

Обнаруженные закономерности свидетельствуют о топахимической природе реакции образования олигомеров анилина, которые, в свою очередь, становятся центрами инициации роста новых гранул ПАНИ (3–8 мин) на монослое, образовавшемся в промежутке 0–3 мин.

Заключение

Изучена кинетика окислительной полимеризации анилина методом сканирующей электронной микроскопии с последующим статистическим анализом и кинетическим описанием с использованием уравнений модели обратимой агрегации. Установлено, что синтез полианилина данным методом может быть описан как топахимический процесс. Это позволило сделать вывод о существовании трех фаз процесса: образование и рост первичных гранул, образование монослоя полианилина и образование новых гранул на монослое.

Литература

1. MacDiarmid Alan G. «Synthetic Metals»: A Novel Role for Organic Polymers (Nobel Lecture) // *Angew. Chem. Int. Ed.* – 2001. – № 40. – P. 2581–2601.
2. Kilian H.-G., Bronnikov S., Sukhanova T. Transformations of the micro-domain structure of polyimide films during thermally induced chemical conversion: characterization via thermodynamics of irreversible processes // *J. Phys. Chem. B.* – 2003. – V. 107. – № 49. – P. 13575–13582.
3. Подшивалов А.В., Зуев В.В., Бронников С.В. Термодинамический анализ процессов образования двухкомпонентных полимерных смесей // *Научно-технический вестник информационных технологий, механики и оптики.* – 2012. – № 3 (79). – С. 114–118.
4. Podshivalov A.V., Zuev V.V., Bronnikov S.V., Jiamrungraksa T., Charuchinda S. Synthesis and characterization of polyurethane-urea microcapsules containing galangal essential oil. The statistical analysis of encapsulation // *J. Microencapsul.* – 2013. – № 2 (30). – P. 198–203.

- Подшивалов Александр Валерьевич** – Санкт-Петербургский национальный исследовательский университет информационных технологий, механики и оптики, аспирант, podshivalov2005@mail.ru
- Зуев Вячеслав Викторович** – Санкт-Петербургский национальный исследовательский университет информационных технологий, механики и оптики, доктор химических наук, профессор, zuev@hq.macro.ru
- Бронников Сергей Васильевич** – Институт высокомолекулярных соединений РАН, доктор физ.-мат. наук, профессор, sergei_bronnikov@yahoo.com

УДК 504.054:528.8:528.854:574.3:574.524

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДАННЫХ СЕНСОРА LANDSAT 5 (TM) ДЛЯ ОЦЕНКИ УРОВНЯ ОБЩЕГО ФОСФОРА В РЕКЕ ЛУГА, ФИНСКИЙ ЗАЛИВ

Е.Г. Капралов, Е.П. Кунаева, М.А. Кустикова, М.Б. Медник

Фосфор, поступающий со стоками рек, является основным биогенным элементом, вызывающим антропогенную эвтрофикацию природных водных экосистем Финского залива. Дистанционное зондирование с использованием данных сенсора Landsat 5 (TM) дает широкие возможности по определению степени эвтрофикации и дальнейшего пространственно-временного анализа состояния акватории Финского залива. Метод впервые был описан и применен для изучения рек в Китае, позднее адаптирован для рек, впадающих в Балтийское море на территории Швеции. Результаты данной работы показали, что прозрачность и концентрация хлорофилла-а, смоделированные по данным дистанционного зондирования, в состоянии объяснить 62% изменчивости содержания общего фосфора.

Ключевые слова: дистанционное зондирование, Landsat 5 (TM), общий фосфор, хлорофилл-а, эвтрофикация, Финский залив, река Луга.

Введение

Широкое использование азота (N) и фосфора (P) в последние десятилетия привело к нарушению естественного круговорота этих веществ [1], их концентрация увеличилась по всему миру [2]. В ряде случаев фосфор является лимитирующим фактором роста фитопланктона, что может привести к эвтрофикации водоема [3]. В других случаях лимитирующим фактором может являться азот [2, 4].

Настоящая работа посвящена определению уровня общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), так как именно он (до 49% $P_{\text{общ}}$) переносится в растворенном виде и поступает в Балтийское море с речным стоком [5]. Исследование основано на методе, разработанном Wu и др. [6]. В данном методе предлагается использовать данные сенсора Landsat 5 (TM) для определения отношения количества поступившего на объект света и количества отраженного им света (Reflectance), расчета показателей хлорофилла-а (*Chl-a*), прозрачности (диск Секки) и сопоставления этих значений с данными гидрохимического мониторинга общего фосфора

для исследуемого участка акватории [6]. В работе рассматривается возможность применения данного метода в регионе Финского залива (рис. 1).

При подготовке работы использованы следующие материалы и программные средства:

1. данные гидрохимического мониторинга содержания общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), предоставленные СПб ОО «Экология и бизнес» (<http://www.helcom.ru>);
2. данные дистанционного зондирования сенсора Landsat 5 (TM) из коллекции Геологической службы США (<http://www.usgs.gov>);
3. программное обеспечение ENVI™, ERDAS™, Image Processor™, ScanMagic®, предоставленное Ресурсным центром космических и геоинформационных технологий Санкт-Петербургского государственного университета (<http://sgt.spbu.ru>).

Методы и данные дистанционного зондирования, используемые для определения концентрации фосфора и хлорофилла-а

Избыток питательных веществ в водоеме приводит к быстрому росту фитопланктона, который, в свою очередь, приводит к снижению прозрачности воды. Этот эффект дает возможность оптически измерить изменение прозрачности с помощью данных сенсора Landsat 5 (TM) (табл. 1) [7].

Номер канала	Длина волны, мкм	Разрешающая способность, м
1	0,45–0,52	30
2	0,52–0,60	30
3	0,63–0,69	30
4	0,76–0,90	30
5	1,55–1,75	30
6	10,4–12,5	120
7	2,08–2,35	30

Таблица 1. Каналы сенсора Landsat 5 (TM), Геологическая служба США (2013)

Существует ряд исследований по организации измерений изменения прозрачности методами дистанционного зондирования [8–11].

Исследования показывают, что соотношение каналов TM1/TM3 сенсора Landsat 5 (TM) может давать хорошие результаты по оценке прозрачности воды. Существуют также исследования, которые указывают, что канал TM1 сенсора Landsat 5 (TM) может быть хорошим прогностическим параметром для расчета прозрачности [6].

Концентрация *Chl-a* является широко применяемым показателем оценки распространения биомассы фитопланктона в водоеме [12]. Она часто используется в области дистанционного зондирования для определения качества воды, поскольку отображает оптические изменения на поверхности и может быть определена количественно при помощи оптических датчиков, таких как Landsat 5 (TM).

Содержание в водоеме *Chl-a* может быть оценено с помощью соотношения каналов TM2/TM3 сенсора Landsat 5 (TM) [9]. *Chl-a* имеет сильную линейную зависимость от уровня содержания общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), так как интенсивность роста фитопланктона зависит от содержания фосфора и азота [6]. Причиной оптического изменения параметров водной среды является процесс фотосинтеза, происходящего внутри фитопланктона, который, в свою очередь, содержит *Chl-a* [13, 14]. Поскольку непосредственно уровень фосфора не может быть измерен оптически при помощи дистанционного зондирования, это исследование основано на косвенных переменных.

Разница между датами выполнения гидрохимического мониторинга и спутниковыми данными (табл. 2) непосредственно оказывает влияние на результаты. Но исследования, описанные в работе Kloiber и др. [15], указывают на то, что разница в семь дней все еще дает достаточно точные показатели.

Мутность воды также влияет на изменение оптических показателей, что может вызвать нежелательное отражение и рассеяние [16].

В работе использован метод, разработанный Wu и др. [6], который описывает возможность использования спутниковых данных, полученных с сенсора Landsat 5 (TM), для количественного расчета показателей $P_{\text{общ}}$ на примере реки Quintang (Китай), и работа Andersson [17], в которой метод, описанный в статье Wu и др. [6], применялся для расчета показателей $P_{\text{общ}}$ для рек на территории Швеции (Norrstrom, Dalalven, Gavlean), впадающих в Балтийское море.

Результаты предполагают, что расчет прозрачности, *Chl-a* и значения канала TM1 сенсора Landsat 5 (TM) может описывать уровень содержания $P_{\text{общ}}$ в реках. Этот метод использует соотношение каналов TM1/TM3, TM3/TM2 и канала TM1 (табл. 1) сенсора Landsat 5 (TM). Данные гидрохимического мониторинга содержания $P_{\text{общ}}$, предоставленные СПб ОО «Экология и бизнес», используются в качестве зависимой переменной. Значения и коэффициенты, полученные с сенсора Landsat 5 (TM) для соотношения каналов TM1/TM3, TM3/TM2 и канала TM1 (рис. 2–4), устанавливаются в качестве независимых

переменных регрессии. Полученная регрессионная модель показателей соотношения каналов TM1/TM3, TM3/TM2 и канала TM1 (рис. 2–4) сенсора Landsat 5 (TM) и данные гидрохимического мониторинга содержания $P_{\text{общ}}$ (табл. 3) используются в качестве исходных данных модели для определения расчетных значений $P_{\text{общ}}$.

№	Идентификатор	Дата (год-месяц-день)	Среднее время по Гринвичу (часы-минуты-секунды)
1	LT51860182003210MTI01	2003-07-29	08:53:58
2	LT51850182003251MTI01	2003-09-08	08:48:31
3	LT51850182006163KIS02	2006-06-12	09:03:38
4	LT51850182006195KIS01	2006-07-14	09:04:09
5	LT51860182006218KIS02	2006-08-06	09:10:37
6	LT51850182007118MOR00	2007-04-28	09:05:47
7	LT51860182007141MOR00	2007-05-21	09:11:43
8	LT51860182007173MOR00	2007-06-22	09:11:14
9	LT51850182007198MOR00	2007-07-17	09:04:47
10	LT51860182007221MOR00	2007-08-09	09:10:43

Таблица 2. Сцены Landsat 5 (TM), использованные при расчетах. Коллекция Геологической службы США (2013)

Исследуемый район расположен в восточной части Балтийского моря (рис. 1). Эта зона соответствует траектории 185–186, строке 18 спутника Landsat 5 (сенсор TM), используемого в этом исследовании.

Район исследований был выбран на основе расположения измерительных станций (рис. 1), данные с которых были предоставлены СПб ОО «Экология и бизнес». Площадь исследуемого участка выбрана на основе работ Allen и др. [18], где показано, что точность этого вида измерений составляет девять пикселей, причем с увеличением покрытия показатели остаются относительно постоянными. Исследуемые участки размещены в середине потока, чтобы избежать смешанных пикселей [19].

Табл. 2 показывает, какие именно сцены сенсора Landsat 5 (TM) были использованы для построения модели. В тех случаях, когда область не была отобрана, причиной являлось наличие облачности над выбранным районом или отсутствие данных гидрохимического мониторинга (табл. 3) за исследуемый период [20, 21].

№	Дата сцены Landsat 5 (TM) (год-месяц-день)	Дата отбора пробы (год-месяц-день)	Содержания общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), мг/л
1	2003-07-29	2003-06-19	0,04
		2003-07-25	0,04
		2003-08-18	0,05
2	2003-09-08	2003-08-18	0,05
		2003-10-21	0,04
3	2006-06-12	2006-05-06	0,045
		2006-06-05	0,042
		2006-07-06	0,015
4	2006-07-14	2006-07-06	0,015
		2006-08-04	0,037
5	2006-08-06	2006-08-04	0,037
		2006-09-04	0,033
6	2007-04-28	2007-04-04	0,019
		2007-05-03	0,02
7	2007-05-21	2007-05-03	0,02
		2007-06-04	0,023
8	2007-06-22	2007-06-04	0,023
		2007-07-03	0,02
9	2007-07-17	2007-07-03	0,02
		2007-08-01	0,017
10	2007-08-09	2007-07-03	0,02
		2007-08-01	0,017
		2007-09-05	0,053

Таблица 3. Данные гидрохимического мониторинга концентрации $P_{\text{общ}}$ в реке Луга

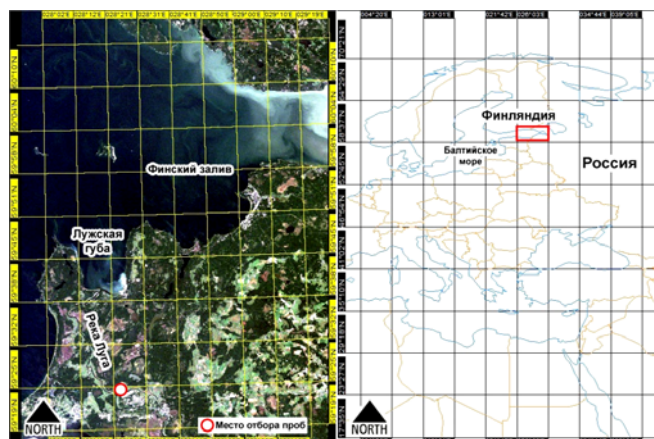


Рис. 1. Регион Ленинградской области, Финский залив, Лужская губа, река Луга

Результаты и показатели корреляционной модели

Результаты статистических расчетов, выполненные в Microsoft Excel (табл. 4), показывают, что модель способна объяснить порядка 62% дисперсии $P_{\text{общ}}$ (рис. 5). Коэффициенты, полученные по спутниковым изображениям, коррелируют с данными гидрохимического мониторинга $P_{\text{общ}}$ (табл. 4), со значениями R^2 в диапазоне 0,01–0,457 (рис. 2–4).

Данные гидрохимического мониторинга $P_{\text{общ}}$, мг/л	Сенсор Landsat 5 (TM)			Смоделированные значения содержания $P_{\text{общ}}$, мг/л
	Канал TM1	Соотношение каналов TM1/TM3	Соотношение каналов TM3/TM2	
0,04	0,095	2,101	0,736	0,0354
0,05	0,09	2,359	0,692	0,0452
0,042	0,083	2,488	0,666	0,0442
0,015	0,09	1,969	0,742	0,0217
0,037	0,081	2,03	0,677	0,0195
0,02	0,096	1,897	0,786	0,0217
0,02	0,086	1,986	0,736	0,0176
0,023	0,088	1,969	0,668	0,0278
0,02	0,081	2,162	0,677	0,0254
0,017	0,08	2,153	0,666	0,0249
1,414889	0,04476218	-0,11991566	-0,10471366	коэффициенты уравнения
0,906651	0,02063364	0,14203389	0,09435915	стандартная ошибка

Таблица 4. Переменные, использованные при моделировании данных

Результат, полученный из модели регрессии в Microsoft Excel, дает следующее уравнение:
 $P_{\text{общ}} = 1,4148892187127(TM1) + 0,0447621865917691(TM1/3) - 0,119915663952131(TM3/2) - 0,104713665977195;$
 $R^2 = 0,628698723.$

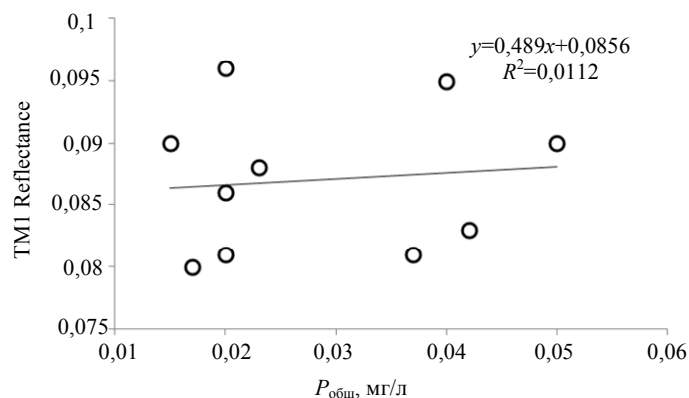


Рис. 2. Корреляционное поле зависимости значений Reflectance канала TM1 сенсора Landsat 5 (TM) от данных гидрохимического мониторинга концентрации $P_{\text{общ}}$

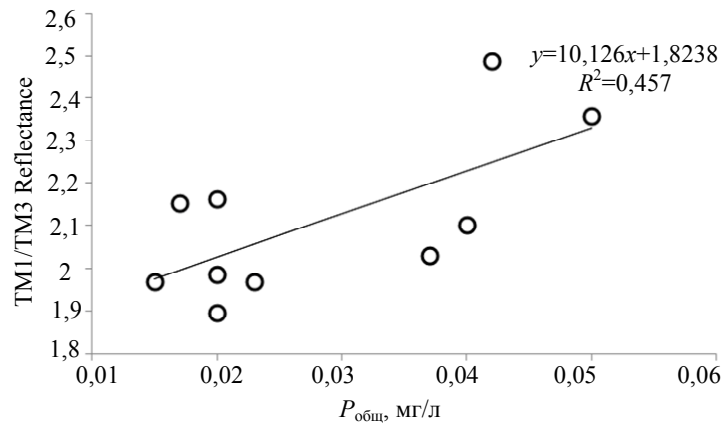


Рис. 3. Корреляционное поле зависимости отношения значений Reflectance каналов TM1/TM3 сенсора Landsat 5 (TM) и данных гидрохимического мониторинга концентрации $P_{общ}$

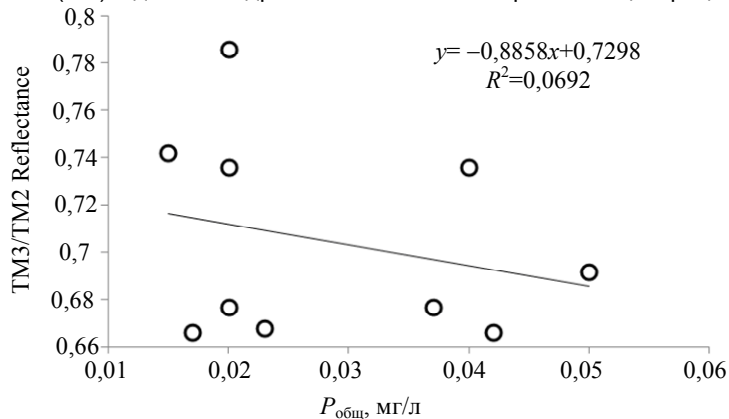


Рис. 4. Корреляционное поле зависимости отношения значений Reflectance каналов TM3/TM2 сенсора Landsat 5 (TM) и данных гидрохимического мониторинга концентрации $P_{общ}$

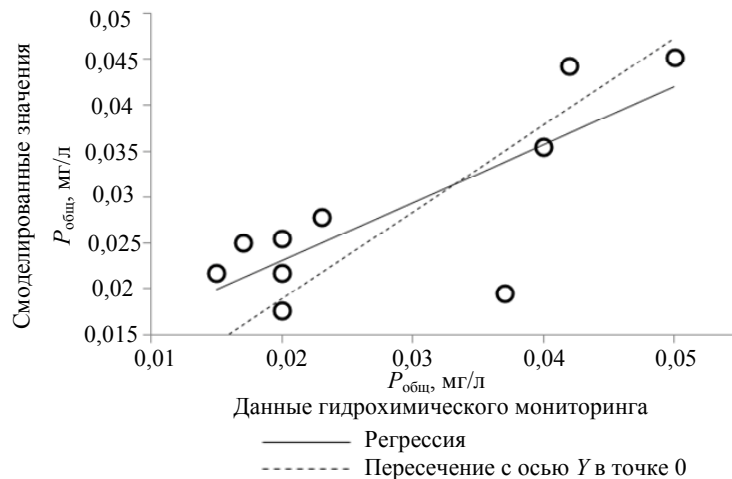


Рис. 5. Корреляционное поле зависимости смоделированных значений концентрации $P_{общ}$ от данных гидрохимического мониторинга концентрации $P_{общ}$

Корреляция между значением коэффициента отражения каналов TM1/TM3 сенсора Landsat 5 (TM) и данными гидрохимического мониторинга $P_{общ}$ в состоянии объяснить порядка 45% изменений значений $P_{общ}$ (рис. 3). Значения отражательной способности (Reflectance) на этом рисунке колеблются в диапазоне 1,9–2,5.

Отношение между аппроксимированным значением $Chl-a$ и измеренным $P_{общ}$ составляет 0,0692 (рис. 4). Относительно низкое значение R^2 (рис. 2–4) не указывает на неработоспособность модели, поскольку полученные коэффициенты не имеют прямого отношения к $P_{общ}$ [17], а представлены для лучшей визуализации данных, используемых при построении модели. На рис. 6 показана разница между натурными измерениями и смоделированными значениями концентрации $P_{общ}$.

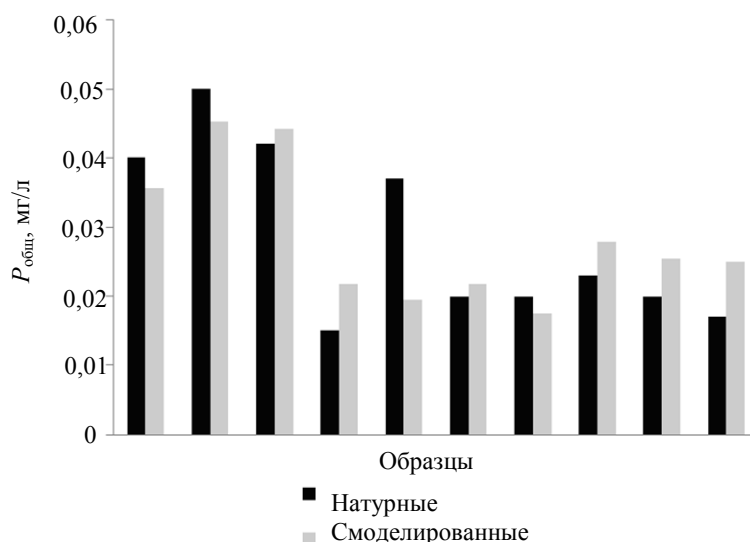


Рис. 6. Натурные и смоделированные значения концентрации $P_{\text{общ}}$

Заключение

Применение модели Wu и др. [6] на выбранном участке (рис. 1) показало, что она способна объяснить порядка 62% дисперсии смоделированных значений концентрации общего фосфора (табл. 4). Значение R^2 между измеренными концентрациями $P_{\text{общ}}$ и Reflectance канала TM1 сенсора Landsat 5 (TM) составляет 0,0112 (рис. 2). В статье Wu и др. [6] показатель R^2 корреляционного поля зависимости значений Reflectance канала TM1 сенсора Landsat 5 (TM) от данных гидрохимического мониторинга концентрации $P_{\text{общ}}$ равен 0,65, а в исследовании Andersson [17] (2012) R^2 для этой же зависимости он составляет 0,1007. Существенное различие значения R^2 корреляционного поля зависимости Reflectance канала TM1 сенсора Landsat 5 (TM) от данных гидрохимического мониторинга концентрации $P_{\text{общ}}$ в представленных работах указывает на то, что использование данной зависимости в дальнейших исследованиях для региона Балтийского моря в качестве одного из показателей модели должно быть рассмотрено дополнительно [17], в связи с вероятностью высокой погрешности.

Модель, описанная Wu и др. [6], работает достаточно хорошо в условиях Балтийского моря. Это подтверждается, в том числе, работой Andersson [17]. Стоит учитывать и тот факт, что различные воды имеют различные свойства, а, следовательно, и отражательную способность, что делает проблематичным оценку больших регионов без проведения дополнительных измерений на местах. Однако использование дополнительных классификаций и применение разработанных эталонов для различных регионов, возможно, позволит решить эту проблему [15, 17]. Для дальнейших исследований необходимо произвести больше наземных измерений, которые по времени будут совпадать с информацией, получаемой со спутников, а также более детально учесть местные климатические особенности и временные факторы, которые могут оказать существенное влияние на результаты.

Литература

1. Cloern J.E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem // *Marine Ecology Progress Series*. – 2001. – V. 210. – P. 223–253.
2. Grizetti B., Boraoui F., Aloe A. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas // *Global Change Biology*. – 2011. – V. 18. – P. 769–782.
3. Savage C., Leavitt P.R., Elmgren R. Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea // *Limnol. Oceanogr.* – 2010. – V. 55. – № 3. – P. 1033–1046.
4. Rockstrom J., Steffen W., Noone K., Persson E., Chapin S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A. A safe operating space for humanity // *Nature*. – 2009. – V. 461. – P. 472–475.
5. HELCOM 2005. Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. – *Baltic Sea Environment Proceedings*. – № 100.
6. Wu C., Wu J., Qi J., Zhang L., Huang H., Lou L., Chen Y. Empirical estimation of total phosphorus concentrations in the mainstream of the Quintang River in China using Landsat TM data // *International Journal of Remote Sensing*. – 2010. – V. 31. – № 9. – P. 2309–2324.
7. United States Geological Survey [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php, свободный. Яз. англ. (дата обращения)

- 30.05.2013).
8. Sriwongsitanon N., Surakit K., Thianpopirug S. Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application // Journal of Hydrology. – 2011. – V. 401. – № 3–4. – P. 203–220.
 9. Allee R.J., Johnson J.E. Use of satellite imagery to estimate surface chlorophyll-a and Secchi disk depth of Bull Shoals Reservoir, Arkansas, USA // International Journal of Remote Sensing. – 1999. – V. 20. – № 6. – P. 1057–1072.
 10. Allan M.G., Hamilton D.P., Hicks B.J., Brabyn L. Landsat remote sensing of chlorophyll a concentrations in central North Island lakes of New Zealand // International Journal of Remote Sensing. – 2011. – V. 32. – № 7. – P. 2037–2055.
 11. Kratzer S., Hekansson B., Sahlin C. Assessing secchi and photic zone depth in the Baltic Sea from satellite data // Ambio. – 2003. – V. 32. – № 8. – P. 577–585.
 12. HELCOM 2009. Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. Helsinki Commission. – Baltic Sea Environment Proceeding. – № 115B.
 13. Geng X., Zhao Y. et al. A new volume formula for a simplex and its application to endmember extraction for hyperspectral image analysis // International Journal of Remote Sensing. – 2010. – V. 31. – № 4. – P. 1027–1035.
 14. Härmä P., Vepsäläinen J., Hannonen T., Pyhälähti T., Kämäri J., Kallio K., Eloheimo K., Koponen S. Detection of Water Quality using Simulated Satellite Data and Semi-empirical Algorithms in Finland // The Science of Total Environment. – 2001. – V. 268. – № 1–3. – P. 107–121.
 15. Kloiber S.M., Brezonik P.L., Olmanson L.G., Bauer M.E. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data // Remote Sensing of the Environment. – 2002. – V. 82. – P. 38–47.
 16. Pulliainen J., Kallio K., Eloheimo K., Koponen S., Servomaa H., Hannonen T., Tauriainen S., Hallikainen M. A semi-operative approach to lake water quality retrieval from remote sensing data // The Science of the Total Environment. – 2001. – V. 268. – P. 79–93.
 17. Andersson M. Estimating Phosphorus in rivers of Central Sweden using Landsat TM data. – Stockholm University, 2012. – 23 p.
 18. Allen R.G., Bastiaanssen W.B.M., Tasumi M., Morse A. Evapotranspiration on the watershed scale using the SEBAL model and LandSat Images. – 2001. – ASAE, Annual International Meeting, Sacramento, California, July 30–August 1. – Paper Number 01-2224.
 19. Koponen S., Pulliainen J., Servomaa H., Zhang Y., Hallikainen M., Kallio K., Vepsäläinen J., Pyhälähti T., Hannonen T. Analysis on the feasibility of multi-source remote sensing observations for chl-a monitoring in Finnish lakes // The Science of the Total Environment. – 2001. – V. 268. – P. 95–106.
 20. Song C., Woodcock C.E., Seto K.C., Lenney M.P., Macomber S.A. Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? // Remote Sensing of Environment. – 2001. – V. 75. – P. 230–240.
 21. Chavez P.S. Image-based atmospheric corrections – Revisited and Improved // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. – 1996. – V. 62. – № 9. – P. 1025–1036.

Каприлов Евгений Геннадьевич

– Санкт-Петербургский государственный университет, зав. кафедрой; Ресурсный центр космических и геоинформационных технологий, зам. директора; кандидат географических наук, доцент, egk06@yandex.ru

Кунаева Елена Петровна

– Санкт-Петербургский государственный университет, Ресурсный центр космических и геоинформационных технологий, специалист, e.kunaeva@spbu.ru

Кустикова Марина Александровна

– Санкт-Петербургский национальный исследовательский университет информационных технологий, механики и оптики, кандидат технических наук, доцент, marinakustikova@mail.ru

Медник Михаил Борисович

– Санкт-Петербургский национальный исследовательский университет информационных технологий, механики и оптики, аспирант, leaderfins@gmail.com