагает длительное влияние точечных источников загрязнения, что отражается в фоновом содержании ТМ в обломочных отложениях района исследования (см. Таблицу 5.1). Интерпретация результатов, попадающих в 3 класс, свидетельствует об присутствии дополнительного загрязнения донных осадков.

**Четвертый класс** загрязнения отображает достоверное наличие загрязнения ТМ, поэтому нижней границей его является средние значения для фона обломочных осадков, а верхней – достаточно условный уровень максимального отмеченного загрязнения для обломочных осадков (см. Таблицу 5.1). Причем, исходя из такого подхода соотношения Cu/Fe и Ni/Fe соответствуют 4 классу, Co/Fe, Cd/Fe, As/Fe – 5 классу, а Zn/Fe, Cr/Fe, наоборот, 3 классу при расчете методикой (Birch and Olmos, 2008; WGMS, 2003). Такие различия связаны с региональными особенностями.

**Пятый класс** свидетельствует о значительном выбросе загрязнения и характеризуется значениями более высокими, чем максимальные зафиксированные. Интерпретация 4 и 5 класса загрязнения сводится к тому, что загрязнение присутствует. Причем 5 класс свидетельствует о значительном выбросе загрязнения. Выделение 6 класса загрязнения не имеет смысла, потому что для этого отсутствует какое-либо математическое либо экспериментальное обоснование.

Таблица 5.1 – Региональная шкала загрязнения донных осадков тяжелыми металлами, основанная на усредненных содержаниях ТМ, нормализованных по Fe

Класс	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	Cd/Fe	Pb/Fe	As/Fe
1	< 9	< 20	< 3	< 10	< 23	< 0,1	< 6	< 5
2	9-14	20-32	3-5	10-15	23-30	0,1-0,2	6-16	5-7
3	14-20	32-40	5-14	15-21	30-41	0,2-0,4	16-31	7-48
4	20-92	40-100	14-62	21-110	41-137	0,4-1,7	31-93	48-180
5	>92	>100	>62	>110	>137	>1,7	>93	>180

Для интегральной оценки загрязнения донных осадков можно использовать множество подходов, которые не противоречат друг другу и основаны на суммировании привнесения загрязнения по каждому элементу. Наиболее подходящий индекс интегрального загрязнения, вычисляемый по формуле  $mCd = \sum Cf/n$ , где Cf для каждого ТМ рассчитывается по формуле

$Cf = (C_{TM}/C_{Fe}) / (C_{TM \text{ Фоновая}}/C_{Fe \text{ Фоновая}})$  по (Abraham, Parker, 2008). Для оценки интегрального загрязнения рекомендуется использовать шкалу (Таблица 5.2):

Таблица 5.2 – Шкала интегрального загрязнения ТМ донных осадков юго-восточной части Балтийского моря

mCd	Степень загрязнения
<1,5	Без загрязнения
1,5-2,0	Незначительное загрязнение
2,0-4,0	Умеренное загрязнение
4,0-8,0	Серьезное загрязнение
8,0-16,0	Сильное загрязнение
>16	Чрезвычайно сильное загрязнение

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По результатам диссертационного исследования автором сделаны следующие основные выводы:

1. Существенные различия содержания ТМ для суббассейнов Балтийского моря, обусловлены как природными, так и антропогенными процессами. Для оценки качества и прогнозирования изменений окружающей среды в условиях увеличивающейся антропогенной нагрузки на акваторию особое значение имеет региональный подход, способный отразить местные природные особенности. Разработка региональных критериев степени загрязнения донных осадков необходима для планирования хозяйственной деятельности и минимизации ущерба морской экосистемы. Критерии для конкретного бассейна, имеющего общие черты развития природно-антропогенного геохимического фона, позволяют отслеживать и оперативно реагировать на изменения окружающей среды.

2. По результатам анализа материалов экспедиционных исследований 2011-2020 гг. были уточнены фоновые содержания ТМ для российского сектора юго-восточной части Балтийского моря. Для обломочных осадков среднее содержание Си находится в диапазоне 4,5-9,2 мг/кг, Cr – 6,8-23 мг/кг, Cd – 0,2-0,6 мг/кг, Pb – 2,7-12 мг/кг, Hg – 0,006-0,009 мг/кг, Zn – около 19 мг/кг, Со – около 5 мг/кг, Ni – около 8 мг/кг, As – около 18 мг/кг. Для илистых осадков значения содержания ТМ были значительно выше, в связи с преобладанием тонкодисперсной фракции. Так, среднее содержание Си находилось в диапазоне 28,5-44,0 мг/кг, Cr – 55-91 мг/кг, Cd – 0,60-0,99 мг/кг, Pb – 16,6-66,0 мг/кг, Hg – 0,069-0,177 мг/кг, Zn – около 134 мг/кг, Со – около 8 мг/кг, Ni – около 39 мг/кг, As – около 29 мг/кг. Значительный разброс значений обусловлен особенностями гранулометрического состава, сроках отбора проб и методами анализа. Тем не менее, полученные значения могут быть приняты в качестве ориентировочных.

3. Нормализация содержания ТМ к Fe выявила повышенное загрязнение именно обломочных донных осадков, что обусловлено более высокой степенью антропогенной нагрузки в мелководной части акватории. По результатам исследования выявлены следующие геохимические аномалии:

- аномалия Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As около нефтедобывающей платформы и подводного нефтепровода, обусловленная хозяйственной деятельностью при нефтедобыче;

- аномалия Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As около мыса Гвардейский, образованная под воздействием сброса сточных вод системы очистных сооружений;

- аномалия Hg, Pb, Cu, Ni и Zn около Куршской косы, обусловленная вдольбереговым переносом от северного побережья Калининградского полуострова и аномалии на мысе Гвардейский;

- аномалия в илах Гданьской впадины эндогенного генезиса, обусловленная вымыванием Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb при разгрузке подземных вод.

Сброс пульпы Янтарного комбината в береговую зону не привел к формированию геохимической аномалии, так как вскрышные породы близки по составу к природному фону.

4. Генезис геохимической аномалии у Куршской косы связан с вдольбереговым переносом загрязнения от северного побережья Калининградского полуострова, было подтверждено гидрометеорологическим, гранулометрическим и минералогическим методами оценки вдольберегового потока наносов. По распределению глауконита в поверхностных донных осадках подводного берегового склона показано, что вдольбереговой поток наносов ослабевает около пос. Рыбачий.

5. По соотношениям ТМ и природных элементов разработана региональная шкала степени загрязнения донных осадков. За классы шкалы приняты значения, характерные для определенного типа осадков. Так, содержания ТМ в доиндустриальный период, полученные из колонок донных осадков,

свидетельствуют об отсутствии какого-либо загрязнения и отнесены к первому классу. Содержания ТМ, характерные для поверхностных илов Гданьской впадины, удаленных от потенциальных источников загрязнения, соответствуют второму классу загрязнения и отражают естественный природно-антропогенный фон в Гданьском бассейне. Содержания ТМ в обломочных осадках прибрежного мелководья отражают воздействие отдельных антропогенных источников и относятся к третьему классу. Четвертый класс соответствует значениям достоверно выявленного загрязнения, что соответствует максимальным значениям для периода исследований. Пятый класс выделен условно для интерпретации аварийных выбросов загрязнения и принят выше максимальных обнаруженных значений. Такая шкала и ее интерпретация позволяют оценить степень загрязнения любого типа осадков.

**ЛИТЕРАТУРА**

- 1 Айбулатов Н.А. Динамика твердого вещества в шельфовой зоне. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 271 с.
- 2 Айбулатов Н.А., Жиндарев Л.А., Пискарева Н.А. Транспорт наносов в береговой зоне юго-восточной Балтики // Природ. основы берегозащиты. – 1987. С. 99-116.
- 3 Антонов А.Е. Крупномасштабная изменчивость гидрометеорологического режима Балтийского моря и ее влияние на промысел. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 248 с.
- 4 Атлас геологических и эколого-геологических карт Российского сектора Балтийского моря / Гл. ред. О.В. Петров. – СПб.: ВСЕГЕИ, 2010. – 78 с.
- 5 Басс О.В. Поступление нефтепродуктов с побережья. В кн.: Нефть и окружающая среда Калининградской области. – Т. II: Море / под ред. В.В. Сивкова (отв. редактор), Ю.С. Каджояна, О.Е. Пичужкиной, В.Н. Фельдмана. – Калининград: Терра Балтика, 2012. – С. 174-181.
- 6 Бергер М.Г. Терригенная минералогия. – М.: Недра, 1986. – 227 с.
- 7 Бетехтин А.Г. Курс минералогии. – М: Государственное издательство геологической литературы, 1951. – 543 с.
- 8 Блажчишин А.И. Палеогеография и эволюция позднечетвертичного осадконакопления в Балтийском море. Калининград, Янтарный сказ, 1998, 160 с.
- 9 Блажчишин А.И. Подводные ландшафты Калининградского взморья в районе Самбийского полуострова. – В кн.: Геоэкология морских ландшафтов. – Калининград, изд. Калининградского государственного университета, 1992. – с. 90-99.
- 10 Блажчишин А.И. Физико-географический очерк водосборного бассейна. В кн.: Геология Балтийского моря (ред. Гуделис В.К., Емельянов Е.М.). – Вильнюс: Мокслас, 1976. – с. 117–130.

- 11 Блажчишин А.И., Ефимов А.Н. Геология и полезные ископаемые шельфа Балтийского моря. В кн.: Геология и полезные ископаемые шельфов России / Главный редактор М.Н. Алексеев. – М.: ГЕОС, 2002. – 425 с.
- 12 Блажчишин А.И., Усонис М.М. Особенности осадкообразования в юго-восточной части Балтийского моря по данным минералогического анализа // Baltica. – 1970. – Вып. 4. – С. 115-144.
- 13 Бобыкина В.П., Стонт Ж.И. О зимней штормовой активности 2011–2012 гг. и ее последствиях для побережья Юго-Восточной Балтики // Водные ресурсы. – 2015. – Том 42, № 3. – С. 322–328.
- 14 Богданов Н.А., Совершаев В.А., Жиндарев Л.А., Агапов А.П. Эволюция представлений о динамике юго-восточных берегов Балтийского моря // Геоморфология. – 1989. – №2. – С. 62–69.
- 15 Бойнагрян В.Р. Динамика и морфология Самбийского полуострова // Океанология. – 1966б. – Т.VI, Вып. 3. – С. 458–465.
- 16 Бойнагрян В.Р. Морфометрический анализ кратковременных изменений рельефа береговой зоны // Океанология. – 1966а. – Т.VI, вып. 4. – С. 651–658.
- 17 Болдырев В.Л. Формирование, развитие и современная динамика Калининградского побережья Балтийского моря // В кн.: "Изучение основных закономерностей и тенденций перемещения береговой линии Балтийского моря за последние 100 лет", Таллинн, 1992, с. 25-33.
- 18 Болдырев В.Л., Гуделис В.К., Кнапс Р.Я. Потоки песчаных наносов юго-восточной Балтики // Исследования динамики рельефа морских побережий. – М.: Наука, 1979. – С. 14-18.
- 19 Болдырев В.Л., Зенкович В.П. Балтийское море // Дальний Восток и берега морей, омывающих территорию СССР. – М.: Наука, 1982. – С. 214-218.
- 20 Бурнашов Е. М. Современная динамика и геоэкологическое состояние морского берега Калининградской области : автореф. дис. канд. геогр. наук. Барнаул, 2011.

- 21 Волков П.А. Экспериментальное исследование механизма сортировки тяжелых минералов в береговой зоне моря // Тр. Ин-та океанологии АН СССР. – 1965. Т. 5. – 76 с.
- 22 Геология Балтийского моря. Под ред. В.К. Гуделиса, Е.М. Емельянова. – Вильнюс: Мокслас, 1976. – 383 с.
- 23 Геология и геоморфология Балтийского моря. Сводная объяснительная записка к геологическим картам м-ба 1:500 000. Под ред. А.А. Григялиса. – Л.: Недра, 1991. – 420 с.
- 24 Гидрогеология СССР: Том XLV : Калининградская область / гл. ред. А. В. Сидоренко. – М.: Недра, 1970. – 158 с.
- 25 Гидрометеорологические условия шельфовой зоны морей СССР. Т. 1. Балтийское море. Вып. 3. Куршский и Вислинский заливы. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 72 с.
- 26 Гидрометеорологические условия. Проект «Моря СССР» Т. III. Балтийское море. Вып. 1. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 450 с.
- 27 Гидрометеорологический режим Вислинского залива за 1951-1965 годы. – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – 279 с.
- 28 ГОСТ 17.4.1.02-83 Охрана природы (ССОП). Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения.
- 29 Государственная геологическая карта СССР масштаба 1: 200000. Серия Прибалтийская. Лист N-34-VIII, IX. Объяснительная записка / под ред. Григялиса А.А., Кондратаса А.Р. – М., 1983. – 116 с.
- 30 Гуделис В.К., Лукошевичус Л.С., Клейменова Г.И., Вишневская Е.М. Геоморфология и позднее-последледниковые донные отложения юго-восточной Балтики // Baltica. – 1977. – Vol. 6. – P. 245–256.
- 31 Гялумбаускайте Ж. Методика и результаты исследования деформаций древнебереговых уровней ЮВ части Балтийского моря // Baltica. – 1982. – Vol. 7. – P. 95–104.

- 32 Даминова А.М. Породообразующие минералы / А.М. Даминова. – 2-е изд. – М.: Высш. шк., 1974. – 252 с.
- 33 Долотов Ю.С. Динамические обстановки прибрежно-морского рельефообразования и осадконакопления. – М.: Наука, 1989. – 269 с.
- 34 Дубра И., Дубра В., Емельянов Е.М., Панкратова Н.А., Сухорук В.И. Обмен вод Вислинского залива с Балтийским морем как показатель экологического состояния системы река – залив – море // XIII Междунар. конф. по пром. океанологии. Калининград: АтлантНИРО, 2005. – С. 101–103.
- 35 Дубравин В.Ф. Об эволюциях Северо-Атлантического колебания. – Калининград, 1994. – 56 с. – Деп. ВИНТИ 21.01.94, № 183.
- 36 Дубравин В.Ф., Навроцкая С.Е. Структура водных масс Атлантического океана. – Калининград, 2007. – 329 с. – Деп. в ИЦ ВНИИГМИ-МЦД 10.10.07, № 1232-гм07.
- 37 Емельянов Е.М. Барьерные зоны в океане. Осадко- и рудообразование, геоэкология. – Калининград: Янтарный сказ. 1998. – 416 с.
- 38 Емельянов Е.М. Геохимия взвеси и осадков в Гданьском бассейне и процессы седиментации // Геохимия осадочного процесса в Балтийском море. Под ред. Е.М. Емельянова и В.Н. Лукашина. – М.: Наука, 1986. – С. 57-114.
- 39 Емельянов Е.М. Распределение химических элементов и компонентов в донных осадках и некоторые черты их диагенеза // Процессы осадконакопления в Гданьском бассейне (Балтийское море). Отв. ред. Е.М. Емельянов, К. Выпых. М. – АН СССР, 1987, – с. 217-242.
- 40 Емельянов Е.М., Кравцов В.А., Сивков В.В., Дорохова Е.В. Токсичные вещества в донных осадках. – В кн.: Нефть и окружающая среда Калининградской области. – Т. II: Море/ под ред. В.В. Сивкова (отв. редактор), Ю.С. Каджояна, О.Е. Пичужкиной, В.Н. Фельдмана. Калининград: Терра Балтика, 2012. – С. 304–314.
- 41 Загородных В.А. Неотектоника // Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1: 1000000 (третье поколение). Серия Центрально-Европейская. Лист N-(34) – Калининград. Объяснительная записка /

Лукьянова Н.В., Богданов Ю.Б., Васильева О.В., Варгин Г.П. и др. – СПб.: Картфабрика ВСЕГЕИ, 2011. – С. 93-98.

42 Залогин Б.С., Косарев А.Н. Моря. – М.: Мысль, 1999. – 400 с.

43 Зенкович В.П. Основы учения о развитии морских берегов. – М.: Изд. АН СССР, 1962. – 710 с.

44 Информационный бюллетень о состоянии геологической среды прибрежно-шельфовых зон Баренцева, Белого и Балтийского морей в 2011 г. – СПб: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2012. – 80 с.

45 Информационный бюллетень о состоянии геологической среды прибрежно-шельфовых зон Баренцева, Белого и Балтийского морей в 2012 г. – СПб: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2013. – 112 с.

46 Информационный бюллетень о состоянии геологической среды прибрежно-шельфовых зон Баренцева, Белого и Балтийского морей в 2013 г. Авт.: Амантов А.В., Буданов Л.М., Григорьев А.Г. и др. – СПб: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2014. – 136 с.

47 Итоговый отчет по теме: Фундаментальные научные исследования по проекту «Выявление генезиса и динамики формирования аномалий тяжелых металлов и нефтепродуктов в отложениях прибрежной зоны российского сектора Юго-Восточной Балтики на основе изучения пространственного распределения природных минеральных трассеров» (грант РФФИ № 17-305-50014 мол\_нр). – Калининград, 2018. – 48 с.

48 Кирлис В.И. Некоторые особенности динамики морских берегов пересыпи Куршю-Нерия // Тр. АН ЛитССР – 1971. – Сер. Б. – Т. 4 (67). – С. 211-224.

49 Кнапс Р.Я. О расчете мощности вдольбереговых потоков наносов в море // Океанология. – 1968. – Т. VIII, вып. Б. – С. 848–857.

50 Кнапс Р.Я. Оградительные сооружения типа молов и движение наносов на песчаных побережьях // Изв. АН Латв. ССР. – 1952. – № 6 (59). – С. 87-130.

- 51 Комплексные сейсмологические и сеймотектонические исследования для оценки сейсмической опасности территории г. Калининграда в 2008 году. Научно-технический отчет. – ИФЗ РАН им. О.Ю. Шмидта, 2008. – 306 с.
- 52 Корректировка технико-экономического обоснования обустройства нефтяного месторождения Кравцовское (D-6) на Балтийском море, Строительно-монтажные работы по установке опорных блоков ЛСП, Охрана окружающей среды, М.: ОАО «Крейн-шельф», 2000.
- 53 Леонтьев И.О. Потоки наносов вдоль юго-восточного побережья Балтийского моря // Геоморфология. – 2015. – Вып. 1. – С. 70–76.
- 54 Леонтьев О.К., Жиндарев Л.А., Рябкова О.И. Происхождение и эволюция крупных береговых аккумулятивных форм // Теоретические проблемы развития морских берегов. – М.: Наука, 1989. – С. 83–92.
- 55 Лукашин В.Н. Микроэлементы в современных осадках // Геохимия осадочного процесса в Балтийском море. Под ред. Е.М. Емельянова и В.Н. Лукашина – М.: Наука, 1986. – С. 170-180.
- 56 Методика НСАМ № 155–ХС–1 Определение меди, цинка, кадмия, висмута, сурьмы, свинца, кобальта, никеля, железа и марганца в горных породах, рудном и нерудном минеральном сырье, продуктах его переработки, объектах окружающей среды атомно-абсорбционным методом. Отраслевая методика III категории точности. М., 2006.
- 57 Методика НСАМ № 450–С Определение микроколичеств бериллия, таллия, свинца, висмута, кадмия, меди, марганца, кобальта, никеля, хрома атомно-абсорбционным методом с электротермической атомизацией пробы в природных объектах. Отраслевая методика III категории точности. М., 2006.
- 58 Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. М.: ИМГРЭ, 1982.
- 59 Методические указания МУ 2.1.7.730-99 Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест.

60 М-МВИ 80-2008 Методика выполнения измерений массовой доли элементов в пробах почв, грунтов и донных отложениях методами атомно-эмиссионной и атомно-абсорбционной спектроскопии.

61 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). – Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2013. – 23 с.

62 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). – Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2014. – 25 с.

63 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). – Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2015. – 27 с.

64 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). – Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2016. – 40 с.

65 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). – Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2017. – 56 с.

66 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2018. – 50 с.

67 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2019. – 58 с.

68 Обзор результатов экологического мониторинга морского нефтяного месторождения «Кравцовское» (D-6). Калининград: Изд-во ООО «Лукойл-Калининградморнефть», 2020. – 62 с.

69 Опекунов А. Ю. Экологическая седиментология: учеб. Пособие. – СПб.: Изд-во С.-Петербур. Ун-та, 2012. – 224 с.

70 Орленок В.В. Сейсмоакустическая структура кайнозойских отложений подводного склона юго-восточной Балтики – В сб.: География на рубеже веков. – Калининград: Издательство Калининградского государственного университета. 2001. – С. 65–74.

71 Отмас А.А., Десятков В.М., Чегесов В.К., Макаревич В.Н. Тектоническое районирование Калининградской области и сопредельного шельфа // Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений. – 2006. – № 8. – С. 13–24.

72 План действий ХЕЛКОМ по Балтийскому морю / СПб.: Диалог, 2008. – 112 с.

73 ПНД Ф 16.1:2.23-2000 Методика выполнения измерений массовой доли общей ртути в пробах почв и грунтов на анализаторе ртути РА-915+ с приставкой РП-91С.

74 Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 28 января 2021 г. N 2 "Об утверждении санитарных правил и норм СанПиН 1.2.3685-21 "Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания".

75 Преображенский И.А., Саркисян С.Г. Минералы осадочных пород. – М.: Государственное научно-техническое издательство нефтяной и горно-топливной литературы, 1954. – 462 с.

76 Руководство по метеорологическим приборам и методам наблюдений. 5-е изд. / Секретариат Всемирной метеорологической организации. Женева-Швейцария, 1983. № 8 – 1988 – Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД.

77 Рухин Л.Б. Основы литологии. Учение об осадочных породах. Издание третье, переработанное и дополненное. Под редакцией доктора геолого-минералогических наук Е.В. Рухиной. Л.: Недра, 1969. 703 с.

78 Рябкова О.И. Динамика берегов Самбийского полуострова и Куршской косы в связи с проблемами берегозащиты: автореф. дис. канд. геогр. наук. – М.: Геогр. ф-т МГУ, 1987. – 17 с.

- 79 Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
- 80 Сафьянов Г.А. Береговая зона океана в XX веке. – М.: Мысль, 1978. – 263 с.
- 81 Свиридов Н.И. Геологическая и физическая природа геоакустических аномалий в верхней части осадочного чехла Балтийского моря // Геоакустические и газо-литогеохимические исследования в Балтийском море. Геологические особенности районов разгрузки флюидных потоков / Под ред. Геодекяна А.А., Троцюка В.Я., Блажчишина А.И. – М.: ИО АН СССР, 1990. – С. 47–56.
- 82 Свиридов Н.И., Емельянов Е.М. Фациально-литологические комплексы четвертичных отложений Центральной и Юго-Восточной Балтики. Литология и полезные ископаемые. – 2000. – № 3, – с. 246–267.
- 83 Свод правил 47.13330.2016 Инженерные изыскания для строительства. Основные положения. Актуализированная редакция СНиП 11-02-96.
- 84 Свод правил СП 11-102-97 Инженерно-экологические изыскания для строительства.
- 85 Соскин И.М. Многолетние изменения гидрологических характеристик Балтийского моря. – Л.: Гидрометеиздат, 1963. – 160 с.
- 86 Стонт Ж.И. Современные тенденции изменчивости гидрометеорологических параметров в юго-восточной части Балтийского моря и их отражение в прибрежных процессах: автореф. дис. канд. геогр. наук. – Калининград: БФУ им. И. Канта, 2014. – 23 с.
- 87 Стонт Ж.И., Гушин О.А., Дубравин В.Ф. Штормовые ветра Юго-Восточной Балтики по данным автоматической метеорологической станции в 2004–10 гг. // Известия РГО. – 2012. – Т. 144. Вып. 1. – С. 51–58.
- 88 Технический отчет по результатам инженерно-экологических изысканий для подготовки проектной документации: «Индивидуальный проект на бурение (строительство) эксплуатационной наклонно-направленной скважины № 101 на месторождении D33», «Групповой проект на бурение (строительство)

эксплуатационных двуствольных наклонно-направленных с горизонтальным окончанием скважин №№102-113 на месторождении D33». Том 1/ООО «МВБ», Калининград, 2021. – 118 с.

89 Трипонис А.И. Газобioхимические аномалии водоносных горизонтов зоны интенсивного водообмена и их связь с глубинной нефтегазоносностью. В сб. «Вопросы нефтегазоносности Прибалтики». Труды ЛитНИГРИ. – Вильнюс: Минтис, 1973. – Вып. 24. – С. 169–184.

90 Трофимов В.Т., Зилинг Д.Г. Экологическая геология. – М.: Геоинформмарк, 2002. – 415 с.

91 Хандрос Г.С., Шайдуров Ю.О. Химический анализ морских осадков // Наука. — 1980. 50 стр.

92 Чубаренко И.П. Оценки параметров годового водообмена через Балтийский пролив // Ученые записки Русского Географического общества (Калининградское отделение). – Калининград: Изд. КГУ, 2001. – С. 8G-1–8G-5.

93 Шуйский Ю.Д. Особенности прибрежно-морских россыпей восточной Балтики в связи с режимом вдольберегового потока наносов: дис. канд. геогр. наук. В 2-х томах. – М.: ИО АН СССР, 1969. – 292 с.

94 Шуйский Ю.Д., Болдырев В.Л., Кочетков Б.В. Об условиях и особенностях формирования прибрежно-морских россыпей восточной части Балтийского моря // ДАН СССР. – 1970. – Т.194, №.1. – С. 187-190.

95 Abadi M., Zamani A., Parizanganeh A., Khosravi Y., Badiiee H. Distribution pattern and pollution status by analysis of selected heavy metal amounts in coastal sediments from the southern Caspian Sea // Environ Monit Assess. – 2019. – 191:144.

96 Abraham G., Parker R. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand // Environ Monit Assess. – 2008. – 136:227238.

97 Abraham GMS. Holocene sediments of Tamaki Estuary. Characterisation and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand: Ph.D thesis, University of Auckland, Auckland, New Zealand, 2005. – 361 p.

98 Álvarez-Iglesias P., Quintana B., Rubio B., Pérez-Arlucea M., Sedimentation rates and trace metal input history in intertidal sediments from San Simón Bay (Ría de Vigo, NW Spain) derived from  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  chronology // *J. Environ. Radioact.* –2007. – Vol. 98. – P. 229–250.

99 Anon. Status of the Baltic Sea – A Sea in Transition // *Ambio Spec. Rep.* – 1990. – Vol. 7(24).

100 Anon., 2000. Directive 200/60/EC of the European Parliament and the Council Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Legislative Acts and other instruments. ENV221 CODEC 513. European Union.

101 AYTEKIN T., KARGIN D., ÇOĞUN H.Y., TEMİZ Ö., VARKAL H.S., KARGIN F. Accumulation and health risk assessment of heavy metals in tissues of the shrimp and fish species from the Yumurtalık coast of Iskenderun Gulf, Turkey // *Heliyon.* – 2019. – Vol. 5. – P. e02131

102 Bastami K.D., Neyestani M.R., Shemirani F., Soltani F., Haghparast S., Akbari A. Heavy metal pollution assessment in relation to sediment properties in the coastal sediments of the southern Caspian Sea // *Mar Pollut Bull.* – 2015. – Vol. 92. –P. 237–243.

103 Beldowski J., Pempkowiak J., Horizontal and vertical variabilities of mercury concentration and speciation in sediments of the Gdansk Basin, Southern Baltic Sea // *Chemosphere.* – 2003. – Vol. 52. – P. 645–654.

104 Belzunce Segarra M., Szefer P., Wilson M.J., Bacon, J., Bolalek J. Chemical forms and distribution of heavy metals in core sediments from the Gdansk Basin, Baltic Sea // *Polish Journal of Environmental Studies.* – 2007. – Vol.16 (4). – P. 505–515.

105 Birch G.F., Olmos M.A. Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies // *ICES J. Mar. Sci.* – 2008. – Vol. 65. – P. 1407–1413.

- 106 Blott S.J., Pye K. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments // *Earth Surface Processes and Landforms*. – 2001. – Vol. 26. – P. 1237–1248.
- 107 Boer W., van der Bergh G.D., de Haas H., de Stigter H.C., Gieles R., van Weering Tj.C.E. Validation of accumulation rates in Teluk Banten (Indonesia) from commonly applied <sup>210</sup>Pb models, using the 1883 Krakatau tephra as time marker // *Mar. Geol.* – 2006. – Vol. 227. – P. 263–277.
- 108 Bojakowska I., Sokolowska G. Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych // *Prz. Geol.* – 1998. – Vol. 44(1). – P. 49–55.
- 109 Borg H., Jonsson P. Large-scale metal distribution in Baltic Sea sediments // *Mar Pollut Bull.* – 1996. – Vol. 32. – P. 8–21.
- 110 Bostrom K., Burman B., Pontre C., Brandlof S., Alm B. Geochemistry, mineralogy and origin of the sediments in the Gulf of Bothnia // *Finish Mar. Res.* – 1978. – Vol. 244. – P. 8–36.
- 111 Bresline V.T., Sanudo-Wilhelmy S.A. High spatial resolution sampling of metals in the sediment and water column in port Jefferson Harbour, New York // *Estuaries*. – 1999. – Vol. 22 – P. 669–680.
- 112 Brüggemann L. Heavy metals in the Baltic Sea // *Mar. Pollut. Bull.* – 1981. – Vol. 12. – P. 214–218.
- 113 Bryan G.W. Bioavailability and effects of heavy metals in marine deposits. *Wastes in the oceans [in:] Disposal of nearshore waste*, B.H. Ketchum, J.M. Capuzzo, W.V. Burt, I.W. Duedall, P. K. Park & D.R. Kester (eds.). New York: John Wiley & Sons Ltd, 1985. P. 42–79.
- 114 Burnett W.C., Aggarwal P.K., Aureli A., Bokuniewicz H., Cable J.E., Charette M.A., ... & Moore W.S. Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods // *Science of the total Environment*. – 2006. – Vol. 367(2-3). P. – 498-543.

- 115 Bussmann I., Suess E. Groundwater seepage in Eckernförde Bay (western Baltic Sea): effect on methane and salinity distribution of the water column // *Cont. Shelf Res.* – 1994. – Vol. 18. – P. 1795–1806.
- 116 Carstensen J., Andersen J.H., Gustafsson B.G., Conley D.J. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century // *Proc Natl Acad Sci.* – 2014. – Vol. 111. – P. 5628–5633.
- 117 Carvalho Gomes F., Godoy J.M., Godoy M.L., Carvalho Z.L., Lopes R.T., Sanchez-Cabeza J.A., Lacerda L.D., Wasserman J.C. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: a comparative study // *Mar. Pollut. Bull.* – 2009. – Vol. 59. P. 123–133.
- 118 Charette M. A., Buesseler K. O., Andrews J. E. Utility of radium isotopes for evaluating the input and transport of groundwater-derived nitrogen to a Cape Cod estuary // *Limnology and Oceanography.* – 2001. – Vol. 46(2). – P. 465–470.
- 119 Cheevaporn V., San-Diego-McGlone M.L. Aluminium normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments of the Gulf of Thailand // *Thammasat Int. J. Sci. Technol.* – 1997. – Vol.2 (2). – P. 37–46.
- 120 Chubarenko I.P. Water-exchange in the Baltiysk Strait Region. Proceedings of Symposium on freshwater fish and herring population in the Baltic coastal lagoons: Environment and Fisheries, 6-7 May 1998, Gdynia, Poland. – Gdynia: Sea Fisheries Institute, 1999. – P. 37-44.
- 121 Clifton R. J., Hamilton E. I. Lead-210 chronology in relation to levels of elements in dated sediment core profiles // *Estuar. Coast. Shelf Sci.* – 1979. – Vol. 8. – P. 259–269.
- 122 Conley D.J., Humborg C., Rahm L., Savchuk O.P., Wulff F. Hypoxia in the Baltic Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry // *Environ Sci Technol.* – 2002. – Vol. 36. – P. 5315–5320.
- 123 Cox M.E., Preda M. Trace metal distribution within marine and estuarine sediments of western Moreton Bay, Queensland, Australia: relation to land use and setting // *Geogr. Res.* – 2005. – Vol. 43. – P. 173–193.

124 Daoji L., Daler D. Ocean pollution from land-based sources: East China Sea, China // *Ambio*. – 2004. – Vol. 33. – P. 107–113.

125 De Mora S., Fowler SW., Wyse E., Azemard S. Distribution of heavy metals in Marine Bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman // *Marine Pollution Bulletin*. – 2004. – Vol. 49. – P. 410–424.

126 Dias J., Fernandez W., Boufleur L., Dos Santos C., Amaral L., Yoneama M. 2009. Biomonitoring study of seasonal anthropogenic influence at the Itamambuca beach (SP, Brazil) // *Nuclear Instrument and Methods in Physics Research Section B*. – Vol. 267. – P. 1960–1964.

127 Díaz-Asencio M., Alonso-Hernández C.M., Bolanos-Álvarez Y., Gómez-Batista M., Pinto V., Morabito R., Hernández-Albernas J.I., Eriksson M., Sanchez-Cabeza J.A. One century sedimentary record of Hg and Pb pollution in the Sagua estuary (Cuba) derived from  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  chronology // *Mar. Pollut. Bull.* – 2009. – Vol. 59. – P. 108–115.

128 Dickinson W. W., Dunbar G. B., McLeod H. Heavy metal history from cores in Wellington Harbour, New Zealand // *Environmental Geology*. – 1996. – Vol. 27. – P. 59-63.

129 Din T.B. Use of aluminum to normalize heavy metal data from estuarine and coastal sediments of straits of Melaka // *Marine Pollution Bulletin*. – 1992. – Vol. 24. – P. 484–491.

130 Dubra J. Dynamics of the Deep Water in the Baltic Sea // *Proceedings of the 19th Conference of the Baltic Oceanographers 29 August–1 September 1994, Sopot, Poland*. Sopot, 1994. – Vol. 1. – P. 278-283.

131 Ducrotoy J.-P., Elliott M. The science and management of the North Sea and the Baltic Sea: Natural history, present threats and future challenges // *Marine Pollution Bulletin*. – 2008. – Vol. 57. – P. 8–21.

132 Dybern B., Fonselius S. Pollution in The Baltic Sea. Ed. by A. Voipio. – Elsevier, Amsterdam/Oxford/New York, 1981. – P. 351-381.

- 133 Emelyanov E.M. (ed.). Geology of the Gdansk Basin. Baltic Sea. Kaliningrad: Yantarnyj skaz, 2002. – 496 p.
- 134 Emelyanov E.M. Baltic Sea: geology, geochemistry, paleoceanography, pollution. P.P. Shirshov Institute of Oceanology RAS, Atlantic Branch. Kaliningrad: Yantarny Skaz, 1995. –120 p.
- 135 Fischer H., Matthäus W. The importance of the Drogden Sill in the Sound for major Baltic inflows // *J Mar Syst.* – 1996. – Vol. 9. –P. 137–157.
- 136 Folk R.L. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature // *Journal of Geology.* – 1954. – Vol. 62. – P. 344–359.
- 137 Garnaga G. Integrated assessment of pollution in the Baltic Sea // *Ekologija.* – 2012. – Vol. 58, No. 3. – P. 331–355.
- 138 Gerlach S.A. Marine pollution. Diagnosis and therapy. – Berlin: Springer-Verlag, 1981. – 218 p.
- 139 Glasby G.P., Szefer P. Marine Pollution in Gdansk Bay, Puck Bay and the Vistula Lagoon, Poland: An overview // *Sci. Total Environ.* – 1998. – Vol. 212. – P. 49–57.
- 140 Glasby G.P., Szefer P., Geldon J., Warzocha J. Heavy-metal pollution of sediments from Szczecin Lagoon and the Gdansk Basin, Poland // *Sci. Total Environ.* – 2004. –Vol. 330. – P. 249–269.
- 141 Gonzalez-Mendoza D., Moreno A.Q., Zapata-Perez O. Coordinated responses of phytochelatin synthase and metallothionein genes in black mangrove, *Avicennia germinans*, exposed to cadmium and copper // *Aquatic Toxicology.* – 2007. – Vol. 83. – P. 306–314.
- 142 Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control - a sedimentological approaches // *Water Research.* – 1980. – Vol. 14(8). – P. 9751001.
- 143 HELCOM. Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings, 120B. – 2010. – 116 p.

- 144 HELCOM. Heavy metal pollution to the Baltic Sea in 2004. *Baltic Sea Environment Proceedings*. – 2007. 108. – 33 p.
- 145 HELCOM. The Baltic Marine Environment 1999-2002. *Baltic Sea Environment Proceedings*. – 2003. 87. – 48 p.
- 146 Helios-Rybicka E. Impact of mining and metallurgical industries on the environment in Poland // *Appl. Geochem.* – 1996. –Vol. 11. – P. 3.
- 147 Helsinki Commission (HELCOM). HELCOM maritime assessment 2008. In: *Baltic sea environment proceedings no.152*. Helsinki: Helsinki Commission, 2018.
- 148 Hornung H., Krom M.D., Cohen Y. Trace metal distribution in sediments and benthic fauna of Haifa Bay, Israel // *Estuar Coast Shelf Sci.* – Vol. 29. – 1989. – P. 43–56.
- 149 Idczak J., Brodecka-Goluch A., Łukawska-Matuszewska K., Graca B., Gorska N., Klusek Z., Pezacki P.D., Bolałek J. A geophysical, geochemical and microbiological study of a newly discovered pockmark with active gas seepage and submarine groundwater discharge (MET1-BH, central Gulf of Gdansk, southern Baltic Sea) // *Science of the Total Environment*. – 2020. – Vol. 742 – P. 140306.
- 150 Jarmalavicius D., Zilinskas G., Pupienis D. Impact of Klaipeda port jetties reconstruction on adjacent sea coast dynamics // *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* – 2012. Vol. 20, No. 3. – P. 240–247.
- 151 Kautsky L., Kautsky N. The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian Bay. In: C. R. C. Sheppard (ed.) *Seas at the Millennium. An Environmental Evaluation*. Amsterdam: Elsevier Science Ltd., 2000. P. 121–133.
- 152 Kennish M. J. *Practical handbook of estuarine and marine pollution*. – United States of America: CRC Press marine science series, 1997. – 524 p.
- 153 Kersten M., Balls P. W., Van Enk R. J., Green N., Kramer K. J. M., Kriews M., Monteny F., Zwolsman J. J. G. Background concentrations for metals in the North Sea: Sediment, Water, Mussels and Atmosphere. In: J. Sundermann (ed.). *Circulation and Contaminant Fluxes in the North Sea*. Berlin: Springer-Verlag, 1994. – P. 290–316.

154 Kovaleva O., Chubarenko B., Pupienis D. Grain size variability as an indicator of sediment transport alongshore the Curonian Spit (south-eastern Baltic Sea) // *Baltica*. – 2016. – Vol. 29. – P. 145–155.

155 Krek A., Danchenkov A., Ulyanova M., Ryabchuk D. Heavy metals contamination of the sediments of the southeastern Baltic Sea: the impact of economic development // *Baltica*. 2019. 32 (1), p. 51–62. <https://doi.org/10.5200/baltica.2019.1.5>

156 Krek A., Krechik V., Danchenkov A., Krek E. Pollution of the sediments of the coastal zone of the Sambia Peninsula and the Curonian Spit (Southeastern Baltic Sea) // *PeerJ*. – 2018 a. – Vol. 6. – P. e4770.

157 Krek A., Ulyanova M., Koschavets S. Influence of land-based Kaliningrad (Primorsky) amber mining on coastal zone // *Marine Pollution Bulletin*. 2018 6. Vol. 131. P. 1-9. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.042.

158 Krek A., Krechik V., Danchenkov A., Mikhnevich G. The role of fluids in the chemical composition of the upper Holocene sediment layer in the Russian sector of the South-East Baltic // *Russian Journal of Earth Sciences*. – 2020. – Vol. 20. – P. ES6006.

159 Krek A., Ulyanova M. Mineral tracers of the alongshore sediment transport (example from the South-Eastern Baltic Sea) // *Russian Journal of Earth Sciences*. 2020. № 6. ES6003. doi:10.2205/2020ES000714.

160 Krek A., Stont Zh., Ulyanova M. Alongshore bed load transport in the southeastern part of the Baltic Sea under changing hydrometeorological conditions: Recent decadal data // *Region. Stud. Mar. Sci.* – 2016. – Vol. 7. – P. 81–87.

161 Kriauciuniene, J.; Žilinskas, G.; Pupienis, D.; Jarmalavičius, D.; Gailiūšis, B. Impact of Sventoji port jetties on coastal dynamics of the Baltic Sea // *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* – 2013. – Vol. 21. – P. 114–122.

162 Krumbein W.C. Size frequency distributions of sediments // *Journal of Sedimentary Research*. – 1934. – Vol. 4. – P. 65–77.

163 Lehtonen K. K., Schiedek D., Kohler A., Lang Th., Vuorinen P. J., Forlin L., Barsiene J., Pempkowiak J., Gercken J. The BEEP project in the Baltic Sea:

Overview of results and outline for a regional biological effects monitoring strategy // *Marine Pollution Bulletin*. – 2006. – Vol. 53. – P. 523-537.

164 Leivuori M. Distribution and accumulation of metals in sediments of the northern Baltic Sea: PhD thesis, Contributions. Finnish Institute of Marine Research, 2000. – Vol. 2. – P. 9-43.

165 Li Y.H. Interelement relationship in abyssal Pacific ferromanganese nodules and associated pelagic sediments // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. –1982. – Vol. 46. P. 1053–1060.

166 Long E.R., Morgan L.G. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program; NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52,1990.

167 Loring D.H. Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the estuary and Gulf of St. Laurence // *Can. J. Earth Sci.* – 1979. – Vol. 16. – P. 1196–1209.

168 Loring D.H. Geochemistry of zinc, copper, and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St. Laurence // *Can. J. Earth Sci.* – 1978. – Vol. 15. – P. 757–772.

169 Loring D.H., Rantala R.T.T. Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter // *Earth-Science Rev.* – 1992 — Vol. 32. P. 235-283.

170 MacLaren P., Bowles D. The effects of sediment transport on grain-size distributions // *Journal of Sedimentary Petrology*. – 1985. – Vol. 55, № 4. – P. 0457–0470.

171 Matthäus W., Franck H. Characteristics of major Baltic inflows – a statistical analysis // *Cont Shelf Res.* – 1992. – Vol. 12. – P. 1375–1400.

172 Matthaues W., Schinke H. The influence of river runoff on deep water conditions of the Baltic Sea. In: E. M. Blomqvist, E. Bonsdorff & K. Essink (eds.). *Biological, Physical and Geochemical Features of Enclosed and Semi-enclosed Marine Systems* // *Hydrobiologia*. – 1999. – Vol. 393. – P. 1–10.

- 173 Mažeika J., Dušauskiene-Duž R., Radzevičius R. Sedimentation in the eastern Baltic Sea: lead-210 dating and trace element data implication // *Baltica*. – 2004. – Vol. 17, No 2. – P. 79–92.
- 174 McCave I.N. Size spectra and aggregation of suspended particles in the deep ocean // *Deep-Sea Res.* – 1984. – Vol. 31. – P. 329–352.
- 175 Miller R.L., Zeigler J.M. A study of sediment distribution in the zone of shoaling waves over complicated bottom topography // *Papers in marine geology: commemorat.* Vol. N. Y.: Macmillan, 1964. P. 133-153.
- 176 Moore W.S. The effect of submarine groundwater discharge on the ocean // *Annual review of marine science*. – 2010. – Vol. 2. – P. 59–88.
- 177 Müller G. Schwemetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971 // *Umschau*. – 1979. – Vol. 79. – P. 778–783.
- 178 Myrberg K., Andreev O. Main upwelling regions in the Baltic Sea - a statistical analysis based on three-dimensional modelling // *Boreal Environment Research*. – 2003. – Vol. 8. – P. 97–112.
- 179 Neff J.M. Chapter 5 – cadmium in the ocean. In: *Bioaccumulation in marine organisms*. – Oxford: Elsevier, 2002. P. 89–102.
- 180 Nehring D., Matthäus W., Lass H.-U., Naush G., Nagel K. The Baltic Sea 1994 – Consequences of the Hot Summer and Inflow Events // *Dt. hydrogr. Z.* – 1995. – Vol. 47. – No 2. – P. 131-144.
- 181 Nemerow N. L. Stream, lake, estuary and ocean pollution. Second edition. *Environmental Engineering Series*. – New York: Van Nostrand Reinhold, 1991. – 472 p.
- 182 Nemirovskaya I., Ulyanova M., Sivkov V. Hydrocarbons in the sediments offshore of the Curonian Spit (the south-eastern part of the Baltic Sea) // *Baltica*. – 2014. – Vol. 27. Special Issue. – P. 31–38.
- 183 Oberdorfer J.A., Valentino M.A., Smith S.V. Groundwater contribution to the nutrient budget of Tomales Bay, California // *Biogeochemistry*. – 1990. – Vol.10(3). – P. 199–216.

- 184 Ojaveer E., Elken J. On regional subunits in the ecosystem of the Baltic Sea. In: E. Ojaveer (ed.) 14th Baltic Marine Biologists Symposium. Tallinn, 1997. – P. 156-169.
- 185 Pempkowiak J., Cossa D., Sikora A., Sanjuan J. Mercury in water and sediments of the southern Baltic Sea // *Sci. Total Environ.* – 1998. – Vol. 213. – P. 185–192.
- 186 Pempkowiak J., Enrichment factors of heavy metals in the southern Baltic surface sediments dated with  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  // *Environ. Int.* – 1991. – Vol.17. – P. 421–428.
- 187 Pempkowiak J., Sikora A., Biernacka E. Speciation of heavy metals in marine sediments vs their bioaccumulation by mussels // *Chemosphere.* – 1999. – Vol. 39. – P. 313—321.
- 188 Perttilä M. (ed.). Contaminants in the Baltic Sea sediments. MERI Report Series of the Finnish Institute of Marine Research, – No. 50. – 2003. – P. 58-64.
- 189 Pupienis, D., Jonuskaite, S., Jarmalavicius, D. and Zilinskas, G. Klaipeda port jetties impact on the Baltic Sea shoreline dynamics. Proc 12 International Coastal Symposium (Plymouth, England), Conley D. C. et al. (Eds.), Lithuania // *J. Coast. Res.* – 2013. – Vol. 65. – P. 2167–2172.
- 190 Ravichandran M., Baskaran M., Santschi P. H., Bianchi T. History of trace metal pollution in Sabine-Neches Estuary, Beaumont, Texas // *Environmental Science and Technology.* – 1995. – Vol. 29. – P. 1495–1503.
- 191 Remeikaitė-Nikienė N., Garnaga-Budrė G., Lujanienė G., Jokšas K., Stankevičius A., Malejevas V., Barisevičiūtė R. Distribution of metals and extent of contamination in sediments from the south-eastern Baltic Sea (Lithuanian zone) // *Oceanologia.* – 2018. – Vol. 60 (2). – P. 193–206.
- 192 Repečka M., Šimkevičius P., Radzevičius R. Composition of bottom surface sediments in the South-Eastern Baltic Sea // *Baltica.* – 1997. – Vol. 10. – P. 25–37.

- 193 Rodrigues S.M., Glegg G.A., Pereira M.E., Duarte A.C. Pollution problems in the Northeast Atlantic: lessons learned for emerging pollutants such as the platinum group elements // *Ambio*. – 2009. – Vol. 38. – P. 17–23.
- 194 Rubio B., Nombela M.A., Vilas F. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution // *Mar. Pollut. Bull.* – 2000. – Vol. 40. – P. 968–980.
- 195 Ruiz-Fernández A.C., Páez-Osuna F., Machain-Castillo M.L., Arellano-Torres E. <sup>210</sup>Pb geochronology and trace metal fluxes (Cd, Cu and Pb) in the Gulf of Trhuan-tepec, South Pacific of Mexico // *J. Environ. Radioact.* – 2004. – Vol. 76. – P. 161–175.
- 196 Schlüter M. et al. Spatial distribution and budget for submarine groundwater discharge in Eckernförde Bay (Western Baltic Sea) // *Limnol. Oceanogr.* – 2004. – Vol. 49. – P. 157–167.
- 197 Skiba M, Maj-Szeliga K, Szymański W, Błachowski A. Weathering of glauconite in soils of temperate climate as exemplified by a Luvisol profile from Gora Pu lawska, Poland // *Geoderma*. – 2014. – Vol. 235–236. – P. 212–226.
- 198 Slomp C.P., Van Cappellen P. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact // *Journal of Hydrology*. 2004. – Vol. 295(1-4). – P. 64-86.
- 199 Smith S.L., MacDonald D.D., Keenleyside K.A., Ingersoll C.G., Field J. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems // *J Great Lakes Res* – 1996. – Vol. 22. – P. 624–638.
- 200 Sokolowski A., Wolowicz M., Hummel H. Distribution of dissolved and labile particulate trace metals in the overlying bottom water in the Vistula River plume (southern Baltic Sea) // *Mar. Pollut. Bull.* – 2001. – 42. – P. 967–980.
- 201 Soomere T., Viška, M. Simulated wave-driven sediment transport along the eastern coast of the Baltic Sea // *Journal of Marine Systems*. – 2014. – Vol. 129. – P. 96–105.

- 202 Swedish EPA. Coasts and Seas. Environmental quality criteria. – Uppsala: Swedish Environmental Protection Agency, 2000. – 138 p.
- 203 Szefer P. Distribution and behaviour of selected heavy metals in various components of the southern Baltic ecosystem // *Appl. Geochem.* – 1998. – Vol. 13. – P. 287–292.
- 204 Szefer P., Glasby G.P. Geochemical investigations of the Baltic Sea and surrounding areas // *Appl. Geo-chem.* – 1998. – Vol. 13. – P. 105.
- 205 Szefer P., Glasby G.P., Geldon J., Renner R.M., Bjorn E., Snell J., Frech W., Warzocha J. Heavy-metals pollution of sediments from the Polish exclusive economic zone, southern Baltic Sea // *Environ. Geol.* – 2008. – Vol. 57. – P. 847–862.
- 206 Szefer P., Glasby G.P., Kusak A., Szefer K., Jankowska H., Wolowicz M., Ali A.A. Evaluation of anthropogenic influx of metallic pollutants into Puck Bay, southern Baltic // *Appl. Geochem.* – 1998. – Vol. 13. – P. 293–304.
- 207 Szefer P., Glasby G.P., Pempkowiak J., Kaliszan R. Extraction studies of heavy-metal pollutants in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland // *Chem. Geol.* – 1995. – Vol. 120. – P. 111–126.
- 208 Szefer P., Glasby G.P., Szefer K., Pempkowiak J., Kaliszan R. Heavy-metal pollution in surficial marine sediments from the southern Baltic Sea off Poland // *J. Environm. Sci. Health.* – 1996. – Vol. 31 (A). – P. 2723–2754.
- 209 Szefer P., Skwarzec B. Distribution and possible sources of some elements in the sediment cores of the southern Baltic // *Mar. Chem.* – 1988. – Vol. 23. – P. 109–129.
- 210 Szymczycha B., Kroeger K.D., Pempkowiak J. Significance of groundwater discharge along the coast of Poland as a source of dissolved metals to the southern Baltic Sea // *Marine pollution bulletin.* – 2016. – Vol.109(1). P. 151–162.
- 211 Szymczycha B., Maciejewska A., Winogradow A., Pempkowiak J. Could submarine groundwater discharge be a significant carbon source to the southern Baltic Sea? // *Oceanologia.* – 2014. – Vol. 56(2). – P. 327–347.

212 Szymczycha B., Vogler S., Pempkowiak J. Nutrient fluxes via submarine groundwater discharge to the Bay of Puck, southern Baltic Sea // *Science of the total environment*. – 2012. – Vol. 438. – P. 86-93.

213 Tomlinson D.C., Wilson J.G., Harri C.R., Jeffrey D.W. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index // *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. – 1980. – Vol. 33. – P. 566-575.

214 Tornero V., Hanke G. Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: a review with a focus on European seas // *Mar Pollut Bull*. – 2016. – 112. – P. 17–38.

215 Ulyanova M., Danchenkov A. Maritime potential of the Russian sector of the south-eastern Baltic Sea and its spatial usage // *Baltica*. – 2016. – Vol. 29 (2). – P. 133–144.

216 Uścińowicz Sz. Geological setting and bottom sediments in the Baltic Sea. In: Uścińowicz Sz. (Ed.). *Geochemistry of Baltic Sea Surface Sediments*. Warsaw: Polish Geological Institute, National Research Institute, 2011. P. 164-171.

217 Uścińowicz Sz., Szefer P., Sokołowski K. Normalised values of trace elements in surface sediments. In: Uścińowicz, Sz (ed.) *Geochemistry of Baltic Sea surface sediments*. Warsaw: Polish Geological Institute, 2011. P. 252–259.

218 Ward Jr J.H. Hierarchical grouping to optimize an objective function // *Journal of the American statistical association*. – 1963. – Vol. 58(301). – P. 236–244.

219 WGMS. Report of the Working Group on Marine Sediments in Relation to Pollution. ICES CM. 2003 / E:04.

220 Whitticar M.J. Diagenetic relationships of methanogenesis, nutrients, acoustic turbidity, pockmarks and freshwater seepages in Eckernförde Bay // *Mar. Geol*. 2002. – Vol. 182. – P. 29–53.

221 Windom H.L., Smith R.G. Jr., Rawlinson C. Particulate trace metal composition and flux across the south eastern US continental shelf // *Marine Chemistry*. – 1989. – Vol. 27. – P. 283–297.

222 Witkowski A., Pempkowiak J. Reconstructing the development of human impact from diatoms and  $^{210}\text{Pb}$  sediment dating (the Gulf of Gdansk – southern Baltic Sea) // *Geogr. Pol.* – 1995. – Vol. 65. – P. 63–78.

223 WRC, Derivation of EQS to protect aquatic life. Minimum dataset requirements and use of extrapolation factors; unpubl. WRC document, ref. DWE 9026/MGCB; Water Research Centre, Marlow, 1993.

224 Yan Z., Wang W., Zhou J., Yi X., Zhang J., Wang X., Liu Z. Screening of high phytotoxicity priority pollutant sand their ecological risk assessment in China's surface waters // *Chemosphere.* – 2015. – Vol. 128. – P. 28–35.

225 Yurkovskis A., Poikāne R. Biogeochemical, physical and anthropogenic transformations in the Daugava River estuary and plume, and the open Gulf of Riga (Baltic Sea) indicated by major and trace elements // *Journal of marine systems.* – 2008. – Vol. 70 (1–2). – P. 77–96.

226 Zaborska A., Winogradow A., Pempkowiak J. Caesium-137 distribution, inventories and accumulation history in the Baltic Sea sediments // *J. Environ. Radioact.* – 2014. Vol. 127. – P. 11–25.

227 Zahra A., Hashni M.Z., Malik R.N., Ahmed Z. Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah-Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir // *Pakistan. Sci. Total Environ.* – 2014. – Vol. 470–471. – P. 925–933.

228 Zalewska T., Woron J., Danowska B., Suplińska M. Temporal changes in Hg, Pb, Cd and Zn environmental concentrations in the southern Baltic Sea sediments dated with  $^{210}\text{Pb}$  method // *Oceanologia.* – 2015. – Vol. 57(1). – P. 32-43.

229 Zaromskis R., Gulbinskas S. Main patterns of coastal zone development of the Curonian Spit, Lithuania // *Baltica.* – 2010. – Vol. 23, No. 2. – P. 149–156.

230 Zaromskis, R., S. Gulbinskas (2010), Main patterns of coastal zone development of the Curonian Spit, Lithuania, *Baltica*, 23, No. 2, 149–156.

ПРИЛОЖЕНИЯ

**Приложение 1 – Содержание тяжелых металлов в поверхностных донных осадках российского сектора за период 2013-2020 гг.**

Таблица П1 – Содержание ТМ в поверхностных донных осадках в российского сектора по результатам производственного экологического мониторинга при нефтедобыче на Кравцовском месторождении (D6) в мг/кг. Данные обобщены по (Обзор результатов..., 2013-2020)

Станция	Кол-во измерений		Cu	Cr	Cd	Pb	Hg
22	7	Мин	<0,5	8,7	0,1	<0,5	<0,005
		Макс	85,0	100,0	3,5	58,0	0,160
		Среднее	40,6	55,0	2,2	16,6	0,069
		σ	31,4	38,2	1,2	24,0	0,060
10	5	Мин	<0,5	1,5	<0,5	3,4	<0,005
		Макс	3,4	9,0	1,5	7,4	0,008
		Среднее	2,1	5,3	0,5	3,0	<0,005
		σ	1,2	3,1	0,6	2,8	-
11	5	Мин	<0,5	2,6	0,1	1,2	<0,005
		Макс	4,2	17,0	1,9	11,0	0,007
		Среднее	2,7	7,3	0,7	5,1	0,006
		σ	1,5	6,2	0,8	4,1	0,001
15	7	Мин	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	11,0	11,0	2,4	13,0	0,010
		Среднее	3,6	7,1	0,6	4,2	0,006
		σ	3,7	3,5	0,9	4,4	0,002
16	7	Мин	<0,5	3,5	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	8,6	21,0	1,8	9,0	0,032
		Среднее	3,1	8,1	0,5	3,8	0,012
		σ	3,0	6,6	0,7	3,3	0,010
17	7	Мин	<0,5	3,2	<0,05	<0,5	<0,005

Станция	Кол-во измерений		Cu	Cr	Cd	Pb	Hg
		Макс	41,0	99,0	3,3	14,0	0,100
		Среднее	11,6	21,6	1,0	4,3	0,019
		$\sigma$	15,2	34,7	1,2	5,0	0,036
18	7	Мин	<0,5	3,9	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	56,0	31,0	2,1	10,0	0,017
		Среднее	12,1	18,1	0,6	4,4	0,008
		$\sigma$	20,8	11,3	0,8	3,2	0,004
1	3	Мин	1,2	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	7,5	82,0	0,6	1,3	0,010
		Среднее	5,1	31,5	0,3	0,8	0,007
		$\sigma$	3,4	44,1	0,3	0,4	0,003
23	7	Мин	<0,5	18,0	0,2	<0,5	<0,005
		Макс	24,0	51,0	1,5	7,5	0,210
		Среднее	7,4	26,0	0,6	4,2	0,045
		$\sigma$	8,1	17,8	0,4	2,3	0,074
3	7	Мин	<0,5	2,8	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	34,0	83,0	2,3	50,0	0,007
		Среднее	7,8	19,1	0,7	12,6	0,005
		$\sigma$	12,2	29,0	0,8	17,5	0,001
4	7	Мин	<0,5	11,0	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	28,0	75,0	1,4	13,0	0,022
		Среднее	8,1	35,1	0,7	3,5	0,010
		$\sigma$	10,5	25,5	0,4	4,7	0,007
5	7	Мин	<0,5	10,0	0,1	<0,5	<0,005
		Макс	110,0	64,0	1,4	13,0	0,007
		Среднее	23,5	30,4	0,6	4,2	0,006
		$\sigma$	42,1	19,2	0,4	4,5	0,001
6	7	Мин	<0,5	7,0	<0,05	<0,5	<0,005

Станция	Кол-во измерений		Cu	Cr	Cd	Pb	Hg
		Макс	110,0	96,0	1,3	8,8	0,016
		Среднее	17,7	35,2	0,5	3,7	0,008
		$\sigma$	40,7	32,8	0,5	3,3	0,004
7	7	Мин	<0,5	5,1	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	300,0	57,0	1,8	12,0	0,006
		Среднее	72,1	31,0	0,7	4,2	0,005
		$\sigma$	124,9	19,7	0,7	3,9	0,000
9	6	Мин	<0,5	1,3	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	7,1	8,4	2,3	13,0	<0,005
		Среднее	3,5	4,9	0,6	3,9	
		$\sigma$	2,9	3,1	0,9	4,7	
1л-12л	76	Мин	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	30,0	21,0	2,5	14,0	0,009
		Среднее	3,9	7,0	0,6	4,0	0,005
		$\sigma$	5,2	4,7	0,7	4,0	0,001
Обломочные осадки в целом	165	Мин	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005
		Макс	300,0	99,0	3,3	50,0	0,210
		Среднее	9,2	14,1	0,6	4,3	0,009
		$\sigma$	30,7	18,1	0,7	5,3	0,018

**Приложение 2 – Содержание Cu, Cr, Cd, Pb и Hg в поверхностных донных осадках на нефтегазоносных структурах**

Таблица П2 – Содержания ТМ в поверхностных донных осадках на нефтегазоносных структурах. Содержания ТМ приведены в мг/кг (метод ИСП-АЭС)

Структура/количество значений		Cu	Cr	Cd	Pb	Hg	% фракции <0,1 мм
D18/9	Мин.	<0,5	7,1	0,06	<0,5	<0,005	0,0
	Макс.	<b>6,4</b>	<b>38,0</b>	<b>1,40</b>	<b>5,2</b>	<b>0,011</b>	<b>13,3</b>
	Среднее	1,0	13,2	0,30	2,1	<0,005	1,7
	σ	2,0	9,6	0,42	1,4	0,003	4,3
D19/9	Мин.	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005	0,0
	Макс.	0,9	1,6	0,60	<0,5	0,005	0,6
	Среднее	<0,5	0,5	0,09	<0,5	<0,005	0,3
	σ	0,2	0,5	0,19	0,0	0,001	0,2
D29/27	Мин.	3,0	1,5	0,10	<0,5	<0,005	0,0
	Макс.	<b>21,0</b>	<b>24,0</b>	<b>2,30</b>	<b>12,0</b>	<b>0,010</b>	<b>28,0</b>
	Среднее	8,6	8,7	0,35	3,9	<0,005	6,5
	σ	5,0	5,1	0,46	3,7	0,002	7,3
D41/22	Мин.	0,2	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005	0,0
	Макс.	<b>28,0</b>	<b>24,0</b>	<b>6,80</b>	<b>13,0</b>	<b>0,070</b>	<b>31,7</b>
	Среднее	6,0	7,2	0,80	2,1	0,011	6,4
	σ	7,8	8,1	1,40	2,6	0,014	10,7
D6s/31	Мин.	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005	0,0
	Макс.	5,6	25,0	1,30	12,0	0,009	1,0
	Среднее	2,0	4,7	0,38	2,9	0,004	0,1
	σ	1,9	6,5	0,45	3,5	0,003	0,2
Обломочные осадки в	Мин.	<0,5	<0,5	<0,05	<0,5	<0,005	0

Структура/количество значений		Cu	Cr	Cd	Pb	Hg	% фракции <0,1 мм
целом/98	Макс.	28,0	38,0	6,80	13,0	0,070	31,7
	Среднее	4,5	6,8	0,44	2,7	0,006	3,4
	$\sigma$	5,6	7,2	0,78	3,2	0,007	7,1
D33/54	Мин.	18,0	21,0	0,20	1,5	0,017	87,9
	Макс.	88,0	130,0	2,40	129,0	0,290	100,0
	Среднее	35,4	67,9	1,17	37,9	0,156	97,3
	$\sigma$	10,2	22,8	0,58	27,1	0,066	3,4
D9/9	Мин.	3,9	12,0	0,07	0,8	0,100	99,4
	Макс.	6,5	16,0	0,90	5,8	0,260	100,0
	Среднее	5,6	14,8	0,28	3,6	0,203	99,9
	$\sigma$	0,8	1,3	0,24	1,9	0,054	0,2
D2/9	Мин.	1,8	17,0	0,28	1,3	0,240	99,6
	Макс.	19,0	62,0	0,98	4,3	0,320	100,0
	Среднее	10,0	33,0	0,64	3,2	0,274	100,0
	$\sigma$	5,1	13,3	0,23	1,1	0,027	0,1
Глинистые осадки в целом	Мин.	1,8	12,0	0,07	0,8	0,017	87,9
	Макс.	88,0	130,0	2,40	129,0	0,320	100,0
	Среднее	28,5	56,9	0,99	31,7	0,177	97,9
	$\sigma$	15,1	28,2	0,61	27,9	0,073	3,1

**Приложение 3 – Содержание тяжелых металлов в прибрежной зоне  
Калининградского полуострова и Куршской косы (2014 г.)**

Таблица ПЗ – Содержание тяжелых металлов в прибрежной зоне Калининградского полуострова и Куршской косы. Содержания ТМ приведены в мг/кг (метод ИСП-АЭС)

Точка	Hg	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	
	мг/кг						
Калининградский полуостров	1	0,006	0,19	1,0	0,7	<0,5	5,7
	2	0,007	0,82	43,0	2,8	<0,5	19,0
	3	<0,005	<0,05	4,3	0,7	1,2	15,0
	4	<0,005	0,57	14,0	1,8	<0,5	13,0
	5	0,005	0,78	39,0	3,2	<0,5	16,0
	6	0,005	0,96	56,0	2,6	0,7	17,0
	7	<0,005	0,63	4,3	3,6	<0,5	14,0
	8	<0,005	0,34	25,0	8,9	0,5	24,0
	9	<0,005	0,31	12,0	8,7	19,0	10,0
	10	<0,005	0,34	29,0	9,1	1,6	16,0
	11	<0,005	0,41	54,0	9,7	1,9	14,0
	12	0,005	0,39	36,0	11,0	<0,5	20,0
	13	<0,005	0,65	46,0	12,0	<0,5	18,0
	14	<0,005	0,33	9,6	8,1	<0,5	12,0
	15	-	-	-	-	-	-
	16	0,006	0,41	26,0	1,5	<0,5	14,0
	17	0,006	0,16	6,4	2,2	<0,5	8,0
Куршская коса	18	-	-	-	-	-	-
	19	0,006	0,44	35,0	1,7	0,6	9,2
	20	<0,005	0,67	30,0	1,5	0,5	11,0
	21	<0,005	0,55	20,0	1,6	0,9	11,0
	22	<0,005	0,46	<b>63,0</b>	0,8	1,2	91,0

Точка	Hg	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	мг/кг					
23	0,005	0,27	<b>63,0</b>	0,3	2,2	6,9
24	0,005	0,59	46,0	1,3	1,2	12,0
25	0,005	0,29	25,0	0,6	0,9	4,0
26	0,005	0,44	26,0	1,1	1,2	8,8
27	0,008	<0,05	<b>78,0</b>	1,3	<0,5	13,0
28	0,005	0,24	<b>240,0</b>	1,8	<0,5	24,0
29	0,009	<0,05	59,0	1,1	<0,5	12,0
30	<0,005	0,36	<b>110,0</b>	0,9	3,7	9,7
31	0,006	0,04	<b>66,0</b>	10,0	1,6	17,0
32	0,005	0,56	<b>170,0</b>	<b>120,0</b>	5,9	19,0
33	0,006	0,67	<b>72,0</b>	13,0	<b>130,0</b>	<b>230,0</b>
34	0,006	0,86	<b>340,0</b>	11,0	8,0	20,0
35	0,010	0,52	<b>150,0</b>	11,0	5,3	10,0
36	0,007	0,25	<b>89,0</b>	1,4	<0,5	15,0
37	<0,005	0,05	34,0	2,1	<0,5	10,0
38	0,006	0,49	<b>160,0</b>	1,0	3,5	14,0
39	0,005	0,39	56,0	1,0	2,1	11,0
40	0,005	0,69	<b>240,0</b>	0,7	6,5	15,0

Жирным отмечены значения, соответствующие 5 классу загрязнения, жирным курсивом – 4 классу (WGMS 2003, см. Таблицу 1.2.3)

**Приложение 4 – Гранулометрический состав донных отложений в  
прибрежной зоне Калининградского полуострова и Куршской косы (2014 г.)**



Точка	% фракции, мм																
	10,0	4,0	2,8	2,0	1,4	1,0	0,71	0,5	0,36	0,25	0,18	0,13	0,1	0,09	0,063	0,05	<0,05
16	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	17,82	17,86	6,40	5,86	8,48	9,26	12,27	10,05	6,03	3,84	0,95	0,41	0,19	0,16	0,29	0,13	0,00
18	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	7,07	1,52	0,54	0,53	0,68	0,87	1,70	4,70	13,92	28,27	26,49	9,66	1,61	0,69	1,40	0,21	0,15
20	-	-	-	-	-	-	1,00	2,14	4,80	15,13	16,95	7,51	18,09	13,16	19,62	1,16	0,43
21	-	-	-	-	-	-	1,15	2,75	4,71	9,68	21,41	26,73	11,97	6,71	12,88	1,26	0,76
22	-	-	-	-	-	-	1,05	0,16	5,42	13,66	18,29	32,11	13,93	3,66	5,74	1,36	4,62
23	-	-	-	-	-	-	1,03	1,18	4,25	13,14	23,44	26,56	13,69	4,88	7,68	1,07	3,08
24	-	-	-	-	-	-	0,55	0,51	1,21	6,06	18,27	24,42	20,83	11,07	14,79	1,23	1,05
25	32,39	-	-	-	-	-	0,12	0,28	0,84	5,06	18,96	24,77	8,82	3,19	4,46	0,72	0,39
26	-	-	-	-	-	0,89	1,92	3,50	4,11	11,49	27,72	32,22	11,01	3,22	3,58	0,23	0,11
27	-	-	-	-	-	-	0,52	2,11	4,10	10,22	21,68	34,24	16,07	5,26	5,24	0,42	0,13
28	-	-	-	-	-	-	1,40	3,41	5,03	8,68	15,56	34,42	21,13	4,86	4,92	0,54	0,06
29	-	-	-	-	-	-	1,63	0,74	1,42	4,51	14,59	44,91	23,95	4,37	3,64	0,16	0,08
30	-	-	-	-	-	-	1,79	1,76	3,17	3,91	4,37	19,02	35,50	13,70	14,30	2,01	0,46
31	-	-	-	-	-	-	-	0,30	0,35	1,01	2,86	20,70	45,42	13,00	14,98	0,98	0,41
32	8,45	-	-	-	-	-	0,23	0,39	0,65	0,66	1,42	25,42	42,91	8,22	10,68	0,72	0,25

Точка	% фракции, мм																
	10,0	4,0	2,8	2,0	1,4	1,0	0,71	0,5	0,36	0,25	0,18	0,13	0,1	0,09	0,063	0,05	<0,05
33	27,36	-	-	-	-	1,11	0,20	0,42	0,52	0,67	1,56	23,05	32,26	7,82	4,43	0,44	0,17
34	-	-	-	-	-	1,26	1,05	0,76	1,15	2,36	3,97	10,64	38,46	15,46	20,70	3,30	0,88
35	3,20	-	-	-	-	-	0,17	0,27	1,46	3,79	4,11	20,64	40,72	10,49	13,87	0,97	0,30
36	-	-	-	-	-	-	0,38	0,19	0,33	0,75	7,07	47,98	33,97	4,80	4,29	0,18	0,08
37	-	-	-	-	-	-	0,12	0,04	0,10	0,28	3,69	46,31	40,52	5,76	2,89	0,16	0,11
38	-	-	-	-	-	-	0,50	0,58	0,96	2,68	8,53	28,38	36,17	10,62	10,49	0,73	0,36
39	-	-	-	-	-	-	0,12	0,08	0,19	0,47	2,49	36,90	43,74	9,80	5,72	0,29	0,18
40	-	-	-	-	-	-	1,10	0,08	0,17	0,43	2,62	34,90	37,54	8,85	13,42	0,64	0,26

**Приложение 5 – Результаты расчетов экологических индексов для осадков  
прибрежной зоны Калининградского полуострова и Куршской косы (2014 г.)**

Таблица П5 – Индексы CF и mCd для нормализованных значений содержания ТМ  
к тонкодисперсной фракции

Точка	CF						mCd
	Hg	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	
1	<b>36,58</b>	<b>6,05</b>	0,25	3,07	0,19	5,33	<b>8,6</b>
2	0,61	0,40	0,17	0,18	0,19	0,27	0,3
3	0,27	0,04	3,54	<b>9,28</b>	<b>94,38</b>	<b>44,91</b>	<b>25,4</b>
4	0,27	<b>6,15</b>	1,22	2,64	0,19	4,12	<u>2,4</u>
5	1,42	1,17	0,47	0,65	0,19	0,70	0,8
6	1,91	1,92	0,91	0,71	1,00	1,00	1,2
7	0,27	1,06	0,06	0,82	0,19	0,69	0,5
8	0,27	1,53	0,91	5,42	1,80	3,16	<u>2,2</u>
9	0,27	0,45	0,14	1,70	<b>21,12</b>	0,42	<u>4,0</u>
10	0,27	<b>24,91</b>	<b>17,17</b>	<b>90,51</b>	<b>90,38</b>	<b>34,41</b>	<b>42,9</b>
11	0,27	0,30	0,31	0,95	1,06	0,30	0,5
12	0,27	0,39	0,29	1,49	0,19	0,58	0,5
13	0,27	3,24	1,86	<b>8,13</b>	0,19	2,64	<u>2,7</u>
14	0,27	0,14	0,03	0,48	0,19	0,15	0,2
17	<b>19,08</b>	3,09	1,00	5,78	0,19	4,54	<b>5,6</b>
19	<b>7,25</b>	2,96	1,90	1,55	3,11	1,82	<u>3,1</u>
20	0,27	1,03	0,37	0,31	0,63	0,50	0,5
21	0,27	0,67	0,20	0,26	0,86	0,39	0,4
22	0,27	0,19	0,21	0,04	0,38	1,09	0,4
23	0,54	0,16	0,30	0,02	1,00	0,12	0,4
24	1,00	0,63	0,40	0,19	0,99	0,38	0,6
25	2,09	0,64	0,44	0,19	1,46	0,26	0,8
26	<b>6,50</b>	3,19	1,52	1,08	<b>6,71</b>	1,87	<u>3,5</u>

Точка	CF						mCd
	Hg	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	
27	<b>6,32</b>	0,11	2,78	0,78	0,19	1,68	<u>2,0</u>
28	3,96	0,98	<b>7,94</b>	1,00	0,19	2,88	<u>2,8</u>
29	<b>16,71</b>	0,26	4,93	1,55	0,19	3,65	<b>4,5</b>
30	0,27	0,36	0,88	0,12	2,82	0,28	0,8
31	1,90	0,07	0,94	2,39	2,17	0,88	1,4
32	2,40	1,41	3,46	<b>41,06</b>	<b>11,47</b>	1,41	<b>10,2</b>
33	4,40	2,69	2,34	<b>7,09</b>	<b>402,90</b>	<b>27,14</b>	<b>74,4</b>
34	0,62	0,50	1,61	0,87	3,61	0,34	1,3
35	3,45	1,00	2,33	2,87	<b>7,86</b>	0,56	<u>3,0</u>
36	<b>12,10</b>	2,41	<b>6,93</b>	1,83	0,19	4,24	<b>4,6</b>
37	0,27	0,45	2,48	2,58	0,19	2,65	1,4
38	2,34	1,10	2,91	0,29	<b>6,07</b>	0,92	<u>2,3</u>
39	5,05	2,03	2,36	0,69	<b>8,44</b>	1,68	<u>3,4</u>
40	2,43	2,10	2,10	0,02	1,40	0,01	1,3

Жирным показана очень высокая степень загрязнения, курсивом – высокая (CF по Hakanson, 1980; mCd по Abraham, 2005; Abraham and Parker, 2008).

**Приложение 6 – Содержание тяжелых металлов в донных осадках  
прибрежной зоны Калининградской области (2017 г.)**

Таблица П6 – Содержание ТМ в прибрежной зоне Калининградской области  
осенью 2017 г. Результаты в мг/кг, метод ААС

Район	№	Fe	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	≤0,063 мм
	Точки	%	мг/кг					%
Балтийская коса	1_0*	0,24	8	10	2	4	7	0
	1_5*	0,77	7	13	3	6	18	0
	1_10	0,35	6	8	3	10	16	1,5
	1_15*	0,39	7	10	2	8	15	0
	2_0	0,27	9	11	2	9	17	0
	2_5	0,74	13	16	3	9	25	1,57
	2_10	0,35	12	11	2	9	19	1,72
	2_15	0,28	9	14	1	6	16	0,33
	3_0	0,44	12	11	1	6	16	0,04
	3_5	1,28	15	18	5	9	24	7,56
	3_15	1,1	14	16	3	10	23	10,51
	4_0	0,58	16	10	3	9	20	0
	4_5	1,67	15	20	4	11	23	0,76
	4_10*	1,04	16	19	3	9	23	0
	4_15*	1,01	22	21	6	8	15	0
	Мин,	0,24	6	8	1	4	7	0
	Макс,	1,67	22	21	6	11	25	10,51
	Среднее	0,70	12	14	3	8	18	2
σ	0,44	4	4	1	2	5	3	
Западное побережье Калининградского полуострова	5_0	0,46	16	11	5	8	7	0,02
	5_5	1,23	13	16	8	10	16	13,13
	5_10	1,04	6	15	10	10	17	18,18
	5_15	1,51	7	20	9	12	20	20,89

Район	№	Fe	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	≤0,063 мм	
	Точки	%	мг/кг					%	
	6_0	0,35	5	8	7	6	3	0,31	
	6_10*	1,54	7	22	10	12	25	0	
	6_15*	1,88	6	17	11	16	31	0	
	7_0	0,21	3	6	4	7	12	0	
	7_10	3,17	3	19	3	7	63	4,12	
	8_0	0,1	3	6	2	2	10	0	
	8_5	0,28	2	8	3	2	10	0,82	
	Мин,	0,1	2	6	2	2	3	0	
	Макс,	3,17	16	22	11	16	63	20,89	
	Среднее	1,07	6	13	7	8	19	5	
	σ	0,93	4	6	3	4	17	8	
	Северное побережье Калининградского полуострова	9_0	0,42	7	9	2	6	17	0
		9_5	2,13	4	22	2	1	35	10,32
9_10		0,14	1	7	4	7	10	0,06	
9_15*		0,43	4	13	2	3	11	0,03	
10_0		0,17	5	7	5	6	6	0,01	
10_5		0,53	5	10	5	5	15	0,13	
10_10		0,2	3	8	5	6	10	1,04	
10_15		0,14	8	9	4	8	8	0,12	
11_0		0,28	7	11	3	6	8	0,01	
11_5		0,16	7	8	3	3	8	0,54	
11_10		0,83	9	13	4	7	20	4,26	
11_15		0,35	9	10	4	5	14	2,71	
12_0		0,14	4	8	3	3	12	0,01	
12_5		1,2	2	13	5	3	36	23,72	
12_10		1,4	1	16	5	6	36	41,12	
12_15*		1,26	3	20	7	11	31	10,88	
Мин,	0,14	1	7	2	1	6	0		

Район	№	Fe	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	≤0,063 мм
	Точки	%	мг/кг					%
	Макс,	2,13	9	22	7	11	36	41,12
	Среднее	0,61	5	12	4	5	17	6
	σ	0,59	3	5	1	2	11	11
Куршская коса	13_0	0,35	4	6	5	4	2	0,01
	13_5	1,2	5	12	3	4	26	8,97
	13_15*	0,66	6	12	6	2	9	0,02
	14_0	0,12	5	4	3	4	2	0
	14_5	1,16	8	10	6	4	28	4,48
	14_10	1,19	7	4	7	8	2	0,03
	14_15*	1,34	6	11	10	3	29	3,73
	15_0	0,29	5	5	12	9	1	0
	15_5*	0,61	9	8	11	3	8	0,27
	15_10*	1,38	10	14	10	6	32	15,29
	15_15*	0,64	10	10	9	9	10	1,47
	16_0	0,15	10	5	17	9	1	0
	16_5	0,43	7	6	16	11	5	0,89
	16_10	1,89	8	19	11	6	32	17,27
	Мин,	0,12	4	4	3	2	1	0
	Макс,	1,89	10	19	17	11	32	17,27
	Среднее	0,82	7	9	9	6	13	4
	σ	0,54	2	4	4	3	13	6
Всего	Мин,	0,1	1	4	1	1	1	0
	Макс,	3,17	22	22	17	16	63	41,12
	Среднее	0,78	8	12	5	7	17	4
	σ	0,63	4	5	4	3	11	8

**Приложение 7 – Результаты нормализации тяжелых металлов в прибрежной  
зоне Калининградской области (2017 г.)**

Таблица П7 – Результаты нормализации ТМ к Fe, в безразмерных величинах

Точка	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe
1_0*	33,3	41,7	8,3	16,7	29,2
1_5*	9,1	16,9	3,9	7,8	23,4
1_10	17,1	22,9	8,6	28,6	45,7
1_15*	17,9	25,6	5,1	20,5	38,5
2_0	33,3	40,7	7,4	33,3	63,0
2_5	17,6	21,6	4,1	12,2	33,8
2_10	34,3	31,4	5,7	25,7	54,3
2_15	32,1	50,0	3,6	21,4	57,1
3_0	27,3	25,0	2,3	13,6	36,4
3_5	11,7	14,1	3,9	7,0	18,8
3_15	12,7	14,5	2,7	9,1	20,9
4_0	27,6	17,2	5,2	15,5	34,5
4_5	9,0	12,0	2,4	6,6	13,8
4_10*	15,4	18,3	2,9	8,7	22,1
4_15*	21,8	20,8	5,9	7,9	14,9
5_0	34,8	23,9	10,9	17,4	15,2
5_5	10,6	13,0	6,5	8,1	13,0
5_10	5,8	14,4	9,6	9,6	16,3
5_15	4,6	13,2	6,0	7,9	13,2
6_0	14,3	22,9	20,0	17,1	8,6
6_10*	4,5	14,3	6,5	7,8	16,2
6_15*	3,2	9,0	5,9	8,5	16,5
7_0	14,3	28,6	19,0	33,3	57,1
7_10	0,9	6,0	0,9	2,2	19,9
8_0	30,0	60,0	20,0	20,0	100,0

Точка	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe
8_5	7,1	28,6	10,7	7,1	35,7
9_0	16,7	21,4	4,8	14,3	40,5
9_5	1,9	10,3	0,9	0,5	16,4
9_10	7,1	50,0	28,6	50,0	71,4
9_15*	9,3	30,2	4,7	7,0	25,6
10_0	29,4	41,2	29,4	35,3	35,3
10_5	9,4	18,9	9,4	9,4	28,3
10_10	15,0	40,0	25,0	30,0	50,0
10_15	57,1	64,3	28,6	57,1	57,1
11_0	25,0	39,3	10,7	21,4	28,6
11_5	43,8	50,0	18,8	18,8	50,0
11_10	10,8	15,7	4,8	8,4	24,1
11_15	25,7	28,6	11,4	14,3	40,0
12_0	28,6	57,1	21,4	21,4	85,7
12_5	1,7	10,8	4,2	2,5	30,0
12_10	0,7	11,4	3,6	4,3	25,7
12_15*	2,4	15,9	5,6	8,7	24,6
13_0	11,4	17,1	14,3	11,4	5,7
13_5	4,2	10,0	2,5	3,3	21,7
13_15*	9,1	18,2	9,1	3,0	13,6
14_0	41,7	33,3	25,0	33,3	16,7
14_5	6,9	8,6	5,2	3,4	24,1
14_10	5,9	3,4	5,9	6,7	1,7
14_15*	4,5	8,2	7,5	2,2	21,6
15_0	17,2	17,2	41,4	31,0	3,4
15_5*	14,8	13,1	18,0	4,9	13,1
15_10*	7,2	10,1	7,2	4,3	23,2
15_15*	15,6	15,6	14,1	14,1	15,6
16_0	66,7	33,3	113,3	60,0	6,7

Точка	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe
16_5	16,3	14,0	37,2	25,6	11,6
16_10	4,2	10,1	5,8	3,2	16,9
Мин,	0,7	3,4	0,9	0,5	1,7
Макс,	66,7	64,3	113,3	60,0	100,0
Среднее	17,2	23,6	12,6	15,8	29,4
$\sigma$	14,1	14,6	16,6	13,5	20,2

**Приложение 8 – Экологические индексы загрязнения донных осадков  
тяжелыми металлами в прибрежной зоне Калининградской области (2017 г.)**

Таблица П8 – Индекс Cf и mCd

Точка	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	mCd
	Cf					
1_0*	<b>3,3</b>	<i>1,5</i>	1,0	<i>1,5</i>	0,9	1,7
1_5*	0,9	0,6	0,5	0,7	0,7	0,7
1_10	<i>1,7</i>	0,8	<i>1,1</i>	2,6	<i>1,4</i>	1,5
1_15*	<i>1,8</i>	0,9	0,6	<i>1,9</i>	<i>1,2</i>	1,3
2_0	<b>3,3</b>	<i>1,5</i>	0,9	3,0	2,0	2,2
2_5	<i>1,8</i>	0,8	0,5	<i>1,1</i>	<i>1,1</i>	1,0
2_10	<b>3,4</b>	<i>1,2</i>	0,7	2,3	<i>1,7</i>	1,9
2_15	<b>3,2</b>	<i>1,9</i>	0,4	<i>1,9</i>	<i>1,8</i>	1,8
3_0	2,7	0,9	0,3	<i>1,2</i>	<i>1,1</i>	1,3
3_5	<i>1,2</i>	0,5	0,5	0,6	0,6	0,7
3_15	<i>1,3</i>	0,5	0,3	0,8	0,7	0,7
4_0	2,8	0,6	0,6	<i>1,4</i>	<i>1,1</i>	1,3
4_5	0,9	0,4	0,3	0,6	0,4	0,5
4_10*	<i>1,5</i>	0,7	0,4	0,8	0,7	0,8
4_15*	2,2	0,8	0,7	0,7	0,5	1,0
5_0	<b>3,5</b>	0,9	<i>1,4</i>	<i>1,6</i>	0,5	1,6
5_5	<i>1,1</i>	0,5	0,8	0,7	0,4	0,7
5_10	0,6	0,5	<i>1,2</i>	0,9	0,5	0,7
5_15	0,5	0,5	0,7	0,7	0,4	0,6
6_0	<i>1,4</i>	0,8	2,5	<i>1,6</i>	0,3	1,3
6_10*	0,5	0,5	0,8	0,7	0,5	0,6
6_15*	0,3	0,3	0,7	0,8	0,5	0,5
7_0	<i>1,4</i>	<i>1,1</i>	2,4	3,0	<i>1,8</i>	1,9
7_10	0,1	0,2	0,1	0,2	0,6	0,3

Точка	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	mCd
	Cf					
8_0	3,0	2,2	2,5	1,8	3,1	2,5
8_5	0,7	1,1	1,3	0,6	1,1	1,0
9_0	1,7	0,8	0,6	1,3	1,3	1,1
9_5	0,2	0,4	0,1	0,0	0,5	0,2
9_10	0,7	1,9	3,6	4,5	2,2	2,6
9_15*	0,9	1,1	0,6	0,6	0,8	0,8
10_0	2,9	1,5	3,7	3,2	1,1	2,5
10_5	0,9	0,7	1,2	0,9	0,9	0,9
10_10	1,5	1,5	3,1	2,7	1,6	2,1
10_15	5,7	2,4	3,6	5,2	1,8	3,7
11_0	2,5	1,5	1,3	1,9	0,9	1,6
11_5	4,4	1,9	2,3	1,7	1,6	2,4
11_10	1,1	0,6	0,6	0,8	0,8	0,8
11_15	2,6	1,1	1,4	1,3	1,3	1,5
12_0	2,9	2,1	2,7	1,9	2,7	2,5
12_5	0,2	0,4	0,5	0,2	0,9	0,5
12_10	0,1	0,4	0,4	0,4	0,8	0,4
12_15*	0,2	0,6	0,7	0,8	0,8	0,6
13_0	1,1	0,6	1,8	1,0	0,2	1,0
13_5	0,4	0,4	0,3	0,3	0,7	0,4
13_15*	0,9	0,7	1,1	0,3	0,4	0,7
14_0	4,2	1,2	3,1	3,0	0,5	2,4
14_5	0,7	0,3	0,6	0,3	0,8	0,5
14_10	0,6	0,1	0,7	0,6	0,1	0,4
14_15*	0,4	0,3	0,9	0,2	0,7	0,5
15_0	1,7	0,6	5,2	2,8	0,1	2,1
15_5*	1,5	0,5	2,3	0,4	0,4	1,0
15_10*	0,7	0,4	0,9	0,4	0,7	0,6

Точка	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	mCd
	Cf					
15_15*	1,6	0,6	1,8	1,3	0,5	1,1
16_0	<b>6,7</b>	1,2	<b>14,2</b>	<b>5,5</b>	0,2	5,5
16_5	1,6	0,5	<b>4,7</b>	2,3	0,4	1,9
16_10	0,4	0,4	0,7	0,3	0,5	0,5

Примечание:

$Cf < 1$  – низкий коэффициент загрязнения (указывает на низкое загрязнение осадком рассматриваемого вещества);

$1 \leq Cf < 3$  – умеренный коэффициент загрязнения;

$3 \leq Cf < 6$  – значительный коэффициент загрязнения;

$Cf \geq 6$  – очень высокий коэффициент загрязнения,

**Приложение 9 – Результаты нормализации содержания Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As к Fe для российского сектора юго-восточной части Балтийского моря**

Таблица П9 – Результаты нормализации содержания Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd, Pb и As к Fe

	Станция	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	Cd/Fe	Pb/Fe	As/Fe
Обломочные осадки	35002	6,7	13,3	23,3	11,7	21,7	0,2	13,3	18,3
	35003	60,0	90,0	50,0	50,0	80,0	1,0	80,0	180,0
	35004	5,4	14,2	0,7	4,7	13,5	0,1	6,8	11,5
	35005	8,2	27,9	4,9	19,7	37,7	0,3	23,0	21,3
	35006	63,6	100,0	36,4	109,1	136,4	0,9	72,7	90,9
	35007	17,1	37,1	2,9	8,6	22,9	0,6	25,7	54,3
	35008	7,0	13,0	5,0	7,0	4,0	0,3	14,0	18,0
	35009	91,7	91,7	16,7	58,3	75,0	1,7	83,3	83,3
	35010	14,3	52,4	4,8	19,0	38,1	0,5	42,9	47,6
	35011	13,3	26,7	16,7	20,0	30,0	0,3	26,7	33,3
	35012	23,3	43,3	10,0	16,7	30,0	0,3	36,7	73,3
	35013	30,0	33,3	6,7	16,7	33,3	0,3	26,7	53,3
	35014	10,0	27,5	10,0	10,0	22,5	0,3	22,5	27,5
	35016	30,8	100,0	61,5	38,5	61,5	0,8	92,3	169,2
	35017	53,8	84,6	15,4	30,8	76,9	0,8	69,2	100,0
	35018	50,0	83,3	25,0	50,0	66,7	0,8	58,3	133,3
	35019	3,8	20,8	18,9	5,7	20,8	0,2	18,9	26,4
	35020	0,7	11,9	5,2	3,7	24,6	0,1	9,7	9,7
	35021	15,0	50,0	7,5	22,5	37,5	0,3	27,5	30,0
	35022	8,1	12,7	2,9	4,6	30,1	0,1	5,2	9,8
	35023	10,0	40,0	40,0	26,7	36,7	0,3	26,7	46,7
	35024	4,2	22,5	11,3	5,6	11,3	0,1	23,9	14,1
35025	16,7	46,7	23,3	6,7	40,0	0,3	50,0	46,7	
37005	9,5	20,3	5,4	9,5	31,1	0,1	20,3	20,3	

	Станция	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	Cd/Fe	Pb/Fe	As/Fe
	37007	2,4	31,0	7,1	23,8	38,1	0,2	19,0	42,9
	37011	8,8	42,1	7,0	15,2	25,7	1,1	38,6	13,5
	43054	9,7	24,3	3,9	9,7	27,7	0,0	4,9	20,4
	43056	8,2	17,3	3,6	8,2	33,6	0,1	6,4	24,5
	43057	14,3	22,9	4,3	14,3	47,1	0,1	5,7	48,6
	43059	18,2	56,8	18,2	22,7	65,9	0,2	25,0	56,8
	43060	8,8	13,2	4,4	7,4	33,1	0,1	4,4	23,5
	43061	5,0	15,1	2,9	6,3	42,0	0,0	4,2	16,0
	43003	8,6	29,9	3,2	4,8	29,4	0,1	16,6	11,2
	Мин,	0,7	11,9	0,7	3,7	4,0	0,0	4,2	9,7
	Макс,	91,7	100,0	61,5	109,1	136,4	1,7	92,3	180,0
	Среднее	19,3	39,9	13,9	20,2	40,1	0,4	30,3	47,8
	σ	21,1	27,8	14,6	21,3	25,5	0,4	25,0	43,9
	Глинистые осадки	35027	8,3	24,1	2,3	10,1	1,9	0,1	7,2
35088		4,5	13,9	2,7	7,7	19,8	0,0	3,4	9,3
37020		8,0	28,4	1,0	9,4	16,0	0,1	15,7	5,7
37030		7,0	20,8	0,4	11,0	16,7	0,1	9,3	5,3
37031		7,2	24,4	0,8	10,0	15,5	0,1	12,5	5,1
37032		9,7	33,9	1,0	12,3	20,7	0,2	20,5	8,1
37033		7,6	25,6	1,1	10,2	15,6	0,1	15,4	5,8
37034		8,4	27,8	0,6	9,4	15,0	0,1	13,4	5,8
37035		9,2	30,7	0,2	10,9	14,8	0,1	16,6	6,1
37036		12,4	43,3	0,3	11,8	19,6	0,2	25,9	8,8
37037		9,3	26,9	2,0	11,3	15,0	0,1	13,0	7,1
37038		13,1	51,7	3,2	13,1	16,7	0,3	19,7	8,3
37039		7,8	18,5	1,5	8,6	12,1	0,1	6,7	6,7
37040		9,8	21,2	1,4	13,5	24,0	0,0	9,8	7,7
37041		12,5	37,7	2,3	10,7	24,7	0,3	23,4	7,6
37042		9,5	32,5	2,6	12,6	22,1	0,1	18,3	6,4

Станция	Cu/Fe	Zn/Fe	Co/Fe	Ni/Fe	Cr/Fe	Cd/Fe	Pb/Fe	As/Fe
37043	8,6	25,1	2,6	12,1	20,7	0,1	17,4	5,9
37044	8,9	27,7	2,0	10,1	18,8	0,1	16,6	7,1
37045	11,4	41,1	2,8	12,1	20,1	0,2	20,3	6,8
37046	10,8	38,8	2,2	12,9	24,1	0,3	16,6	5,0
37047	7,9	26,9	2,0	9,8	21,6	0,1	15,9	5,7
37048	9,2	33,2	0,5	12,8	27,8	0,2	17,9	6,9
37049	10,4	39,7	1,5	13,9	26,6	0,2	23,3	6,3
37050	10,0	30,5	0,6	12,5	30,5	0,1	21,1	7,2
37051	9,5	31,8	2,1	12,5	27,3	0,2	21,2	5,6
37052	13,8	42,3	0,8	13,3	28,7	0,4	18,8	7,2
37053	11,9	45,6	0,3	13,9	31,4	0,3	24,9	5,9
37054	14,9	57,0	0,6	14,0	36,7	0,6	23,3	7,5
37055	10,8	36,9	2,1	14,0	29,0	0,2	20,3	5,8
43046	9,9	30,8	2,4	9,5	27,5	0,2	13,0	6,2
35084	17,5	31,0	2,1	10,3	22,8	0,1	6,6	7,2
35097	9,5	21,8	3,4	11,0	20,9	0,1	4,1	5,6
37056	22,3	27,6	6,6	11,0	22,3	0,1	11,8	17,8
37057	12,9	27,7	3,4	10,6	30,0	0,1	9,4	7,1
Мин,	4,5	13,9	0,2	7,7	1,9	0,0	3,4	3,0
Макс,	22,3	57,0	6,6	14,0	36,7	0,6	25,9	17,8
Среднее	10,4	31,7	1,8	11,4	21,7	0,2	15,7	6,9
σ	3,3	9,4	1,3	1,7	6,8	0,1	6,1	2,3

**Приложение 10 – Экологические индексы загрязнения донных осадков  
тяжелыми металлами для российского сектора юго-восточной части  
Балтийского моря**

Таблица П10 – Индексы Cf и mCd для нормированных к Fe осадков в юго-восточной части Балтийского моря

Станция	CF								mCd
	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As	
35002	0,4	0,3	1,6	0,6	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6
35003	<b>3,2</b>	2,0	<b>3,5</b>	2,4	2,0	2,7	2,6	<b>4,8</b>	<b>2,9</b>
35004	0,3	0,3	0,0	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2
35005	0,4	0,6	0,3	0,9	0,9	0,9	0,7	0,6	0,7
35006	<b>3,4</b>	2,3	2,5	<b>5,1</b>	<b>3,3</b>	2,5	2,4	2,4	<b>3,0</b>
35007	0,9	0,8	0,2	0,4	0,6	1,6	0,8	1,5	0,8
35008	0,4	0,3	0,3	0,3	0,1	0,8	0,5	0,5	0,4
35009	<b>4,9</b>	2,1	1,2	2,8	1,8	<b>4,6</b>	2,7	2,2	<b>2,8</b>
35010	0,8	1,2	0,3	0,9	0,9	1,3	1,4	1,3	1,0
35011	<b>7,1</b>	<b>6,0</b>	<b>11,7</b>	<b>9,4</b>	<b>7,4</b>	<b>9,2</b>	<b>8,6</b>	<b>8,9</b>	<b>8,5</b>
35012	1,2	1,0	0,7	0,8	0,7	0,9	1,2	2,0	1,1
35013	1,6	0,8	0,5	0,8	0,8	0,9	0,9	1,4	1,0
35014	<b>5,4</b>	<b>6,2</b>	<b>7,0</b>	<b>4,7</b>	<b>5,5</b>	<b>6,9</b>	<b>7,3</b>	<b>7,4</b>	<b>6,3</b>
35016	1,6	2,3	4,3	1,8	1,5	2,1	3,0	<b>4,5</b>	<b>2,6</b>
35017	2,9	1,9	1,1	1,5	1,9	2,1	2,2	2,7	2,0
35018	2,7	1,9	1,7	2,4	1,6	2,3	1,9	<b>3,6</b>	<b>2,3</b>
35019	0,2	0,5	1,3	0,3	0,5	0,5	0,6	0,7	0,6
35020	0,0	0,3	0,4	0,2	0,6	0,2	0,3	0,3	0,3
35021	0,8	1,1	0,5	1,1	0,9	0,7	0,9	0,8	0,9
35022	0,4	0,3	0,2	0,2	0,7	0,2	0,2	0,3	0,3
35023	0,5	0,9	2,8	1,3	0,9	0,9	0,9	1,2	1,2
35024	0,2	0,5	0,8	0,3	0,3	0,4	0,8	0,4	0,5

Станция	CF								mCd
	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As	
35025	0,9	1,1	1,6	0,3	1,0	0,9	1,6	1,2	1,1
35027	0,4	0,5	0,2	0,5	0,0	0,2	0,2	0,1	0,3
35088	0,2	0,3	0,2	0,4	0,5	0,1	0,1	0,2	0,3
37005	0,5	0,5	0,4	0,4	0,8	0,4	0,7	0,5	0,5
37007	0,1	0,7	0,5	1,1	0,9	0,7	0,6	1,1	0,7
37011	0,5	0,9	0,5	0,7	0,6	2,9	1,2	0,4	1,0
37020	0,4	0,6	0,1	0,4	0,4	0,4	0,5	0,2	0,4
37030	0,4	0,5	0,0	0,5	0,4	0,2	0,3	0,1	0,3
37031	0,4	0,5	0,1	0,5	0,4	0,2	0,4	0,1	0,3
37032	0,5	0,8	0,1	0,6	0,5	0,4	0,7	0,2	0,5
37033	0,4	0,6	0,1	0,5	0,4	0,2	0,5	0,2	0,3
37034	0,5	0,6	0,0	0,4	0,4	0,2	0,4	0,2	0,3
37035	0,5	0,7	0,0	0,5	0,4	0,3	0,5	0,2	0,4
37036	0,7	1,0	0,0	0,6	0,5	0,5	0,8	0,2	0,5
37037	0,5	0,6	0,1	0,5	0,4	0,2	0,4	0,2	0,4
37038	0,7	1,2	0,2	0,6	0,4	0,8	0,6	0,2	0,6
37039	0,4	0,4	0,1	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3
37040	0,5	0,5	0,1	0,6	0,6	0,1	0,3	0,2	0,4
37041	0,7	0,8	0,2	0,5	0,6	0,7	0,8	0,2	0,6
37042	0,5	0,7	0,2	0,6	0,5	0,3	0,6	0,2	0,5
37043	0,5	0,6	0,2	0,6	0,5	0,2	0,6	0,2	0,4
37044	0,5	0,6	0,1	0,5	0,5	0,2	0,5	0,2	0,4
37045	0,6	0,9	0,2	0,6	0,5	0,6	0,7	0,2	0,5
37046	0,6	0,9	0,2	0,6	0,6	0,9	0,5	0,1	0,5
37047	0,4	0,6	0,1	0,5	0,5	0,3	0,5	0,2	0,4
37048	0,5	0,7	0,0	0,6	0,7	0,4	0,6	0,2	0,5
37049	0,6	0,9	0,1	0,7	0,7	0,6	0,8	0,2	0,6
37050	0,5	0,7	0,0	0,6	0,7	0,4	0,7	0,2	0,5

Станция	CF								mCd
	Cu	Zn	Co	Ni	Cr	Cd	Pb	As	
37051	0,5	0,7	0,1	0,6	0,7	0,4	0,7	0,1	0,5
37052	0,7	1,0	0,1	0,6	0,7	1,0	0,6	0,2	0,6
37053	0,6	1,0	0,0	0,7	0,8	0,8	0,8	0,2	0,6
37054	0,8	<i>1,3</i>	0,0	0,7	0,9	<i>1,6</i>	0,8	0,2	0,8
37055	0,6	0,8	0,1	0,7	0,7	0,5	0,7	0,2	0,5
43003	0,5	0,7	0,2	0,2	0,7	0,3	0,5	0,3	0,4
43046	0,5	0,7	0,2	0,4	0,7	0,5	0,4	0,2	0,4
43054	0,5	0,5	0,3	0,5	0,7	0,1	0,2	0,5	0,4
43056	0,4	0,4	0,3	0,4	0,8	0,2	0,2	0,7	0,4
43057	0,8	0,5	0,3	0,7	<i>1,2</i>	0,4	0,2	<i>1,3</i>	0,7
43059	1,0	<i>1,3</i>	<i>1,3</i>	<i>1,1</i>	<i>1,6</i>	0,6	0,8	<i>1,5</i>	1,1
43060	0,5	0,3	0,3	0,3	0,8	0,2	0,1	0,6	0,4
43061	0,3	0,3	0,2	0,3	1,0	0,1	0,1	0,4	0,4
43061	0,5	0,5	0,2	0,4	1,0	0,2	0,2	0,5	0,4
35084	0,9	0,7	0,1	0,5	0,6	0,4	0,2	0,2	0,5
35097	0,5	0,5	0,2	0,5	0,5	0,2	0,1	0,1	0,3
37056	<i>1,2</i>	0,6	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,5	0,6
37057	0,7	0,6	0,2	0,5	0,7	0,2	0,3	0,2	0,4

Примечание: Cf: обычный шрифт – низкий коэффициент загрязнения, курсив – умеренный коэффициент загрязнения, полужирный курсив – значительный коэффициент загрязнения, жирный – очень высокий коэффициент загрязнения;

mCd: обычный шрифт – очень низкая степень загрязнения, курсив – низкая степень загрязнения, полужирный курсив – умеренная степень загрязнения, жирный – высокая степень загрязнения, жирный подчеркнутый – очень высокая степень загрязнения,

МЛСП D6 – станции 35008-35018.